

Miljøprojekt nr. 123

1990

Risikovurdering af forurenede grunde

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøprojekt

- Nr. 62 : Luftforurening med kvælstofoxider i Danmark
- Nr. 63 : Anvendelse af analyseresultater ved vandkontrol
- Nr. 64 : Kosmetik - bivirkninger
- Nr. 65 : Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand
- Nr. 66 : Undersøgelser af blødt aggressivt vand
- Nr. 67 : Kilder til grundvandsforurening
- Nr. 68 : Overflade aktiveret iltning af ferrojern i vand fra Hvidmosen
- Nr. 69 : Forbrug og forurening med chlorphenoler
- Nr. 70 : Organiske opløsningsmidler
- Nr. 71 : Kviksølv i havneslam
- Nr. 72 : Organic solvents
- Nr. 73 : Arealanvendelse og geologi - nitrat i grundvand
- Nr. 74 : Kviksølv i danske ferskvandsøkosystemer
- Nr. 75 : Forureningstilstanden i danske svømmebade
- Nr. 76 : Nitrat og pH i drikkevand
- Nr. 77 : Kviksølv i jord
- Nr. 78 : Drænvandskvalitet fra pyritholdige arealer
- Nr. 79 : Leptospira-bakterier i rotter ved dambrug og landbrug
- Nr. 80 : Svømmebade og sygdomsrisici
- Nr. 81 : Lokale forureninger og helbredseffekter
- Nr. 82 : QSAR og toksikologi - en ny strategi i kemikalievurdering
- Nr. 83 : Forurening fra gamle affaldsdepoter uden kemikalieaffald
- Nr. 84 : Alternativ lossepladsteknologi - en litteraturgennemgang
- Nr. 85 : Tilførsel af næringsstoffer til vandløb
- Nr. 86 : Genanvendelse af tekstilaffald
- Nr. 87 : Substitution af PVC-plast med andre plastmaterialer
- Nr. 88 : Emballage til mælk og juice
- Nr. 89 : Vandressourcerne og klimasvingninger
- Nr. 90 : Nikkelafgivelse fra metallegeringer
- Nr. 91 : Algetoksicitetstest
- Nr. 92 : CFC-forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 93 : Mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede stoffer i grundvand
- Nr. 94 : Genanvendelse af madaffald fra storkøkkener i København
- Nr. 95 : Bundfaunaundersøgelser som redskab til overvågning
- Nr. 96 : Svovlbrintedannelse og -kontrol i trykledninger
- Nr. 97 : Renere teknologi i fiskeindustrien
- Nr. 98 : Renere teknologi i træ- og møbelbranchen
- Nr. 99 : Kompostering af haveaffald i Frederiksborg amt
- Nr. 100 : Hazard Assessment of 1,1,1-Trichloroethane
- Nr. 101 : Organiske opløsningsmidler i husholdningsprodukter
- Nr. 102 : Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug
- Nr. 103 : Sprøjtefri randzoner i kornmarker
- Nr. 104 : Miljøforbedring ved hovedseparation i rejepilleindustrien
- Nr. 105 : Forbrug af og forurening med bly i Danmark
- Nr. 106 : Haloner - forbrugsmønster i Danmark
- Nr. 107 : Galvanisk overfladebelægning uden affald og spildevand
- Nr. 108 : Madaffald fra storkøkkener - organisation af indsamling og oparbejdning
- Nr. 109 : Erstatningsstoffer for fosfat - spredning og effekter i miljøet
- Nr. 110 : Olie/kemikalieaffald - en spørgeskemaundersøgelse
- Nr. 111 : Undersøgelser af vejledende pyritgrænseværdier
- Nr. 112 : Kvantitative og kvalitative kriterier for risikoaccept
- Nr. 113 : Storskrald og haveaffald
- Nr. 114 : Papirindsamling via specialcontainere og genbrugsstation
- Nr. 115 : Vandmiljøplanens overvågningsprogram
- Nr. 116 : Renere teknologi i svine- og kreaturslagteribranchen
- Nr. 117 : Dioxinemission ved affaldsforbrænding
- Nr. 118 : Klorkilders betydning for dioxindannelse ved forbrænding
- Nr. 119 : Okkerrensning i forbindelse med landbrugsmæssig dræning
- Nr. 120 : Kontrol af køretøjer med katalysator
- Nr. 121 : Forurenede industrigrunde
- Nr. 122 : Indsamling af papir og pap fra erhvervsvirksomheder
- Nr. 123 : Risikovurdering af forurenede grunde

Miljøprojekt nr. 123

1990

Risikovurdering af forurenede grunde

N & R Consult A/S

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen vil, når lejlighed gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

	Forord	7
	Resumé	10
	English summary	17
<u>1.</u>	<u>Byudvikling af gamle industrigrunde: Sundhedsmæssige konsekvenser af kemi- kalieforurening</u>	24
1.1	Indledning og baggrund	24
1.2	Kemikalieaffaldsdepotloven	24
1.3	Eksisterende byggeri på gamle industri- grunde	26
1.4	Afværgeforanstaltninger	27
1.5	Gasværksgrunde	28
1.6	Referencer	28
<u>2.</u>	<u>Befolkningsundersøgelser, muligheder og begrænsninger</u>	30
2.1	Indledning	30
2.2	Gennemførte undersøgelser vedrørende helbredseffekter	30
2.3	Undersøgelser vedrørende eksponering	31
	2.3.1 Eksempler på undersøgelser med blodblymålinger	31
2.4	Sandsynliggørelse af sammenhænge mellem forurening og helbredseffekter	32
2.5	Vanskeligheder ved sandsynliggørelse af sammenhænge	34
2.6	Muligheder for arbejdsmiljøundersøgelser	36
2.7	Muligheder for andre miljøundersøgelser	37
2.8	Eksponeringsforsøg	37
2.9	Konkret risikovurdering	38
	2.9.1 Brug af tidligere gennemførte befolkningsundersøgelser	38
	2.9.2 Iværksættelse af nye befolk- ningsundersøgelser	39
	2.9.3 Helbredsundersøgelser af udsat- te enkeltpersoner	39
	2.9.4 Følger af krav om befolknings- undersøgelser	40
2.10	Konklusion	41
2.11	Referencer	42
<u>3.</u>	<u>Vurdering af jordforureningens sundhedsmæssige betydning</u>	44
3.1	Forurennet jord	44
3.2	Farligheds- og risikovurdering	44
3.3	Farlighedsidentifikation og farlig- hedsvurdering	46
3.4	Risikovurdering	48

3.5	Acceptkriterier	50
3.6	Risikoforvaltning	51
3.7	Valg af anvendelsesform	52
3.8	Kriterier for afgravning	52
3.9	Kvantitative kriterier	53
3.10	Kvalitative kriterier	54
3.11	Referencer	55
<u>4.</u>	<u>Farlighedsvurdering: Kemiske stoffer</u>	57
4.1	Indledning	57
4.2	Informationsindsamling om forurenings- kilden	57
4.3	Forureningens sammensætning	58
4.4	Omdannelse af forurening	62
4.5	Makrobevægelse	63
4.6	Forureningens fordeling i miljøet	64
4.7	Referencer	68
<u>5.</u>	<u>Farlighedsvurdering: Effekter på mennesker</u>	71
5.1	Farlighedsvurdering	71
5.2	Indhentning af toksikologiske data	71
5.3	Effekter på mennesker	73
5.4	Data fra dyreforsøg	73
5.5	Toksikokinetik	74
5.6	Vurdering af blandinger	75
5.7	Farlighedsidentifikation	75
5.8	Kvantitativ toksikologisk vurdering	76
5.9	Anvendelse af eksisterende grænseværdier	77
5.10	Sammenligning med baggrundsniveauer	79
5.11	Anvendelse af sikkerhedsfaktorer	80
5.12	Referencer	81
<u>6.</u>	<u>Farlighedsvurdering: Effekter på planter</u>	84
6.1	Indledning	84
6.2	Væsentlige omverdensfaktorer	84
	6.2.1 Jordadsorption	85
	6.2.2 Jordens vandindhold	86
6.3	Planteoptagelse af forurening	87
	6.3.1 Rodoptagelse, akkumulering og videre transport	88
	6.3.2 Artsspecifikke variationer	89
	6.3.3 Konsummæssige forskelle	89
6.4	Sammenfatning og konklusion	90
6.5	Referencer	91
<u>7.</u>	<u>Eksponerings afhængighed af arealanvendelse</u>	93
7.1	Indledning	93
7.2	Typiske arealanvendelsesformer	93
7.3	Gennemgang af udvalgte arealanvendel- sesformer	95

7.3.1	Trafik, transport og P-arealer	95
7.3.2	Industri/fabrik	96
7.3.3	Kontorbyggeri	97
7.3.4	Boligblokke	97
7.3.5	Parcelhuse, rækkehuse m.v.	98
7.3.6	Fritids- og rekreative arealer	99
7.3.7	Butikker	100
7.3.8	Institutioner	101
7.3.9	Blanding af arealanvendelser: Centerområder	102
7.4	Sammenfatning	103
7.5	Referencer	103
<u>8.</u>	<u>Eksposering af mennesker</u>	106
8.1	Indledning	106
8.2	Estimering af samlet eksposering	106
8.3	Mulige eksposeringsveje	108
8.3.1	Spisning af jord	108
8.3.2	Spisning af afgrøder fra jorden	110
8.3.3	Hudkontakt med jord	111
8.3.4	Indånding af jordpartikler	112
8.3.5	Indånding af dampe fra jord	113
8.4	Vesentligste eksposeringsveje i konkrete sager	114
8.5	Eksposering fra en grund som del af samlet eksposering i menneskers hverdag	116
8.6	Særligt følsomme mennesker	117
8.6.1	Særligt følsomme udviklingssta- dier	118
8.6.2	Særligt følsomme medfødte til- stande	120
8.6.3	Særligt følsomme p.g.a. sygelige tilstande	120
8.7	Eksempler på brugere med særlig eksposering og særlig følsomhed	121
8.8	Referencer	122
<u>9.</u>	<u>Risikoforvaltning</u>	124
9.1	Indledning	124
9.2	Valg af arealanvendelse i relation til forurening	124
9.3	Valg af arealanvendelse i relation til myndigheder og lovgivning	130
9.4	Referencer	135
<u>10.</u>	<u>Eksempler på risikovurdering</u>	136
10.1	Indledning	136
10.2	Risikovurdering for tungmetalforure- nede arealer, som ønskes anvendt til kolonihave.	137
10.2.1	Farlighedsvurdering	137
10.2.2	Risikovurdering	138

10.2.3	Afværgeforanstaltninger	139
10.2.4	Valg af anvendelsesform	139
10.3	Risikovurdering af en gasværksgrund med henblik på anvendelse som park	140
10.3.1	Farlighedsidentifikation	140
10.3.2	Risikovurdering og afværgeforanstaltninger	141
10.3.3	Udenlandske eksempler	142
10.4	Risikovurdering af en gasværksgrund med henblik på fremtidigt boligbyggeri	142
10.4.1	Farlighedsvurdering	143
10.4.2	Risikovurdering	144
10.4.3	Afværgeforanstaltninger	145
10.4.4	Udenlandske undersøgelser	146
10.5	Risikovurdering af eksisterende bebyggelse på forurenede grunde	147
10.5.1	Bebyggede gasværksgrunde	147
10.5.2	Eksponering afhængig af arealanvendelse	147
10.5.3	Farlighedsvurdering: Kemiske stoffer	148
10.5.4	Farlighedsvurdering: Effekter på mennesker	148
10.5.5	Vurdering af behovet for nødforanstaltninger.	149
10.5.6	Vurdering af indeklimaproblemer	150
10.5.7	Forurening i de øverste jordlag	152
10.5.8	Acceptkriterier	153
10.6	Konklusion	153
10.7	Referencer	155
<u>Bilag 1</u>	<u>Gasværksforurening</u>	157
Bilag 1.1	Gasværksdrift og forureningsforhold	158
Bilag 1.2	Gasværksforurening: fordeling i miljøet	167
<u>Bilag 2</u>	<u>Toksikologiske vurderinger af udvalgte stoffer</u>	178
Bilag 2.1	Indeklimavurdering: acceptable luftkoncentrationer af komponenter i stenkulstjære	179
Bilag 2.2	Fastsættelse af afgravningskriterier for tungmetaller i jord	188
Bilag 2.3	Farlighedsvurdering af stenkulstjære ved hudkontakt	203
Bilag 2.4	Farlighedsvurdering af brugt gasværks rensemasse	214
<u>Bilag 3</u>	<u>Kvantificering af eksponering</u>	221
<u>Bilag 4</u>	<u>Vurdering af forureningens sundhedsmæssige betydning: Hollandske og britiske kriterier</u>	225

Forord

I de sidste år har der været rettet tiltagende opmærksomhed mod problemer med forurenede arealer på tidligere industrigrunde. Jordforurening kan være en trussel på mange måder. Mange har fokuseret på forurening af vort grundvand som det største problem. Andre - især i byområder - har været bekymret over de problemer, der kan opstå, når der bygges på gamle industrigrunde.

Miljøstyrelsen har iværksat et miljøprojekt med det formål at belyse, hvordan konsekvenserne - først og fremmest for menneskenes sundhed - kan vurderes ved nye anvendelser af gamle, forurenede industrigrunde.

Projektet er udarbejdet af en gruppe af fire forfattere:

Danna Borg,
N&R Consult A/S

Jim Hart,
Miljøstyrelsen, Kemisk-toksikologisk kontor

Lis Marie Keiding,
Miljøstyrelsen, tidl. Kemisk-toksikologisk kontor, nu Affaldskontoret

Jacqueline Anne Tolley,
N&R Consult A/S

Oplægget til kapitlerne 6 og 7 er udarbejdet af Danna Borg, oplægget til kapitlerne 1, 3 og 5 er udarbejdet af Jim Hart, oplægget til kapitlerne 2 og 8 er udarbejdet af Lis Keiding, og oplægget til kapitlerne 4 er udarbejdet af Jacqueline Anne Tolley.

Oplæg til kapitel 9 er udarbejdet af Jacqueline Anne Tolley og Danna Borg, og kapitel 10 er udarbejdet af Jacqueline Anne Tolley og Jim Hart.

Torben Bruun Hansen, COWIconsult, og Niels Tygesen, tidligere Rambøll & Hannemann, har stillet deres tidligere arbejde med toksikologiske vurderinger af henholdsvis indeklimavurdering af stenkulstjære og grænseværdi for bly i jord, til rådighed. Vurderingerne er gengivet i bilaget til denne rapport.

Andre har ydet et stort bidrag til projektet ved at gennemlæse og kommentere de forskellige oplæg. Især vil forfatterne gerne takke Lizzi Andersen, COWIconsult, Elsa Bach, Arbejdsmiljøinstituttet, Finn Bro-Rasmussen, Laboratoriet for økologi og miljølære, DTH, Niels Christensen, Danmarks Miljøundersøgelse, Ernst Hansen,

Levnedsmiddelstyrelsen, Nis Hansen, Alfred Jørgensen, Gæringsfysiologisk Laboratorium, Peter Jacobsen, embedslægeinstitution for Roskilde Amt, Kjeld Mann Nielsen, Direktoratet for Arbejdstilsynet, Nils Rosdahl, Sundhedsstyrelsen, Sven Sabroe, Socialmedicinsk Institut, Århus Universitet, Arne Scheel Thomsen, Embedslægeinstitution for Københavns Amt og Frederiksberg, Jens Steensberg, Embedslægeinstitutionen for Frederiksborg Amt, Peter Arne Sørensen, Plys Plan, Per Wrang, Danmarks Miljøundersøgelse, samt kollegerne både i Miljøstyrelsen og i N&R Consult for deres råd og kommentarer.

Arbejdet har været fulgt af en styringsgruppe bestående af Carsten Raad Petersen (projektansvarlig) og Lotte Wammen Sørensen, begge fra Miljøstyrelsen, foruden de førnævnte fire forfattere.

Projektet har et generelt sigte, men henter eksempler især fra en bestemt type af gamle industrigrunde, nemlig gasværksgrunde.

Elementer i en risikovurdering, der omhandler konsekvenser ved nye anvendelser af de forurenede grunde gennemgås. Det beskrives, hvilket datagrundlag der kan opnås, og hvordan en risikovurdering herudfra kan udarbejdes. Det fremhæves, at risikovurderingen kan udføres på forskellig måde afhængigt af forureningen og den fremtidige arealanvendelse.

I rapporten er det ikke forsøgt at beskrive problemer med arbejdsmiljø, sikkerhedsforanstaltninger under undersøgelser og afværinger.

Ligeledes er undersøgelsesmetodik og afværgeteknologi ikke beskrevet. Ved vurdering af konsekvenserne er problemer vedrørende menneskers sundhed fremhævet, hvorimod eventuelle skader på bygningsmaterialer, rør osv. ikke er behandlet.

Problemstillingen vedrørende plantetoksiske effekter er nævnt, men der er ikke foretaget et litteraturstudium af plantetoksiske effekter i denne rapport.

Problemstillingen vedrørende grundvandsforurening er heller ikke behandlet i denne rapport, men det understreges, at grundvandsproblemer altid skal løses sideløbende. Undersøgelsernes aktiviteter sigter næsten altid mod at belyse både jord- og vandforurening, mens den efterfølgende afværgning og oprydning tit udføres som særskilte aktiviteter.

Rapporten er opbygget med en indledning, kapitel 1, som skitserer den historiske, lovmæssige

baggrund og problemstillingen ved anvendelse af forurenede grunde.

Kapitel 2 beskriver i store træk muligheder for at vise sammenhængen mellem forurening af grunde og faktiske helbredseffekter.

I kapitel 3 er der redegjort for de koncepter og elementer, som indgår i både farligheds- og risikovurderingen af anvendelsen af forurenede grunde.

I kapitel 4 - 8 er disse elementer beskrevet mere detaljeret.

I kapitel 9 og 10 præsenteres forskellige, teoretiske eksempler på risikovurderinger i praksis.

Et resumé på dansk og engelsk over hver enkelt kapitel er givet efter forordet.

Kapitel 1

Byudvikling af gamle industrigrunde

Kemikalieaffaldsdepotloven blev vedtaget i 1983. Loven fastsætter en procedure for registrering, prioritering og undersøgelse af depoter, især med henblik på beskyttelse af grundvandsressourcer.

Mange grundejere har ønsket at fremskynde amtets prioritering med henblik på at anvende området til et bestemt formål. Myndigheder har medvirket med disse såkaldte "frivillige oprydninger", hvor bygherren som regel selv har bekostet undersøgelser og de nødvendige afværgeforanstaltninger. Affaldsudvalget, nedsat af Miljøstyrelsen, som har vurderet behovet for en revision af loven, har foreslået, at man fremover kan frigive et område til en bestemt anvendelse. Grunden kan først afmeldes når området er "rent".

Afværgeforanstaltninger kan bestå i afgravning af et større eller mindre areal, en in situ oprensning (eventuelt over en længere årrække) eller valg af en passende anvendelsesform, hvor eksponering for den pågældende forurening undgås. Visse afværgeforanstaltninger kan være meget bekostelige både for bygherren og for samfundet, og en risikovurdering kan være med til at optimere valget af foranstaltninger.

Kapitel 2

Befolkningsundersøgelser, muligheder og begrænsninger

Befolkningsundersøgelser, der er gennemført for at be- eller afkræfte sammenhænge mellem jordforurening og helbredsproblemer hos f.eks. beboere på forurenede grunde, har sjældent ført til klare konklusioner. Der er således metode-mæssige problemer, især fordi der ofte kun er få eksponerede hvert sted og eksponeringsniveauerne er usikre. Symptomerne er endvidere ofte uspecifikke og vanskelige at måle.

Fremadrettede undersøgelser med mulighed for mere systematisk eksponeringsmåling og sygdomsregistrering støder bl.a. på etiske problemer, fordi man ikke bevidst vil lade mennesker fortsat eksponeres for potentielt toksiske kemiske stoffer.

Undersøgelser af befolkningsgrupper eller enkeltpersoner, der er eksponeret via anvendelse af forurenede grunde, er ikke egnede som beslutningsgrundlag med hensyn til afværgeforanstaltninger og fremtidig anvendelse af en

grund. Til dette formål må en risikovurdering som beskrevet i kap. 3-10 tages i brug.

Befolkningsundersøgelser kan i særlige tilfælde komme på tale, ved ønske herom fra de eksponerede og ved afgrænsede mål for undersøgelsen. Det kan f.eks. dreje sig om at få et udtryk for en samlet aktuel belastning, med et farligt kemisk stof fra diverse kilder inkl. jord. Forinden stillingtagen til en sådan befolkningsundersøgelse bør ekspertise bl.a. inden for epidemiologi konsulteres.

Kapitel 3

Teoretisk vurdering af jordforureningens sundhedsmæssige betydning

En vurdering af de eventuelle problemer, der kan være forbundet med en ny anvendelse af en gammel industrigrund, kræver kendskab til stofferne, der findes på grunden, deres bevægelse og skæbne i miljøet, deres muligheder for at blive optaget i organismer og de eventuelle skadevirkninger, der kan opstå. Denne viden systematiseres som en farlighedsvurdering af stofferne.

Derudover kræves kendskab til de muligheder en fremtidig anvendelse giver for udsættelse af bestemte målgrupper (f.eks. børn), og en viden om forureningens lokalisering på grunden i forhold til de planlagte fremtidige aktiviteter på grunden.

Der er mange faktorer, som er med til at bestemme, hvilken størrelse og type af risiko man finder acceptabel. Acceptkriterier bør være robuste - de skulle gerne være lige så aktuelle i slutningen af et byggeris levetid som i begyndelsen. Et valg af egnede afværgeforanstaltninger kan bestå af en afgravning af forurening, eller et valg af en egnet anvendelse.

I visse tilfælde vil det være ønskeligt at fastsætte kriterier for, f.eks. hvor langt ned man skal fjerne jorden eller koncentrationen af en bestemt type forurening, der må være i jorden, uden at det volder nogen form for sundhedsmæssig risiko.

Fastsættelse af et tal for en acceptabel koncentration af et stof i jord forudsætter en ret stor informationsmængde; både stoffets effekter på målorganismer og målorganismers faktiske eksponering for disse stoffer må kunne kvantificeres. Det vil ikke være muligt at foretage en kvantitativ vurdering i alle tilfælde, da der som oftest mangler data til kvantificering af både effekt og eksponering.

For at udføre en farlighedsvurdering af forureningsforhold på industrigrunde er det nødvendigt at identificere og bestemme mængde og art af de specifikke kemikalier i den forurenende kilde.

Ved at vurdere kemikaliernes fysiske/kemiske egenskaber kan deres bevægelse og skæbne i miljøet beskrives og anvendes i en analyse af mulighederne for eksponering og eksponeringsveje.

Grundlaget for farlighedsvurdering af kemiske stoffer er resultaterne fra informationsindsamling og undersøgelserne. Det er vigtigt, at analysearbejdet belyser forureningssammensætningen tilstrækkeligt, således at relevante oplysninger om eksponeringsveje og effekter på mennesker eller miljøet kan indarbejdes i risikovurderingen.

Forureningskomponenterne vil oftest være udsat for omdannelsesprocesser i jord, f.eks. biologisk eller kemisk nedbrydning, som ændrer på den oprindelige sammensætning og egenskaberne. Især for organiske forureninger er der tit tale om stofblandinger af mange forskellige komponenter, f.eks. olie og tjære.

Forureningens fysiske form, densitet og blandbarhed i vand vil bestemme den umiddelbare spredning i miljøet. Andre faktorer som kapillarstrømning i grundvandszonen, frost eller dyr kan også påvirke spredning.

Forureningsfordelingen i miljøet - til atmosfæren, til grundvand eller adsorption til jord - er bestemt af de fysisk-kemiske egenskaber af de enkelte, specifikke forureningskomponenter, dog vil stofferne i en stofblanding påvirke hinandens egenskaber.

Ved brug af fordelingsmodeller kan der identificeres vigtige eksponeringsveje, som hjælper i vurderingen af specifikke målgrupper ved specifik anvendelse af forurenede industrigrunde.

Kapitlet er en vejledning i indhentning og vurdering af toksikologiske oplysninger med henblik på bedømmelse af farligheden af de stoffer, som kan forekomme i forurenede jord.

Data om effekter af en kortvarig eksponering for stoffer vil være mest relevante i en vurdering af eventuelle sundhedsmæssige problemer under arbejdet med at undersøge forureningen og

under de efterfølgende afværgeforanstaltninger. Ved en vurdering af eventuelle sundhedsmæssige effekter, forbundet med en langsigtet fremtidig anvendelse af området, vil især data om de eventuelle effekter, der kan fremkomme efter langvarig påvirkning af en mindre mængde stof være særlig relevante.

Som datakilder anbefales fortrinsvis værker, hvor kvaliteten og relevansen af de originale undersøgelser er blevet vurderet, helst i international sammenhæng. Kapitlet omhandler en vurdering af data om effekter på mennesker, resultater fra dyreforsøg og oplysning om toksikokinetik.

Der gives en anvisning om nødvendige elementer ved en farlighedsvurdering samt de krav, der bør opfyldes, før der fastsættes kvantitative kriterier for restkoncentrationer i jord m.m. Det frarådes at anvende grænseværdier fastsat i andre sammenhænge (f.eks. med henblik på beskyttelse af arbejdsmiljøet) uden nøjere overvejelse.

Kapitel 6

Farlighedsvurdering: Effekter på planter

Forureningens effekter på planter kan ofte være af stor betydning for valg af en passende arealanvendelse.

Kemiske stoffer kan forårsage effekter i form af væksthæmning, misvækst eller plantedød. Foruden plantetoksiske effekter kan der ske optagelse og eventuel ophobning i plantedele, som for konsumafgrøders vedkommende medfører en videreførelse af stofferne til mennesker.

De fysisk-kemiske egenskaber af de specifikke forureningskomponenter samt jordbundsforhold er delvis bestemmende for optagelse og fordeling i plantedele. Derudover er der en stor artsspecifik forskel i, hvorvidt kemikalierne fordeles og akkumuleres i forskellige plantedele, f.eks. frugter eller rodknolde. Ligesom der er arts-specifikke forskelle i, hvorvidt stofferne kan nedbrydes til ufarlige komponenter eller udøve en toksisk effekt på planterne. Sundhedsmæssige konsekvenser for mennesker ved indtagelse af planterne er kun aktuelle, hvis akkumulering sker i de dele af planten, som udnyttes til konsum.

Kapitel 7

Eksponerings afhængighed af arealanvendelsen

De typisk forekommende former for arealanvendelse i nutidige byggesager og byudviklinger adskiller sig fra hinanden i udformning og brugergruppens sammensætning og dermed også i

eksponeringsveje, samt omfang og betydning af eksponering. I en risikovurdering er det derfor nødvendigt at kende den fremtidige arealanvendelse, således at eksponeringen af specifikke mål, f.eks. børn, kan identificeres.

Analysen af diverse arealanvendelsesformer giver en beskrivelse af en typisk udformning og et tilhørende brugermønster. På dette grundlag er der skønnet over en typisk daglig eksponeringstid under ophold på eller ved arealet, ligesom det vurderes, hvilken befolkningsgruppe, der udsættes for forureningsbidrag. Desuden vurderes arealanvendelsens mulighed for, at en given befolkningsgruppe eksponeres for forurening via indånding, hudkontakt og indtagelse (jordspisning, afgrøder, støvindtagelse).

Under hensyntagen til de ovenfor nævnte faktorer søges givet en samlet karakteristik af den pågældende arealanvendelses "følsomhed" overfor forureningen.

Kapitel 8

Eksponering af mennesker

Ved anvendelse af en forurennet grund kan, som omtalt i kapitel 7, forskellige eksponeringsveje for forureningen komme på tale: Spisning af jord, spisning af afgrøder fra jorden, hudkontakt med jord og indånding af jordpartikler eller dampe fra jord.

Menneskets fysiologi og adfærd er blandt de faktorer, der bestemmer størrelsesordenen af eksponering for jordforurening. I tilfælde, hvor børn har adgang til forurennet overfladejord, kan eksponering via indtagelse af jord under leg m.v. blive udslagsgivende i risikovurderingen. Hvis der er mulighed for indeklima-påvirkning, kan dette være et væsentligt led i risikovurderingen. Andre eksponeringsveje kan vise sig af betydning, når de konkrete forhold i en jordforureningssag vurderes. I nogle tilfælde kan forureningen være uproblematisk i forhold til anvendelsen.

Eksponering af mennesker kan have forskellige konsekvenser, alt efter hvor "følsom" mennesket er. Nogle udviklingsstadier og nogle sygelige tilstande hos mennesket kan betyde særlig påvirkelighed for kemiske stoffer. I visse sammenhænge er f.eks. børn særligt følsomme, og i nogle sammenhænge er f.eks. mennesker med eksem eller astma særligt sårbare. Til risikovurderingen hører således også en analyse af muligheder for eksponering af særligt følsomme grupper.

I farlighedsvurdering tages der udgangspunkt i den specifikke forureningstype, medens der i risikovurdering tages udgangspunkt i den specifikke sag.

Der er to led i en farlighedsvurdering:

- om forurening kan eksponere målgruppen - eksponeringsanalyse.
- om forurening kan forårsage toksiske (uønskede) effekter på målgruppen - effektvurdering.

I risikovurderingen tilpasses og afgrænses de stofrelaterede oplysninger i en farlighedsvurdering til oplysninger om de specifikke mål og eksponeringsveje, der er aktuelle i en nærmere angivet situation.

En risikovurdering kan anvendes både til at udpege andre former for anvendelser, der ikke indebærer sundhedsmæssige betænkelige konsekvenser og til at udpege acceptkriterier for restforurening ved en bestemt anvendelsesform.

Det betyder, at valget af arealanvendelse ved byudvikling af industrigrunde oftest vil være bestemt af forureningsgraden. Ligeledes vil arealanvendelsens følsomhed overfor forurening stille krav til omfanget af undersøgelsesaktiviteter og de efterfølgende afværgeforanstaltninger.

Problemstillingen vedrørende undersøgelses- og afværgeaktiviteter for de typisk forekommende former for arealanvendelse er gennemgået. Desuden er myndighedernes behandling og lovgivning beskrevet i forhold til valg af anvendelse for industrigrunde og et hensigtsmæssigt sagsforløb ved byggeri på forurenede grunde er skitseret.

Til at illustrere den almene fremgangsmåde ved vurderinger af industrigrunde, er der beskrevet tre forskellige situationer, hvor der udføres en risikovurdering med henblik på den fremtidige planlagte arealanvendelse.

Disse eksempler viser, at det kan være sundhedsmæssigt forsvarligt at anvende grunde til mange forskellige formål, uden at der nødvendigvis er behov for omfattende afgravning af forurening. Anvendelsen må dog indrettes således, at brugere ikke har mulighed for at blive udsat for forurening. Dette krav vil medføre

visse begrænsninger i den måde, hvorpå et projekt udformes.

De tre eksempler vedrører en tungmetalforurenede grund, som ønskes anvendt til kolonihaver, en gasværksgrund med henblik på fremtidig park og en gasværksgrund med henblik på fremtidigt boligbyggeri.

Yderligere er der i et fjerde eksempel beskrevet problemstillinger og vurderinger vedrørende eksisterende bebyggelse på forurenede grunde.

Viden om et stofs biologiske effekt er oftest begrænset, og kvantificering af eksponering er usikker. Derimod er viden om de fysisk-kemiske egenskaber, der betinger, om mennesker og miljø overhovedet kan udsættes for et stof, bedre.

Det er vanskeligt i de fleste tilfælde at give en videnskabelig begrundelse for, at en koncentration af et stof i jord under ingen omstændigheder medfører uhensigtsmæssig påvirkning af sundheden.

Anbefalinger af afværgeforanstaltninger er derfor i de fleste tilfælde rettet mod et valg af anvendelse, der ikke vil medføre udsættelse for et stof, fremfor fastsættelse af en "acceptabel" jordkoncentration.

English summary

This report has been commissioned by the National Agency of Environmental Protection, Copenhagen, Denmark. It is an attempt to describe the evaluation of potential health hazards of chemicals found on industrial waste sites and the risk assessment of their redevelopment. The report does not evaluate the potential for ground water contamination presented by chemicals present at the waste sites.

Chapter 1

Reclamation of Former Industrial Sites

The Danish law on chemical waste sites was passed in 1983. The law determines procedures for the registration, priority-setting and investigation of waste sites, primarily in order to prevent contamination of ground water supplies.

Landowners that are interested in redeveloping industrial sites and that wish to start development before local government investigations of the site have agreed to voluntary cleanups where both local and national environmental authorities have taken part. Costs of site investigation and remedial actions are usually borne by the developer. A Committee charged with reviewing the present law has recommended introducing the possibility of approving specific forms of redevelopment, without the site being removed from the register of chemical waste sites.

Remedial actions range from excavation of varying quantities of contaminated material, to in situ treatment (possibly lasting for a period of several years) and/or to the choice of site use which avoids the possibility of exposure to the soil contaminants. Many of the potential remedial actions can be extremely costly, both for the developer and for society in general, and a risk assessment of a future development can be used to optimize the process.

Chapter 2

Epidemiological Studies: Possibilities and Constraints

Epidemiological studies carried out to confirm or invalidate relationships between soil contamination and health problems to, for instance, inhabitants in contaminated areas, have seldom resulted in clear conclusions. Problems of methodology occur, in particular because the number of exposed inhabitants on each site is limited, and the levels of exposure are uncertain. Furthermore, the symptoms are often unspecific and difficult to measure.

Surveys monitoring the health of exposed groups, while enabling a more systematic measurement of exposure and registration of diseases, present a number of ethical problems, because it is unacceptable to continue to expose these groups to potentially toxic contaminants.

Surveys of population groups or individuals exposed in connection with the use of contaminated sites, do not provide a proper basis for decisions relating to remedial measures and future uses of sites. For such purposes a risk assessment, as described in Chapter's 3-10, is required.

In special cases, epidemiological studies may be relevant when the exposed population group requests that a survey should be carried out, and if the objectives are well-defined. For instance, the purpose may be to gain an impression of the total body-burden of a potentially toxic chemical, which can be due to the contribution from many different sources, including soil contamination. Before deciding on such surveys, experts, e.g. in the field of epidemiology, should be consulted.

Chapter 3

Hazard and Risk Assessment in the Evaluation of Possible Health Effects Due to Soil Contamination

An evaluation of a redevelopment scheme requires knowledge of a variety of factors. These include the chemical nature of the contamination, their mobility and fate, their potential for uptake in the relevant target organisms (including man) and potential for undesirable effects. This requires a hazard assessment of the contaminants present at the site.

Additional site-specific information is required to identify which potential targets will be at risk in a specific development (identification of vulnerabilities), a quantification wherever possible of potential exposure and a knowledge of the localisation of the contamination related to planned future activities.

Many factors influence the size and nature of acceptable risk. Criteria should be robust - they must be as relevant at the end of the expected lifetime of the redevelopment as they are at the start. Appropriate remedial actions (risk management) may include excavation of contaminated soil, choice of end use that does not involve excavation or other forms of clean up. In some cases, it will be desirable to set criteria for the depth of soil to be excavated or to set limits on the acceptable concentration of particular contaminants in soil. Set-

ting quantitative concentration limits requires considerable amounts of information, both to quantitate potential health effects and to quantitate exposure. In many cases, quantitative limits cannot be set due to the lack of either data on effect or on exposure.

Chapter 4

Hazard assessment: Chemical contamination

A hazard assessment of the contaminants present at industrial sites is based on the identification and determination of the amount and nature of the specific chemicals which are present in the contaminated soil.

An evaluation of the physical and chemical properties of these specific chemicals will allow prediction of their mobility and fate in the environment, and enable the analysis of their potential for uptake in relevant target organisms (including man).

The information required to perform a hazard assessment is therefore based on a study of the site history and site reconnaissance, and the results from the site investigation. The analytical work must be of a sufficient standard that the contamination is adequately described so that the exposure routes and potential effects on man or on the environment can be combined in a risk assessment.

The contaminants will often be chemically or biological degraded in the soil, which means that the properties of the contamination are altered in comparison with the original contaminant mixture. The contaminants are often complex mixtures of many different components e.g. petroleum products and coal tars.

The contaminant's physical form, density and miscibility in water will determine the immediate migration and transport in the environment. Other factors such as capillary flow above the ground water zone, frost or animals can also affect migration. The distribution of contaminants in the environment - to the atmosphere, to groundwater or to the soil - is mainly determined by the physical-chemical properties of each specific component in the contaminated soil, although the behaviour of each component in a mixture will be modified by the presence of the other components.

The most important exposure routes can be identified by the use of distribution models which aid in the identification and assessment of specific targets associated with the specific development of the contaminated site.

Chapter 5

Hazard Assessment: Effects on Man

The chapter contains guidelines for collecting and evaluating toxicological data for the hazard assessment of chemicals found in contaminated soil.

Data on effects of short term exposure are relevant for the assessment of possible problems for workers involved in site investigation and in possible remedial measures. For an evaluation of possible problems associated with long term use of the site, data on the long term effects after exposure to low doses is considerably more relevant.

Recommended sources of data are preferably international reviews of the primary literature. The problems of evaluating human and animal data and toxicokinetic data are discussed.

The essential elements of a hazard assessment that are needed to set quantitative concentration limits are discussed, in particular with respect to the quality of the data required. The use of limits set in other contexts (for instance, limits set for the workplace environment) without careful evaluation of their relevance for the problems in question is actively discouraged.

Chapter 6

Hazard assessment: Effect on plants

The effect of contaminated soil on plants can often be of great importance for the choice of redevelopment for a contaminated site.

Chemicals can cause effects by inhibition of growth, misgrowth or plant death.

In addition to phytotoxic effects, there is the possibility of uptake and accumulation in various parts of the plant, which for edible crops can lead to effects in man due to consumption of the affected plants.

The physical chemical properties of the specific contaminants and the top soil conditions will to a greater extent determine the uptake and distribution in the plant, but there is considerable species variation with respect to distribution and accumulation in the various parts of the plant e.g. fruit, roots, etc.

Similarly, there is considerable species variation with respect to the plants ability to degrade toxic components to non-toxic components whereby phytotoxic effects are minimised. Consumption of edible plants and vegetables grown on contaminated soil will only give health ef-

fects in man if accumulation of toxic contaminants occurs in the edible parts of the plant i.e. roots for root vegetables or leaves for leaf vegetables.

Chapter 7

Relationships between exposure assessment and redevelopment plans

Typical redevelopment plans for contaminated sites will involve different types of target groups and exposure routes, and therefore the extent and consequences of the exposure to contaminated soil will differ dependent on the end-use of the site.

In the risk assessment, it is necessary to identify the future development category, e.g. housing, industrial developments etc., so that the exposure of specific targets, for example children can be identified. The analysis of different redevelopment plans gives a description of the layout and associated target group user pattern. Based on this analysis, the daily exposure time for specific target groups can be assessed. Furthermore, the relevant exposure pathways for the exposed target groups are identified, for example, inhalation, skin contact and ingestion (soil consumption: pica, crops, ingestion of dust).

These parameters are assembled in a collective characterisation associating the different types of redevelopment with the sensitivity of the targets groups.

Chapter 8

Human Exposure

In connection with use of a contaminated site, different pathways of exposure may be involved: intake of contaminated soil, consumption of crops grown on the site, skin contact with soil, and inhalation of soil particles or vapour from soil.

Human physiology and behaviour are among the factors determining the degree and range of exposure to soil contamination. Where children have access to polluted surface soil, exposure via intake of soil while playing etc. may be a decisive factor in the risk assessment.

Human exposure can have different consequences, depending on the "sensitivity" of the individual. Some developmental stages and certain diseases in man may result in special vulnerability in relation to chemicals. For instance, children can be especially sensitive to chemicals and people suffering from eczema or asthma can also be particularly vulnerable to conta-

minants. Therefore, a risk assessment should include analysis of the possibility of exposure of particularly vulnerable groups of people.

In some cases, the soil contamination may not present any problems in relation to the use of the site.

In other situations, the exposure due to inhalation of gases in buildings constructed on contaminated soils may be the most important factor. Other exposure pathways may be identified as significant if a detailed assessment is made of the contaminated site in question.

Chapter 9

Risk management

A hazard assessment is based upon an assessment of the specific chemicals, whereas a risk assessment is based on an evaluation of the specific site and the future redevelopment plans for that site.

There are two main aspects in a hazard assessment:

- whether target groups can be exposed to the contamination - exposure assessment
- whether the contaminants can cause toxic (undesirable) effects on the target groups - effect assessment.

In a risk assessment, the contaminated related information in the hazard assessment is adjusted and restricted to information on the specific target groups and specific exposure pathways which are relevant for the actual situation under consideration. A risk assessment can be used both to indicate other developments which do not produce health risks and to indicate acceptable criteria for rest concentrations of the contaminants for the specific development.

This means that the choice of site development will often be determined by the degree of contamination. Similarly, the sensitivity of target groups to the presence of contamination for different forms of development will determine the extent of site investigation and the necessity for remedial actions.

The factors affecting the extent of investigation and remedial actions for different developments are presented in this chapter. Furthermore, legislation and the environmental authorities approval procedures for investigations and remedial actions are described with respect to the choice of redevelopment and a

flow plan for activities is sketched.

Chapter 10

Examples of risk assessments

To illustrate the application of risk assessment in the evaluation of industrial sites, three theoretical cases are considered with respect to future developments on contaminated sites.

These examples demonstrate that a contaminated site can be redeveloped, without health risks or environmental problems and without the need for comprehensive excavations of contaminated soil, by optimisation of the form and layout of the development, so that the target groups present in the redeveloped area are not exposed to the contaminants. This means that the future developments are restricted by the presence of the soil contamination.

The three examples are based on two types of soil contamination, heavy metals and contamination from gas works. The three types of development are allotments, parks and a housing development.

The situation is somewhat different if the site is already developed or if there are existing buildings on the contaminated site. The problems concerning risk assessment for developed contamination sites are discussed in the last example.

Knowledge of a chemical's biological effects is often limited, and the quantification of exposure is uncertain. However, knowledge of the physical chemical properties that determine the exposure routes and therefore the risk to man and the environment are usually available.

Often, it is impossible to derive a well-justified and scientific argument for a contaminant soil concentration which under no circumstances will cause undesirable health effects.

The recommendation of remedial actions is therefore often based on the choice and design of a redevelopment which will not allow exposure of contamination rather than the definition of an acceptable soil concentration.

1. Byudvikling af gamle industrigrunde. Sundhedsmæssige konsekvenser af kemikalie forurening

1.1 Indledning og baggrund

I 1983 vedtog Folketinget en lov om kemikalieaffaldsdepoter (1). Man var blevet klar over, at der var begravet kemikalieaffald mange steder i landet, og at dette var "en trussel mod vore reserver af grundvand hvorfra vi henter vores drikkevand" (2). Igennem sager som Cheminova og høfde 42 var man blevet klar over, at "affaldet kan også sive ud og forurene søer, åer, fjorde og de åbne havområder". Man havde endnu ikke erfaring for, at disse kemikalieaffaldsdepoter kunne volde problemer i andre sammenhænge.

I foråret 1984 blev det konstateret, at en tidligere fabriksgrund, hvor der var bygget nogle parcelhuse, var forurennet. Haverne omkring parcelhusene blev rensat for resterne fra den tidligere fabriksproduktion. Kort efter fremsatte ejeren af et tidligere gasværk ønske om at anvende gasværksgrunden til bl.a. en levnedsmidlevirksomhed. Miljøstyrelsen samt en række andre myndigheder blev inddraget med henblik på at fastsætte krav til oprensning af området.

Disse sager rummer mange af de elementer, som miljømyndighederne skulle tage stilling til i de efterfølgende år.

Kemikalieaffald er ikke alene en trussel mod grundvandet og mod recipienter. Det er også en trussel mod fremtidige anvendelser af disse kemikalieforurenede arealer.

Problemet er ikke alene et spørgsmål om lossepladser, hvor der er deponeret kemikalieaffald. Disse sager viste også, at selve virksomhedens areal ofte vil være forurennet ved spild eller udsivning, og at denne forurening kan volde problemer både i tilfælde, hvor arealet allerede er blevet bebygget, og ved projekteringen af en fremtidig anvendelse.

1.2 Kemikalieaffaldsdepotloven

Kemikalieaffaldsdepotloven fastsætter regler for undersøgelse af, om der foreligger forureningsfarlige kemikalieaffaldsdepoter, om etablering af afværgeforanstaltninger og om driften af og tilsynet med afværgeforanstaltninger. Disse regler er blevet uddybet i 3 cirkulærer

udsendt i maj 1984 (3).

I følge loven er det amternes opgave at indsende en prioriteret oversigt over, på hvilke pladser eller lokaliteter der bør foretages undersøgelser eller afværgeforanstaltninger indenfor en tre års periode. Listen indsendes til Miljøstyrelsen efter at have været drøftet med vedkommende kommunalbestyrelse.

Prioritering af depoter

"For hver plads vil den forureningsmæssige risiko være afgørende for pladsernes prioritering. De pladser, hvorfra der allerede skønnes at være sket forurening af grundvandet, må have højeste prioritet og generelt være højere prioriteret end pladser, hvorfra der skønnes allerede at være sket en forurening af vandløb, søer eller havet. På samme måde bør pladser, der skønnes at true grundvandsinteresser, generelt være højere prioriteret end pladser, der skønnes at true vandløb, søer eller havet" (3).

Resultatet af denne prioritering er, at mange grunde i byområder - og dermed de fleste gamle industrigrunde - får en ret lav prioritet. Grundene kan ligge hen i flere år, før amtet i samarbejde med Miljøstyrelsen og den pågældende kommune iværksætter et undersøgelsesprogram, og derefter udfører passende afværgeforanstaltninger.

Frivillige oprydninger

Hvis ejeren af en grund, der er registreret som kemikalieaffaldsdepot, ønsker at anvende området til et bestemt formål, kan han selv bekoste de nødvendige undersøgelser og afværgeforanstaltninger. Tilrettelæggelse af disse såkaldte "frivillige" oprydninger foregår oftest i samarbejde med en følgegruppe, hvor både amtet, kommunen og eventuelt Miljøstyrelsen og den stedlige Embedslægeinstitution kan være repræsenteret. Det påhviler bygherren, der som oftest vil have indgået en aftale med et rådgivende ingeniørfirma, at foretage ikke alene undersøgelser, men også de overvejelser og vurderinger, der skal ligge til grund ved et forslag til afværgeforanstaltninger.

Det er meget vigtigt, at grundlaget for disse overvejelser er så klare som muligt.

Dette vil først og fremmest være med til at sikre, at omkostninger forbundet med projektet giver størst muligt udbytte. Derudover udgør disse undersøgelser samt vurderinger det grundlag, som myndighederne har for, at forslaget til afværgeforanstaltninger kan godkendes. Det er også det grundlag, som kommende brugere/beboere af arealet har at holde sig til, hvis de selv vil sikre, at den pågældende anvendelse af den kemikalieforurenede grund ikke er en fare for dem selv eller deres familie.

Afmelding af kemikalieaffaldsdepoter	I cirkulæret af 24. april 1984 om undersøgelser og afværgeforanstaltninger efter loven om kemikalieaffaldsdepoter (3) anføres, at afmelding af et depot kan foretages, når forureningen efter foretagne afværgeforanstaltninger er ophørt eller nedbragt til et acceptabelt niveau. Ved afmeldingen udtages depotet af amtskommunens oversigter.
Affaldsudvalgets betænkning	I en skrivelse af 8. juni 1986, anmodede Miljøministeriet Miljøstyrelsen om at nedsætte et udvalg om affaldsområdets regulering. Affaldsudvalgets arbejde sluttede i 1987, og der er nu offentliggjort en betænkning (4). Udvalget har bl.a. udarbejdet et udkast til forslag om ændring af kemikalieaffaldsdepotloven.
Forslag til revision af kemikalieaffaldsdepotloven	Udvalget har foreslået revision af flere punkter i den nuværende lov. Et enkelt punkt er dog særligt væsentligt i denne forbindelse. Udvalget finder det "mindre hensigtsmæssigt" at udtage depoter fra amtskommunens oversigter, "såfremt forureningen ikke er ophørt, idet en plads, hvorpå der er sket afmelding efter nedbringelse af forurening til et, efter den ønskede anvendelse acceptabelt niveau, måske på et senere tidspunkt videresælges til en anvendelse, som kræver yderligere oprydning".
Frigivelse til bestemte formål	Udvalget finder endvidere at det vil være hensigtsmæssigt, at indføre regler, hvorefter depotet kan frigives til en bestemt anvendelse, uden at det har den konsekvens, at pladsen udtages af amtsrådenes oversigter. Amtskommunen skal overfor Miljøstyrelsen godtgøre, at den anvendelse, der ønskes af arealet, ikke medfører fare for mennesker eller miljøet, og at frigivelsen ikke umuliggør eller væsentlig fordyrer en senere oprydning på depotet. Hvorvidt der inden frigivelsen skal ske en oprydning af depotet, og hvilket omfang oprydningen skal have, vil helt afhænge af, hvad depotet skal anvendes til. Det kan tænkes, at en frigivelse f.eks. til parkeringsformål kan ske uden oprydning, når undersøgelser har vist, at forureningen ikke har betydning for anvendelsen.

1.3 Eksisterende byggeri på gamle industrigrunde

Man har i en række tilfælde opdaget, at der allerede inden lovens ikrafttrædelse er opført nybyggeri på tidligere industrigrunde og andre kemikalieforurenede arealer, uden at man på forhånd har undersøgt forureningens omfang eller de konsekvenser, den måtte have for de mennesker, der anvender byggeriet.

Selvom erfaringen viser (5), at det kan være meget vanskeligt at påvise en direkte sammenhæng mellem forureningen og sygelighed, er det ikke desto mindre vigtigt, at foretage en undersøgelse af forureningens omfang og kemikaliernes farlighed. Når eventuelle sundheds- eller miljømæssige problemer er belyst, kan man fastsætte omfanget af en eventuel afgravning eller, om nødvendigt, opgive den nuværende anvendelse. Da sådanne afværgeforanstaltninger ofte medfører store menneskelige og samfundsmæssige omkostninger, må der stilles store krav til kvaliteten af risikovurderingen.

1.4 Afværgeforanstaltninger

En løsning, der kan sikre, at kemikalieforurening ikke volder problemer, hverken for grundvandet eller for de mennesker, der skal bruge et areal fremover, er at fjerne al forurenede jord.

Afgravning

Afgravning kan dog indebære store omkostninger, både for bygherren og for samfundet.

En total oprydning kan være meget dyr for bygherren; på en stor grund kan beløbet nemt overstige 100 millioner kroner. Men der er også samfundsmæssige omkostninger. Det er nødvendigt både at kunne transportere, behandle (6) og/eller deponere den afgravede forurenede jord. Både afgravning, transport, behandling og deponering er energi- og ressourcekrævende processer der i sig selv bidrager til forurening.

Afgravning af forurenede jord kan vise sig at være en for dyr løsning set fra et samfundsøkonomisk synspunkt, og derfor vil det i visse situationer være mere hensigtsmæssigt at vælge en anden løsning.

Valg af fremtidig anvendelse

Hvis der foretages en konkret vurdering af både forureningens farlighed og dennes beliggenhed i jorden i forhold til den påtænkte fremtidige anvendelse, er det muligt at vurdere om de kemikalier, der får lov til at ligge på grunden, udgør nogen trussel. Hvis det er muligt at finde en forsvarlig fremtidig anvendelse, som kan begrænse behovet for en afgravning, kan omkostninger forbundet med afgravningen formindskes. Det er selvfølgelig forudsat, at en eventuel grundvandstrussel også vurderes.

In situ oprensning

Forureningen kan eventuelt behandles in situ med en af de mange teknikker der for tiden er under udvikling (7), eller den kan ligge indtil området påny skal ombygges.

Ved at vurdere forskellige anvendelsesmuligheder og behovet for afgravning bør det være muligt at finde frem til anvendelsesformer der både tilgodeser bygherrens og samfundets interesser, og minimere omkostninger ved projektet.

En vurdering af forureningens farlighed og dens betydning for en eventuel fremtidig anvendelse er således et uundgåeligt led i den proces, der skal sikre de sundheds- og miljømæssige hensyn ved byudvikling af gamle industrigrunde.

1.5 Gasværksgrunde

Nærværende arbejde har til hensigt at belyse metoder til vurdering af forholdet mellem en eventuel forurenings art, omfang og beliggenhed og den anvendelse, der ønskes af arealet, således at det er muligt at sandsynliggøre, at en frigivelse ikke vil medføre fare for mennesker eller miljøet. Man har valgt i denne rapport at hente eksempler til at belyse disse problemer fortrinsvis fra en bestemt type af industrigrunde: Gasværksgrunde.

Grunde hvor der har ligget gasværker udgør en stor, men velafgrænset type af forurenede industrigrunde. Der har været 112 kulgasværker i Danmark over en periode på 130 år (8). De fleste af disse har ligget centralt i byområder, og der er ofte et ønske om at anvende disse grunde til andre formål, herunder boligbyggeri. Man har længe været opmærksom på forureningsrisikoen fra disse grunde (9, 10) både for grundvand og for en eventuel fremtidig anvendelse af grundene. Mange af disse grunde har allerede fundet nye anvendelser. En undersøgelse foretaget i 1988 (11) har vist, at disse grunde anvendes til såvel parkeringspladser og industri, som til beboelse, kontor og lignende.

1.6 Referencer

- (1) Lov om kemikalieaffaldsdepoter. Lov nr. 262 af 8. juni 1983.
- (2) Miljøstyrelsen. Marts 1980. Gammelt kemikalieaffald - Ny miljøtrussel.
- (3) 3 cirkulærer fra Miljøstyrelsen om kemikalieaffaldsdepoter. Lov om kemikalieaffaldsdepoter. Orientering fra Miljøstyrelsen, maj 1984.
- (4) Betænkning fra Miljøstyrelsen. Nr. 1, 1988. Affaldsudvalgets betænkning.

- (5) Kapitel 2 i denne rapport.
- (6) Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen. Nr. 1, 1987. Undersøgelse af alternative bortskaffelsesmuligheder for olie- og kemikalieforurenet jord. Hovedrapport.
- (7) Thomas H. Christensen et al. September 1986. Reetablering af grundvand forurenet af perkolat fra gamle lossepladser. Forslag til et forskningsprogram. DtH, Lab. f. Teknisk Hygiejne.
- (8) R. Upton-Hansen. 1983. Danske Kulgasværker 1853-1983.
- (9) Elise Baastrup Stilling. 1987. Vækst, 5, s. 2-3.
- (10) NOAH-undergrund. December 1987. NOAH-bladet, nr. 110, s. 9-11.
- (11) Jan Vestergaard. 1988. Vestsjællands amtskommune. Spørgeskemaundersøgelse foretaget i forbindelse med Dansk Amtsvandingeniørforeningens tema-møde d. 25.-26. januar 1988.

2. Befolkningsundersøgelser, muligheder og begrænsninger

2.1 Indledning

Dette kapitel beskriver i store træk muligheder for at be- eller afkræfte sammenhænge mellem helbredseffekter og anvendelser af grunde, forurenede med sundhedsfarlige stoffer. Der omtales muligheder for at bruge tidligere gennemførte befolkningsundersøgelser, såkaldte epidemiologiske undersøgelser, til belysning af risici ved forskellige anvendelser af forurenede grunde. Problemer ved at foranstalte undersøgelser af befolkningsgrupper, udsat for jordforurening i Danmark, gennemgås også.

2.2 Gennemførte undersøgelser vedrørende helbredseffekter

I en oversigt (1) over studier af helbredseffekter efter eksponering fra grunde med forskellige slags farligt affald konkluderes, at sådanne studier ikke har fjernet en eksisterende uvished om sammenhæng mellem væsentlige helbredsproblemer og udsættelse for kemiske stoffer. Der gøres tillige rede for, hvilke begrænsninger, der har været i de foretagne analyser. Således er kun få af de talrige kemikalieaffaldsdepoter i U.S.A. blevet undersøgt for sammenhæng mellem f.eks. beboelse på depotet og helbredseffekter hos beboerne. I de fleste af de foretagne undersøgelser har man kun valgt at se efter grupper af alvorlige helbredseffekter som kræft og medfødte misdannelser. Det anføres samtidig, at det kun sjældent er sandsynligt, at åbenlys sygdom vil være resultat alene af eksponering fra affaldsdepoter. Derimod er forværring af allerede eksisterende sygdomme eller uspecifik forværring af helbred og mindsket fysisk og psykisk velvære mere sandsynlig.

Der er ikke fundet publicerede befolkningsundersøgelser i internationale tidsskrifter om helbredseffekter specielt med relation til beboelse o. lign. på tidligere gasværksgrunde.

Anvendte designs

De undersøgelsesdesigns, der er anvendt, har ofte været såkaldte tværsnitsundersøgelser. I tværsnitsundersøgelserne registrerer man sygdomme hos de personer, der på et givet tidspunkt f.eks. bor på et kemikalieaffaldsdepot. Man får derfor et øjebliksbillede af sygdomsmønstret hos en befolkningsgruppe. Antallet af undersøgte har oftest været for lille til, at der kunne forventes statistisk sikre resulta-

ter, og eksponeringsmålene har gerne været indirekte i form af f.eks. bopæl og tid tilbragt i hjemmet. Der er således en række metodemæssige forbehold over for de gennemførte undersøgelser.

2.3 Undersøgelser vedrørende eksponering

En undersøgelses formål kan også være at belyse sammenhænge mellem anvendelse af forurenede grunde og eksponering af brugerne.

Biologiske
indikatorer

Den samlede eksponering af brugerne kan for en række stoffers vedkommende afspejles i form af såkaldte biologiske indikatorer. Det kan dreje sig om bestemmelse af koncentrationer af sundhedsskadelige stoffer eller disses specifikke omdannelsesprodukter i f.eks. blod, urin, hår, tænder eller udåndingsluft.

Ved at få oplysning om størrelsen af de biologiske indikatorer kan man få indtryk af risikoen for stofrelaterede helbredseffekter hos de udsatte befolkningsgrupper. Forudsætningen herfor er, at sammenhænge mellem sådanne stofkoncentrationer i mennesker og helbredseffekter er belyst ved andre undersøgelser.

Bidrag fra
jordforurening

Estimering af eksponering ved hjælp af biologiske indikatorer er dog ikke uden problemer. Ofte vil eksponering for de pågældende stoffer nemlig, foruden fra jordforurening, kunne ske f.eks. via tobaksrygning, trafikforurening, arbejdsmiljø og produkter til fritidsbrug i hjemmet. I sådanne tilfælde kan det være meget vanskeligt at vurdere jordforureningens bidrag. Størrelsesordenen af de øvrige bidrag skal i givet fald være kortlagt hos den enkelte person, eller skal kunne antages at være ensartede ved sammenligninger af befolkningsgrupper, der bor på henholdsvis forurenede og uforurenede jord.

2.3.1

Eksempler på undersøgelser med blodblymålinger

Danmark

Børns belastning med bly i Danmark er undersøgt bl.a. ved hjælp af blodblymålinger i (2). Der fandtes stor variation i koncentrationerne af bly i blod hos børnene fra forskellige boligområder. I denne undersøgelse er ikke analyseret jordprøver for bly. Belastning fra industri og trafik var forskellig for de valgte områder. Blykoncentrationerne i blod faldt systematisk i forhold til den formodede eksposition. Efter et skøn over indtagelse af bly fra kost og luft synes den resterende del af blybelastningen, nemlig via indtagelse af jord og støv, at være ikke uvæsentlig (3).

Storbritannien

I Storbritannien er forurening af jorden med bly udbredt og særlig høj i visse områder, hidrørende fra minedrift og industri. Koncentrationen af bly i blod er brugt som indikator for befolkningens belastning med bly i kroppen (4). Væsentligt højere koncentrationer end gennemsnittet er set i sammenhæng med høje koncentrationer i drikkevand. Blyholdige vandrør er en kendt kilde hertil.

I mange engelske huse er der malet med blyholdig maling, således at husstøvet bl.a. herfra får et væsentligt blyindhold. En undersøgelse fra Birmingham tyder på, at bly i støv kan være en betydende kilde til blybelastning af kroppen hos småbørn, og at stigning i blodbly kan være svagt korreleret til bly i jord.

Jordforureninger i husstøv

Bidrag fra forureninger i jord til i husstøv er iøvrigt også omtalt i kapitel 8.3.1.

Vurdering af af data i engelsk undersøgelse

Byen Shiphham er et eksempel på en by med særlig udtalt blyforurening af havejorden. En undersøgelse af blodbly hos beboere herfra gav ikke højere resultater end hos beboere i byer, der angives som sammenlignelige (4).

Denne undersøgelse omtales i visse sammenhænge som et indicium på, at bly i havejorden er af ringe betydning for blyeksponering af mennesker. Der viser sig dog flere forhold, som svækker undersøgelsernes brugbarhed til vurdering af sammenhænge mellem blodbly og blyforurenet havejord. Af (5) fremgår, at blyindholdet i gennemsnit var mindre i overfladejord og husstøv i kontrolbyen North Petherton end i Shiphham, men at der var stor variation i tallene, således at nogle tal også var meget høje i North Petherton. Specielt var der nogle meget høje tal for husstøvs indhold af bly i North Petherton. Gennemsnits indhold af bly i luften var højest i North Petherton. Blodblymålinger er endvidere her kun refereret for voksne således at det, der især kan være kritisk, nemlig eksponeringen af børn via jord- og støvindtagelse m.v., altså ikke er belyst. Eksemplet er medtaget for at vise, at forsigtighed med tolkning og generalisering af sådanne resultater må udvises.

2.4 Sandsynliggørelse af sammenhænge mellem forurening og helbredseffekter

En endelig be- eller afkræftelse af sammenhæng mellem eksponering for en forureningsfaktor og helbredseffekter kan i princippet aldrig opnås via befolkningsundersøgelser. Der vil altid være tale om grader af sandsynliggørelse.

Statistisk
signifikans

Ved omtale af undersøgelsesresultater lægges ofte megen vægt på, om der er nogle signifikante forskelle på f.eks. eksponerede og ikke eksponerede. Grænsen mellem signifikant/ikke signifikant skal dog ikke opfattes som grænsen mellem bevist/ikke bevist. Valg af statistisk signifikansniveau er blot et udtryk for, hvilken grad af sandhed, man vil beskæftige sig med for den enkelte undersøgelse. Grundlaget for, at en undersøgelse med statistisk signifikante resultater kan tillægges nogen betydning er så iøvrigt, at man kan regne med data i undersøgelsen, den såkaldte validitet af undersøgelsen. Dette lyder selvindlysende, men kan til tider blive "glemt" i begejstringen over den statistiske signifikans.

Validitet

I befolkningsundersøgelser hører følgende kriterier til sandsynliggørelsen af, at en eksponering for kemiske stoffer fra forurenede jord har en sammenhæng med sygelighed i befolkningen (oprindelig fremført i (6)):

- konsistens i sammenhængen: observationer og undersøgelsesresultater kan eftervises under forskellige omstændigheder, ved brug af forskellige undersøgelsesmetoder og i forskellige befolkningsgrupper, med andre ord observationerne er "reproducerbare",
- styrke af sammenhængen: forekomsten af en sygdom er tydeligt større hos de eksponerede end hos de ikke-eksponerede, og øget sygelighed eller forværret sygelighed, ses med øget eksponering, såkaldte dosisrespons og dosisvirknings sammenhænge,
- tidsmæssige forbindelse i sammenhængen: sygdommen kommer efter eksponeringen, svarende til den nødvendige latenstid,
- specificiteten af sammenhængen: en eksponering kan i nogle tilfælde forudsiges at ville resultere i en specifik helbredseffekt, eller modsat en helbredstilstand kan forudsiges at være resultatet af en specifik eksponering,
- biologisk sandsynlighed for sammenhængen: den pågældende sygdom kan forventes at være resultat af eksponeringen på basis af eksisterende viden om de kemiske stoffers og evt. omdannelsesprodukters virkninger på enzymer, cellevægge etc.

2.5 Vanskeligheder ved sandsynliggørelse af sammenhænge

I det følgende nævnes nogle vanskeligheder i, og begrænsninger for, at sandsynliggøre sammenhænge mellem forurenede grunde og faktiske helbredseffekter. Der tages udgangspunkt i ovennævnte aspekter af sandsynliggørelsen.

For at kunne tale om konsistens i sammenhænge kræves flere velgennemførte undersøgelser af befolkningsgrupper eksponerede for samme slags forurening. Det skal endvidere have været muligt at sammenligne med grupper, der har været tydeligt mindre eksponerede eller ikke eksponerede.

Visse typer jordforureninger går igen mange steder, herunder gasværksforureninger. Muligheder for at vise sammenhænge begrænses dog ofte af, at der kun er få eksponerede personer hvert sted. Der er formentlig tale om lave eksponeringsniveauer, og den samlede eksponeringstid vil for nogles vedkommende kun have været kort p.g.a. flytning eller p.g.a. blot lejlighedsvis ophold på grunden.

Eksponeringsmål

Et grundlæggende problem er dog ofte at få et kvantitativt mål for eksponering for jordforurening gennem tiden. Samtidig er der sjældent god kontrol med andre eksponeringer, der kan sløre billedet, såkaldte "confounders". Det kan f.eks. være arbejdsmiljø, tobaksrygning, trafik.

Helbredsmål

Undersøgelse af styrke af en sammenhæng kræver foruden gode eksponeringsmål også passende helbredsmål. Som nævnt tidligere er der i undersøgelser ofte blevet fokuseret alene på forekomst af alvorlige helbredseffekter som kræft og medfødte misdannelser, som bl.a. fremgår af forskellige registre. Det vil dog ofte være mere relevant at se efter mindre dramatiske effekter. Her kommer i mange tilfælde problemer med pålidelig registrering af tidligere sygdomme og forværring af forskellige lidelser. Menneskers tærskel for at benytte sundhedsvæsnets tilbud, og dermed også få registreret en del mindre alvorlige sygdomme, varierer meget.

Ved en befolkningsundersøgelse kan man indhente oplysninger om sygelighed, som ikke tidligere er registreret, ved udspørgen eller ved lægeundersøgelse af aktuel sygelighed. Ved udspørgen kan de angivne oplevelser af gener eller sygdom være meget præget af de eksponeredes egen mening om evt. sammenhænge med forurening. Interesser for eller imod en sammenhæng kan give en drejning af informationerne, såkaldt "bias".

Tidsmæssige forbindelser

Til belysning af den tidsmæssige forbindelse mellem eksponering og sygdom, kan der, foruden problemer med mål for tidligere eksponering, være problemer med at få oplyst starttidspunkt for helbredseffekter. Årsagen kan dels være bias som nævnt ovenfor, dels at visse sygdomsprocesser, f.eks. kræft, i lang tid kan være i et forstadie, hvor de ikke erkendes. Ligeledes kan det være uhyre vanskeligt at sætte et tidspunkt for forværring af en i forvejen bestående sygdom, f.eks. kronisk bronkitis.

De helbredseffekter, som ud fra nuværende vidensniveau er forventelige efter udsættelse for forureningsstoffer i jorden, er kun sjældent helt specifikke. Start på effekter af lave eksponeringer over lang tid kan "drukne" i gener og sygdomme, man får af andre årsager.

Stoffernes virkningsmekanismer

De stoffer, der findes hyppigst og i størst mængde som forurening i jord, har for de flestes vedkommende været kendt i industri m.v. gennem mange år. En vis viden er da også bygget op til belysning af biologisk sandsynlighed for sammenhænge (se også kapitel 5 om toksikologi). Virkningsmekanismer ved en vedvarende lav eksponering af mennesker, herunder betydning af samtidig eksponering for mange forskellige stoffer, er dog langt fra fuldstændigt belyst.

Fremadrettede undersøgelser

Måling af eksponering, kontrol for andre sygdomsfremkaldende faktorer og registrering af geners og sygdommes art og tidsmæssige forekomst kan gøres systematisk og mere pålideligt ved fremadrettede såkaldte "follow-up" undersøgelser, end ved undersøgelser, hvor der skal bruges historiske oplysninger.

Der er imidlertid bl.a. store etiske problemer med at lave fremadrettede undersøgelser. Det gælder i tilfælde, hvor man har en begrundet mistanke om målelige effekter på helbredet hos mennesker, der f.eks. bruger en børnehaven på en forurennet grund eller bor derpå. Det vil være uetisk at lade sådanne anvendelser være uændrede for at kunne foretage undersøgelsen. Hertil kommer, at undersøgelsen i givet fald måtte løbe over mange år, for også at kunne give et billede af de effekter, der først vil vise sig efter lang latensid. Når beboerne ved, at en undersøgelse pågår, er der endvidere mulighed for bias.

Interventionsundersøgelser

Sammenligning af helbredstilstanden før og efter en intervention, her fjernelse af forureningsbidraget fra jorden, er også en form for fremadrettet undersøgelse. Der vil ikke være etiske problemer med at skulle bevare en forureningstilstand i længere tid for undersøgelsens skyld. Men der kan være problemer med at kunne se evt. forbedringer i helbredstilstan-

den, inden for en overskuelig tid, efter forureningsfjernelsen. Dette gælder især, hvis de forventede tidligere opståede helbredseffekter, er irreversible, og hvis stofferne er akkumulerede i kroppen og udskilles langsomt.

Undersøgelsesresultaterne vil endvidere blive vanskelige at tolke, hvis flere andre faktorer ændres samtidig med, at eksponering for jordforurening ophører. Således sker der i dag i flere tilfælde det, at beboere på en forurennet grund flytter et helt andet sted hen efter konstatering af forureningen. Endelig sker forureningsfjernelsen næppe uden beboernes viden. Forsøget er ikke "blindt", hvorfor der nemt kan optræde bias ved interviewundersøgelser om helbredstilstand før og efter.

2.6 Muligheder for arbejdsmiljøundersøgelser

Ved sandsynliggørelse af sammenhænge mellem eksponering for farlige kemiske stoffer i arbejdsmiljøet og forskellige sygdomme, er de ovenfor beskrevne problemer knap så udtalte.

Eksponering for stoffer har i flere tilfælde været mere veldefineret m.h.t. antal og art af stoffer samt eksponeringsveje. Sammenlignet med jordforurening er der her ikke mindst bedre muligheder for at undersøge et større antal personer, som har været tydeligt forskelligt eksponeret. Herved kan dosis-response sammenhæng bedre belyses, bl.a. ved såkaldte historiske kohorte undersøgelser.

Kohorte
undersøgelser

I arbejdsmiljøet anses eksponeringen ofte i højere grad for noget, man må leve med, end det er tilfældet ved forurening i det ydre miljø. Fremadrettede undersøgelser, med deraf følgende fordele, som nævnt tidligere, benyttes derfor i visse tilfælde i arbejdsmiljøsammenhæng.

Case-kontrol
undersøgelser

Værdifulde undersøgelser, om sammenhæng mellem eksponering og sygdom, kan f.eks. også udføres som såkaldte case-kontrol undersøgelser. Dette kan være aktuelt ved en påfaldende forekomst af nogle sygdomstilfælde, hvor man har mistanke om sammenhæng med eksponering for nogle bestemte stoffer. Personer som har sygdommen, "cases", sammenlignes så med personer som ikke har sygdommen, "controls", m.h.t. tidligere eksponering.

En fordel ved case-kontrol undersøgelser er bl.a., at undersøgelserne ofte gennemføres med relativt få personer, hvis eksponeringen er hyppig i forhold til sygdomsforekomsten (7). Men der kræves bl.a. gode oplysninger om tidligere eksponering.

2.7 Muligheder for andre miljøundersøgelser

"Uundgåelige" eksponeringer af mange

I nogle tilfælde er der ved miljøpåvirkninger uden for arbejdsmiljøet også tale om nogle forureninger, som anses for uundgåelige. Det drejer sig f.eks. om udbredte tungmetalforureninger. Større grupper eksponerede har kunnet undersøges for effekter i lavdosisområdet ved mange forskellige slags undersøgelser i forskellige lande.

Resultater af de mange forskellige undersøgelser er med til at tegne et billede af effekterne i lavdosisområdet. F.eks. for bly vedkommende har der efterhånden vist sig effekter bl.a. på opmærksomheds- og intelligencetest af børn ved selv meget beskedne eksponeringer for bly (8).

"Lokale forureninger og helbredseffekter"

M.h.t. undersøgelser af sammenhænge mellem lokale forureninger og helbredseffekter kan også henvises til et tidligere dansk miljøprojekt (9).

Fremtidsudsigter

Som omtalt i kapitel 5 må en toksikologisk vurdering i dag hovedsagelig baseres på dyreforsøg, med de usikkerheder der er ved "oversættelse" fra dyr til menneske. Undersøgelser af effekter på mennesker, f.eks. i arbejdsmiljøet, kan som nævnt belyse en del af humantoksikologien.

Undersøgelser uden for arbejdsmiljøsituationer er dog nødvendige for at vurdere effekter på andre end arbejdsføre, voksne personer, f.eks. små børn, personer med kroniske lidelser etc. (se også i kap. 8.6 vedrørende "Særligt følsomme"). De særlige eksponeringsmåder, -veje og -niveauer, der karakteriserer det generelle miljø, kan også give resultater, som ikke kan forudses fra arbejdsmiljøundersøgelser.

De epidemiologiske metoder bliver da også stadig forbedrede, internationalt samarbejde øges fortsat, og eksponerings- og helbredsmål videreudvikles. Der vil således muligvis være basis for øget udbytte af epidemiologiske undersøgelser af sammenhænge mellem miljø-faktorer og gener og sygdom fremover (10).

2.8 Eksponeringsforsøg

Her skal kort omtales muligheden for at lave laboratorieundersøgelser, hvor mennesker udsættes for forskellige doser af nogle stoffer, og gener herved måles under kontrollerede omstændigheder. Visse problemer ved epidemiologiske undersøgelser undgås herved. Sådanne laborato-

rieundersøgelser, er kun etisk forsvarlige at udføre på frivillige informerede forsøgspersoner, der er raske eller kun har lette kroniske sygdomme. Endvidere må de skadelige stoffer, hvis effekter undersøges, kun give forbigående lette gener og symptomer ved forsøgene. Mange former for potentielle helbredseffekter af kemiske stoffer, f.eks. kronisk bronkitis og kræft, kan selvsagt ikke undersøges på denne måde.

Fordele ved eksponeringsforsøg er bl.a., at der kan undersøges for, om stofferne optages og omsættes, og for dosis-virkningsforhold, hvor eksponeringen er veldefineret, og helbredsmålene kan være fintfølende og standardiserede.

En speciel form for eksponeringsforsøg, som er meget anvendt og også relevant for jordforureninger, er såkaldte lugtpaneler. Her undersøges tærsklen for lugtindtryk fra f.eks. organiske opløsningsmidler. Gener fra lugt kan i mange tilfælde opstå ved lavere koncentrationer end egentlige helbredseffekter.

Lugtpaneler

2.9 Konkret risikovurdering

2.9.1

Brug af tidligere gennemførte befolkningsundersøgelser

Som det fremgår af afsnit 2.2, skal man ikke i øjeblikket forvente ved en litteratursøgning, rettet mod epidemiologiske undersøgelser i jordforureningssager, at få et udbytte med klare konklusioner.

Ved konkret risikovurdering, vil resultater af epidemiologiske undersøgelser i almindelighed, inkl. arbejdsmiljøundersøgelser, kunne bruges som led i belysning af forureningsstofferne toksicitet over for mennesker.

Led i den toksikologiske vurdering

I nogle tilfælde skal der tages stilling til, om der skal iværksættes epidemiologiske undersøgelser i jordforureningssager. Her er det vigtigt at undersøge, hvilke metodemæssige vanskeligheder man er stødt på i tidligere lignende undersøgelser. Endvidere kan man analysere, om sådanne undersøgelser har kunnet være udslagsgivende for beslutninger om oprydning og/eller til gavn for den undersøgte befolkningsgruppe.

Lære af erfaringerne

Led i eksponeringsvurdering

Brug af resultater fra undersøgelser af eksponering for jord og stoffer i jorden, kan i nogle tilfælde være et led i eksponeringsvurderingen i en konkret risikovurdering. Nøje analyse af, om omstændighederne er tilstrækkeligt oplyst i den gennemførte undersøgelse, og

dernæst om de er sammenlignelige med den konkrete jordforureningssag er selvfølgelig nødvendig.

2.9.2

Iværksættelse af nye befolkningsundersøgelser

Det fremgår af det foregående, især afsnit 2.5, at det kan være vanskeligt at be- eller afkræfte sammenhæng mellem jordforurening og gener og sygdomme ved epidemiologiske undersøgelser.

For at undersøgelser kan være berettigede, set ud fra en konkret sag, skal de dels kunne bidrage til myndighedernes beslutninger i sagen, dels være til gavn for de undersøgte mennesker.

Afgør ikke afværgeforanstaltninger

I konkrete sager skal der bl.a. tages beslutning om afværgeforanstaltninger. Art og omfang af afværgeforanstaltninger afhænger bl.a. af helbredsrisici ved anvendelse af den forurenede grund. Generelt er der væsentlige begrænsninger for at kunne få både nuværende og fremtidige risici belyst ved undersøgelse af de konkret eksponerede. Sådanne undersøgelser kan derfor ikke være afgørende for afværgeforanstaltninger (se også nedenfor, afsnit 2.9.3).

Undersøgelser kan i særlige tilfælde komme på tale i en konkret sag, hvis de eksponerede, efter information om undersøgelsesmuligheder, selv ønsker det. Der kan f.eks. være behov for at undersøge for akutte effekter. Eller det kan være den samlede aktuelle eksponering for et stof, der bl.a. findes i jorden, som ønskes belyst ved hjælp af biologiske indikatorer (se afsnit 2.3). Sådanne undersøgelser kan evt. bidrage til den tidsmæssige prioritering af afværgeforanstaltninger.

Epidemiologisk ekspertise

Inden en undersøgelse planlægges i detaljer, må ekspertise inden for epidemiologi m.v. konsulteres (9). Embedslægeinstitutionen i området kan bl.a. vurdere relevans af en undersøgelse, og hvilke fordele og ulemper en undersøgelse vil kunne have for den berørte befolkningsgruppe, når forskellige påvirkninger af helbredet skal ses undet ét.

2.9.3

Helbredsundersøgelse af udsatte enkeltpersoner

En del sager om kemikalieaffaldsdepoter starter med, at en bruger har gener eller sygdomme, som vedkommende tilskriver en ikke tidligere registreret forurening i jorden. Helbredsundersøgelse ønskes ofte af de pågældende, i håb om at man derved får mulighed for at vurdere sammenhæng mellem forureningsstoffer i jorden og helbredseffekter. Evt. foretages undersøgelsen ved en arbejdsmedicinsk klinik, hvor man foruden arbejdsmiljøpåvirkninger ser på påvirkninger fra ydre miljø og indeklima. Blandt patient-

Klinisk miljø-
medicin

ter, under en forsøgsordning med klinisk miljø-
medicin ved Rigshospitalets arbejdsmedicinske
klinik (11), har således også været enkelte
henvist under mistanke om helbredseffekter ef-
ter at have boet på en gasværksgrund. Der fand-
tes kun yderst beskeden mistanke om sammenhæng
mellem boligforhold og sygdomme.

Ringe konclu-
sionsmuligheder

Sådanne undersøgelser af enkeltpersoner bør
selvfølgelig foretages, når de pågældende selv
ønsker det. Det kan ske via det almindelige
sundhedsvæsen eller via specielle ordninger.
Embedslægen kan formidle kontakten. Muligheder-
ne for at konkludere noget klart om en sammen-
hæng, er dog oftest mindst lige så ringe som
ved gruppeundersøgelser. Dette bør den under-
søgte også selv have at vide. Man kan derfor
heller ikke lade afgørelser om afværgeforan-
staltninger afhænge af "påvisning" af helbreds-
effekter af forureningen hos en bruger af en
grund.

Ved en helbredsundersøgelse kan der til tider
diagnosticeres sygdomme, som forklarer den un-
dersøgte symptomer, og som anses for at have
helt andre årsagsforhold end jordforurening.
Dette kan betyde en lettelse for den undersøgte
og anvisning af andre veje for at komme af med
symptomerne.

2.9.4

Følger af krav om befolkningsundersøgelser

Krav om
undersøgelser

I en del tilfælde vil der være mere eller min-
dre udtalte krav om, at mistanke om helbreds-
effekter skal be- eller afkræftes ved en be-
folkningsundersøgelse. Det kan være den ekspø-
nerede befolkningsgruppe selv, der i troen på
klare resultater, ønsker en undersøgelse. Her-
ved forventer de at få lettet det psykiske pres
fra uvished om forureningens effekter. Der kan
være erstatningspørgsmål inde i billedet. Eller
det offentlige har vanskeligheder med at pri-
oritere undersøgelser og afværgeforanstaltnin-
ger inden for et begrænset budget. Det kan fri-
ste til at ty til små lokale befolkningsunder-
søgelser. Dette gøres i håb om at kunne få nog-
le facts at handle ud fra.

Uheldige
konsekvenser

Uheldige konsekvenser af, at der stilles krav
om sådanne undersøgelser, som forudsætning for
stillingtagen til en jordforureningssag, skal
ridses op her.

Skaderne kan ske i den tid, der går, imens "be-
viserne" stykkes sammen. Mistanke om helbreds-
effekter bør om muligt give anledning til fore-
byggelse af yderligere påvirkning fra forure-
ningen, fremfor at afvente en fremadrettet epi-
demiologisk undersøgelse. En sådan vil også som
nævnt sjældent føre til klare konklusioner.

Foruden den forsinkende effekt, som krav om epidemiologiske undersøgelser kan have, kan der være menneskelige omkostninger. Disse kan skyldes den megen fokuséren på evt. helbredseffekter af forureningen. I nogle tilfælde kan den eksponerede befolkningsgruppe dog føle det mere belastende at få afslag på en ønsket undersøgelse. Det afgørende kan her være, hvorledes muligheder for at drage konklusioner af undersøgelsen bliver lagt frem.

Problemer med at klassificere en befolkningsgruppe i en undersøgelse efter, hvor meget de har været eksponeret for, fører ofte til en såkaldt misklassifikation. Denne kan betyde afsvækket mulighed for at vise sammenhænge, der i virkeligheden er der (7). Eller, hvis de undersøgte overdriver eksponering og symptomer, kan man finde sammenhænge, der i virkeligheden ikke er der.

Forventningerne hos de eksponerede og evt. andre interessenter om afklaring af sammenhænge skuffes ofte, fordi resultater af undersøgelserne må tages med diverse forbehold.

Overfortolkning
af resultater

Resultater af undersøgelser kan også let blive overfortolkede. Dette kan skyldes, at forbeholdene ikke fremlægges forståeligt, eller at nogle interessenter ikke er modtagelige for forklaringer om forbehold. At indstille forventninger om afklaring af årsagssammenhænge på et realistisk niveau hos interessenterne er en krævende opgave. Der fordres indsigt i epidemiologiske metoders muligheder og begrænsninger og evne til at kommunikere herom til grupper med forskellige forudsætninger, inkl. dem der er psykisk påvirkede af forureningssituationen.

Ressource
krævende
undersøgelser

Mange ressourcer, arbejdskraftmæssige og økonomiske, kræves ofte til store velgennemførte epidemiologiske undersøgelser.

2.10 Konklusion

Der er ringe muligheder for tiden for, ved hjælp af befolkningsundersøgelser, at sandsynliggøre om der er en sammenhæng eller ej mellem anvendelse af forurenede grunde og gener og sygdomme. Årsager hertil er bl.a., at der er få eksponerede hvert sted, at eksponeringsniveauerne er usikre, at eksponeringsmålene oftest er indirekte, samt at symptomerne er uspecifikke og vanskelige at måle.

Fremadrettede undersøgelser med bedre muligheder for systematisk eksponeringsmåling og sygdomsregistrering støder bl.a. på etiske problemer, fordi man ikke bevidst vil lade folk eks-

ponere fortsat.

Undersøgelser af befolkningsgrupper eller enkeltpersoner, der er eksponerede via anvendelse af forurenede grunde, vil således sjældent føre til klare konklusioner p.g.a. de metodemæssige problemer. Sådanne undersøgelser er ikke egnede som beslutningsgrundlag m.h.t. afværgeforanstaltninger og valg af fremtidig anvendelse af en grund. Til dette formål må en risikovurdering, som beskrevet i de følgende kapitler, tages i brug.

Befolkningsundersøgelser kan i særlige tilfælde komme på tale, ved ønske herom fra de eksponerede og ved afgrænsede mål for undersøgelsen. Det kan f.eks. dreje sig om at få et udtryk for en samlet belastning, fra diverse kilder inkl. jord, med et farligt kemisk stof, målt ved en biologisk indikator. Forinden der tages stilling til, om en befolkningsundersøgelse skal iværksættes, bør ekspertise bl.a. inden for epidemiologi konsulteres.

2.11 Referencer

- (1) Phillips, A. M., og Silbergeld, E. K. 1985. Health Effects Studies of Exposure From Hazardous Waste Sites - Where Are We Today?, Am. Journ. of Ind. Med. 8; 1-7.
- (2) Bach, E. 1979. Børns belastning med bly Dansk Institut for Klinisk epidemiologi.
- (3) Hansen, E. 1988. Personlig meddelelse, Institut for toksikologi, Levnedsmiddelstyrelsen.
- (4) Morgan, H. og Simms, D. L. 1988. Setting trigger concentrations for contaminated land. K. Wolf, W.J. van den Brink, F.J. Colon (eds.). "Contaminated Soil", vol. 1 p. 327-337, Kluwer Academic Publishers.
- (5) Barltrop, D. 1986. Evaluation of cadmium exposure from contaminated soil, in J.W. Assink and W.J. v.d. Brink (eds), "Contaminated Soil" p. 169-180, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht.
- (6) Hill, A. B. 1965. Proc. R. Soc. Med., 58: p. 295-300.
- (7) Foldspang, F., Juul, S. og Olsen, J. og Sabroe, S. 1986. Epidemiologi - sygdom og befolkning 2. udg., Munksgaard.
- (8) Grandjean, P. (red.). 1988: Miljømedicin, 2. udg. FADL's forlag.

- (9) Jacobsen, P. og Bach, E. 1986. Lokale forureninger og helbredseffekter, Miljøprojekt nr. 81, Miljøstyrelsen.
- (10) Epidemiology in environmental health. First International Symposium on Environmental Epidemiology, June 3-5, 1987. Arch. Environ. Health, Vol. 43, No 2, March/April 1988.
- (11) Jacobsen, P. og Gyntelberg, F. 1988. Klinisk miljømedicin, Lægen, nr. 2, Københavns Lægeforening.

3. Vurdering af jordforureningens sundhedsmæssige betydning

3.1 Forurennet jord

"Forurennet jord" kan defineres som jord, der er forurennet med en så stor mængde toksiske stoffer, at den udgør en miljø- eller sundhedsmæssig trussel (1). Denne definition tager ikke hensyn til, hvordan et toksisk stof er kommet i jorden, og kan derfor anvendes, enten når forurening er naturligt forekommende eller er et resultat af menneskelige aktiviteter. Det, der mangler, er at fastsætte kriterier, for hvornår man vil anse en bestemt forurening for en trussel mod mennesker eller miljøet.

Forurening kan desuden forekomme i en form, der ikke giver anledning til nogen sundheds- eller miljømæssig betænkelighed, men som er uacceptabel af æstetiske grunde, f.eks. ved ufarlig lugtafgivelse.

Når man skal vurdere den sundheds- og miljømæssige betydning af en kemikalieforurening, skal kemikalierne farlighed vurderes, og man skal vide hvordan de relevante organismer bliver udsat, og for hvor meget. Man skal kunne fastslå hvornår en forurening er uproblematisk og ikke kræver afværgeforanstaltninger, selvom forureningen er af et vist omfang.

Vurderinger af denne type kaldes for risikovurderinger. De følgende afsnit er et forsøg på at belyse, hvilke oplysninger både om stoffer og deres eksponeringsveje der er nødvendige for at udføre en vurdering, og på at beskrive, hvilke begrænsninger en eventuel mangel på disse oplysninger kan betyde for de konklusioner, der kan drages fra en risikovurdering.

3.2 Farligheds- og risikovurdering

Der findes en meget omfattende international litteratur (2) vedrørende både farligheds- og risikovurdering af kemikalier. Der er endnu ikke enighed om en definition, og der kan især være en forskel mellem den måde amerikanere og europæere anvender disse begreber.

I følge det amerikanske National Research Council (3) indeholder en sundhedsmæssig risikovurdering fire væsentlige elementer.

1. En farlighedsvurdering af hvilken type af biologiske effekter et stof kan forårsage

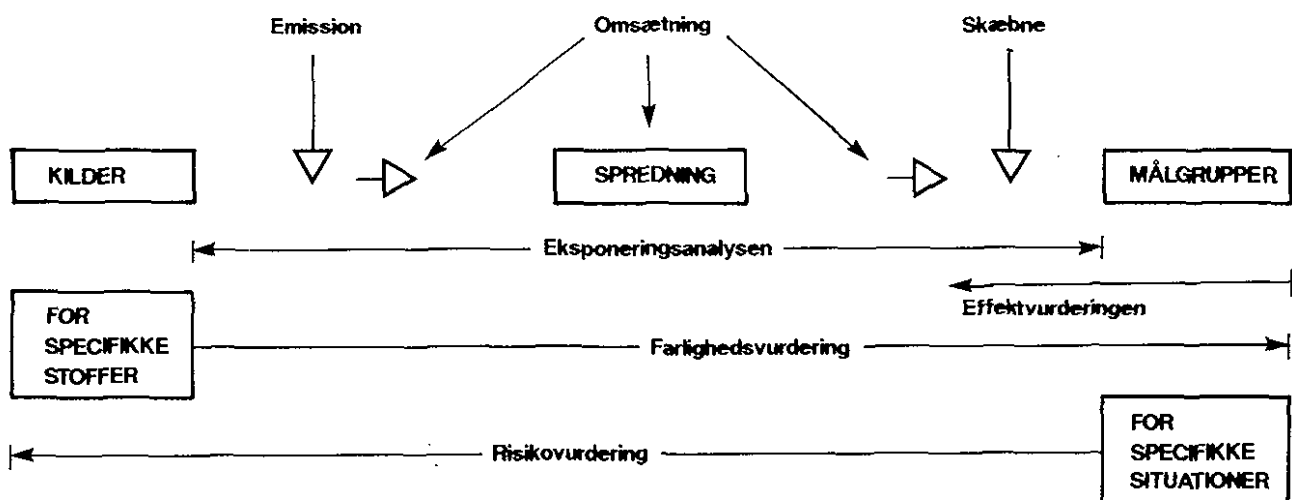
2. En vurdering af dosis-respons forhold for disse effekter.
3. En vurdering af, hvor meget mennesker er eksponeret for stoffet.
4. En karakterisering af risikoen ved at opsummere de tre foregående trin.

For visse effekter udtrykkes resultatet som sikkerhedsmargin (Measure of safety) mellem de koncentrationer, som mennesker er udsat for, og de koncentrationer, som kan give en biologisk effekt. For andre effekter (f.eks. kræftfremkaldende effekt) kan det være nødvendigt at udtrykke resultatet som sandsynligheden for, at en effekt optræder ved den koncentration som mennesker er udsat for.

OECD

OECD (4) har defineret "farligheds" begrebet som de egenskaber af et stof - i henhold til den truede organisme eller miljø - der gør, at stoffet kan volde skade. Disse egenskaber karakteriseres både med en eksponeringsanalyse (en vurdering af om målet bliver eksponeret) og en effektvurdering (en vurdering om stoffet er i stand til at fremkalde uønskede effekter). Denne definition af farligheden er bredere end den amerikanske definition, og omfatter flere elementer i det risikovurderingsforløb skitseret ovenfor.

Forholdet mellem farligheds- og risikovurdering er fornyligt blevet diskuteret og afbildet (se figur 1) af Bro-Rasmussen (5). OECDs definition af farlighed og den skematiske opstilling i figur 1 er valgt som udgangspunktet for den følgende diskussion.



Figur 1
Elementer og be-
greber som indgår
i farligheds- og
risikovurderinger.

Som det fremgår af figur 1, er en farligheds- og en risikovurdering parallelle processer. Mens en farlighedsvurdering tager sit udgangspunkt i specifikke stoffer, tager en risikovurdering udgangspunkt i en specifik situation ("scenario"). I en risikovurdering tilpasses og afgrænses de stofrelaterede oplysninger i en farlighedsvurdering til oplysninger om de specifikke mål og eksponeringsveje, der er aktuelle i en nærmere angiven situation. I begge typer vurdering indgår oplysninger om specifikke stoffer og deres omsætning i miljøet, samt af målets udsættelse for et stof (eksponeringsanalysen).

3.3 Farlighedsidentifikation og farlighedsvurdering

Farlighedsvurdering af kemiske stoffer udgør først og fremmest en vurdering af enkelte stoffers såkaldte iboende egenskaber. Betydningen af disse egenskaber udtrykkes i relation til det miljø eller de biologiske systemer, der kan påvirkes af stoffet, og vurderingen omfatter både viden om stoffets fordeling i miljøet og om stoffets effekter i forskellige biologiske systemer.

En farlighedsidentifikation vil først og fremmest pege på de kvalitative kombinationer af eksponeringsveje og effekter, der kan tænkes at udgøre en fare for målet (se figur 1). En farlighedsvurdering indeholder flere kvantitative elementer, hvor dosis-respons data inddrages og vurderes med henblik på om muligt at fastsætte "no-effect-level" (NEL), "no-observed-effect-level" (NOEL) m.m..

For at udføre en kvantitativ vurdering kræves der flere oplysninger om et stof, end når man udfører en farlighedsidentifikation. Det er for eksempel muligt at konstatere, at et stof har en bestemt toksisk egenskab fra et forsøgsmateriale, som ikke indeholder tilstrækkelige dosis-respons data til, at man kan fastsætte et NEL.

Data mangel

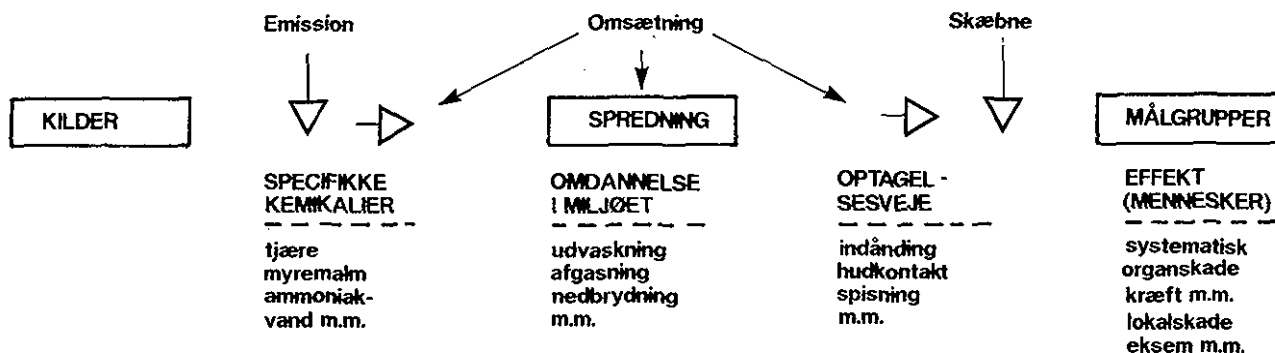
Data for toksikologiske effekter af kemiske stoffer er meget mangelfulde (6). Mens der findes data for akut dødelighed (LD50-data) for omtrent 80% af de ca. 83000 kemiske stoffer optaget i den amerikanske RTECS database i 1986, er der kun data om irritation, kræft og effekter på reproduktion for ca. 5% af disse stoffer (7).

Det er nemmere at finde data af tilstrækkelig kvalitet til at identificere en fare end til at vurdere den. Selv om visse data om stoffets biologiske effekter eller koncentrationer i

miljøet mangler, er det dog muligt at udføre en farlighedsvurdering (8).

Farlighedsvurdering af gasværksgrunde

Figur 2 viser nogle af de elementer som indgår i en farlighedsvurdering af stoffer, der findes på bl.a. gasværksgrunde.



Figur 2
Elementer som indgår i en farlighedsvurdering af stoffer der findes på bl.a. gasværksgrunde.

Kilder

Kilder til forureningen er deponier efterladt på gamle industrigrunde. Når man skal vurdere disse kemikaliers farlighed, er det nødvendigt at specificere nærmere hvilke kemikalier der er relevante.

Deponier kan bestå af rene kemikalier. Men i mange tilfælde vil der være tale om blandinger, både naturligt forekommende (såsom tjæreprodukter) og kunstige (såsom rester fra kemisk produktion). Nogle vil være kemisk veldefinerede (metaller) og nogle vil forekomme med meget forskellige sammensætninger (myremalm).

Omdannelse i miljøet

Deponier, der har ligget i jorden i en årrække, vil have været udsat for både kemiske og biologiske nedbrydningsprocesser, og nogle komponenter vil være udvasket eller afdampet. De kemiske stoffer, der udgår fra kilden, kan være meget forskellige fra udgangsmaterialet.

Recipenter

Det er muligt at danne sig et indtryk af stoffernes fordeling i miljøet ud fra et kendskab til stoffernes fysiske-kemiske egenskaber. Fordelingen kan for eksempel beregnes ved hjælp af forskellige matematiske modeller.

Problemer i forbindelse med afklaring af kemisk identitet af kilderne, omdannelse og fordeling i miljøet er emnet for kapitel 4 i denne rapport.

Optagelsesveje
og effekter på
mennesker

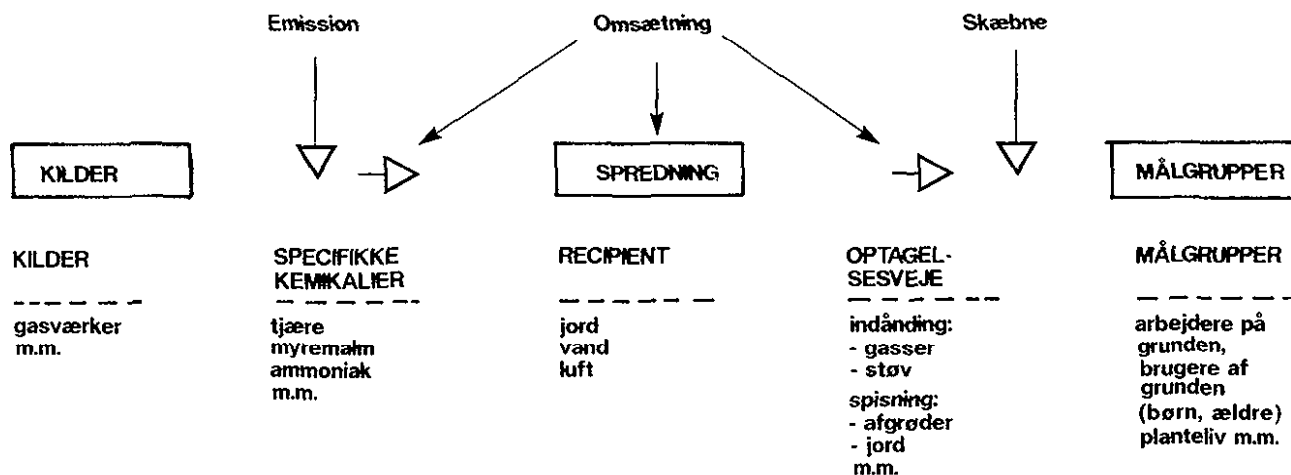
Kriterier for indsamling og vurdering af data med henblik på en effektvurdering er beskrevet i bl.a. "Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer med henblik på beskyttelse mod sundhedsmæssige påvirkninger især fra luftforurening fra virksomheder" (9).

For visse stoffer foreligger der såkaldte kriteriedokumenter som også indeholder forslag til grænser for, hvor meget f.eks. mennesker eller miljøet kan belastes med et bestemt stof. Der er også opnået en vis grad af accept af disse grænser. Som eksempel kan nævnes Verdens Sundhedsorganisationens (WHO) retningslinier for luftkvalitet (10), samt en omfattende litteratur om stoffer som kan forekomme i levnedsmidler. Det vil dog i de fleste tilfælde være nødvendigt at fastsætte en grænse for den tolerable daglige eller ugentlige stofmængde. Eksempler på en vurdering af kemikaliers sundhedsmæssige effekter, findes i kapitel 5, og deres effekter på planter beskrives i kapitel 6.

3.4 Risikovurdering

En risikovurdering tager sit udgangspunkt i specifikke situationer og bygger på oplysninger om de mål, de eksponeringsveje og de specifikke stoffer, der er aktuelle i en nærmere defineret situation.

Figur 3 viser nogle af de elementer som skal vurderes ved en risikovurdering af en gammel industrigrund.



Figur 3
Elementer som indgår i en risikovurdering af en fremtidig anvendelse af en gammel industrigrund.

Målet

Målgruppen vil afhænge af situationen. Det vil naturligvis være forskelligt, om arealet skal bruges til parkeringsplads for lastbiler, naturreservat eller villakvarter. Forholdet mellem et områdes faktiske eller tiltænkte anvendelse og mulige målgrupper omtales nærmere i kapitel 7.

Optagelsesveje

For at kortlægge vejene mellem kemikalier fra kilden til de menneskelige eller miljømæssige mål kræves en eksponeringsanalyse. Hermed kortlægges de veje, der kan føre til optagelse, og deres relative betydning for den totale udsættelse vurderes.

Det bør understreges, at mange stoffer vil kunne optages på flere måder. Et metal i jordoverfladen vil både kunne indtages direkte i munden ved leg, via indånding af støv, og ved spisning af grøntsager dyrket på den metalholdige jord. I denne sammenhæng er det også væsentligt at pege på de eksponeringsveje, der ikke medføre en belastning i den aktuelle situation.

Det kan også være ønskeligt at foretage en kvantitativ (eller semikvantitativ) beregning af udsættelsen af de forskellige mål for et bestemt stof. For at kunne bedømme betydningen af indtagelsen af forurenede jord er det nødvendigt at kvantificere f.eks., hvor meget jord et barn putter i munden om dagen.

Det er vigtigt at være opmærksom på, om målet i sig selv kan være særligt følsomt for påvirkning fra kemiske stoffer. Der kan være grupper, der er udsat, fordi de er særligt disponerede (f.eks. allergikere), fordi deres udviklingsstadium er mere følsomt (børn, ufødte), på grund af deres livsvilkår (f.eks. handicappede), eller deres valgte livsstil (f.eks. grupper med særlige spisevaner).

Disse emner er beskrevet i kapitel 8 i nærværende rapport.

Kilder og omdannelse i miljøet

For at konstatere hvilke faktiske koncentrationer af de forskellige stoffer, der findes i jord, vand og luft på de pågældende grunde, er det nødvendigt både med analyser, der kan bestemme, hvilken type deponi der er tale om, og analyser, der kan belyse omfanget af de eventuelle nedbrydnings- eller omfordelingsprocesser. Metoder til undersøgelse af grundene forurenede med kemikalier er behandlet i et andet Miljøprojekt (11), og omtales ikke nærmere i denne rapport.

De undersøgelser, der kan påvise hvor på arealet forureningen ligger, kan foretages på forskellige måder, således at forureningens udbredelse (både horizontalt og vertikalt) bestemmes

mere eller mindre nøjagtigt. De indledende undersøgelser vil oftest være begrænset til nogle få prøver, som kun vil tillade en ret grov kortlægning. For at opnå en høj grad af sikkerhed så det kan udelukkes, at der ikke findes mindre områder på grunden med uacceptabel forurening, kræves et meget detaljeret undersøgelsesprogram. Behovet for hvor grundig en kortlægning skal være, vil i høj grad afhænge af, hvordan den skal anvendes. Dette forhold omtales nærmere i kapitel 9.

3.5 Acceptkriterier

Når en risikovurdering foreligger, skal der fastsættes hvilken risiko, der kan accepteres.

Denne del af processen er i høj grad bestemt af politiske-, etiske- og kulturelle normer, og er vanskelig at kvantificere. Der kan være forskellige opfattelser af disse normer i forskellige befolkningsgrupper og lande.

Der er dog to principper, som anses for at være særlig relevante ved fastsættelse af acceptkriterier ved byudvikling af forurenede gamle industrigrunde.

Robuste
acceptkriterier

Det første er, at acceptkriterier ved projektering af fremtidig anvendelse bør være særdeles robuste. Der vil sjældent være muligheder for en efterfølgende stramning i afværgeforanstaltninger, efter at byggeriet er fuldført, og det vil under alle omstændigheder være meget bekesteligt. Kriterierne må derfor kunne holde til udvikling både i vores viden om stoffernes biologiske effekter og ændringer i offentlighedens accept af risici fra kemiske stoffer igennem den periode på 50-100 år, som bygningen forventes at blive anvendt. Der er sket en kolossal udvikling i vores forståelse af stoffernes biologiske effekter i de sidste 50 år. Det vil være højst usandsynligt, hvis denne udvikling ikke også fortsætter i de næste 50 år.

Miljøhensyn
iøvrigt

Det andet udgangspunkt er, at den påvirkning fra et bestemt stof, der stammer fra kemikalieforurenede jord, kun bør udgøre en beskeden del af den totale påvirkning, som man finder acceptabel.

Dette udgangspunkt hviler på en opfattelse af, at forurening fra kemikalieaffaldsdepoter i almindelighed bør vurderes mindst lige så strengt som forurening fra aktive virksomheder. Det er ikke afgørende, om omgivelserne i det konkrete tilfælde godt kunne tåle en større belastning.

For visse anvendelser, vil en række "kvalitets"begreber også gøre sig gældende. Acceptkriterier kan ikke baseres på en sundhedsmæssig vurdering alene. For de fleste anvendelsesformer vil lugt fra jordforureningen være uacceptabel, og tilstedeværelse af synlig forurening (f.eks. asfaltklumper i jorden) vil være uacceptabel i haver, parkanlæg m.m. Visse aktiviteter opfattes i almindelighed som aktiviteter, der fordrer en særlig høj grad af hygiejne. Hospitaler, lægekonsultationer, laboratorier og mange fødevare-virksomheder er måske helt uacceptable aktiviteter på forurenede områder, selvom der ikke nødvendigvis foreligger en mulighed for en reel eksponering.

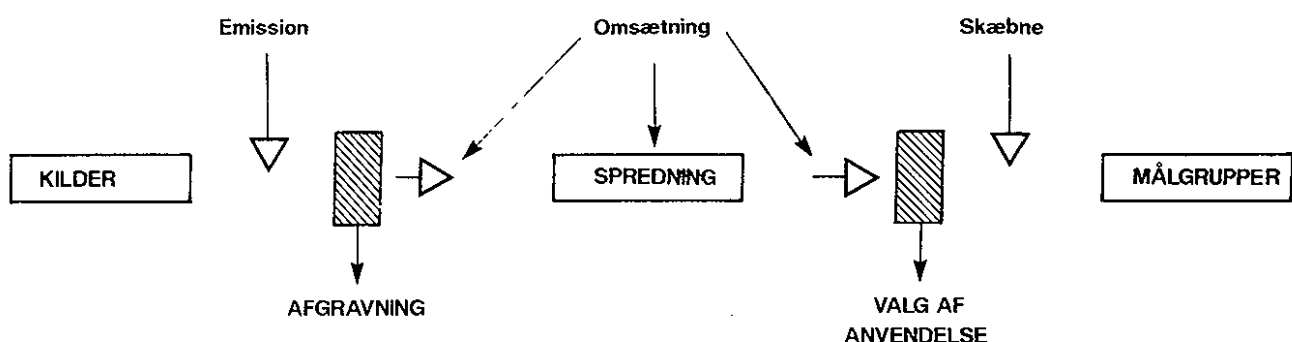
Ved fastsættelse af acceptkriterier ved en risikovurdering af kemikalieforurenede arealer, hvor grunden allerede er overgået til et andet formål, kan det være nødvendigt at foretage en afvejning. Dette kan medføre et højere forureningsniveau, end der kan accepteres ved et nyt byggeri.

3.6 Risikoforvaltning

Risikoforvaltningsfasen består af et valg af egnede afværgeforanstaltninger, foretaget på grundlag af veldefinerede acceptkriterier.

Valg af afværgeforanstaltninger

Der er i princippet to muligheder for at afværge de risici, som vurderingen har udpeget. Enten kan forureningen fjernes, eller - i mange tilfælde - kan man vælge en mindre problematisk anvendelse af arealet.



Figur 4
Muligheder for afværgeforanstaltninger.

En risikovurdering kan både anvendes til at udpege de afgravningskriterier, der er nødvendige for en bestemt anvendelse, men den kan også udpege andre former for anvendelser, der ikke indebærer sundhedsmæssigt betænkelige konsekvenser.

Disse oplysninger vil kunne anvendes til at beregne omkostninger ved både afgravning og ved at vælge en anden anvendelse af arealet. Dermed har grundejeren mulighed for at vælge mellem forskellige løsninger, som alle vil være sundhedsmæssigt forsvarlige.

3.7 Valg af anvendelsesform

I tilfælde hvor det er muligt frit at bestemme arealets fremover skal bruges, kan en risikovurdering udpege former for anvendelser, der ikke indebærer sundhedsmæssigt betænkelige konsekvenser.

For at vælge en anvendelse af et areal der ikke vil indebære miljø- eller sundhedsmæssige problemer, er det først og fremmest nødvendigt at kende hvilke stoffer, der findes på grunden, og de veje hvorved disse stoffer kan påvirke forskellige målgrupper. Kendskab til disse veje sammenholdes med de muligheder, der er for eksponering af de målgrupper, der er aktuelle ved de forskellige mulige fremtidige anvendelser.

Denne form for risikovurdering kræver en relativ begrænset viden om stoffernes egenskaber. Det er vigtigt at kende de veje, hvorved de kan påvirke målgruppen, men det vil normalt ikke være nødvendigt at kvantificere disse veje. Man skal vide, hvilke biologiske effekter et stof kan forårsage, men det vil sjældent være nødvendigt at sætte noget kvantitativt mål for disse effekter. Behovet for kortlægning af forureningen, både hvad angår placering og mængde, vil også være begrænset.

Da kravet til dokumentation om et stofs toksikologiske virkning er begrænset, vil dette medføre, at det ofte vil være muligt at foretage en tilfredsstillende risikovurdering selv i tilfælde, hvor toksikologiske data om de pågældende stoffer er mangelfulde.

At udvælge en anvendelse for et kemikalieforurenet areal på grundlag af en risikovurdering, der kan påvise, at mulighederne for at blive udsat for eventuelle kemikalier på området kan udelukkes, er måske den bedste garanti for, at projektet vil være sundhedsmæssigt forsvarligt i en lang tid fremover.

3.8 Kriterier for afgravning

Der anvendes mange forskellige betegnelser for kriterier for afgravning. Kriterier kan være kvantitative, og betegner f.eks. den stofkon-

centration der kan accepteres i jorden efter oprydning. Nogle af de hyppigst forekommende udtryk er beskrevet nedenfor.

Baggrunds niveau	Målte koncentrationer af et stof i "uforurennet" jord (tallene kan evt. bearbejdes statistisk). Stoffet kan enten forekomme naturligt eller som miljøfremmede stoffer. I begge tilfælde kan koncentrationerne være meget forskellige fra område til område, afhængig dels af en evt. forureningskilde, dels af jordtypen (karakteriseret ved f.eks. indhold af ler og organisk stof).
Soil quality reference value	Administrativ betegnelse (her taget fra hollandsk kilde) for en koncentration, hvor det pågældende stof ikke forventes, på grundlag af vores nuværende viden, at give anledning til skadelige effekter.
Trigger value	Administrativ betegnelse for en koncentration, som en myndighed forventer, vil udløse en handling som f.eks. yderligere undersøgelser. Niveauet kan være afhængig af arealets anvendelse.
Uacceptabel koncentration	Administrativ betegnelse for en koncentration, som en myndighed normalt vil påbyde en afværgeforanstaltning. Niveauet kan være afhængig af arealets anvendelse.
Stopkoncentration	Jargon for en koncentration der enten kan accepteres efter en oprydning, eller skal anvendes til at betegne ydergrænsen på et område hvor der skal ryddes op.
Accept kriterie	Bruges om koncentrationer af stoffer, i f.eks. luft eller indeklima, der stammer fra en jordforurening, der ikke giver anledning til betænkelighed (i f.eks. luft eller vand). Andre kriterier kan anvendes til at afgrænse, hvor dybt jorden skal afgraves. Disse kriterier betegnes i de følgende afsnit som "kvalitative" kriterier.

3.9 Kvantitative kriterier

Fastsættelse af disse kriterier forudsætter, at der udføres en risikovurdering, som skal kunne kvantificere samtlige veje, der findes ved grundens anvendelse og som kan føre til udsættelse. Farlighedsvurderingen må være velfunderet, således at et "No-effect-level" kan fastsættes med sikkerhed.

Desuden skal kortlægning og kvantificering af forurening være tilstrækkelig nøjagtig til, at man kan sikre, at de kvantitative grænser ikke

overskrides.

Det er vigtigt at skelne mellem fastsættelse af kvantitative kriterier og "grænseværdier" i almindelighed. En grænseværdi i arbejdsmiljøet fastsætter en øvre grænse for et stofs koncentration i luften, beregnet på grundlaget af et bestemt antal timer på arbejdspladsen. Ligeledes er et immissionskoncentrationsbidrag til fastsættelse af udledning til luften fra en virksomhed beregnet på et konstant ophold i skellet til virksomheden. I begge disse tilfælde, er udsættelse fra kun en enkelt eksponeringsvej (indånding) reguleret. Hvis en risikovurdering konkluderer, at der ikke er mere end en enkelt eksponeringsvej, der skal reguleres, er der grundlag for en sædvanlig grænseværdifastsættelse.

Ligeledes vil det være muligt at fastsætte en "universel" grænseværdi uafhængig af jordens anvendelse, selv om man kan være udsat for stoffet af flere veje, hvis stofkoncentrationen er så lav, at den ikke medfører nogen uønskede effekter. Denne værdi vil i praksis ofte ligge i nærheden af stoffets koncentration i uforurenet jord.

Fastsættelse af kvantitative kriterier kræver et stort dokumentationsmateriale, både til belysning af eksponering og til vurdering af effekter. Hvis disse dokumentationskrav ikke kan opfyldes, frarådes fastsættelse af kvantitative kriterier, af hensyn til acceptkriteriernes robusthed.

Et eksempel på fastsættelse af kvantitative kriterier for bly og andre metaller, er vist i bilag 2.2 til denne rapport.

3.10 Kvalitative kriterier

Kriterier

Kvalitative kriterier anvendes til at afgrænse, f.eks. hvor dybt jorden skal afgraves. Hvis en risikovurdering har påvist, at den kritiske problemstilling er, at børn kan komme i direkte kontakt med forurennet jord, vil man kunne fastsætte den dybde af overfladejord, der skal bortgraves.

Fastsættelse af kvalitative kriterier forudsætter også, at der foretages en risikovurdering for den pågældende grund. En eksponeringsanalyse skal påvise relevante veje, men det vil ikke være nødvendigt at kvantificere disse. En vurdering af stoffets effekter skal udpege mulige effekter, uden at det er nødvendigt at kunne fastsætte et "No-effect-level". Der vil stadigvæk være et stort krav til kortlægning af foru-

reningens placering på grunden, mens et præcis mål for koncentration vil være mindre vigtig.

Dokumentationskravet er i dette tilfælde væsentligt mindre end ved fastsættelse af kvantitative kriterier. Kvalitative kriterier er således mere "robuste" end kvantitative kriterier.

Hvilken type kriterie, der kan fastsættes, vil derfor afhænge af, hvor god eller dårlig den dokumentation er, der indgår i farlighedsvurderingen, sålænge man ønsker acceptkriterier, der er robuste og begrundet i en sikker toksikologisk viden. Mens det vil være muligt at anbefale anvendelsesformer, der kan udelukke eksponering for de kemikalier, der findes på grunden, vil det kun være muligt i nogle få tilfælde at fastsætte robuste kvantitative kriterier.

3.11 Referencer

- (1) Smith, M. A. 1980. In "Reclamation of contaminated land", Proc. Soc. Chem. Ind. Conf. paper B1.
- (2) US EPA, Office of Information Resources Management and Office of Toxic Substances. March 1987. Risk Assessment, Management, Communication. A guide to selected sources. EPA IMSD/87-002. (Ajourført maj 1987, EPA IMSD/87-002a).
- (3) National Research Council. 1983. Risk Assessment in the Federal Government. A report of the Committee on the Institutional means for assessing of Risks to Public Health. National Acedemy Press, Washington.
- (4) OECD. April 1986. Report of the OECD Workshop on Practical Approaches to the Assessment of environmental exposure. 14.-18, Wien Østrig.
- (5) Bro-Rasmussen, F. 1988. Hazard and Risk Assessment and Acceptability of Chemicals in the Environment. Risk assessment of chemicals in the environment (Red: Richardson M.L.) Chapter 24, p. 437-450. Royal Society of Chemistry.
- (6) OECD. 1986. Existing Chemicals. Systematic Investigation. Priority Setting and Chemicals Reviews, s. 115-117, Paris.
- (7) Niemelä, J. 1987, i: Hart, J. 1988 Some Danish Approaches to Selection of existing Chemicals. Chemosphere, 17, 1411-1418.

- (8) Tørsløv, J. 1988. Hazard assessment of 1,1,1-trichloroethane, Miljøprojekt nr. 100.
- (9) Miljøstyrelsens hygiejnisk-kemisk kontor, maj 1987. Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer.
- (10) World Health Organisation, Regional Office for Europe, Copenhagen. 1987. Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series NO. 23.
- (11) Miljøstyrelsens Arbejdsrapport, 1988. Undersøgelse af forurenede industrigrunde, Kemp og Lauritsen.

4. Farlighedsvurdering: Kemiske stoffer

4.1 Indledning

I det forudgående kapitel er der beskrevet forskellige begreber som anvendes i en farlighedsvurdering af forureningsforhold, se figur 2 i kapitel 3.

I dette kapitel beskrives hvordan de specifikke kemikalier i den forurenede kilde identificeres og kvantificeres samt hvordan kemikalernes fysisk/kemiske egenskaber er bestemmende for eksponeringsvejen og eksponeringsstørrelsen.

4.2 Informationsindsamling om forureningskilden

Den første fase i undersøgelsesernes forløb er en informationsindsamling, som ligger til grund for vurderingerne om, hvilke stoffer der kan forekomme.

Industriens historiske udvikling, driftsforhold, ændringer i driften gennem årene, proceskemi, spildprodukter, afsætningsmuligheder, deponering, og evt. specielle forhold skal undersøges. Oplysningerne om industrier og driftsforhold kan findes i rapporten "Forurenede industrigrunde - lossepladsprojektet" (1), i branchekatalog (2, 3), i standard håndbøger (4, 5, 6) og ved henvendelse til brancheorganisationer.

Industribeskrivelserne skal helst være lokalitetsspecifikke, fordi driftsforhold eller anlægstyper kan ændre karakteren af forureningen.

I bilag 1.1 er der givet en generel beskrivelse af gasværksdrift og forureningsforhold ved gamle gasværksgrunde.

Undersøgelsesstrategien

Informationsindsamlingen vil belyse driftsforholdene som har betydning for undersøgelsesstrategien og analyseprogrammer.

Omfanget af undersøgelsesaktiviteterne vil være bestemt af behovet for dokumentation i henhold til den fremtidige anvendelse af grunden (se iøvrigt kapitel 9). Det er almindeligt, at der udføres en orienterende undersøgelse, selv for anvendelser der er ufølsomme overfor forurening, til at bedømme om grunden rent faktisk er forurenede og forureningsens art. En detaljeret kortlægning af forureningen er påkrævet, hvis den fremtidige anvendelse af meget følsom overfor forurening.

Geologiske og hydrogeologiske forhold

De geologiske beskrivelser af jordprøver og undersøgelser af vandforekomster og grundvandsforhold er også nødvendige for en forståelse af forureningsbevægelse og spredning i miljøet.

F.eks. kan visse geologiske aflejringer (silt, tørv, ler m.m.) virke tilbageholdende for en forurening og vil også påvirke nedsivning og gennemstrømning af vand. I grundvandmagasinet vil grundvandsstrømningen være bestemmende for spredning af forurening, men redoksforhold, jordens indhold af organisk stof og den mikrobiologiske flora (nedbrydningsforhold) kan påvirke spredning og forsinke transport af forureningen væk fra kilden.

Der findes mange danske artikler og rapporter, som beskriver disse forhold bl.a. kan nævnes lossepladsprojektets udredningsrapporter og ATV-komiteens foredragsrække vedr. grundvandsforurening, samt undersøgelsesrapporter vedrørende konkrete forureningssager.

Generelle retningslinier

Generelle retningslinier for undersøgelserne er beskrevet i et andet miljøprojekt "Undersøgelse af forurenede industrigrunde" (7).

4.3 Forureningens sammensætning

Analysearbejdet til at identificere de forskellige forureningskomponenter kan udføres på jord-, vand- og luftprøver.

Jordprøver

Analyserne af jordprøver kan kun beskrive forholdene i de punkter hvorfra jordprøverne er udtaget. Hvis den ønskede fremtidige arealanvendelse er meget følsom over for tilstedeværende forurening kan det være nødvendigt at udføre en detaljeret kortlægning og at analysere mange jordprøver, hvilket medfører et betydeligt analysebudget.

Hvis forureningen har et meget karakteristisk udseende eller lugt, kan disse oplysninger også bruges til kortlægning af forureninger.

Baggrunds niveauer

Enhver jordprøve består naturligt af forskellige mineraler og har et vist indhold af metaller og salte. Der er derfor forskel i baggrunds niveauer afhængig af jordarten, hvilken landsdel og fra hvilken dybde jordprøven er udtaget fra.

Man skal også være opmærksom på, at visse menneskelige aktiviteter kan forurene eller ændre jordens sammensætning, f.eks. afvanding eller vanding, anvendelse af vejsalt, udspredning af husdyrgødning eller slam fra rensningsanlæg, således at "baggrunds niveauet" er forhøjet.

Uorganisk
luftforurening

Uorganisk luftforurening vil også påvirke baggrundskoncentrationer i de øvre jordlag f.eks. bly fra bilernes udstødningsgas og arsen og krom fra afbrænding af imprægneret træ (8).

De naturlige organiske forbindelser i jorden er hovedsagelig delvist omsat plantemateriale og humusstoffer, som er det endelige omdannede produkt. Humusforbindelser er en heterogen blanding af polymere molekyler med aromatiske grupper, hydrofile carboxylsyrer, phenolgrupper og hydrophobe, aliphatiske kæder.

På grund af deres høje molekylvægt kan der ikke forventes interferens fra humusstoffer ved specifikke analyser, men det kan ikke udelukkes, at de vil påvirke ekstraktionseffektiviteten for organiske forbindelser.

Organisk
luftforurening

De øvre jordlag (pløjelaget) kan være forurenet af organisk luftforurening. Aktiviteter som fyring med kul, afbrænding af affald, udstødning fra biler og afbrænding af halm vil forårsage en diffus belastning af de øvre jordlag med bl.a. aromatiske- og PAH- (polyaromatiske hydrocarboner) forbindelser (9).

Ved analyser af henholdsvis luft- og jordprøver er det muligt, i visse tilfælde, at skelne mellem hovedkilder, fordi de relative forhold og sammensætninger i PAH-emission fra forskellige kilder er forskellige (10).

Vandprøver

Vandprøverne er ret følsomme overfor prøveudtagningsmetoder og -udstyr. Problemerne er velbeskrevet i andre rapporter (7, 11, 12). Vandanalyserne svarer kun præcist til det punkt i grundvand, hvorfra de er udtaget, og kun til det foreliggende tidspunkt. Enhver forurening opstrøms for en given boring vil have en afsmittende virkning på grundvandskvaliteten. Forureningskoncentrationen i grundvandet vil afhænge af kildestyrken, det pågældende stofs fysisk/kemiske egenskaber, adsorption til jorden, nedbrydningsforhold, fortynding og dispersion i grundvandet.

Ligesom jordprøver kan der forekomme et "normalt" baggrundsniveau i grundvandet, som kan være naturligt, eller fra diffuse regionale kilder.

Luftprøver

I undersøgelsesfasen er det blevet almindeligt af registrere afdunstning af letflygtige organiske forbindelser fra jordprøver ved hjælp af mobilt måleudstyr, f.eks. Photoionisationsdetektor (PID) eller Flame-ionisationsdetektor (FID). Disse målinger kan give indikationer på organisk forurening, men ikke identificere forureningen.

Man kan også opsamle partikulært materiale og/eller gasarter fra poreluft, udeluft eller indeluft i bygninger og analysere for forureningskomponenter. Det er vigtigt, at luftmængden er tilstrækkelig, således at en rimelig detektionsgrænse for analysen opnås. Især med luftforurening er en fastlæggelse eller vurdering af "normalt" baggrunds niveau nødvendigt, fordi luftforureningen tit består af diffuse bidrag fra mange andre kilder. Målemetoder for luftprøver er stadig under udvikling, og fortolkningen af måleresultaterne er ofte usikre.

Analysemetode

Der er ingen standard analysemetode for organiske forureninger i jord- og luftprøver. For vandprøver findes nogle få standardmetoder. For mange uorganiske parameter, er der standard analysemetoder for både jord- og vandprøver.

Fortolkning af analyseresultater kræver dermed en vurdering af den anvendte analysemetode. Analysemetoderne for jord, vand og luft vil ofte ligne hinanden med hensyn til detektion, identifikation og kvantificering af enkelte komponenter. Forskellen ligger i metoden til at opsamle, frigive eller ekstrahere kemiske stoffer fra prøven. I det følgende vurderes analysemetoder for jordprøver.

Uorganiske

For uorganiske forureninger foretages som regel en forbehandling, som medfører, at de undersøgte uorganiske forbindelser frigives fra jorden. Uorganiske forbindelser forekommer på mange forskellige former

- forskellige oxidationstrin
- uopløselige/tungt opløselige salte
- bundet til jordpartikler
- opløst (fri eller kompleksbundne ioner).

Der findes ret få analysemetoder, hvor kemisk form og oxidationstrin af en uorganisk forbindelse kan bestemmes, f.eks som hexavalent krom (Cr VI) eller som total krom (Cr VI + Cr III). Der findes et antal metoder til bestemmelse af den plantetilgængelige fraktion (13).

Organiske forbindelser

For organiske forureninger anvendes ligeledes ekstraktion efterfulgt af analyse/detektion. Der er mange muligheder både med hensyn til metoder, priser, specificiteter og detektionsgrænser. Der henvises til en ATV-rapport over "Analysemetoder for miljøfremmede stoffer" (14).

For industrielle processer hvor der oparbejdes/anvendes råstoffer vil forurening oftest være en blanding af mange forskellige organiske

forbindelser. F.eks. stenkulstjære består af 10.000 forskellige komponenter (4), dog er kun 500 identificeret og de fleste er tilstede i ret små mængder. Yderligere kan forurening bestå af en blanding af flere produkter f.eks. olieblandet tjære.

"Total"analyser

Tidligere har der været en tendens til at anvende analyse, hvor forurening kvantificeres som "total" mængder f.eks. total "olieindhold" total "tjære" og total "phenoler". "Total" metoder har de ulemper at andre produkter kan blive medregnet i totalen, og at vigtige oplysninger vedrørende forureningen går tabt.

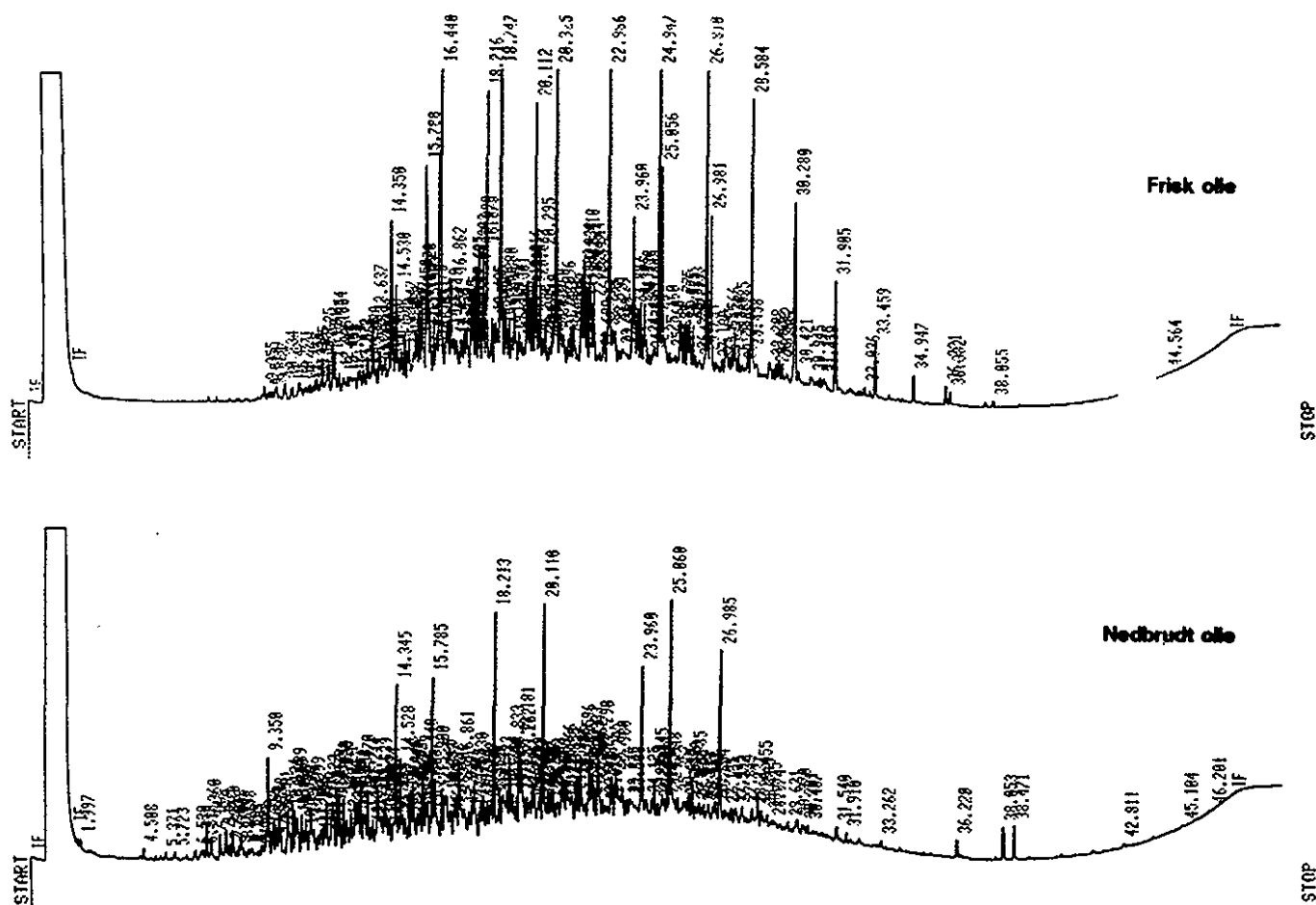
GC-analyser

Mange analyser er baseret på gaskromatografi (GC), hvor der er mulighed for at identificere enkelt-stoffer ved sammenligning med standarder eller ved masse-spektrometri (MS). Det skal understreges, at ikke alle organiske stoffer bliver bestemt ved gaskromatografiske analyser. Især de meget polære eller høje molekylevægt-forbindelser bliver dårligt bestemt. Men i de fleste tilfælde vil en gaskromatografisk analyse belyse forureningen på tilstrækkelig vis.

Det er som regel ikke muligt eller nødvendigt, at identificere alle komponenter i et kromatogram. Ofte vil man udvælge nogle velkendte forbindelser eller typer af forbindelser til at repræsentere forureningen. Udvalgelsen baseres på overvejelser, om hvilke komponenter, der er af betydning. F.eks. har en ATV-arbejdsgruppe (15) anbefalet, at der ved måling af tjæreforurening kvantificeres mindst 7 udvalgte tjærekomponenter, og at forureningen, på baggrund af gaskromatogrammet, karakteriseres. Det bemærkes, at den udvalgte stofliste eventuelt må revideres afhængig af ny viden om andre tjærekomponenter (N- og S-aromatiske/heterocykliske forbindelser) toksicitet, mobilitet m.m.

"Fingeraftryk"

Et gaskromatogram kan opfattes som et "fingeraftryk" af forureningen og kan bruges til en kvalitativ bedømmelse af forureningssammensætningen (se figur 1). Ved sammenligning med kendte standarder eller den oprindelige kilde, kan det vurderes, om der er forskelle i forureningssammensætningen, som skyldes nedbrydning, udvaskning eller fordampning.



Figur 1
Gaskromatogram af
frisk og nedbrudt
olie (udført af
Alfred Jørgensen,
Gæringsfysiologisk
laboratorium)

F.eks. vil en olieforurening som er delvis nedbrudt have mistet en del af n-alkanerne, som ellers er karakteristiske for oliechromatogrammer. Samtidig ses der, at nogle få stoffer, som er mindre nedbrydelige, dominerer, samt at der kommer små mængder af andre stoffer i den første del af kromatogrammet (nedbryningsprodukter) (16).

4.4 Omdannelse af forurening

Biologisk og
kemisk omsætning

Både de uorganiske og organiske forureninger kan være udsat for omdannelsesprocesser i jord. Omdannelsen kan være biologisk, d.v.s. stofferne bliver omsat/nedbrudt af mikroorganismer eller kemisk f.eks. reaktioner med andre kemikalier eller vand, oxidation (herunder foto-oxidation) og reduktioner, m.v. Bionedbrydning er mest almindeligt for organisk forurening.

Mikroorganismer findes overalt og næsten ethvert stof kan blive nedbrudt af nogle mikroorganismer (17). Imidlertid er der stor forskel i vækstbetingelser, antal af egnede mikroorganismer, nedbrydningshastighed og graden af nedbrydelighed.

Fuldstændig bionedbrydelighed

Ved fuldstændig bionedbrydelighed bliver stoffet omdannet til kuldioxid, vand og andre uorganiske forbindelser, men ofte vil nedbrydningen være ufuldstændig og der kan dannes svært nedbrydelige omsætningsprodukter. Nedbrydeligheden er også afhængig af stoffets biotilgængelighed, som bestemmes af, hvordan stofferne er bundet i jorden. Stoffer som ikke er opløst i vand er ikke let tilgængelige for nedbrydning. Nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer er beskrevet bl.a. i en udredningsrapport fra Lossepladsprojektet (18).

Stofblanding

For stofblandinger vil der oftest ske fuldstændig nedbrydning af de let nedbrydelige stoffer, hvorefter de svært nedbrydelige stoffer kommer til at dominere i analyserne. F.eks. ses i figur 1 en frisk og en nedbrudt olieforurening. I stofblandinger kan der ske hæmning af bionedbrydningen, således at nedbrydningen foregår langsomt for selve de letnedbrydelige stoffer.

Biologiske omsætninger af uorganiske forureninger sker også, men er mindre vel-dokumenterede. Især under anaerobe forhold er der mulighed for omsætning af uorganiske salte eller ioner til andre former for salte og gasarter, f.eks. arsensalte til trimethylarsin, blysalte til tetramethylbly, cyanid til ammoniak og kuldioxid (19).

4.5 Makrobevægelse

Den umiddelbare spredning i miljøet bestemmes af forureningens fysiske form (gas, fast stof eller væske), samt om forureningen er opløselig, blandbar eller ikke blandbar med vand, densitet o.s.v.

Massefylden

Vandopløselige forureningskomponenter vil blive udvasket af nedbør til grundvandet. Organiske væsker med en lav viskositet vil kunne sive igennem de mere permeable jordlag som sand, mens silt-, ler- og tørvelag vil forhindre eller forsinke nedsivning. Densiteten af væsker, som ikke er blandbare med vand, vil være bestemmende for om en væske lægger sig ovenpå grundvandsspejlet, f.eks. benzin- og olieprodukter, eller synker til bunds i grundvandsmagasinet, f.eks. chlorerede opløsningsmidler (20).

Opadgående transport

Der kan desuden ske opadgående transport fra dybereliggende forurenede jordlag op igennem et rent jorddæk.

Svære olie- og gasforureninger er påvist at kunne bevæge sig op til 2 meter hvis jorden komprimeres ovenfra f.eks. af en tung vogn (21).

Der kan også ske en opadgående transport af vandopløste komponenter forårsaget af kapillarstrømning op igennem jorden i tørre perioder. Effekten er mere markant i finkornede jorde (ler), end i grovkornede (sand). Der findes matematiske modeller til at beregne nødvendig tykkelse af overdækkende lag (22) og som yderligere beskyttelse anbefales kapillære spærrelag. Sulfat og cyanid stammende fra myremalm-affald er påvist at være mobile i kapillarzonen.

Den øverste meter jord kan være udsat for frost i vintermånederne. Når porevandet fryser til kan det få andre legemer, f.eks. sten eller faste affaldstyper som asfalt, til langsomt at stige op til overfladen. Den frostfrie zone er defineret at starte ca. 1,2 meter under terræn i Danmark.

Endvidere kan regnorme, muldvarpe og andre jordlevende dyr transportere jord op til overfladen (23).

4.6 Forureningens fordeling i miljøet.

Adsorption til jord

De specifikke forureningskomponenter kan i forskellig grad være adsorberet (irreversibelt eller reversibelt) på jordpartikler til både den organiske og den uorganiske jordfraktion. Vedrørende den uorganiske fraktion er især jern, aluminium og manganoxider aktive i adsorption (24). Hvis forureningen er tæt bundet til jorden er den normalt ikke tilgængelig for andre processer som udvaskning til og spredning i grundvand, optagelse i planter eller afdunstning til atmosfæren.

For uorganisk forurening, som findes i ionformer, vil adsorption være afhængig af både det pågældende stofs fysisk/kemiske egenskaber og jordens pH (reaktionstal), redoksforhold, organiske indhold, mineralindhold og kationbytningskapaciteter.

For organisk forurening vil adsorption ligeledes være afhængig af både det pågældende stofs fysisk/kemiske egenskaber og jordens egenskaber især jordarterne og jordens organiske indhold.

Udvaskning

Forureningskomponenter som er vandopløselige vil opløses i porevand og evt. nedsive til grundvandet.

For tungt opløselige uorganiske salte kan små ændringer i pH, redoks eller ionbalancen i porevand forårsage forøget udvaskning, især hvis ændringer forårsager et skift af oxidationstrin f.eks. Fe(III) til Fe(II).

Det samme gælder for visse organiske forbindelser, men i mindre grad. Udvaskningen af organiske forbindelser er i overvejende grad styret af ligevægten mellem adsorption til jordens naturlige indhold af organisk stof og opløselighed i vand.

Fordampning

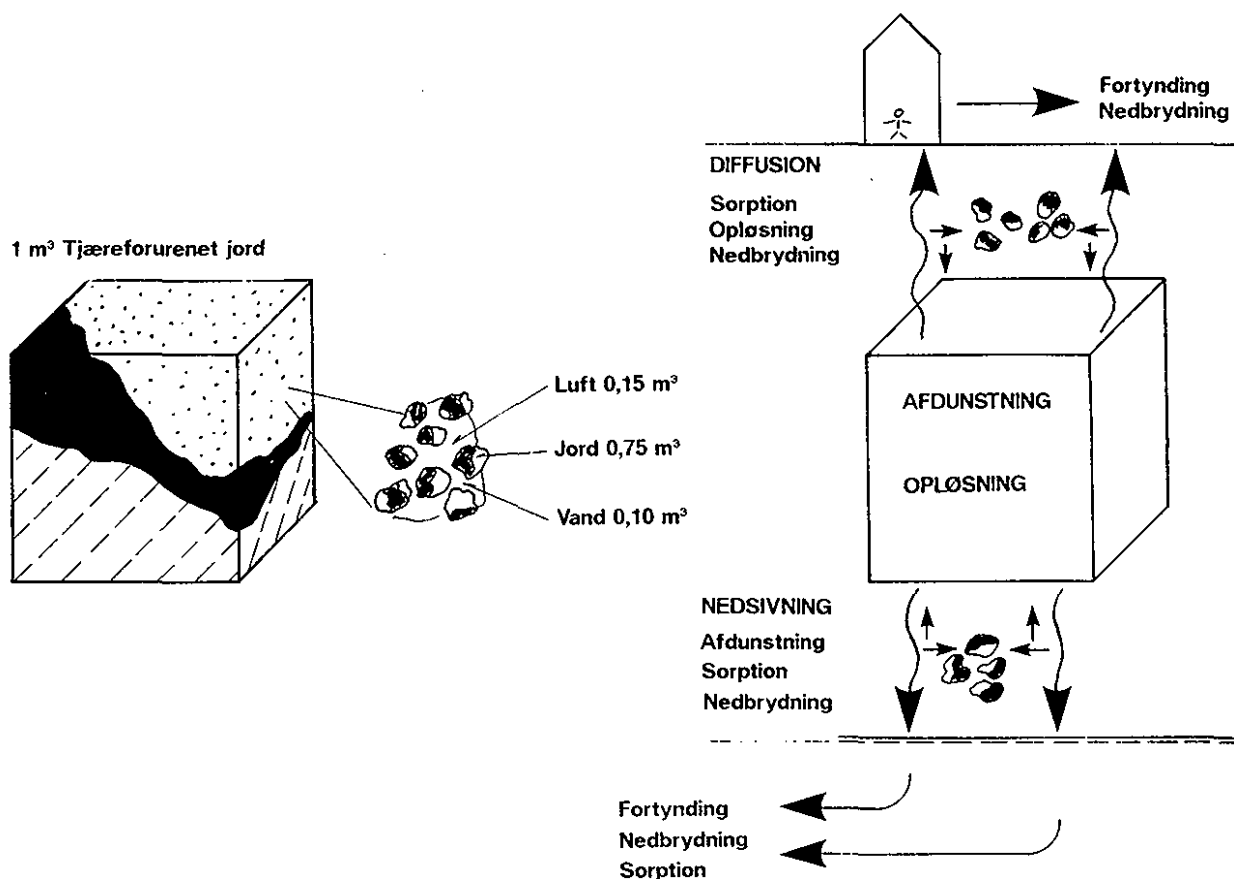
Forureningskomponenter som er let-flygtig (højt damptryk) vil fordampe og diffundere i den umættede zone. Der kan ske afdunstning fra jordoverfladen.

Fasefordeling

Forureningens fordeling i miljøet kan beskrives som tendensen (fugacitet) af de enkelte komponenter til at forlade stofblandingen f.eks. tjærefase og fordele sig i de andre faser såsom poreluft, porevand og jordfasen (består af jordpartikler og en organisk fase). Konceptet er illustreret i figur 2.

For organiske forbindelser er fasefordelingen af de enkelte stoffer bestemt af stoffets fysiske-kemiske egenskaber. Følgende fire parametre bestemmer fordelingen (25):

- damptryk
- molvægt
- vandopløselighed
- fordelingskoefficienter mellem organisk kulstof og vand, som normalt udregnes fra oktanol-vandforholdet



Figur 2
Forureningens
fordeling i
miljøet

I et miljøstyrelsesprojekt "Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenet med tjære m.m." (26) er flere af de mest anvendte modeller og begreber vedrørende fasefordeling, gasfasetransport og fordampninger beskrevet.

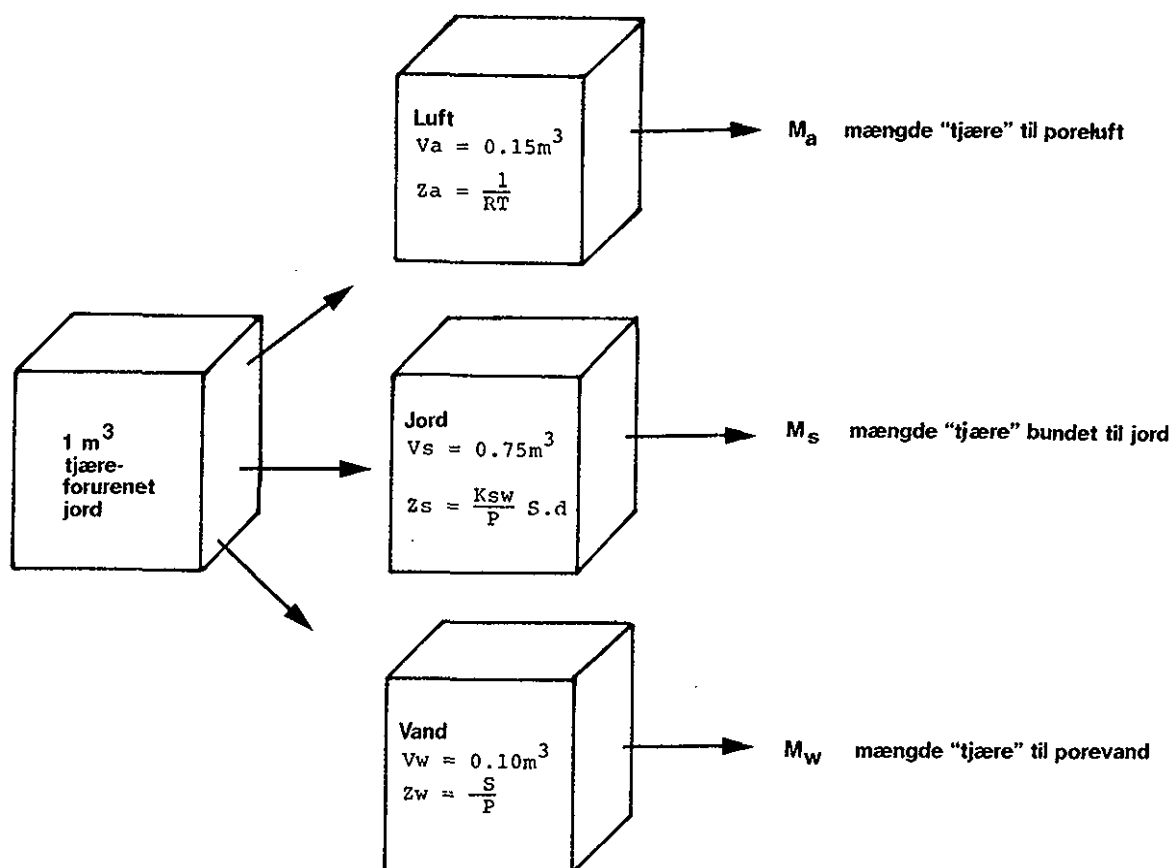
Efter en tid vil der i teorien etableres en ligevægt mellem faserne etableres (fugaciteten er lige stor i alle faser), således at ændringer i koncentrationen kun tilskrives de kemiske og biologiske nedbrydningsprocesser. I praksis er mange af transportprocesserne mellem faserne dog ret langsomme og en ligevægtssituation opnås aldrig.

Dispersion og fortyndning af komponenter i henholdsvis poreluft og porevand, som er i kontakt med atmosfæren og grundvand, er styret af henholdsvis grundvandets hydrauliske strømning og vindhastighed.

Der er som nævnt mange modeller, som forsøger at beskrive, på forskellige niveauer af komple-

xitet, kemiske stoffers tendens til at undslippe en given fase og fordele sig i andre faser samt de her fremherskende fysiske, kemiske og biologiske processer.

En af de mest anvendelige modeller er udviklet af Mackay (27-28). Figur 3 viser konceptet i simpel form.



R - Gas konstant = 8.3143 J/K/mol

T - Kelvin

K_{sw} - Organisk kulstof/vand fordeling
= K_{oc} · % organisk kulstof/100

K_{oc} - Organisk kulstof/vand fordeling

Log K_{oc} = 0.524 log (K_{ow}) + 0.855 (23)

S - Vandopløselighed mol/m³ = (mg/l)/M

M - Molekylévægt, g/mol

d - Jordvægtfylde = 2

p - Partial damptryk

Total tjære = 1 = V_aZ_a + V_sZ_s + V_wZ_w

Figur 3
Mackay's Fugacitet-model. Fordeling i jordmiljøet

I praksis er der tale om stofblandinger hvorfra modellerne kompliceres. Stofferne påvirker hinanden og reagerer eventuelt kemisk. Molbrøk, partial damptryk og aktivitetskoefficienterne for de enkelte stoffer i en bestemt blanding skal indregnes i fugacitet (26). Selv molbrøker kan være næsten umulig at udregne i en blanding med flere og eventuelle ukendte stoffer. Akti-

vitetskoefficienten er endnu mere besværlig at estimere,

For at beregne forureningens fasefordeling mellem jordens organiske fase, porevand og poreluft, skal stoffernes fysiske-kemiske egenskaber samt jordens massefyld, porøsitet, vandindhold og indhold af organisk kulstof kendes.

Fysiske-kemiske data kan findes i standardopslagsværker. (29-32) eller estimeres (33- 35), se iøvrigt (26).

I bilag 1.2 er der opstillet en grov vurdering af fordelingen af gasværksforurening i miljøet, bl.a. vurderes fordeling af tjærekomponenter i jord, vand og luft.

4.7 Referencer

- (1) Lossepladsprojektet, januar 1988. Udredningsrapport U2. Forurenede Industrigrunde.
- (2) Miljøstyrelsen 1983, Branchefortegnelse for kemikalieaffald, Hansen T. og Nedergaard K., Teknologisk Institut.
- (3) Miljøstyrelsen, Nyt branchekatalog, Teknologisk Institut, udkommer i 1989 i rapport. Prioritering af lossepladser og kemikalieaffaldsdepoter.
- (4) Kirk-Othmer 1983. Encyclopedia of Chemical Technology 3.Edition, New York: John Wiley.
- (5) Danmarks Statistik - Kvartalsstatistik over udenrigshandelen, København (udkommer årligt).
- (6) Patty's industrial hygiene and toxicology, 1978-82. 3. Edition. New York: John Wiley.
- (7) Arbejdsrapport. Miljøstyrelsen 1988. Under søgelse af forurenede industrigrunde. Kemp & Lauritzen.
- (8) Larsen, E.H. og Lykke, S.E. 1986. Levnedsmiddelforurening omkring industrielle punktkilder II. Arsen, krom og kobber i afgrøder fra Hjørring. Levnedsmiddelstyrelsen Pub. nr. 133
- (9) Wolf, K., Van der Brink, W.J. og Colon, F.J. 1988. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the soil system: Long-term changes behaviour and current levels in the UK. Jones K.C. in Contaminated Soil 1988. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht, 351-358.

- (10) Grimmer, G. 1983. The "representative PAH concentration" of a city. Environmental Carcinogens Polycyclic aromatic hydrocarbons. CRC Press Boca Raton, Florida chap. 1, 15-18.
- (11) Prøvetagningsteknik ATV rapport DtH, 14. marts 1985.
- (12) Grundvandskontrol ved kontrollerede affaldsdeponier Dakofa Skrift nr. 1 1986.
- (13) Jensen, K. og Tjell, J.Chr. 1981. Litteraturundersøgelse vedrørende plantetilgængeligheden af cadmium og bly i jord. Slam-mets jordbrugsanvendelse III delrapport. Polyteknisk forlag, 101-119.
- (14) Analysemetoder for miljøfremmede stoffer. ATV 20. september 1988.
- (15) Hansen, N., Korsgaard, T. og Olsen, H. 1988. Tjære- og phenolanalyser i ATV rapport: "Analysemetoder for miljøfremmede stoffer" 69-92.
- (16) Püttmann, W. 1988. Microbial degradation of petroleum i contaminated soil - analytical aspects in Contaminated Soil 88. Ed. Wolf, K., Van den Brink, W.J. og Colon, F.H. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht 189-199.
- (17) Kobayashi, H. and Rittmann, B.E. 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. Environ.Sci.Technol. 16 170A-183A.
- (18) Jensen, S.K., Nielsen, M., Riber, H. og Skaarup, J. 1987. Nedbrydelighed af miljøfremmede organiske stoffer. Udredningsrapport U1. Lossepladsprojektet.
- (19) Adriano, D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial Environment. Springer-Verlag New York.
- (20) Schwille, F. 1981. Groundwater pollution in porous media by fluids immiscible with water. Quality of Groundwater Proc. Int. Symp. Noordwijkerhout The Netherlands 23-27 March 1981. Ed. van Duijvenbooden, W., Glasbergen, P. & van Lelyveld, H. 451-463.
- (21) Sterrit, R.M. & Lester, J.N. 1983. Factors involved in the reclamation and redevelopment og derelict industrial sites. Environmental Technology letters, vol.3 167-172.
- (22) Cairney, T. 1986. Soil Cover reclamation experience in Britain in Contaminated soils Ed. Assink, J. W. & Brink van den. Martinus Nijhoff Publ. Dordrecht. 601-614.

- (23) Nielsen, Margot 1987. Forurening af grønne arealers indvirkning på planter og dyr. Forurenede industri- og byggegrunde DIEU-kursus 16.-17. november, Gentofte Hotel.
- (24) De Haan, F.A.M. & van Riemsdijk W.H. 1988. Behaviour of inorganic contaminants in Soil. Contaminated Soil 1988. Kluwer Acad. Publ. Dordrecht 19-23.
- (25) Briggs, G.C. 1981. Theoretical and experimental relationships between soil adsorption, octanolwater partition coefficient, water solubility biocentration factors and the parachor. J of Agricultural & Food Chemistry 29 1050 - 1059.
- (26) Miljøstyrelsen. 1988. Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenet med tjære m.m. Konto 12 projekt. COWIconsult. Forprojekt. Litteraturgennemgang.
- (27) Mackay, D. 1979. Finding fugacity feasible Environ. Sci. Technol. 13 (10) 1218-1223.
- (28) Mackay, D. & Pateson S. 1981. Calculating Fugacity Environ. Sci. Technol. 15 1006-1016.
- (29) Veschuereen, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York.
- (30) Sax, N.I. 1984. Dangerous properties of industrial materials, 6. ed., New York: Van Nostrand Reinhold.
- (31) Weast, R.C. 1983-84. Handbook of Chemistry and Physics, 64. ed. CRC, Florida CRC Press Inc.
- (32) Rahway, N.J. 1983. The Merck Index, 10. ed., Merck & Co.
- (33) Banerjee, S. 1980. Water solubility and Octanol/ Water partition coefficients of organics. Limitations of the solubility - Partition Coefficient Correlation Environ. Sci. & Technol. 14(10) 1227-1229.
- (34) Lyman, W.J., Reehl, W.F. & Rosenblatt, O.H. 1982. Handbook of chemical property estimation methods. New York: McGraw-Hill Book Company.
- (35) MacKay, D., Bobra, A., Chan, D.W. and Shiu Wan Ying. 1982. Vapour pressure correlations for low-volatility environmental chemicals. Environ. Sci. Technol. 16 (10) 645-649.

5. Farlighedsvurdering: Effekter på mennesker

5.1 Farlighedsvurdering

En vurdering af en kemisk forureningseffekt på mennesker bør tage sit udgangspunkt i en viden om stoffets fordeling, nedbrydning m.m. i miljøet, de oplysninger der er omhandlet i det foregående kapitel.

5.2 Indhentning af toksikologiske data

Det er nødvendigt af indhente de væsentligste foreliggende oplysninger om et stofs

- toksicitet efter en større, kortvarig eksponering
- toksicitet ved længerevarende belastning

Akutte
effekter

Data vedrørende toksicitet efter en større, kortvarig eksponering vil være relevant i en vurdering af de eventuelle sundhedsmæssige problemer under arbejdet med at undersøge forurening og under de efterfølgende afværgeforanstaltninger. Disse oplysninger kan også være relevante i situationer, hvor man erkender, at området omkring en eksisterende bebyggelse er forurenet, med henblik på at vurdere hvilke kortsigtede foranstaltninger der vil være påkrævet, med hensyn til de mennesker der færdes på området.

Effekten efter
længere på-
virkning

Hvis en vurdering kun skal omhandle de eventuelle sundhedsmæssige problemer forbundet med arealets anvendelse over længere sigt, vil oplysninger om et stofs effekter på mennesker, efter en enkelt dosis, være mindre relevant end oplysninger om eventuelle effekter, der kan fremkomme efter langvarige udsættelser for mindre mængder af stoffet. De effekter der oftest vil komme på tale er bl.a. kræft, fosterskader, eventuel påvirkning af reproduktionsevne, effekter på organer som hjerne, lever og nyrer og allergifremkaldende effekter.

Mange af de stoffer der kan komme på tale i en vurdering af en gammel industrigrund, vil være stoffer, der bruges kommercielt i større mængde. Man kan således forvente, at for en del af disse stoffer vil data om deres eventuelle sundhedsmæssige effekter være både tilgængelige, og have været underkastet en kritisk videnskabelig vurdering.

Kilder	De primære kilder til en toksikologisk vurdering bør være en litteratursøgning i håndbøger eller i internationale anerkendte kriteriedokumenter.
Opslagsværker	De opslagsværker i referencer (1-5) kan eksempelvis benyttes ved indsamling af oplysninger til vurdering af farligheden af et kemisk stof eller produkt. Den til enhver tid nyeste udgave skal lægges til grund for vurderingen. De nævnte værker bør være tilgængelige på alle større teknisk-videnskabelige biblioteker.
Kriteriedokumenter	Det vil dog sjældent være tilfældet, at disse oplysninger kan stå alene. Det bør oftest suppleres med oplysninger fra monografier om enkelte stoffer udgivet af internationale organisationer eller nationale myndigheder. Blandt kilder til kriteriedokumenter kan nævnes Verdenssundhedsorganisationens (WHO) internationale program for kemikaliers sikkerhed (IPCS), og det internationale register for potentielt toksiske kemikalier (IRPTC), under de Forenede Nationers miljøprogram. Som datakilde, specielt med henblik på vurdering af en kræftfremkaldende virkning, kan nævnes monografier udarbejdet af det internationale kræftforskningsinstitut (IARC) under WHO. Nogle kriteriedokumenter har til formål at dokumentere grænseværdifastsættelse i arbejdsmiljøet. Nogle er udarbejdet af myndigheder og er kun tilgængelige i nedfotograferet form (mikrofiche). Ikke alle er registreret i EDB-registre, og det kan derfor være svært at få adgang til nogle af disse dokumenter. En række kriteriedokumenter er vist ved referencer (6-14, 18-21). Ved brug af disse kriteriedokumenter er det vigtigt at sikre, at deres vurderingsgrundlag er relevante i den aktuelle situation. F.eks. vil WHO's vurdering af PAH, med henblik på fastsættelse af luftkvalitetsnormer, ikke nødvendigvis være relevant i en vurdering af mulig skade efter hudkontakt med PAH-forurenede jord. (Se bilag 2.3). Desuden er det vigtigt, ved brug af ældre kriteriedokumenter, at sikre, at der ikke foreligger væsentlige nye oplysninger der vil være af betydning for den pågældende vurdering. F. eks. i bilag 2.2 tages hensyn til en ændring i en WHO grænse foretaget umiddelbart før vurderingen blev lavet.
Original litteratur	For en række stoffer vil der ikke kunne findes tilstrækkelige data, hverken i håndbøger eller i kriteriedokumenter. Her kan det være relevant med en søgning i original litteraturen ved brug af forskellige databaser f.eks. (15). Søgning i

disse databaser kræver særlig erfaring som kan findes på visse tekniske biblioteker. Det vil derfor ikke omtales nærmere her.

Upublicerede data må vurderes specielt grundigt i kvalitetsmæssig henseende, da de ikke er blevet fagligt bedømt i forbindelse med publicering i videnskabelige tidsskrifter.

Man bør være opmærksom på, at selvom man satser på at indhente alle relevante data, vil der ofte være tilfælde, hvor det ikke har været muligt, at få belyst en eller flere potentielle sundhedsmæssige effekter af de pågældende stoffer. Hvis det er tilfældet, bør dette fremgå af vurderingen.

5.3 Effekter på mennesker

Først og fremmest vil man helst vide hvordan stoffet virker på mennesker.

Såfremt stoffet har været i anvendelse over længere tid, og afgrænsede befolkningsgrupper f.eks. på arbejdspladser har været udsat for stoffet, kan der foreligge epidemiologiske undersøgelser over stoffets mulige skadevirkninger i mennesker (jvf. også kapitel 2). I de tilfælde, hvor en sådan undersøgelse foreligger, vil denne naturligvis være af stor betydning for en bedømmelse af stoffets effekter på mennesker. Der må dog i hvert enkelt tilfælde foretages en konkret vurdering af kvaliteten af disse undersøgelser. En afklaring af hvilken stofmængde befolkningsgruppen har været udsat for, udgør måske den væsentligste vanskelighed ved tolkning af disse undersøgelser (jfr. f. eks. vurdering af effekten af tjære ved hudkontakt).

Det må desuden sikres, at sammensætningen af den undersøgte befolkning og den måde de har været udsat for stoffet på, er relevant i forhold til de faktiske eksponeringsmuligheder.

5.4 Data fra dyreforsøg

Data for et stofs biologiske effekt på mennesker er oftest meget begrænsede i forhold til data fra dyreforsøg, og en toksikologisk vurdering må hovedsagelig baseres på dyreeksperimentelle undersøgelser.

Både OECD og EF har udarbejdet alment accepterede retningslinier for, hvordan dyreeksperimentelle undersøgelser bør udføres, og har også fastsat principper for god laboratoriemæssig

praksis (GLP). Disse retningslinier er udarbejdet for at sikre en rimeligt ensartet og høj kvalitet af de undersøgelser, der udføres. Man kan dog konstatere, at mange af de forsøg der danner grundlaget for vores nuværende viden om stoffernes effekter, ikke er udført efter disse retningslinier. Det medfører, at mange af disse forsøgsresultater skal underkastes en kritisk vurdering.

De fleste dyreeksperimentelle undersøgelser er gennemført på forholdsvis ensartede dyr. Der findes en langt større biologisk variation mellem mennesker end mellem de dyr der anvendes ved forsøg.

5.5 Toksikokinetik

Et vigtigt led i vurderingen er kendskab til det pågældende stofs muligheder for optagelse i kroppen.

Fordeling

Kendskabet til stoffets fordeling i miljøet vil oftest give en klar indikation af, hvilke eksponeringsveje det ville være relevant at søge belyst. For eksempel ved et stof med højt damptryk vil kendskab til eventuelle inhalationseffekter være nærliggende. En høj koncentration i jordfasen vil kræve viden om både hud-absorption og eventuel optagelse fra mave-tarm kanalen i tilfælde af, at jorden kommer i munden.

Biotilgængelighed

Viden om stoffets biotilgængelighed vil oftest være kvalitativ, da antallet af undersøgelser af stoffernes kvantitative absorption er begrænset. Undersøgelser af især kvantitativ hudoptagelse kan være vanskelig at gennemføre. Data fra toksicitets undersøgelser der beviser, at stoffet har en systemisk virkning (d.v.s. en virkning der er en følge af optagelsen), kan anvendes som kvalitativt bevis på, at et stof kan optages ad en bestemt vej.

Med hensyn til at afgrænse mulige problematiske eksponeringsveje, kan en vurdering af hvilke eksponeringsveje, der ikke forventes at føre til optagelse være relevante.

Det er konstateret, at der kan være meget store forskelle i arternes følsomhed overfor skadelige stoffer (16). Det vil være relevant i denne sammenhæng at vurdere stoffets toksikokinetiske og dynamiske profil, samt eventuelle forskelle mellem dyr og mennesker, der er relevante for det pågældende stof.

5.6 Vurdering af blandinger

Visse former for forurening, såsom tjære, findes som en blanding af en lang række enkelte kemiske stoffer. Andre steder vil forureningen bestå af en blanding af flere stoffer, der er blevet spildt eller deponeret samme sted.

En vurdering af den toksikologiske virkning, når organismen udsættes for flere stoffer samtidigt, har altid voldt store problemer. Såfremt stofferne viser den samme biologiske effekt, kan effekten af flere stoffer samtidigt både være lig med, større end eller mindre end summen af effekten, beregnet for hvert enkelt stof. Vanskeligheder ved at udrede disse meget komplicerede forhold gør, at disse eventuelle samspils effekter udelades fra en toksikologisk vurdering. Dette kan være grund til en berettiget kritik.

Det er derfor meget vigtigt, at hvor der foreligger data for effekten af en kemisk blanding (uanset om den er naturligt forekommende eller ej) at disse data anvendes i den størst mulige udstrækning. Eksempler på dette forekommer i bilag 2 til denne rapport. Tjære, der ligger i jorden, påvirkes med tiden således, at dens sammensætning, i forhold til frisk tjære, ændres. De ændringer der forekommer, anses for uvæsentlige når man skal vurdere tjærens effekter efter kontakt med huden.

De toksikologiske data, der findes for udsættelse for tjæredampe, er derimod hentet fra en arbejdsmiljømæssig udsættelse for tjæredampe ved f.eks. toppen af retorthuse, og disse dampe har en anderledes sammensætning end den de dampe der kommer fra tjære der har ligget i jorden. Ligeledes vil sammensætningen af den fraktion, der udvaskes være anderledes sammensat. En vurdering af tjærens sundhedsmæssige effekter i de tre faser vil i forskellige grader kunne relateres til den viden, man har om tjære. I andre tilfælde vil det være mere relevant, at vurdere de enkelte bestanddeles eventuelle effekter, som f.eks. finder sted i vurderingen af indeklimaproblemer i bilag 2.1

5.7 Farlighedsidentifikation

Når alle data vedrørende et stofs mulige skadevirkninger foreligger, kan man begynde at vurdere, hvilken skadelig effekt der må anses for at være mest væsentlig.

Akutte
effekter

Hvis vurderingen skal anvendes til at vurdere eventuelle akutte effekter i forbindelse med

arbejdsmiljøet, eller for de mennesker der færdes på området, vil visse effekter have en særlig betydning. Viden om meget toksiske stoffer, der kan medføre døden eller invaliditet ved enkelte doser, vil selvfølgelig være meget relevante i disse situationer. I andre situationer vil en meget stærk lugt (lav lugtgrænse) måske være en relevant effekt. Hvilke effekter, der er de mest relevante, vil derfor i væsentlig grad bero på formålet med vurderingen.

Nogle effekter viser en tærskel effekt. Dette betyder, at der findes doser af stoffet, som ikke medfører den pågældende skadelige effekt. Dette kan f.eks. være tilfældet ved visse former for organskader. Andre effekter menes ikke at vise en tærskel effekt. Dette gælder især for en række kræftfremkaldende stoffer. Det er også en væsentlig del af en farlighedsidentifikation at identificere de mekanismer, hvorved stoffet udøver sine uønskede effekter, så det er muligt at bestemme, om stoffet kan eller ikke kan forventes at have en tærskelværdi.

Som nævnt ovenfor, er viden om de mulige eksponeringsveje også væsentlig for at udpege muligheder for væsentlige effekter. Her skal indtages både viden om stoffets fordeling i miljøet (kapitel 4) og viden om absorption, omsætning og fordeling (toksikokinetik).

En farlighedsvurdering bør munde ud i en dækkende beskrivelse af stoffets muligheder for optagelse og af de eventuelle skadelige biologiske effekter, der kan være følgen af denne optagelse.

5.8 Kvantitativ toksikologisk vurdering.

En kvantitativ toksikologisk vurdering har til sigte at beregne forholdet mellem dosis af stoffet og de effekter, som er blevet påvist i den foregående fase - farlighedsidentifikationen.

Hensigten med denne kvantificering er, at kunne fastsætte - såvidt muligt - hvilken stofmængde der ikke vil medføre de pågældende skadelige effekter.

Hvis stoffet formodes at have en tærskelværdi, kan man fastsætte et såkaldt "no-observable-effect-level" (NOEL). Udtrykket beskriver den koncentration af et stof, hvor der (oftest i dyreforsøg) ikke er set en skadelig effekt. Det er klart forudsætningen, at forsøget har været tilrettelagt og gennemført, således at det er muligt at påvise den pågældende effekt.

På baggrund af oplysninger om stoffets skadelige virkninger ved forskellige koncentrationer fastlægges en dosis-respons kurve, og ud fra denne kurve bestemmes et NOEL. Det er naturligvis nemmest, når der foreligger en dosisgruppe, hvori de relevante effekter ikke forekommer.

Kræftfremkaldende stoffer

Hvis stoffet har en kræftfremkaldende effekt, vil dette oftest udelukke at man anvender et NOEL. I f.eks. dyreforsøg vil kræfttilfælde forekomme i nogle få tilfælde ud af 100. Denne hyppighed vil være helt uacceptabel hos mennesker. I Miljøstyrelsens "Forslag til principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer", angives livstidsrisiko på mellem 1 pr. million og 1 pr. 10 million mennesker for tolerabel, mens en livstidsrisiko under 1 pr. 10 million angives for at være acceptabel.

Fremgangsmåden her er en anden form for ekstrapolering, hvor der kan anvendes flere forskellige matematiske modeller. Disse modeller bygger på forskellige modeller for et kræftfremkaldende stofs virkningsmekanisme, og kan føre til meget forskellige estimater for den dosis, der vil medføre en hyppighed af kræfttilfælde af en acceptabel størrelsesorden. Metoder til beregning af de forskellige modeller diskuteres i bl.a. (17). Estimer fra de forskellige metoder kan i visse tilfælde ligge op til flere størrelsesordner fra hinanden; i de fleste tilfælde vil de beregnede estimater ligge flere størrelsesordner under de doser der blev anvendt i dyreforsøget. Fastsættelsen af en acceptabel dosis eller koncentration, ved hjælp af disse ekstrapoleringsmetoder, er således behæftet med meget stor usikkerhed.

5.9 Anvendelse af eksisterende grænseværdier

Der findes både i litteraturen og i forskellige datasamlinger forskellige grænseværdier, der anvendes ved en vurdering af stoffernes sundhedsmæssige effekter ved både eksisterende og fremtidige byggerier.

Det er ikke altid hensigtsmæssigt at overføre disse værdier uden videre. En diskussion af både de hollandske og britiske grænser for forskellige forureninger i jord diskuteres nærmere i Bilag 4.

Ved en vurdering, af eventuelle sundhedsmæssige følger af især luftforurening ved bebyggelse på kemikalieforurenede grunde, henvises ofte til Arbejdstilsynets grænseværdier eller til værdier for immissionskoncentrationsbidrag divideret med en eller anden arbitrær faktor.

Væsentlige problemer kan snige sig ind, hvis grænser foreslåes uden videre, med udgang i disse værdier. Hvis der tages tilstrækkelig hensyn til forudsætninger for disse værdier, kan de i mange tilfælde danne udgangspunkt for en mere nuanceret vurdering.

Hvis man bruger immissionskoncentrationsbidrag som udgangspunkt, kan dette medføre en langt højere udsættelse end det var meningen. Udsættelsen vil i visse tilfælde (f.eks. kræft) være ca. 40 gange mere end gennemsnitsbidraget, fortrinsvis på grund af spredningseffekter og vil være endnu større, hvis der sammenlignes med en maksimumsværdi.

AT's grænseværdier

Der er ligeledes gode grunde til betænkelighed med at anvende arbejdstilsynets grænseværdier i de sager, der omhandles her. Stoffer fra en jordforurening stammer ikke fra en virksomheds løbende produktion, og må derfor siges at være et eksternt, unødigt bidrag. Arbejdstilsynets grænseværdier er fastsat på grundlag af hygiejniske betragtninger og efter løbende forhandling mellem arbejdsmarkedets parter, hvor der tages hensyn til teknisk/økonomiske forhold. Værdierne er således fastsat ud fra en accept af, at man på en arbejdsplads kan udsættes for større mængder af stoffer, end befolkningen som helhed bør acceptere, og udtrykker ikke en ren sundhedsværdi. Ved fastsættelse af disse værdier tages kun begrænset hensyn til særligt følsomme befolkningsgrupper (se kapitel 8).

Når der findes enten grænseværdier fra arbejdsmiljøet eller i forbindelse med industriemissioner, bør disse tal oplyses i den sundhedsmæssige vurdering. En sammenligning af et forslag til et acceptkriterie med andre grænseværdier, som f.eks. er lavet for de stoffer vurderet i bilag 2.1 til denne miljørapport, kan bidrage til en bedre forståelse og eventuelt accept af de foreslåede grænser.

JECFA

En international komité, den fælles FAO/WHO ekspert komité for tilsætningsstoffer for levnedsmidler (JECFA), har vurderet en række kemikalier som findes i levnedsmidler (18). Disse stoffer kan forekomme som bestanddele, som tilsætningsstoffer, som rester af veterinær- eller bekæmpelsesmidler, eller som forureningsstoffer. Komiteens opgave er at identificere og foretage en sundhedsmæssig vurdering af disse stoffer. Resultatet af disse sundhedsmæssige vurderinger udtrykkes enten som acceptabel daglig indtagelse (ADI), foreløbig maximal tolerabel daglig indtagelse (PMTDI) eller foreløbig tolerabel ugentlig indtagelse (PTWI).

ADI

ADI-værdier fastsættes for tilsætningsmidler til levnedsmidler som den mængde, udtrykt på

legemsvægt basis, som kan indtages dagligt hele livet igennem uden nogen nævneværdig helbredsrisiko. Værdien skal opfattes som en øvre grænse for det acceptable, og er fastsat fra et NOEL ved hjælp af sikkerhedsfaktorer, som tager bl.a. hensyn til artsforskelle, til uensartethed hos mennesker og til et eventuelt samspil mellem forskellige stoffer.

PMTDI og PTWI

For stoffer som forekommer som urenheder i levnedsmidler, anvendes begrebet "tolerabel" istedet for "acceptabel". Grænser betegnes som foreløbige, da der ofte er meget få data, som kan beskrive virkningen af disse stoffer hos mennesker ved de meget små mængder, man normalt udsættes for.

Grænser er beregnet på en ugentlig basis for stoffer, der akkumulerer i kroppen og på en daglig basis for stoffer som tin (19), arsen (20) og styren (21), som er kendt for ikke at akkumuleres i kroppen.

Både ADI, PMTDI og PTWI kan anvendes som udgangspunkt for fastsættelse af en kvantitativ grænse, ikke mindst fordi de repræsenterer en høj grad af international enighed. Man bør dog altid huske baggrunden for deres fastsættelse. Vurderingen er foretaget med henblik på indtagelse igennem munden med levnedsmidler og er ikke nødvendigvis relevante for andre optagesveje. Desuden kan værdierne "foreløbige" status være problematisk ved fastsættelse af "robuste" kriterier (jvf. kapitel 3).

5.10 Sammenligning med baggrunds niveauer

Kendskab til baggrunds niveauer af både naturligt forekommende og miljøfremmede stoffer er et vigtigt led i en sundhedsmæssig vurdering. Men det kan være betænkeligt at fastsætte en sundhedsmæssig forsvarlig grænse på grundlag af en sammenligning med baggrunds niveauet.

Der findes store forskelle i den naturlige forekomst af kemiske stoffer i jorden. Radon forekommer naturligt i visse områder og kan medføre en øget risiko for lungekræft (22). Fluor findes udbredt i naturen, og kan frigøres til vandopløselige salte ved syrepåvirkning eller opvarmning, med mulighed for akkumulering i planter til fytotoksiske koncentrationer (23). Ligeledes kan jordens naturlige indhold af salt i f.eks. kystnære områder medføre begrænsninger i mulighederne for en alsidig plantevækst.

Også mange miljøfremmede stoffer findes udbredt i jorden. Udspredning kan finde sted som en form for deponering, f.eks. af slam fra rense-

anlæg, eller som et resultat af luftforurening. Kemikalier kan udsprede som gødnings- eller bekæmpelsesmidler.

Både gødningsmidler og kompost kan indeholde metaller, som eventuelt kan optages i afgrøder, bl.a. afhængig af jordens surhedsgrad. Blyindholdet i jord varierer meget fra landjord til by, og er i byzoner højere end ønskeligt, set fra et sundhedsmæssigt synspunkt (24).

En sammenligning med baggrundsniveauet er således ikke et udtryk for en sundhedsmæssig forsvarelig koncentration. Kriterier for, hvad der er sundhedsmæssigt acceptabelt, bør ikke baseres alene på en sammenligning med et baggrundsniveau (jvf. i øvrigt acceptkriterier i bilag 2.1).

Det kan i mange situationer forekomme urimeligt, at argumentere for afgravning af et kemikalieaffaldsdepot, hvor forureningen ligger på et niveau, der kan sammenlignes med området i øvrigt. Her bør en diskussion af de forskellige afværgeforanstaltninger omfatte, dels de koncentrationer der er ønskelige, set fra et sundhedsmæssigt synspunkt, og dels kendskab til årsagen til de høje baggrundskoncentrationer. Udgangspunktet for et acceptkriterie bør være, at den påvirkning fra et bestemt stof der stammer fra kemikalieforurenet jord, kun bør udgøre en beskedent del af den totale påvirkning, som man finder acceptabel (jvf. afsnit 3.5).

5.11 Anvendelse af sikkerhedsfaktorer

Een måde at kompensere for usikkerheder i datagrundlaget for et kvantitativt kriterie er, at dividere et eksperimentelt fastsat NOEL med en sikkerhedsfaktor (jvf. f.eks. (18)). Sikkerhedsfaktorer kan f.eks. kompensere for forskelle i arters følsomhed for skadelige stoffer, for grupper af særligt følsomme mennesker, og for kvalitet og relevans af data i øvrigt.

Størrelsen af disse sikkerhedsfaktorer er helt arbitrært. De første to typer usikkerheder, kompenseres oftest med en faktor 10, mens usikkerheden omkring datas kvalitet og relevans kan kompenseres med en faktor på mellem 2 og 1000 (25).

Mens der er en veletableret praksis med hensyn til brug af sikkerhedsfaktorer ved fastsættelse af grænseværdier for både ADI'er, for luftforurening fra virksomheder og i arbejdsmiljøet, vil hensyn til "robusthed" i acceptkriterier tale imod en for udbredt brug af sikkerhedsfaktorer ved brug for jordkvalitet. Især hvor data

mangler, eller er af tvivlsom kvalitet, kan man undgå en problematisk brug af sikkerhedsfaktorer, i de situationer hvor der findes andre muligheder for afværgeforanstaltninger, som kan begrundes på et mere sikkert grundlag.

5.12 Referencer

- (1) Sax N.I., (Ed.): Dangerous Properties of Industrial Materials. Van Nostrand Reinhold Company, New York.
- (2) Patty F., (Ed): Industrial Hygiene and Toxicology. Wiley-Interscience, New York.
- (3) Gosselin R.E., Hodge H.C., Smith R.P. og Gleason M.N., Clinical Toxicology of Chemical Products. Williams and Wilkins, Baltimore.
- (4) Martindale: The Extra Pharmacopeia. The Pharmaceutical Press, London.
- (5) Merck Index, An encyclopedia of Chemicals and Drugs. Merck and Co., Rahway, N.J.
- (6) World Health Organisation, Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No.23.
- (7) IARC Monographs on the Evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Supplement 7: Overall evaluations of carcinogenicity: an updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. 1987, Lyon.
(Henvisninger til enkeltstof monografier i bind 1-42).
- (8) Miljøprojekt NR. 70, 1986 Organiske opløsningsmidler.
Miljøprojekt nr. 72, 1986 Organic solvents. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 7 1985, Forbrug og forurening med arsen, chrom, cobalt og nikkel.
Miljøstyrelsen udgiver en række publikationer hvoriblandt findes mange med en toksikologisk vurdering af et stof eller stofgruppe. Ovenstående liste er kun angivet som eksempel.
- (9) Nordiska ekspertgruppen för gränsvärdesdokumentation. Arbete og Hälsa Vetenskaplig skriftserie.
- (10) National Institute of Public Health and Environmental Hygiene, Holland (RIVM). Integrated Criteria Documents. En serie udgivet på engelsk, som bl.a. indeholder dokumenta-

tion for fastsættelse af hollandske grænseværdier i jord. Findes for bl.a. benzin, toluen.

- (11) US Environmental Protection Agency. Chemical Hazard Information Profile. (CHIPs). Dokumentation om kemiske stoffers sundheds- og miljømæssige effekter samt om forbrug og mulighed for eksponering samlet med hjemmel i TSCA (Toxic Substances Control Act).
- (12) US Environmental Protection Agency. Health and Environmental Effects Profiles. Dokumentation om kemiske stoffers sundheds- og miljømæssige effekter samlet med hjemmel i RCRA (resource Conservation and Recovery Act) og i CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act)
- (13) US Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Toxicological Profiles. Dokumentation om kemiske stoffers sundhedsmæssige effekter samlet med hjemmel i SARA (Superfund Amendments and Reauthorisation Act). Disse profiler skal i henhold til loven revideres mindst hver tredje år.
- (14) US Department of Health Education and Welfare National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH). Criteria for a recommended Standard: occupational exposure to Dokumentation for sundhedsmæssige effekter med henblik på fastsættelse af grænseværdi i arbejdsmiljøet.
- (15) Registry of Toxic Substances (RTECS). US Department of Health, Education and Welfare, Rockville, Md. USA.
- (16) Brown, S.L., Brett S.M., Gough M., Rodricks J.V., Tardiff R.G. og Turnbull D., 1988. Review of Interspecies Risk Comparisons. Regulatory tox. and Pharm. 8, 191-206.
- (17) Tardiff R.G. og Rodricks J.V., 1987. Toxic Substances and Human Risks. Principles of data interpretation. Plenum Press, New York and London.
- (18) IPCS in cooperation with JEFCA, 1987, Principles for the Safety assessment of food additives and contaminants in food, Environmental Health Criteria 70.
- (19) FAO/WHO 1971. Toxicological evaluation of some extraction solvents and certain other substances. FAO Nutrition Meetings Report Series No. 48A; WHO/Food Add/70.39.

- (20) FAO/WHO 1971. Specifications for the identity and purity of some extraction solvents and certain other substances. FAO Nutrition Meetings Report Series No. 48B; WHO/Food Add/70.40.
- (21) FAO/WHO 1957. General principles governing the use of food additives. First report of the joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. FAO Nutrition Meetings Report Series No. 129.
- (22) Sundhedsstyrelsen. Statens Institut for strålehygiejne 1987. Naturlig stråling i danske boliger.
- (23) Smedegård-Petersen, 1976. Luftforurening som årsag til plantesygdomme. Plantepatologi (2a), DSR Forlag.
- (24) Jørn Bo Larsen, 1988. Grænseværdi for blyindhold i jord? Stads- og Havneingeniøren 10, 22-24.
- (25) Miljøstyrelsens Hygiejnisk-kemisk kontor 1987. Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer.

6. Farlighedsvurdering: effekter på planter

6.1 Indledning

Mange arealanvendelsesmåder af en forurennet grund involverer beplantning af denne i større eller mindre grad.

Der kan nævnes

- græs
- prydplanter
- større buske/træer
- konsumafgrøder

Plantetoksiske
effekter

For de 3 førstnævnte vil en eventuel effekt fra en underliggende forurennet jord primært berøre planterne selv i form af tab af spiringsevne, vækststimulering, væksthæmning, misvækst, reproduktionstab og plantedød.

Optagelse i
spiselige
afgrøder

For konsumafgrøders vedkommende kan der foruden de ovennævnte planteskader være tale om at overføre de i planten optagne kemikalier eller metabolitter af disse til mennesker via indtagelse af afgrøder, dyrket i forurennet jord.

Nærværende kapitel vil indledningsvis søge at beskrive de fysisk-kemiske faktorer, der er af betydning for en plantes eventuelle optagelse af forureninger.

Endvidere vil en planteoptaget forurenings potentielle skæbne blive skitseret.

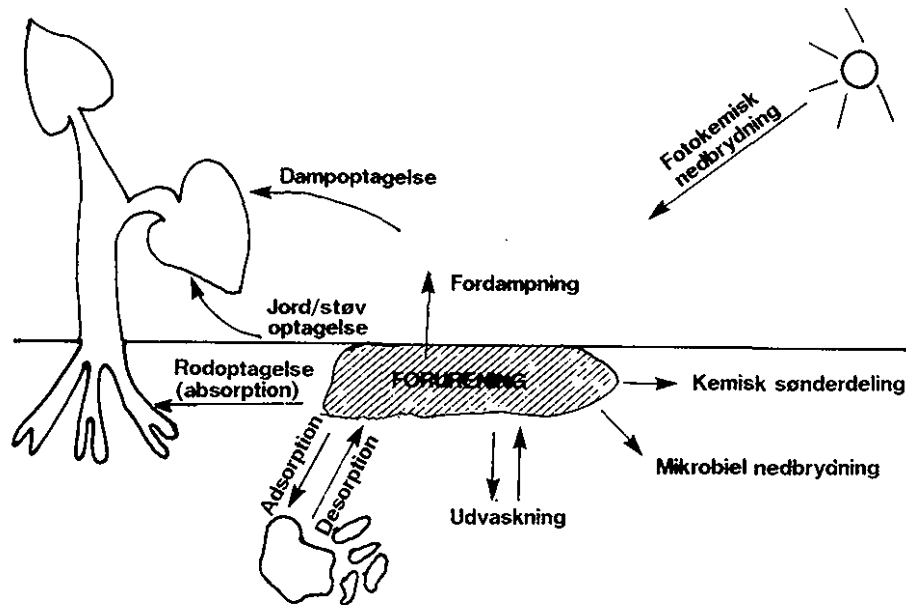
I dette studium er der ikke foretaget nogen omfattende litteratursøgning vedrørende jordforurening og effekter på planter, men på basis af tilgængelig litteratur relateres problemstillingen til arealanvendelse og forureningens fysisk-kemiske egenskaber. Der er ikke taget stilling til dyrs græsning eller ophobning i fødekæder.

6.2 Væsentlige omverdensfaktorer

I figur 1 er angivet de transportveje og omsætningsprocesser, der har indflydelse på en given forureningskoncentration i jorden.

Når en forurening er tilstede i jorden, kan den teoretisk set forekomme, dels i dampfase, dels i væskefase, og dels i jordfase (adsorberet),

(se iøvrigt kapitel 4). Det er bl.a. fordelingen af forureningen i disse faser, der er bestemmende for forureningens eventuelle bevægelser i jorden og for planter's potentiale for forureningsoptagelse.



Figur 1

Skitsen viser de faktorer, der påvirker en forureningskoncentration i jorden og dermed forureningens tilgængelighed for planterne.

6.2.1

Jordadsorption

Processer, der påvirker forureningens adsorption til jordpartiklerne, er af kompleks natur og afhænger såvel af jordens art og sammensætning som af forureningens fysiske/kemiske egenskaber.

Der kan enten ske en kemisk adsorption (som kationer eller anioner) eller en fysisk (molekylær) adsorption af ikke-ioniserede stoffer.

Jordarterne med en høj kationbytningskapacitet har en evne til at binde positivt ladede ioner. Det betyder, at f.eks. metallerne er lettere bundet til lerede jorde og humus end til sande jorde. Jordens pH, redoksforhold og indhold af andre ioner kan også påvirke tilgængelighed af metallerne i jorden. F.eks. vil en stigende surhedsgrad øge en række metaller's opløselighed i jordvæsken.

Den molekylære adsorption sker hovedsagelig til jordens indhold af organisk stof, og er derfor primært styret af dette indhold.

Det organiske stof findes primært som humus (1).

Oktanol/vand
fordelings-
koeffecient

Bortset fra jordens humusindhold vil fordelingen af forureningen mellem jordkolloiderne og jordvæsken være relateret til den pågældende forurenings oktanol/vand fordelingskoefficient. Denne koefficient er på sin side relateret til stoffernes vandopløselighed, således at mere vandopløselige stoffer har lav Kow og mindre vandopløselige stoffer har høj Kow. Fordelingskoefficienten angives oftest som log Kow (2).

Således er det vist, at når log Kow forøges (mindre vandopløseligt) vil adsorptionen til jordens organiske indhold ligeledes forøges, mens koncentrationen i jordvæsken falder.

Det betyder, at stoffer med samme log Kow generelt vil adsorberes i samme grad i jorden, hvis det organiske indhold er det samme. Men, at jorde med forskelligt organisk indhold vil adsorbere forurening på forskellig måde og kan have forskellig forureningskoncentration i jordvæsken med den samme totale forureningskoncentration (2).

Planternes rodoptagelse er knyttet tættere til jordvæskekoncentrationen end til den aktuelle jordkoncentration af forureningen og dette betyder, at planternes optagelse af forureningen er forskellig og afhængig af både jordens beskaffenhed og forureningsens fysiske-kemiske egenskaber.

6.2.2

Jordens vandindhold

Vandindholdet i jorden vil ligeledes påvirke mængden af forureningen i jordvæsken og dermed mængden af forureningen, der er tilgængelig for optagelse i planten.

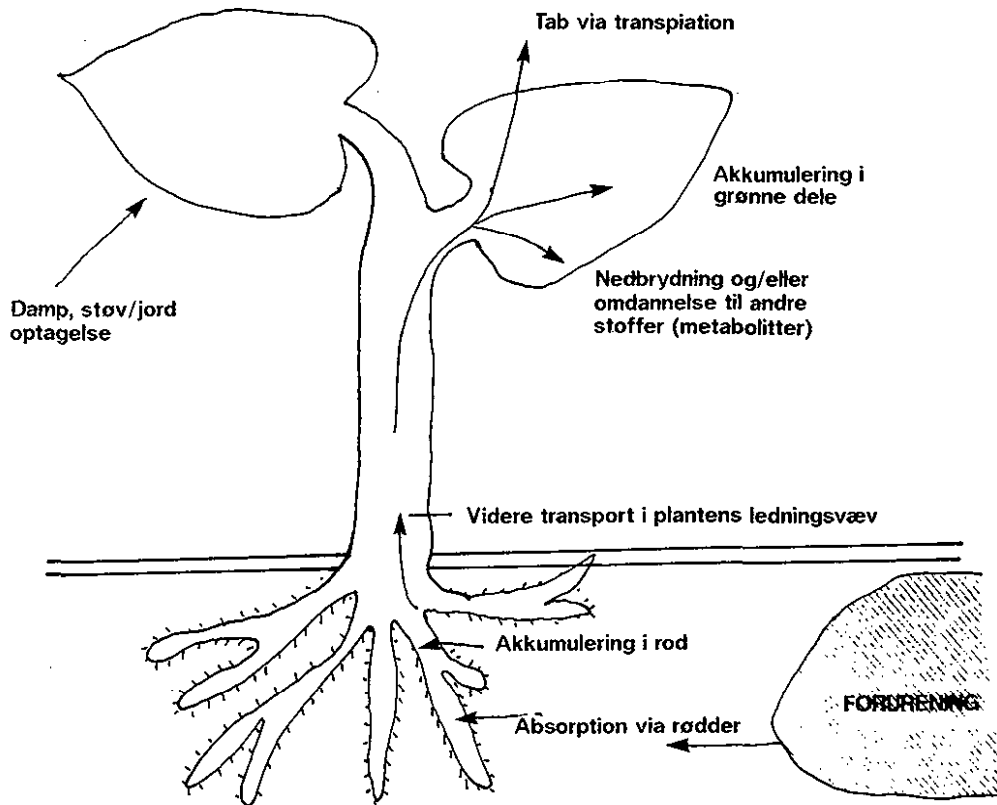
Man har således vist en forøgelse i plantetoksicitet for en række pesticider, når jordens vandindhold er forøget. Den forøgede toksicitet skyldtes en forøget akkumulering af forurening i planterne og forøgelsen viste sig at være direkte proportional med planternes vandoptagelse (2).

Jordens vandindhold er afhængig af jordarterne, dybden til vandspejlet, den opadgående kapillære strøm og årstiderne.

6.3 Planteoptagelse af forurening

Som vist på figur 2 kan planter optage forurening

- via jordvæsken (optagelse via roden)
- via jord/støv i luften
- og via forureningsdampe i luften



Figur 2

Skitse over transport og akkumulering af forureningsstoffers optagelse i planter via rødderne.

I denne sammenhæng vurderes forureningsoptagelse via rodnettet som værende det centrale problem, og det er denne forureningsoptagelse, afsnittet vil koncentreres om.

Forureningsens skæbne i planterne

Efter optagelse af et givet forureningsstof i planten kan stoffets videre skæbne være

- akkumulering i roden.
- en videre transport via plantens ledningsvæv op i plantens overjordiske dele.
- nedbrydning til ufarlige komponenter (H_2O , CO_2).

- omdannelse af stoffet til andre mere eller mindre toksiske metabolitter.
- akkumulering i plantens grønne vegetative dele.
- akkumulering i plantens reproduktive dele som frø, frugter, bær, bælg m.v.
- akkumulering i specifikke plantedele som f. eks. olieceller, olieholdige frø, m.v.
- tab via transpiration gennem plantens spalteåbninger. Dette vil primært være tilfældet ved vandopløselige, flygtige forurenninger.

Endelig kan man forestille sig en kombination af akkumulering, videre transport, nedbrydning m.v., hvilket ofte vil være tilfældet.

6.3.1.

Rodoptagelse, akkumulering og videre transport

Rodoptagelse

Som nævnt i 6.2.1 og 6.2.2 er jordens beskaffenhed, jordvæskeindholdet, forureningens fysisk-kemiske egenskaber og koncentrationer i jordvæske bestemmende for mængden af forurening, som er tilgængelig for optagelse i planten. Optagelsen sker ved en passiv mekanisme og styres af de grønne plantedeles fordampningshastighed og jordens fugtighed.

Planternes roddybde vil også have en betydning for optagelse. For græs, grøntsager og pryddplanter, kan det generelt forventes, at rødderne ligger i de øverste 50 cm, mens roddybden for buske og løvtræer generelt når ned til henholdsvis 75-100 og 100-150 cm (3). Roddybden er større på sandede jorder end på lerede jorder. Det skal bemærkes, at planterødder tørrer jorden og det vil forøge den opadgående kapillære strøm i de første 20 cm under rodzonen (3).

Akkumulering

Akkumulering i planterødder kan beskrives ved en rodkoncentrationsfaktor som defineres som forholdet mellem rodkoncentration og koncentrationen i jordvæsken (2).

Der er foretaget undersøgelser af planterødders optagelse af ikke-ioniserede kemiske stoffer opløst i jordvæsken. Ved forsøg kunne det vises, at rodkoncentrationsfaktoren var relateret til Kow, således at mindre vandopløselige stoffer findes i større koncentrationer i roden i forhold til i jordvæsken (stor rodkoncentrationsfaktor ved høj Kow) (2). Dog skal det bemærkes, at stoffer med høj Kow har ringe vandopløselighed, og dermed vil koncentrationer i jordvæsken være lave i forhold til rodkoncentrationer. Mekanismen for akkumulering menes at være

en fysisk adsorption, som hovedsageligt sker i den yderste del af rødderne.

Videre transport til overjordiske plantedele

De gennem roden optagne stoffers videre transport og fordeling op gennem planten er ligeledes Kow afhængig.

Undersøgelse (2) af en række stoffer med log Kow 1,5-2 viste, at stofferne blev trukket videre op i plantens grønne dele, men i lavere koncentration end rodkoncentrationerne. Forureningerne med de højeste Kow (4-7,7) - heriblandt PAH'er - blev derimod opkoncentreret (akkumuleret) i de ydre dele af rødderne og blev kun i mindre mængder transporteret videre.

Metallerne

Akkumulering og fordeling af metallerne i planterne er også afhængig af, hvilke metaller og hvilke plantearter der er tale om. For visse metaller kan koncentrationen i de overjordiske plantedele være højere end i rødder, for andre metaller kan forholdene være anderledes.

6.3.2

Artsspecifikke variationer

Det er vigtigt at være opmærksom på, at en forurenings optagelse og videre skæbne i en plante ikke kun er afhængig af plantens fysiske omgivelser og den pågældende forurenings fysisk/kemiske forhold. En væsentlig variabel er plantearten, der eksponeres for forurening.

For tungmetaller ved man, at der er stor artsvariation såvel som individuel variation i planternes metaloptagelse.

Forsøg med organiske forureninger har vist, at der også her er meget stor forskel på optagelse både mellem forskellige arter og indenfor en arts forskellige sorter. Det er således nærmest umuligt at kunne forudsige en given arts optagelse og evt. akkumulering af stoffer ud fra kendskabet til andre endog nærtbeslægtede arter (2).

6.3.3

Konsummæssige forskelle

Sundhedsmæssige konsekvenser for mennesker ved optagelse og eventuel akkumulering af forurening i spiselige afgrøder vil afhænge af, om akkumuleringer sker i de dele af planterne, som udnyttes til konsum. F.eks. ved dyrkning af tomater er det frugterne, der konsumeres, mens det for kartoflers vedkommende er rodknoldene.

Ligeledes er der forskel i mængderne, der konsumeres, og hyppighed af spisning.

Yderligere skal bemærkes, at en afgrødes behandling forud for konsum ofte er af betydning, som f.eks. afvaskning, iltning, kogning m.v.

6.4 Sammenfatning og konklusion

Planter kan absorbere både organiske og uorganiske forbindelser. Absorptionen via rødderne sker i de fleste tilfælde ved en passiv mekanisme og styres af de grønne plantedeles fordamningshastighed og jordens fugtighed. Absorption influeres ligeledes af forhold i rodzonen samt jordens egenskaber.

Når først et stof er absorberet i en plante, kan der kun ske akkumulering, transport, omdannelse eller tab via transpiration. Optagelsen af stoffer kan føre til påvirkning af planterne, hvor især toksicitet, som fører til væksthæmning, misvækst og plantedød, vil være af betydning.

Videreførsel af stoffer til mennesker via indtagelse af afgrøder, dyrket i forurennet jord, er afhængig af, om akkumuleringer sker i de dele af planterne, som udnyttes til konsum, samt hvorvidt der foretages en forudgående tilberedning som f. eks. kogning.

Det kan således samlet konstateres, at planterarters/-sorters forskellig respons over for dyrkning i forurennet jord, og den sundhedsmæssige betydning heraf over for mennesker er afhængig af

- plantens iboende egenskaber (art/sort)
- plantealder
- omgivelsesmæssige faktorer (jordsbundsforhold)
- plantedele, hvor stof eventuel ophobes
- forureningens fysisk-kemiske egenskaber.
- den konsumerede plantedel og dennes evt. forudgående tilberedning.

I det omfang arealets påtænkte grønne anvendelse alene udgøres af prydplanter, græs, træer m.v. vil en analyse af et forurennet areals fremtidige brugermønster (se kapitel 7) kombineret med en stillingtagen til afgravningsdybde og acceptable restkoncentrationer ofte være forsvarlig. Den risiko man løber ved en fejlvurdering vil ikke have sundhedsmæssige konsekvenser, men alene resultere i effekter på vegetationen. Det er således hovedsaglig en økonomisk/æstetisk risiko, der løbes ved en evt. fejlvurdering, idet der skal tages fornyet stilling til, hvilke afhjælpende foranstaltninger der er nødvendige.

For dyrkning af konsumafgrøder er situationen

anderledes.

I modsætning til pryddplanter, vil en fejlvurdering i forbindelse med konsumafgrødedyrkning kunne have sundhedsmæssige konsekvenser.

Derfor må kvaliteten af og kendskabet til de data, der skal fastlægge evt. bortgravningskriteriet for forurenede jord være væsentligt bedre end for pryddplanter.

Imidlertid er der i dag for få data til at beregne og forudsige en plantes optagelse af et givet stof eller stofgruppe. Ved risikovurdering af forurenede grunde, hvor plantetoksiske effekter eller optagelse i konsumafgrøders er af betydning for anvendelsen, kan det være nødvendigt at foretage et litteraturstudium af de pågældende forureningskomponenter i forhold til levnedsmidler og de ønskede beplantningstyper.

Gasværker

For så vidt angår specifikt kendskab til optagelse af stoffer fra gasværksaffald og videre skæbne i planter, må vi i dag erkende, at fortolkning af eksisterende data er usikker på grund af de store artsspecifikke variationer i effektniveauer.

Således foreligger der i dag reelt ikke informationer (såsom tolerable forureningskoncentrationer), der umiddelbart kan omsættes i praktiske foranstaltninger ved grønne anvendelser af gamle gasværksgrunde.

Hvis spørgsmål vedrørende sundhedsmæssige konsekvenser ved indtagelse af konsumafgrøder ikke er belyst i tilstrækkelig grad, må det sundhedsmæssigt eneste forsvarlige udgangspunkt være at undgå at konsumafgrøder dyrkes på arealer, hvor en evt. optagelse af forurening ikke på forhånd kan udelukkes.

Dette vil i praksis betyde, at arealanvendelser som parcellhuse, rækkehusbebyggelse og etablering af kolonihaver m.v., ikke vil være realistisk på en tidligere gasværksgrund uden meget omfattende afværgeforanstaltninger.

6.5 Referencer

- (1) Haas, H.: 1979. Økologiske aspekter ved kemisk ukrudtsbekæmpelse. Miljøforvaltning ved Veterinær & Landbohøjskolen, DRS forlag.
- (2) Bell, R.M. et al: 1988. Studies of organic pollutant uptake by plants. Contaminated soil Ed. Wolf K.; Van den Brink, W.J. & Colton F.J. Kluwer Acad. Publ. 451-458.

- (3) Nielsen Margot: 1987. Forurening af grønne arealer. Indvirkning på planter og dyr. Forurenede industri- og byggegrunde DIEU kursus 16.-17. nov. 1987.
- (4) Sims, R.C. & Overcash, M.R.: 1983. Fate of Polynuclear aromatic compounds (PNA's) in soil-plant systems. Residue reviews 88 1-68.
- (5) Knowles, C.J.: 1983. Microorganisms & Cyanide. Bacteriolog reviews (1983), 40, 652-680.
- (6) Environmental Resources Limited 1987. Problems arising from the redevelopment of gas works and similar sites (2nd edition) H.M.Stationary Office.

7. Eksponerings afhængighed af arealanvendelse

7.1 Indledning

I nærværende kapitel vil de i Danmark almindeligst benyttede former for arealanvendelser i bynære områder blive opstillet.

De enkelte arealanvendelsesformer vil herefter blive gennemgået med hensyn til typisk udformning og tilhørende menneskeligt brugermønster. I denne sammenhæng skønnes der over en typisk daglig eksponeringstid under ophold/brug af arealet, ligesom det vurderes, hvilken befolkningsgruppe, der udsættes for forureningsbidrag.

Desuden vurderes arealanvendelsens mulighed for, at en given befolkningsgruppe eksponeres for forurening via indånding, hudkontakt og indtagelse (jordspisning, afgrøder, støvindtagelse). Problemstillingen vedrørende arbejdsmiljøet er ikke behandlet.

Under hensyntagen til de ovenfornævnte faktorer søges givet en samlet karakteristik af den pågældende arealanvendelses forureningsfølsomhed.

I kapitel 9 er der yderligere taget stilling til omfanget af undersøgelsesaktiviteter og de efterfølgende foranstaltninger i henhold til de, i nærværende kapitel, opstillede arealanvendelsesformer.

7.2 Typiske arealanvendelsesformer

I de følgende afsnit er der beskrevet en række arealanvendelser der

- er typisk forekommende i nutidige byggesager og byudviklinger
- adskiller sig fra hinanden brugermæssigt og dermed eksponeringsmæssigt
- erfaringsmæssigt giver problemer under håndtering af en byggesag på forurennet jord
- giver et overblik over forskellen i problemstillingen ved de nævnte arealanvendelser.

Listen og de medfølgende kommentarer er langt fra udtømmende, men er et bud på hvordan en kvalificeret vurdering af problemerne kan udføres i netop den/de situationer og arealanven-

delsestyper, man står overfor.

Udvalgte arealanvendelsestyper er som følger:

- trafik, transport og P-arealer
- industri/fabrik
- kontorbyggeri
- boligblokke
- parcelhuse
- fritids- og rekreative arealer
- butikker (med og uden levnedsmidler)
- institutioner (børnehaver, skoler, plejehjem)
- blandinger af anvendelsestyper

Brugermønstre

Det er karakteristisk, at hver af de opstillede arealanvendelsestyper adskiller sig fra de andre ved, at arealet og dermed den underliggende forurenede jord, bruges og ønskes at blive brugt på en ganske bestemt måde af bestemte befolkningsgrupper. Således er der knyttet typiske brugermønstre og aktiviteter til parcelhus med have, der adskiller sig væsentligt fra aktiviteter og brugermønstre i f. eks. kontorbyggeri.

Forurenings-eksponering

Da brugermønstret er forskellig ved forskellige arealanvendelser, vil forureningseksponeringerne også adskille sig fra hinanden. Især de følgende faktorer vil være af betydning:

- tilgængelighed af forureningen
- eksponeringstid (fra få dage om året til 24 timer/døgn året rundt)
- mulige eksponeringsveje
- følsomhed af mennesker, der eksponeres (børn, voksne, syge m.m.)

Samlet karakteristik

I det følgende vil de forskellige arealanvendelsestypers brugermønstre blive beskrevet og de ovenfor nævnte variable, der er relevante for den pågældende arealanvendelse, blive fremhævet. De opstillede arealanvendelsestyper får en samlet karakteristik, som beskriver om en bestemt arealanvendelse fører til et brugermønster, hvor bestemte følsomme befolkningsgrupper vil være udsat for, og sårbare over for forureningen.

Man skal være opmærksom på, at de i afsnittet gjorde overvejelser og vurderinger alene kan knyttes til den pågældende anvendelse.

7.3 Gennemgang af udvalgte arealanvendelsesformer

7.3.1

Trafik, transport og P-arealer

Karakteristisk for anvendelsen er, at arealerne er mere eller mindre befæstede, f. eks. med beton, asfalt, grus m.v. I perioder af døgnet befinder der sig (i sig selv forureningsbidragende) køretøjer på arealerne. Mennesker (i reglen voksne) opholder sig oftest ganske kortvarigt på arealerne i forbindelse med transport i bil eller med aflevering/afhentning af bil på P-plads. Andre aktiviteter foregår normalt ikke på trafik-, transport- og P-arealer.

Eksponeringsvej

Befæstelsen af transport, trafik og P-arealer vil (afhængig af befæstelsestype) i sig selv bevirke en væsentlig reducere af den koncentration, brugerne af arealet udsættes for. Spredning af den underliggende forurening til brugere af arealet vil normalt kun ske via diffusion op gennem befæstelsen. Eksponeringsvejen vil således være via indånding af forurenede luft.

Eksponeringstid

Eksponeringstiden for udsættelse vil ofte være begrænset til ganske få sekunder, for vejes vedkommende til minutter, for P-pladsers vedkommende, i værste fald 8 timer (P-vagter o. lign.) De udsatte befolkningsgrupper vil typisk være raske voksne (til og fra arbejde).

Forureningsbidraget fra de fleste køretøjer, der anvendes på det forurenede areal, vil iøvrigt oftest være væsentlig større, i nogle tilfælde med de samme stoffer, som jordforureningen kan afgive.

Brugermønster

Brugermønsteret karakteriseres af raske voksne, der til og fra arbejde dagligt via lungerne udsættes for et lille forureningsbidrag i ganske få sekunder eller minutter. Anvendelse af et forurenede areal som trafik, transport og P-plads er dermed ukritisk og anvendelsens samlede karakteristika betegnes som "ret ufølsom" overfor forurening.

Vælger man en fremtidig anvendelse af et forurenede areal som trafik, transport og P-plads, vil det således sjældent være nødvendigt med detaljerede undersøgelser og omfattende afværgeforanstaltninger forinden etableringen, forudsat at der ikke er en grundvandstrussel.

Betegnelsen omfatter bygninger, haller m.v., hvor der (ofte ved brug af forurenende stoffer) produceres, forarbejdes, samles, lagres og handles forskellige produkter.

For virksomheder, bygget i dag, vil den fysiske udformning ofte have karakter af større sammenhængende bebyggelser, omgivet af befæstede P-arealer og mindre grønne områder. Etablering af kældre og parterre til brug for eksempelvis kantinefaciliteter, lager, sikringsrum m.v. er ligeledes almindeligt.

Særligt følsomme industrier

Specielle forhold kan også gøre sig gældende, f.eks. at produktionen/erhvervet kan være særlig følsomt og kræver mere omfattende foranstaltninger. Således må levnedsmiddelvirksomhed og analyselaboratorier siges at være særligt følsomme aktiviteter og skal vurderes særskilt.

Endvidere kan kommunen tillade, at der på ejendommen indrettes en bolig for indehaver, bestyrer, portner el. lign.

De ansatte vil være beskæftiget med den/de pågældende produktioner og vil iøvrigt være undergivet arbejdsmiljøreglerne med hensyn til sikkerheds- og sundhedsmæssige forhold omkring de ved arbejdet anvendte stoffer og materialer (AT's grænseværdier).

Eksponeringsvej

Eksponeringsveje for den evt. underliggende forurenede jord vil i denne situation alene bestå i luftforureningsbidrag via diffusion fra jorden, som især er relevante for aktiviteter i kældre. Dog kan grønne arealer give hudkontakt/støvproblemer ved den lejlighedsvis pasning eller eventuelt kortvarige ophold (ansattes arbejdspauser).

Eksponeringstid

De ansatte vil normalt være raske, voksne mennesker, der eksponeres i maks. 8 timer/dag eller 40 timer/uge.

På de udendørs befæstede P-arealer vil den korte eksponeringstid og det store udendørs luftskifte betyde, at delanvendelsen er ukritisk (trafik/transport afsnittet).

Det samme er tilfældet ved delvis benyttelse af grønne anlæg/ubefæstede arealer. Man skal her være opmærksom på, at hudkontakt/støvkontakt kan forekomme for gartnere o. lign. under pasningen. Plantetoksiske effekter kan forekomme på grønne områder, men kan næppe siges at være et sundhedsmæssigt problem, medmindre der på arealet dyrkes frugttræer/-buske. Hovedeksponeringsproblemer vil i industrianvendelsesøjemed være indeklimaproblemer via diffusion fra un-

derliggende forurenede jord.

Brugermønster

Brugermønsteret viser, at det er overvejende raske, voksne mennesker, der arbejder i produktionen i maks. 8 timer/dag og dermed er den mindst følsomme befolkningsgruppe, der udsættes. Dog kan følsomme grupper være til sted f.eks. både mænd og kvinder, i den alder, hvor de ønsker at få børn, og gravide kvinder (og deres fostre) er potentielt følsomme. Personer med luftvejsledelser og sarte slimhinder vil også være følsomme. (Se iøvrigt kap. 8.6).

På grund af det normalt ringe luftskifte inden-dørs, samt eksponeringstidens længde på ca. 8 timer/dag i måske en livstid, må denne arealanvendelse ofte betegnes som "noget forureningsfølsom".

7.3.3

Kontorbyggeri

Den fysiske udformning af kontorbyggeri etableret i dag, vil ikke adskille sig meget fra industribyggeri. Der er næsten altid tale om et kontorhus af større eller mindre omfang, omgivet af befæstede arealer og grønne områder/anlæg. Endvidere kan der etableres kældre til kantine, arkiver, sikringsrum m.v.

Eksponeringsvej

Eksponeringsvejene vil derfor heller ikke adskille sig fra industrianvendelsen og er således hovedsagelig luftforureningsbidrag i indeklimaet fra den underliggende forurenede jord. Plantetoksiske effekter, kan forekomme på udendørsarealer, og gartnere o.lign. er udsat for hudkontakt på samme måde som for industrianvendelsen.

Eksponeringstid

Som for industribyggeri er den daglige eksponeringstid ca. 8 timer, og den eksponerede befolkningsgruppe vil hovedsagelig bestå af raske, voksne mennesker på arbejde. Dog kan der være følsomme grupper tilstede, som nævnt for industrianvendelsen. Den eneste egentlige forskel på industri- og kontor anvendelse er, at der i kontorer normalt udføres mindre fysisk arbejde, og derfor sker der en mindre luftindånding pr. tidsenhed.

Samlet kan arealanvendelsen kontorbyggeri karakteriseres som "noget forureningsfølsom".

7.3.4

Boligblokke

Et areal, udformet til boligblokanvendelse, har i arealanvendelse stor lighed med industri- og kontorbyggeri.

Arealet bebygges med en nærmere angivet bebyggelsesprocent. Bebyggelsen har ofte kældre til oplag, tøjrask, sikringsrum, fællesfaciliteter

m.v.

Der etableres grønne anlæg/legearealer, samt parkeringspladser. Normalt vil private havearealer til grøntsagsdyrkning ikke forekomme, hvilket forudsættes her.

Brugermønsteret ved boligblokanvendelse adskiller sig på væsentlige punkter fra brugermønsteret for industri- og kontor anvendelse.

Eksponeringsvej

Eksponeringsvejen vil dels være luftforureningsbidrag til indeklimaet fra underliggende forurennet jord (indånding), dels potentielle hudkontaktproblemer fra jorden til legende børn. Endvidere kan børns spisning af jord og indånding af ophvirvlet støv fra jorden, bidrage til den samlede eksponering af børnene.

Eksponeringstid

Den daglige eksponeringstid for beboerne i boligblokke vil være potentielt 24 timer/døgn hele ugen. Hvor der i industri/kontorbyggeri primært var tale om eksponering af raske voksne mennesker, har man i boligblokke endvidere alle de mere følsomme befolkningsgrupper tilstede, såsom ældre, syge, gravide og børn i alle aldre.

I boligbloksituationen har vi altså at gøre med summen af 4 potentielle forureningsbidrag (indeklima, hudkontakt, jordspisning, jordstøvsindånding), der rammer de mest følsomme befolkningsgrupper (mindre børn) i potentielt 24 timer/døgn. Arealanvendelsen må således karakteriseres som "meget forureningsfølsom", dog mindre end for parcelhus anvendelse.

7.3.5

Parcelhuse, rækkehuse m.v.

Er typisk udformet som en 100-200 m² stor bolig med eller uden kælder og omgivet af en 500-1500 m² stor have.

I haver foregår typisk en række aktiviteter som leg, havearbejde, gravearbejde til større dybder (solgryder, swimmingpool, forsænkede terrasserum).

Endvidere kan der være etableret bede, køkkenhave samt frugttræer og -buske.

Eksponeringsvej

Eksponering kan således forekomme via indeklimaet, via hudkontakt med forurennet jord, via jordspisning, via indånding af jordstøv samt via indtagelse af hjemmeavlede konsumafgrøder dyrket i forurennet jord.

For afgrødernes vedkommende må man, afhængig af parcellens størrelse, kalkulere med, at en familie vil være i stand til at dyrke konsumafgrøder, der kan dække en stor del af familiens

behov i ihvertfald forårs-, sommer- og efter- årsmånederne.

Beboerne, der kan udsættes for forureningsbidrag, vil som i boligbloksituationen omfatte alle følsomhedsgrupper, såsom raske voksne, børn, gravide, syge og ældre.

Beboerne i parcelhussituationen kan således modtage summen af 5 forskellige potentielle forureningsbidrag (indeklima, hudkontakt, jordstøvsindånding, jordspisning og afgrødebidrag). Samtidig vil disse bidrag kunne modtages i alle døgnets 24 timer eventuelt livsvarigt (dog med forskellig vægt) af de mest forureningsfølsomme befolkningsgrupper (børn i alle aldre, syge, ældre). Hvis husene endvidere er forsynet med en kælderetage omgivet af forurennet jord, kan forureningsseksponeringen være yderligere forøget.

En arealanvendelse som parcelhusområde må derfor betragtes som "yderst forureningsfølsom".

7.3.6

Fritids- og rekreative arealer

I denne forbindelse tænkes især på arealer, som sportspladser, campingpladser, byparker og grønne anlæg med legearealer, bede, græs og stier.

Karakteristisk for anvendelsen er, at en lang række borgere anvender arealerne periodisk og normalt i kortere tidsrum. Der forekommer ikke grøntsags- og frugtdyrkning og normalt heller ikke indendørs faciliteter, bortset fra eventuelle toilet/bad faciliteter.

Eksponeringsvej

Eksponeringsvejene vil i givet fald være diffusionsbetinget bidrag til udeluften, hudkontakt ved leg/boldspil, jordstøvsindånding og jordspisning fra etablerede bede.

Eksponeringstid

Den mulige eksponeringstid vil variere meget, men skønnes for f. eks. mindre børn at være maks. 3-4 timer/dag, hovedsagelig i sommerhalvåret.

De grupper, der udsættes for forureningsbidragene vil være raske voksne, syge, ældre, gravide og børn i alle aldre.

Fritids- og rekreative arealer bliver benyttet af en blandet befolkningsgruppe, der udsættes for en beskeden udeluftkoncentration af forurening og potentielt kan få hudkontakt med forurennet jord i et relativt afgrænset tidsrum (3-4 timer/dag).

Generelt vil fritids- og rekreative arealer således være en noget følsom arealanvendelse, dog

kan visse udformninger blive relativt ufølsom.

7.3.7

Butikker

Butikker er et vidt begreb, både hvad angår størrelse og anvendelse, og det er ikke muligt at opstille generelle betragtninger, der dækker begrebet.

Dog skal der gives nogle eksempler, der illustrerer eventuelle forureningsproblemer omkring butikker.

En butik består normalt af salgslokaler, lagerlokaler og tilkørselsarealer af varierende størrelse.

Eksponeringsvej

I lighed med industriarealer vil eksponeringsvejene indendørs være diffusion af dampe til indeklima og udendørs hud-/støvkontakt/diffusion, afhængig af befæstelsesgraden. Afhængig af typen af varesalg, vil der (f. eks. i levnedsmiddelbutikker) kunne komme bidrag fra forurening, optaget i fødevarer fra luften under lagringen. Det siger sig selv, at hvorvidt dette eventuelle bidrag er kritisk, afhænger af den handlede varetype. F. eks. vil en skobutik næppe have problemer med forurening, der absorberes i skooverfladen, hvorimod fødevarebutikker, f. eks. slagterbutik med længerevarende kødmodning i en kælderetage, kan give anledning til betænkeligheder. Det samme vil gøre sig gældende for evt. etablering af fødevarefjernlager på forurennet jord.

De forureningsudsatte mennesker kan opdeles i 2 grupper, de ansatte og kunder.

Brugermønster

For de ansatte vil samme forhold gøre sig gældende som for industri/kontoranvendelse, nemlig at det er raske, voksne mennesker, der udsættes for forureningsbidrag i ca. 8 timer/dag. For kundernes vedkommende vil det være alle følsomhedsgrupper (voksne, børn, ældre m.v.), der opholder sig i butikslokalerne i en begrænset tid. Igen er opholdstiden forskellig, afhængig af den solgte varegruppe. I skobutikken opholder kunder sig måske en halv time, 2-3 gange om året, mens kunder i en levnedsmiddelbutik dagligt opholder sig måske en time i butikslokalerne.

Forureningsproblemet omkring "butiksanvendelsen" må således koncentrereres omkring den konkrete anvendelse og varetype i butikken. Her må fødevarebutikken generelt siges at være den mest følsomme anvendelse. Såvel ansatte (der ofte køber deres dagligvarer i egen butik) som kunder vil foruden et bidrag via lungerne teoretisk kunne modtage et konsumbidrag fra de handlede fødevarer, hvilket dog er uhyre van-

skeligt at påvise, endsige kvantificere.

Afhængig af de konkret forhandlede produkter vil butiksanvendelse derfor kunne karakteriseres over et spektrum fra lidt forureningsfølsom til noget forureningsfølsom.

7.3.8

Institutioner

I denne sammenhæng tænkes f. eks. på børnehaver, vuggestuer, skoler, fritidshjem, alderdomshjem og plejehjem.

Sådanne institutioner omfatter normalt indendørs opholds-/beboelses- og kælderarealer, udendørs befæstede eller ubefæstede lege/opholdsarealer, samt grønne anlæg og P-arealer.

Mange institutioner har tilknyttet en portner/-pedelbolig.

Det er fælles for alle institutioner, at de ansattes arbejdsmiljø kan være påvirket af forurening. De ansattes eksponering og følsomhed over for forurening kan sammenlignes med kontorbyggeri, dog kan der ved børnehaver/vuggestuer være en forøget kontakt med jord.

Børnehaver/vuggestuer

For børnehaver/vuggestuer vil opholdstiden normalt udgøre 8-10 timer/dag, hvoraf hovedparten af tiden tilbringes indendørs om vinteren og udendørs om sommeren.

Institutionerne anvendes, ud over personalet, af følsomme befolkningsgrupper, spædbørn, vuggestuebørn og børnehalebørn - i 2 - 6 år.

Eksponeringsvej

Eksponeringsveje om vinteren vil primært være indendørs indånding af forurening, mens eksponering om sommeren vil bestå af en blanding af forureningsindånding, ude/inde, hudkontakt fra græs, bede, legearealer, støvbidrag og jordspisning fra samme, samt evt. afgrødebidrag fra grøntsager dyrket i pædagogisk øjemed.

Da børnehaver/vuggestuebørn i sig selv er en følsom befolkningsgruppe, og da deres adfærdsmønster giver store muligheder for forureningsoptagelse, vil denne arealanvendelse betegnes som "meget forureningsfølsom".

Skoler

Eksponeringsvej

I skoler vil børnene normalt have en kortere opholdstid (3-8 timer/dag plus en evt. fritidsordning i ca. 10 år), hvor hovedparten af aktiviteterne foregår indendørs i klasseværelser. Eksponering herfra er bidrag til indeklimaet. Endvidere vil børnenes adfærdsmønster være no-

get ændret i forhold til børnehalebørn, således at frikvarterets eksponeringsmulighed via jordkontakt/jordspisning er ret begrænset. Endvidere vil skolegårde normalt være asfaltbefeftet med få bede og evt. sandkasser, hvilket reducerer andre bidrag end indånding væsentligt.

Da man har med en gruppe at gøre, hvoraf en del vil være særlig følsomme, vil arealanvendelsen være betegnet som "meget forureningsfølsom", dog relativt mindre end for børnehalebaneanvendelsen.

Plejehjem/alderdomshjem

Pleje- og alderdomshjemsbeboere opholder sig generelt indendørs i 24 timer i døgnet og ofte i en længere årrække. Beboerne er oftest ældre og i flere tilfælde syge og må betegnes som en, i visse henseende, følsom befolkningsgruppe.

Eksponeringsvej

Eksponering af beboerne vil alene udgøres af luftbidrag til indeklimaet. Bidraget vil kunne forstærkes af den normalt høje temperatur (og ofte ringe luftskifte), der karakteriserer ældres indeklimabehov. Beboelsen må derfor karakteriseres som noget til meget forureningsfølsom. For så vidt angår de ofte tilknyttede udendørsarealer vil eksponering af ældre, i deres ofte begrænsede tidsmæssige ophold, sjældent være et problem. Hvis arealerne imidlertid er mere eller mindre offentligt tilgængelige, vil der kunne ske eksponering af udefra kommende eller besøgendes børn, der leger på arealerne, hvilket vil svare til førmtalte parkanvendelse.

Pedelboliger

Pedelboliger, der ofte etableres i forbindelse med institutionsbyggeri, svarer til det for parcelhuse beskrevne vedrørende ophold, eksponeringstid og -veje. Dvs. potentiel opholdstid i 24 timer, i potentielt en livstid eksponeringsbidrag mulig fra indeklima, hud-/støvkontakt og afgrødekonsumering. De eksponerede befolkningsgrupper omfatter potentielle sårbare grupper (børn, syge, gravide m.m.). Der henvises iøvrigt til afsnittet om parcelhuse.

7.3.9

Blanding af arealanvendelser: Centerområder

Til at forhindre en for ensformig ghettoagtig byudvikling i arealer over en vis størrelse, er det almindelig god praksis, at lade en vis procentdel være boliger, serviceerhverv, institutioner, let industri m.m.

Udformning

Den typiske udformning af sådanne arealer er derfor udlægning af større eller mindre delarealer med forskellig anvendelse, og dermed for-

skellig forureningsfølsomhed.

Delområderne kan være sammenhængende eller adskilte af f.eks. torve, P-pladser, uderum, grønne anlæg, stier m.v.

Ved planlægning af sådanne arealer (i kommune- eller lokalplan) vil der ofte være udlagt delområder med en arealanvendelse til boliger (f. eks. lejligheder eller lav/tæt bebyggelse), grønne arealer/legepladser og P-pladser. I tilknytning hertil vil delområder blive udlagt til anvendelser som børneinstitutioner og kontorer samt diverse forretningsvirksomheder og detailhandel. Endelig kan der være udlagt delområder til let industri og virksomhed, der ikke medfører gener i form af støj, lugt eller luftforurening.

I sådanne tilfælde er det nødvendigt at analysere hver enkelt delanvendelse på grunden med henblik på eksponering og målgrupper.

7.4 Sammenfatning

Brugermønster-analyse

Da eksponeringsveje og arealanvendelse hænger nøje sammen, er det centralt for en risikovurdering at analysere, hvorledes de fremtidige brugere af arealet kan tænkes at "bruge" den underliggende jord og om brugere er sårbare over for forureningen. Ved denne brugsmønsteranalyse kan eksponeringsvejene fastlægges, og man er herefter nået et godt stykke hen ad vejen til en risikovurdering.

I tabel 1 er der angivet et skema hvor brugermønster og muligheder for eksponering ved forskellige arealanvendelser er sammenfattet.

I kapitel 9, afsnit 9.2 er arealanvendelsen vurderet i henhold til undersøgelsesstrategien og afværgetiltaget.

7.5 Referencer

Følgende litteraturkilder er anvendt ved udarbejdelse af kapitel 7.

- (1) Lov om kemikalieaffaldsdepoter, lov nr. 262 af 8. juni 1983.
- (2) 3 cirkulærer fra Miljøstyrelsen om kemikalieaffaldsdepoter. Orientering fra Miljøstyrelsen, maj 1984.
- (3) Bekendtgørelse af lov om kommuneplanlægning, nr. 734 af 21. dec. 1982.

- (4) Planlægning af eksisterende byområder, kommuneplanorientering nr. 3, Planstyrelsen 1981.
- (5) Vejledning i kommuneplanlægning nr. 5, Planstyrelsen 1979.
- (6) Vejledning i kommuneplanlægning nr. 2 "Lokalplaners indhold", Planstyrelsen 1976.

	Typisk udformning	Daglig expo- neringstid	Befolknings- grupper udsat for forurenings- bidrag	Mulighed for ekspone- ring (ekspone- ringsveje) ind- hud- ånd- kon- ing takt	(jord- spisning /støv) indta- gelse	Samlet karak- teristik af arealanven- delsesføls- somhed
		*(årstids- afhængig)				
Trafik m.m.	Befæstet med					Ret ufølsom
	- asfalt	Minutter	Raske voksne	-	-	
	- grus	Minutter		(+)	-	
	- græsarmering	Minutter		(+)	-	
Industri	Bygninger/haller, P-arealer, grønne anlæg	8 timer minutter minutter*	Raske voksne	++ (+) (+)	- - (+)	Noget følsom mht.indeklima
Kontorbygning	Bygninger, P-arealer, grønne anlæg	8 timer minutter minutter*	Raske voksne	++ (+) (+)	- - (+)	Noget følsom mht.indeklima
Boligblokke	Bygninger, P-arealer(asfalt), grønne anlæg, legearealer	24 timer minutter-timer 4-12 timer* 4-12 timer*	Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge	+++ (+) (+) +	- - + +++	Meget forure- ningsfølsom
Parcelhuse forure-	Hus	24 timer	Raske voksne,	+++	-	Yderst
	have (græs)	4-12 timer*	børn, gravide,	(+)	(+)	ningsfølsom
	bede/køkkenhave	4-12 timer*	ældre, syge			++
	frugttræer/afgrøde	3/4 af året*				++
Fritid/ rekreation	Græs, bede, legearealer, stier	3-5 timer*, minutter/timer* 3-5 timer* minutter	Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge	(+) (+) + (+)	+ ++ +++ (+)	+ ++ +++ -
Butikker	Butikslokale	Ansæt/Kunde				
- sko		8 t/hvert ½ år	Raske voksne,	++	-	Mindre følsom
- fødevarer		8 t/1 t -	børn, gravide ældre, syge	++	- (+)	noget følsom
Institutioner						
- Børnehaver	Bygninger græs/jord legearealer befæstelse P-plads	8 t* 8 t* 8 t* 8 t* minutter	mindre børn, raske voksne, gravide	++ + + - -	- +++ +++ - -	- +++ +++ - -
- Skoler	Bygninger befæstelse/P-plads græs/sportsarealer	4-8 timer 2 timer 1 time*	Større børn raske voksne, gravide	++ - (+)	- - ++	- - (+)
- Plejehjem	Bygninger P-arealer grønne anlæg	24 timer minutter 0-3 timer*	Ældre, syge, raske voksne, gravide	+++ - (+)	- - -	- - -

- Ingen mulighed for eksponering
(+) meget lille mulighed for eksponering

+ lille mulighed for eksponering
++ større mulighed for eksponering
+++ stor mulighed for eksponering

Tabel 1
Skema over brugermønstre

8. Eksponering af mennesker

8.1 Indledning

I forlængelse af beskrivelsen i kapitel 7 af mulige eksponeringsveje ved forskellige anvendelser af grunde, skal eksponeringsvejene her anskueliggøres nærmere i rækkefølgen:

Mulige
eksponeringsveje

- Spisning af jord
- Spisning af afgrøder fra jorden
- Hudkontakt med jord
- Indånding af jordpartikler
- Indånding af dampe fra jord

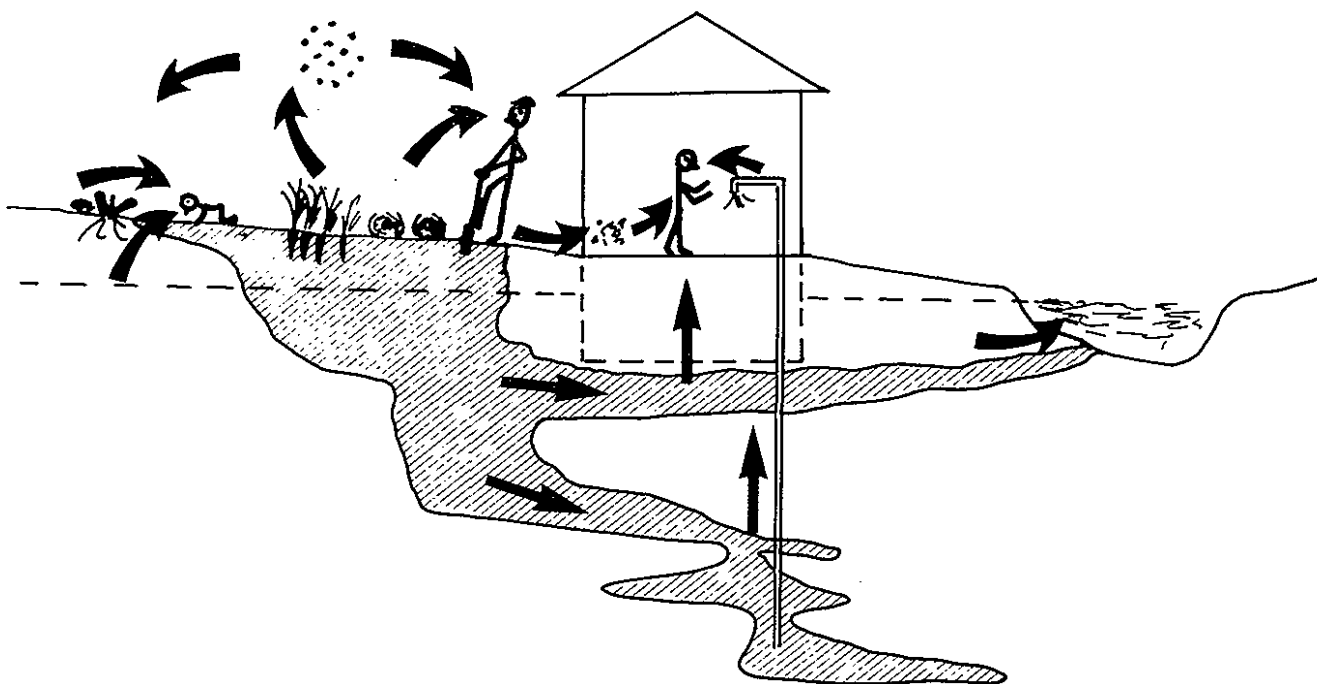
Muligheden for eksponering for farlige stoffer fra en grund via drikkevandet behandles kun perifert her.

Der angives i bilag 3 nogle rammer for kvantificering af eksponeringen. Nogle udviklingsstadier eller sygelige tilstande, der kan gøre mennesker særligt følsomme for farlige kemiske stoffer, beskrives i sidste del af kapitlet.

8.2 Estimering af samlet eksponering

Menneskets
samlede
eksponering

Før eksponeringsvejene tages op hver for sig, skal den samlede eksponering omtales. Ved vurdering af risiko for brugere af en grund, forurennet med et givet stof, er den samlede eksponering via forskellige veje samtidigt eller afløsende hinanden af betydning. Dette er illustreret i figur 1. Som eksempel er valgt en følsom anvendelse som parcelhus og nyttehave, fordi der netop her er flere mulige eksponeringsveje end ved mange andre anvendelser. De med pile angivne mulige eksponeringsveje forekommer i mange tilfælde ikke samtidigt. Nogle eksponeringsveje vil ved visse typer forurening slet ikke blive aktuelle. F.eks. vil blyforurening under huset ikke kunne give dampformig påvirkning af indeklimaet.



Figur 1
Eksempel på mulige
eksponeringsveje
ved en følsom an-
vendelse som par-
celhus og nytte-
have (pilene er
kvalitative)

Model til estimering

Der findes modeller, hvor den samlede eksponering på systematisk måde estimeres, f.eks. en model udarbejdet af en medarbejder i den amerikanske miljøstyrelse (1). Foruden estimatet over daglig eksponering for medierne via indtagelse, indånding og hudkontakt, indgår i de opstillede formler koncentrationer af stofferne i medierne jord, vand og luft, fysisk-kemiske forhold som jord-luft og jord-vand-fordelingskoefficienter, korrektioner for omdannelse eller fortynding af stofferne, absorptionsandele m.v.. For nogle stoffer er det den livslange eksponering, der er af betydning for risiko for at få helbredsmæssige effekter. I sådanne tilfælde inkorporeres i modellen nogle parametre, der tager højde for, at f.eks. legemsvægten ikke er den samme livet igennem. Den estimerede samlede eksponering benyttes til at finde frem til et acceptkriterie for rensning af jorden. Principperne er baseret på, at almindeligt anvendte værdier for acceptabel indtagelse pr. tidsenhed eller for livstidsrisiko for kræft ikke må overskrides.

Resumé af de faktorer, der er bestemmende for omfanget af kontakt med kropsoverflader og op-
tagelse i kroppen af farlige kemiske stoffer i
jorden:

- Fysiske muligheder for eksponering ad forskellige veje ved en given anvendelse (se kapitel 7).
- Faktisk udsættelse af brugere af grunden, inkl. tidsmæssig udstrækning og fordeling af eksponeringen (se kapitel 7).
- Adfærds- og fysiologisk bestemt kontakt med medierne.
- Intensitet af eksponeringen.
- Koncentrationer af stofferne i medierne jord, vand, luft og i evt. konsumafgrøder dyrket på jorden, (se kapitel 4 og kapitel 6).
- Biotilgængeligheden af stofferne, (se kapitel 5).
- Ændringer af koncentrationer og biotilgængelighed over tid, (se kapitel 4 og kapitel 5).

Vedrørende faktorer, der kan bestemme stoffer-nes skæbne efter optagelse i kroppen og dermed eksponering af påvirkelige organer, henvises til kapitel 5.

I bilag 3 er anført estimater over den daglige eksponering for jord, luft og vand via indtagelse, hudkontakt og indånding.

8.3 Mulige eksponeringsveje

8.3.1

Spisning af jord

Småbørn

Her skal omtales indtagelse af jord, som ikke har med afgrøder fra jorden at gøre. Dette er især aktuelt for småbørn under skolealderen under leg udendørs, hvor jorden er frit tilgængelig, eller indendørs, især i stueplan, hvor jord udgør en del af husstøvet.

I en børnehave med 60 børn kan der således daglig afsættes mellem 2 og 3 kg støv og snavs over gulvarealet (8). En stor del af dette støv må antages at være slæbt ind udefra.

Hyppige situationer

Det sker hyppigt, at der bliver suttet på legetøj, sutter og ærmer el. lign. med jord/støv på, at et æble eller en mad bliver spist videre, efter at den har været tabt, eller at der simpelthen bliver suttet på jordede fingre. Jordstøv, der er fanget i næsesekret eller i en åbentstående mund, bliver også for en stor del sunket.

Undersøgelser
og estimer

I den internationale litteratur benyttes estimer for småbørns daglige spisning af jord fra ca. 0,05 g til 10 g, hyppigst dog fra 0,1 - 2 g (2). Estimerne er mere eller mindre baserede på undersøgelser af børns jordspisning.

Disse undersøgelser bygger dog ikke på ret store materialer, og metoderne kan diskuteres.

Høringssvar fra
andre lande

Miljøstyrelsen har foretaget høring af en række institutioner i forskellige lande (se også bilag 3). I denne forbindelse angav det hollandske generaldirektorat for miljøbeskyttelse, at en pilot-undersøgelse af 24 børns jordindtagelse tydede på et gennemsnitligt dagligt indtag på 200 mg jord(tørstof) pr. dag for et barn på 15 kg. Sporstoffer fra jorden i børnenes afføring blev bestemt. En undersøgelse af 300 børn med tre forskellige grader af jordkontakt er under udførelse i Holland.

I de høringssvar, der er omtalt nedenfor, er det ikke præciseret, hvorvidt der er tale om jord som tørstof.

I et svar fra Canada er angivet indtagelse af 80 mg jord pr. dag for 1-4 års børn og 20 mg jord pr. dag for voksne som gennemsnitsværdier, byggende på (3, 4, 5).

Den amerikanske miljøstyrelse henviser til (6), hvori det konkluderes, at børn på 1-6 år gennemsnitlig indtager 100 mg jord pr. dag og et maksimum på 500 mg pr. dag. I den amerikanske miljøstyrelse overvejes dog, om intervallet bør være 80-300 mg pr. dag, eksklusive pica-børn, se nedenfor. Det angives endvidere, at mange børn nok indtager mellem 500 og 3000 mg støv pr. dag.

I et høringssvar fra den amerikanske "Agency for Toxic Substances and Disease Registry" omtales nogle undersøgelsesresultater, der er ved at blive publiceret. Disse peger i retning af lavere gennemsnitligt indtag af jord hos småbørn end 100 mg pr. dag. Hvorvidt undersøgelsesmetoden her er bedre end i tidligere undersøgelser, og hvorvidt resultaterne kan generaliseres til almindelige danske forhold, må stå åbent, indtil undersøgelsen kan vurderes efter publikation.

Som et resultat af høringen er valgt en gennemsnitlig værdi på 0,2 g jord (tørstof) pr. dag og en maksimumsværdi på 3 g jordstøv pr. dag, (se tabel 1 i bilag 3).

Nogle børn har en særlig trang til decideret at indtage jord, såkaldt geofagi, som er en form for pica. Pica er også det latinske ord for fuglen skade. Det står for en "sygelig lyst"

Pica

til at fortære usædvanlige, evt. som "uspiselige" betragtede stoffer. I (7) er forekomsten af pica over for alle mulige forskellige ting fundet så høj som omkring 20% i gennemsnit for aldersgruppen 1-6 år. Forekomsten var højest ved 1-årsalderen og faldt herefter. Der var ikke sammenhæng med f.eks. familiernes sociale status. Blandt de forskellige "uspiselige" ting, som pica-børnene indtog, sås "skidt" (skidt fra udendørs gårde, husstøv, pottesplanter, cigarettaske, o.lign.) hos i størrelsesordenen 20-40%. Ud fra dette er det altså hos mere end bare et par procent af børn fra 1-6 år, at man kan forvente relativ stor indtagelse af jord o.lign..

Den amerikanske miljøstyrelse skønner, at pica-børn kan indtage 3-6 g jordstøv pr. dag. Måske kan 10 g pr. dag komme på tale. I særlige tilfælde kan man forestille sig engangsdoser på 20-30 g, afhængigt af jordens smag og struktur. Mekaniske gener i svælg og spiserør kan blive en begrænsende faktor.

Jordindtagelse hos større børn og voksne skønnes, som det fremgår af tabel 1, bilag 3, af langt mindre omfang. Adfærd, som kan give et lille bidrag til forureningseksponering ad denne vej, er f.eks. dårlig håndhygiejne efter arbejde med jord, kombineret med hyppige håndmundkontakter (rygere, neglebidere m.v.).

I sjældne tilfælde vil gravide udvise en form for pica, som kan betyde større end gennemsnitlig jordindtagelse.

8.3.2

Spisning af afgrøder fra jorden

Ikke gartneri
og landbrug

I dette afsnit er kun medtaget spisning af lokalt dyrkede afgrøder. Afgrøder fra private køkkenhaver i byområder kan i nogle tilfælde udgøre en væsentlig del af kosten for dem, der har haverne.

Egen afgrødes
andel af kosten

Særlig udsatte kan være vegetarer, som dyrker hovedparten af deres kost selv. Lejlighedsvis brug af grønt m.v. fra haven vil ved de fleste kendte former for jordforurening ikke betyde store eksponeringer.

Forureningens art

Nogle stoffer vil hovedsagelig blive indtaget som jordforurening uden på grøntsager med mange blade. Skylning før tilberedningen kan nedsætte indtagelse af forurening betydeligt.

Stoffer der kan optages i selve planten, f.eks. i rodknolde, er behandlet i kap. 6.

8.3.3

Hudkontakt med jord

Børn

Jord kommer på huden under børns normale leg og i forbindelse med sportsaktiviteter.

Hudkontakt med forurenede overfladevand

Hudkontakt med forurening fra jorden kan også ske via forurenede overfladevand, f.eks. i lavtliggende fugtige områder i haver eller i regnpyster. Sådanne områder kan virke meget tiltrækkende på børn. En ekstrem eksponering kan ske ved mudderbadning. Hvis der er tale om let absorberbare stoffer, der kan have akutte eller subakutte effekter ved én gangsdosering, kan denne eksponeringsform være kritisk.

Voksne

For voksnes vedkommende er der i fritiden især tale om jord på huden ved havearbejde, og i arbejdsmiljømæssig henseende vil beskæftigede inden for bygge- og anlægsvirksomhed, jord- og betonarbejde, gartneri, landbrug, skovbrug, hestesportsbaner o.lign. være udsatte.

Skader i huden

Eksponering for visse kemiske stoffer på huden kan betyde skader i selve huden. Nogle stoffer kan give skade i indre organer efter absorption. Der kan også være stoffer, der både kan give lokal hudskade og skade i indre organer ved absorption, f.eks. tjære.

Skader i indre organer

Hvorvidt eksponering af huden giver skader lokalt eller i indre organer afhænger af hudens tilstand og absorptionsevne på de eksponerede områder, intensiteten af eksponeringen, og det samlede eksponerede areal.

Hudens absorptionsevne

Huden varierer i tykkelse og i absorptionsevne forskellige steder på kroppen, også uden at den er lokalt påvirket af ydre faktorer. Generelt er der en mindre barriere for indtrængen af stoffer gennem huden i hudfolder, hvor huden vil være tynd og der er en vis naturlig fugtighed, end på håndflader og fodsåler, hvor huden er tykkere.

Varierende intensitet

Intensiteten af kontakten mellem forurenede jord og hud kan variere meget. Således vil tørt jordstøv på intakt hud på håndflader eller fanger i hår på f.eks. arme eller ben give ringe mulighed for påvirkning af huden eller resten af kroppen. I modsætning hertil er situationen med våd jord, der bliver gnedet ind i tynd hud, f.eks. på håndryggene, som måske i forvejen ikke er intakt f.eks. p.g.a. eksem.

Særlig intens kan kontakten blive, hvis forureningen på huden er lukket inde under f.eks. gummi eller plastic i en fugtig varme, såkaldt okklusion. Eksempler herpå er forurenede jord inden for en tætsluttende ble med vandtæt beklædning, inden for gummihandsker, eller i gummistøvler.

Stoffernes
egenskaber

Opløseligheden af de kemiske stoffer har betydning for, om de kan gå igennem intakt hud.

Stoffer, som ikke er ladede, og som har en lille molekyllstørrelse passerer lettest hudbarrieren.

Nedsat
hudbarriere

Skader i de yderste lag af huden kan bevirke, at flere stoffer kan absorberes.

Kemiske stoffer på dampform i de lave koncentrationer, der kan optræde i indeklimaet eller ved afdampning fra jord udendørs, skønnes ikke at blive absorberet via hud i betydende mængder. Denne eksponeringsmåde er derfor ikke nærmere belyst her.

8.3.4

Indånding af jordpartikler

Grunde med fritliggende jordområder giver mulighed for dannelse af jordstøv. Det skal huskes, at jordstøv kan komme ind i kroppen såvel via indtagelse (se 8.3.1) som ved indånding.

Jordstøv som andel af svævestøv

Der er kun ringe viden om hvilken andel af luftbærent støv, der består af jordpartikler ved forskellige anvendelser af grunde (2). Svævestøvs målinger fra luftmålestationer vil foruden jordstøv være udtryk for partikler fra biludstødning, oliefyr, træer og planter m.v..

I (2) angives, at en koncentration på 0,15 mg/m³ for byområder og på 0,10 mg/m³ for landområder er gode estimater for totalt svævestøv til brug for risikovurderinger. Men det gælder naturligvis om, så vidt muligt, at få oplysninger om evt. særlig støvdannelse på en given grund.

Udtørringsgraden af jorden, partikelstørrelsen afhængigt af jordarten og blæst på stedet spiller en rolle for, hvor meget og hvor højt støvet hvirvles op. Aktiviteter som gravning, kørsel, løb og ridning kan danne svævende jordstøvspartikler. Nogle børn ynder også at tage "jordstøvsbad", hvis mulighed gives. Tæt tilplantning af jorden nedsætter ophvirvling af partikler betydeligt.

Jord i husstøv

Jordstøv, kan som nævnt i 8.3.1, også være en del af husstøv. I en engelsk undersøgelse (9) er blykoncentrationer i husstøv fundet signifikant og positivt relateret til bl.a. blykoncentrationer i havejord og arealet af tilgængelig jord rundt om huset. Tilstedeværelse af maling med højt blyindhold inde i huset og nylig istandsættelse var også positivt relateret til bly i husstøv. Betydning af en fælles kilde til bly i husstøv og i havejord, nemlig bly fra trafik, diskuteres.

Øgede mængder støv i luften indendørs kan forekomme ved dagligdags aktiviteter, hvor luften sættes i bevægelse. Særlig meget kan forekomme ved fejning. Ved støvsugning med filtre, der ikke kan tilbageholde de små partikler, kan der dannes meget respirabelt svævestøv.

Indånding i forhold til andre eksponeringsveje

Alt i alt vil indånding i mange tilfælde af anvendelser af forurenede jord ikke give så stort et bidrag med farlige stoffer, som indtagelse og evt. hudkontakt (2).

Støv i luftvejene

Mindre end 50% af det udendørs luftbårne støv vil være respirabelt (partikler mindre end 10 micrometer). Af det respirable støv vil kun ca. halvdelen nå længere end til de øvre luftveje (2). Partikler under 5 micrometer i diameter har særlig mulighed for at nå de finere luftveje, hvorfra forureninger kan optages afhængigt af art og bindingsgrad.

Partikelholdigt slim fra luftvejene transporteres opad og synkes derefter (og bliver derved til "spist jord") hos de fleste mennesker.

Børn har, i forhold til voksne ved samme aktivitetsniveau, en større ventilation (luftskifte) pr. vægtenhed og dermed også større udsættelse for luftforurening. Indånding som eksponeringsvej kan evt. få betydning ved fysisk aktivitet, hvor ventilationen øges væsentligt, både hos børn og voksne.

Skader i luftveje/indre organer

Forureninger i jorden kan være direkte skadelige på luftvejene og /eller optagelige via luftvejene og skadelige for andre dele af kroppen.

Øget gennemtrængelighed for kemiske stoffer i luftvejene kan forekomme ved luftvejsinfektioner eller ved luftvejsirritation fra f.eks. tobaksrøg eller andre former for luftforurening. Via nedsat funktion af luftvejenes naturlige rensningsmekanisme kan opholdstiden for partiklerne i luftvejene endvidere øges. Derved kan absorption eller lokale skader fra partiklernes indhold også blive af større omfang.

Eksponering af øjne

Irritation af slimhinder i de øvre dele af luftvejene vil ofte være ledsaget af irritation af øjne. For fuldstændighedens skyld skal øjne således her nævnes som en mulig eksponeringsvej. Eksponeringen kan ske via luften eller ved at forurenede fingre gnider i øjet. Der kan ske absorption via øjet.

8.3.5

Indånding af dampe fra jord

Ved en del jordforureninger vil stoffernes art (f.eks. bly) betyde, at afdampning ikke er aktuel. En forudsætning for, at indånding af dampe fra jord er aktuelt, er at forureninger

på dampform kan betyde eksponering ved den pågældende anvendelse af en grund (se også kap. 4).

Dampafgivelse
ved gravearbejde

Dampafgivelse kan blive betydelig f.eks. ved gravearbejde gennem opløsningsmiddelurenet jord. Der kan her både være lugtgener og egentlige helbredspåvirkninger. De dampformige stoffer kan ofte let optages via næsen og luftvejene og føres med blodet direkte til hjernen og den øvrige del af kroppen. Øgning af ventilationen ved fysisk arbejde skal også erindres her som en faktor, der betyder større eksponering.

Diffusion

Diffusion af dampe fra f.eks. tjære gennem ovenliggende jord og gennem husfundamenter kan give forureningsbidrag til udeluft og indeluft. Indeklimapåvirkningen påkalder sig særlig opmærksomhed, idet mennesker oftest opholder sig størstedelen af tiden indendørs, og luftskiftet her er beskedent. I parcelhuse er luftskiftet således formentlig ofte mindre end een gang i timen. En systematisk undersøgelse heraf er undervejs ved Statens Byggeforskningsinstitut (10). Siden 1982 har der i bygningsreglementet været krav om mekanisk ventilation i børneinstitutioner på 2,5 gange i timen.

Indeklima-
påvirkning

Stoffer på dampform kan binde sig til partikler i indeluften og blive indåndet via disse.

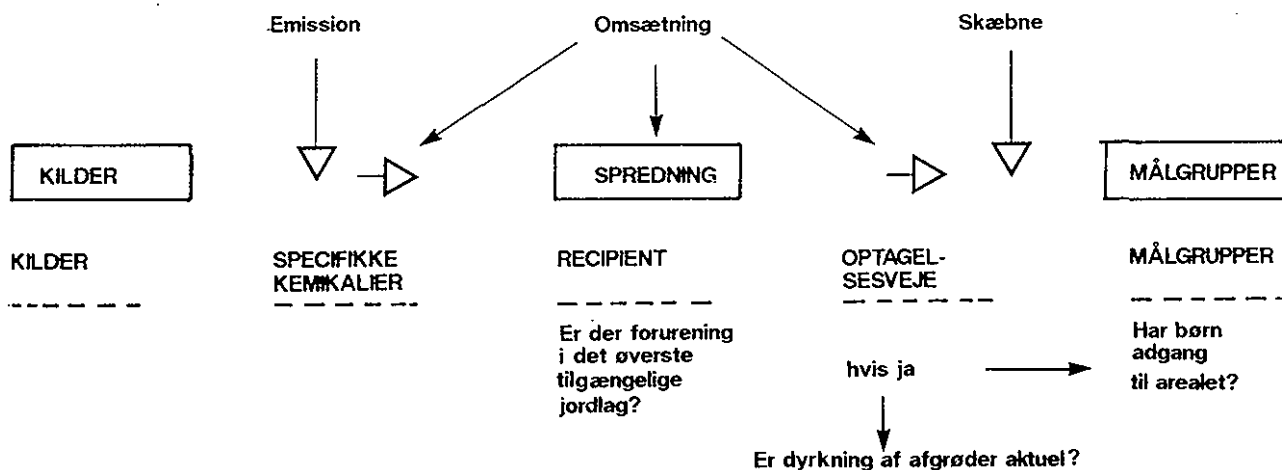
Dampafgivelse fra
overfladevand

Bidrag fra afdampning fra fritliggende overfladevand vil oftest være beskedent (se også kap. 4).

8.4 Væsentligste eksponeringsveje i konkrete sager

I konkrete sager skal det indkredses, hvilke eksponeringsveje, der kan blive udslagsgivende i en risikovurdering, eller om der overhovedet er nogen væsentlige eksponeringsveje. Hertil er brug for forskellige aspekter fra de foregående kapitler. Således skal den anvendelsesbestemte eksponering, stoffets fysisk/kemiske egenskaber, planteoptagelighed og toksikologien, tages i betragtning.

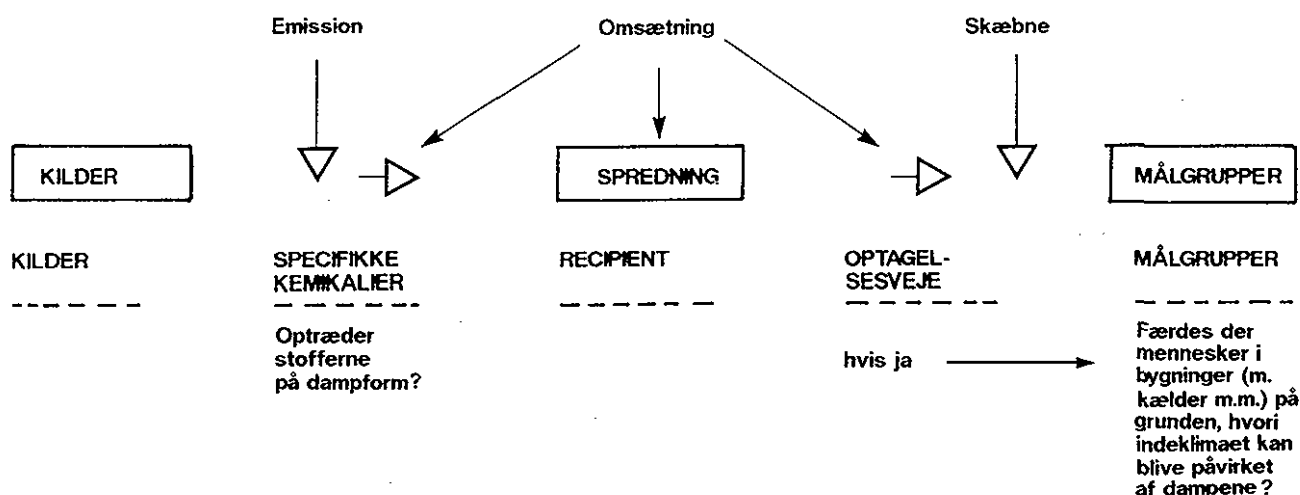
Der kan tages udgangspunkt i figur 3 i 3.4 vedrørende elementer, som indgår i en risikovurdering. Det kan da være hensigtsmæssigt først og fremmest at gøre sig følgende klart angående eksponering og målgrupper:



Figur 2
 Risikovurdering I:
 Spørgsmål om forureningstilgængelighed, børn og afgrøder

Hvis børn har adgang til forurenede overfladejord vil eksponering af børn, ikke mindst ved jordspisning, være væsentlig i risikovurderingen.

Kan der dyrkes afgrøder, må eksponering via disse tillige vurderes. Ved privat dyrkning af afgrøder må der dog tages højde for, at småbørn også færdes og kan spise jord på de samme områder. Dette kan så blive udslagsgivende.



Figur 3
 Risikovurdering II:
 Spørgsmål om dampformig forurening og mennesker i bygninger

Hvis der er mulighed for indeklimapåvirkning, kan dette være et væsentligt led i risikovurderingen.

Hvis der hverken er tilgængelig overfladejord eller mulighed for indeklimapåvirkning, kan forureningen være uproblematisk i forhold til anvendelsen.

Særligt hud-
gennemtrængelige
stoffer

Visse stoffer vil være særligt absorberbare gennem hud, hvorfor hudkontakt kan være en væsentlig eksponeringsvej ved anvendelser med hyppig og udbredt hudeksponering. Ikke mindst ved anvendelser, hvor kun voksne er eksponeret, f.eks. arbejde med og i jord, kan hudkontakt blive udslagsgivende i forhold til jordspisning.

Indånding

Indånding af farlige stoffer fra forurenede grunde vil, som angivet i 8.3.4, i mange tilfælde ikke give en særligt betydende dosis i den menneskelige organisme i forhold til eksponering via indtagelse og hudkontakt, hvor disse er aktuelle (2).

Hud og luftveje,
lokaleffekter

Ved velkendte lokale effekter af nogle farlige stoffer, såsom eksem på hud eller irritation i luftveje, kan det være enkelt at afgøre, om hudkontakt eller indånding er væsentlige eksponeringsveje. Ved lokaleffekter både på hud og i luftveje af samme stof spiller effektniveauer ind på afgørelsen om udslagsgivende eksponeringsvej. Bl.a. her vil det være aktuelt at tage højde for særligt følsomme grupper (se efterfølgende afsnit).

Sanseindtryk

Som nævnt tidligere i rapporten kan sanseindtryk være udslagsgivende i en risikovurdering. Syns- og lugtoplevelser af forureninger kan også betragtes som eksponeringsveje.

8.5 Eksponering fra en grund som del af samlet eksponering i menneskers hverdag

I figur 4 er anført en oversigt over veje for optagelse i menneskets krop af forureninger i de tre medier vand, jord og luft. De komplekse veje ad hvilke mennesket samlet belastes med stoffer, der kan optages i kroppen, er således søgt systematiseret.

Figuren erindrer om, at ligesom jordforurening både kan indåndes, absorberes via huden og indtages kan det, der primært er vand- og luftforurening, også optages via forskellige veje.

	Vand	Jord	Luft
Indånding	Afdampning fra vand/aerosoler	Luftbårent støv og dampe fra jord	Luftforurening iøvrigt
Hudabsorption	Kontakt med forurennet vand	Kontakt med jordstøv direkte fra jord el.via luft	Aflejring af øvrigt støv i luften på huden
Indtagelse	Drikning af forurennet vand. Overførsel af forureninger fra vand til mad	Spisning af forurennet jord og jordstøv. Overførsel af forureninger fra jord til mad	Luftbårent støv, der synkes, direkte el. via slim fra luftvejene. Støvaflejring på mad

Figur 4

Samlet oversigt over eksponeringsmåder for forureninger i forbindelse med medierne vand, jord og luft (frit fra (11)).

Det ligger iøvrigt uden for dette projekts rammer at se nærmere på andre kilder end jordforurening til eksponering af mennesker for farlige kemiske stoffer.

Ufrivillige/frivillige eksponeringer

Blot skal det omtales, at man i nogle tilfælde i konkrete sager kan have brug for at skønne over, hvor meget nogle mennesker er belastet af et givet stof fra andre kilder end forurennet jord. Det vil da være oplagt, at ufrivillige eksponeringer for de pågældende stoffer medtages. Eksempler herpå er bly i levnedsmidler og benzen fra biludstødning. Frivillige eksponeringer, f.eks. aktiv tobaksrygning, vil ikke normalt indgå i et sådant regnestykke. De betydelige eksponeringer, der kan hidrøre fra tobaksrøg o.lign., er dog afgørende at tage højde for som "slørende" faktorer, såkaldte confounders, ved f.eks. forsøg på måling af eksponering (se også kap. 2).

8.6 Særligt følsomme mennesker

Definition

I kapitel 7 og tidligere i dette kapitel er flere gange omtalt begrebet "særligt følsomme". Nogle bruger også udtrykket "særligt sårbare". Begrebet anvendes her for udviklingsstadier og medfødte eller erhvervede abnorme eller sygelige tilstande hos mennesket, som betyder særlig påvirkelighed for kemiske stoffer.

Menneskets
naturlige forsvar

Det færdigudviklede menneske er normalt indrettet til at kunne klare en vis eksponering for farlige kemiske stoffer uden at blive særligt påvirket heraf. Huden danner en barriere for indtrængen af stofferne i kroppen, luftvejene har en naturlig rensmekanisme og langt fra alt, hvad der kommer ned gennem spiserøret optages i kroppen. Visse celler f.eks. i luftvejene er særligt indrettede til at fungere som "skraldemænd". Kroppen har normalt et effektivt reparationssystem, når der er sket kemisk skade på væv. Stoffer optaget i kroppen kan blive behandlet af afgiftningssystemer med binding til proteiner og omsætning ved hjælp af enzymer f.eks. i leveren. Der kan ske udskillelse af stofferne eller deres omdannelsesprodukter f.eks. via nyrerne. Om disse mekanismer, se f.eks. (12).

Udtryk for
særlig på-
virkelighed

Ved særlig påvirkelighed for kemiske stoffer hos det færdigudviklede menneske tænkes her på følgende:

- tærsklen for effekter kan være lavere end normalt,
- dosis-effekt-kurven kan have et stejlere forløb end normalt,
- effekter kan være anderledes og mere indgribende end normalt.

Der skal ikke forsøges sat bestemte procentgrænser for, hvem der af den samlede befolkningsgruppe skal regnes for særligt følsomme og ikke særligt følsomme. I mange tilfælde er der glidende overgange, f.eks. hvad angår påvirkelighed af luftveje. Endvidere vil visse mennesker kun intermitterende være særligt følsomme, f.eks. under forkølelser for luftvejenes vedkommende.

8.6.1

Særligt følsomme udviklingsstadier

Reproduktions-
systemet
(potentielle
forældre)

Inden for arbejdsmiljøområdet er man tiltagende opmærksom på, at evnen til at få raske børn både kan have forbindelse med faderens og moderens arbejdsmiljø. Som følsom gruppe må altså, for nogle stoffers vedkommende, regnes alle potentielle forældre, også før graviditeten.

Fosteret
(gravide)

Fosteret er udsat for de kemiske stoffer, der passerer til fosteret via moderen. Da organerne er i udvikling, er fosteret særligt følsomt, hvis stofferne når fosteret i kritisk mængde på kritiske stadier i udviklingen.

De gravide kan altså indirekte være den følsomme gruppe, vel at mærke også i den tidlige del af graviditeten, hvor denne endnu ikke er konstateret. Der er dog ikke her taget stilling

til, om jordforureninger normalt vil kunne give anledning til kritisk eksponering af fostre.

Små børn

Små børn er p.g.a. deres udviklingsstadium af flere grunde mere eksponerede eller eksponerede på specielle måder sammenlignet med større børn og voksne. Dette hører ikke ind under den her anvendte definition på særligt følsomme, men skal af praktiske grunde resumeres her:

- større kropsoverflade i forhold til vægt,
- større stofskifte og dermed større luftskifte og fødeindtagelse pr. vægtenhed,
- særlige behov for sammensætning af føden, inkl. spædbørns afhængighed af mælk,
- særlig adfærd, f.eks. kravle og putte-i-mund, med deraf følgende eksponeringer.

Generelt optages kemiske stoffer, både organiske og uorganiske bedre via tarmen hos det lille barn end hos den voksne. Mindre omsætning af stofferne i kroppen og dårligere udskillelse via de umodne nyrer, kan også betyde større akkumulation af stofferne hos det lille barn.

Effekter hos det lille barn kan være anderledes, bl.a. i form af forstyrret udvikling af organ-systemerne. F.eks. er små børn særligt påvirkelige over for f.eks. nogle hjerneskadende stoffer, fordi hjernen endnu ikke er færdigudviklet ved fødslen. Vedrørende de generelle principper for at vurdere risici fra farlige kemiske stoffer på spædbørn og småbørn kan også henvises til (13).

Mennesker, der ikke er så højt oppe i alderen, har større risiko for i løbet af deres resterende levetid at nå at få effekter af f.eks. nogle kræftfremkaldende stoffer med lang latentid mellem eksponering og åbenlys kræftsygdom.

Børn, især større børn, og unge er ikke ved alle slags eksponeringer særligt følsomme.

Ældre

Ældre kan som følge af alder, slid og gennemgåede sygdomme have nedsatte ressourcer at tære på i forskellige organer, og kroppen kan have mindre evne til at erstatte skadede dele af organerne. Visse sygelige tilstande som kronisk bronkitis og dårligt blodomløb ses relativt hyppigt hos midaldrende og ældre. De kan betyde større påvirkelighed samt nedsatte reserver ved udsættelse for farlige kemiske stoffer. Nedsatte reserver i f.eks. lever og nervesystem kan også ses efter alkoholmisbrug eller opløsningsmiddelskader i arbejdsmiljøet. Men ældre kan ikke under alle omstændigheder siges at være

særligt følsomme overfor farlige kemiske stoffer. F.eks. kan nogle allergiske reaktioner være mindre udtalte hos ældre end hos børn og yngre voksne.

8.6.2

Særligt følsomme medfødte tilstande

Biologisk
spredning

Der vil altid være en spredning i befolkningens følsomhed for farlige kemiske stoffer alene ud fra den forventelige variation i genmaterialet. Visse ekstreme måder at reagere på kan dog skyldes en medfødt mangel på et bestemt enzym.

Kromosom-
defekter

Der kendes også kromosomdefekter, som medfører øget risiko for kræft. Iøvrigt er det ofte uvist, hvorfor nogle udvikler kræft og andre ikke gør det trods eksponering.

Allergi

Tendens til allergiske luftvejslidelser og astmaeksem kan arves. Særlige vævstyper viser sig at have sammenhæng med tendens til forskellige sygdomme. Hudtype er også et eksempel på en medfødt egenskab med betydning for individets følsomhed.

Hudtype

8.6.3

Særlig følsomhed p.g.a. sygelige tilstande

Luftveje

Særlig påvirkelighed, såkaldt hyperreaktivitet, ses i luftvejene hos astmatikere over for luftvejsirriterende stoffer. Nogle mennesker får specielt i forbindelse med luftvejsinfektioner hyperreaktivitet i luftvejene, altså en intermitterende øget følsomhed. Om særligt følsomme grupper med hensyn til effekter på luftveje kan også henvises til (14).

Allergiske reaktioner er oftest betinget af pollen, husstøvmider, skimmel eller husdyr. Men øjne, næse og luftveje kan p.g.a. den allergiske reaktion være generelt mere påvirkelige over for kemiske irritanter. Hvis der er udviklet allergi overfor kemiske stoffer fra en forurennet grund, kan ganske lave koncentrationer fremprovokere symptomer.

Hud

Eksemer med påvirkning af hudens barriërefunktion er også et eksempel på sygelige tilstande, der kan give øget følsomhed.

Generelt

Modstandskraft mod udefrakommende påvirkninger kan svinge f.eks. afhængigt af den psykiske tilstand eller af, om man nyligt har haft en generel infektionssygdom. U hensigtsmæssigt sammensat kost og evt. mangel på spormetaller eller vitaminer kan også nedsætte modstandskraften.

8.7 Eksempler på brugere med særlig eksponering og særlig følsomhed

Her skal gives nogle eksempler på brugere, der på grund af særlig eksponering, særlig følsomhed eller en kombination af begge dele, kan have større risiko for at få påvirkninger fra forurenede jord end andre brugere. Forudsat er, at forureningerne vil kunne påvirke de udsatte ad de pågældende eksponeringsveje. Eksemplerne skal ikke forstås således, at de beskrevne typer brugere automatisk vil være udsat for en betydende risiko på en forurenede grund. Situationerne er blot beskrevet for at anskueliggøre teorien vedrørende eksponeringsveje og særligt følsomme.

Eksempler fra en vuggestue eller en børnehave:

- barnet, der putter alting i munden, elsker at tage jordstøvsbad og ikke vasker hænderne ret ofte,
- det konstant forkølede barn, som må trække vejret gennem munden og dermed effektivt indånder jordstøv, der hvirvles op på legepladsen,
- det lille, meget omkringfarende barn, som indånder meget forurenede luft pr. tidsenhed og samtidig har tendens til astma,
- blebarnet med beskadiget hud og jord i den fugtige varme inden for den plastbeklædte ble,
- barnet, der sjosker rundt i gummistøvler udenfor det meste af dagen, hvor jord kommer ind i støvler i den fugtige varme,
- barnet med tør og eksempræget hud på arme og ben samt allergi med gubben i øjne og næse på grund af kløe,

Eksempler fra et parcelhuskvarter:

- hjemmевærende børn af samme typer som i vuggestue og børnehave,
- spædbarnet, der ligger en stor del af tiden i et ringe ventileret rum med indeklimapåvirkning fra grunden,
- det lille kravlebarn, som kommer overalt og får sut og andet i munden, der har været tabt ude eller inde,
- det nysgerrige lille barn, der alene hygger sig med at grave i jorden i haven og smager på jordede småsten eller jordede hjemmedyr-

kede gulerødder,

- voksne, der arbejder meget i haven, og samtidig har eksem på arme, hænder og fødder,
- børn og voksne med irriterede slimhinder på grund af allergi derhjemme,
- den voksne med kronisk bronkitis, der ryger samtidig med havearbejde (jord føres til munden via fingre, der holder cigaretten, og luftbårne forureninger fra jorden bæres via røgpartikler ned i luftvejene).

Konkluderende kan anføres, at særlig eksponering og særlig følsomhed kan forekomme i mange situationer. Man kan på forskellig vis kompensere herfor, f.eks. ved anvendelse af en eller anden sikkerhedsmargen ved oprydning eller udformning af arealanvendelsen.

8.8 Referencer

- (1) Seong T. Hwang, 1987: "Multimedia Exposure Estimates Applied to Toxic Waste Sites", Report No. EPA/600/D-87/305.
- (2) Comments Toxicology, 1987, Vol. 1, No.3-4, 171-242: Assessing Health Risks from Contaminated Soils.
- (3) S. Binder et al (1986); Arch. Environ. Health 41: 341-345.
- (4) P. Clausen et al (1987); Int. Arch. Occup. Environ. Health, 59: 73-82.
- (5) U.S. National Academy of Sciences, 1980: "Lead in the Human Environment" Washington D.C.
- (6) P.K. La Goy 1987: "Estimated Soil Ingestion Rates for Use in Risk Assessment", Risk Analysis, Vol 7, No. 3: 355-359.
- (7) D. Barltrop, 1966: The Prevalence of pica. Am.J.Dis Child 112: 116-123.
- (8) P. Grandjean, (ed.), 1988: Miljømedicin, s. 93. FADL's forlag.
- (9) E.B.Culbard et al, 1988: "Metal Contamination in British Urban Dusts and Soils" i J.Environ.Qual., Vol 17, no. 2.
- (10) Personlig meddelelse fra Ove Nielsen, Byggestyrelsen, august 1988
- (11) WHO 1987: "Health and Safety Component of

Environmental Impact Assessment". Environmental Health No. 15.

- (12) Jens S. Schou (red.) 1984: Toksikologi
- (13) Environmental Health Criteria 59, 1986: Principles for Evaluating Health Risks from Chemicals during Infancy and Early Childhood; The Need for a Special Approach. WHO Geneva.
- (14) B. Surdin og G. Bylin, 1985: Känsliga grupper betydelse i miljö- och hälsoskyddsarbetet. Effekter på luftvägarna. Naturvårdsverket. RAPPORT 3052.

9. Risikoforvaltning

9.1 Indledning

I kapitel 3 er de elementer og begreber, som indgår i farligheds- og risikovurderinger beskrevet. Disse elementer er yderligere diskuteret i detaljer i de efterfølgende kapitler 4-8.

Som redegjort for i afsnit 3.2 er der to led i en farlighedsvurdering

- om forurening kan eksponere målgruppen - eksponeringsanalyse.
- om forurening kan forårsage toksiske (uønskede) effekter på målgruppen - effektvurdering

Medens en farlighedsvurdering tager sit udgangspunkt i den specifikke forurening (stofferne), tager en risikovurdering udgangspunkt i de specifikke omstændigheder. I risikovurderingen tilpasses og afgrænses de stofrelaterede oplysninger i en farlighedsvurdering til oplysninger om de specifikke mål og eksponeringsveje, der er aktuelle i en nærmere angivet situation.

Detaljeringsgraden for en risikovurdering kan være forskellig, og det afhænger af forureningens art og omfang, samt den planlagte anvendelse af grunden. Desuden mangler der tit oplysninger for at udføre en fyldestgørende farlighedsvurdering, især for kvantitative vurderinger.

En risikovurdering kan anvendes både til at udpege andre former for anvendelser, der ikke indebærer sundhedsmæssige betænkelige konsekvenser og til at udpege acceptkriterierne for restforurening ved en bestemt anvendelsesform.

Det er sjældent, at der kan drages en entydig og objektiv konklusion. Der er snarere tale om flere muligheder, som skal afvejes mod hinanden.

9.2 Valg af arealanvendelse i relation til forurening

Ved en risikovurdering af en specifik sag vil følsomhed over for forurening ved den pågældende arealanvendelse være afhængig af brugermønsteret. Dette vil stille krav til omfanget af undersøgelsesaktiviteter og de efterfølgende

afværgeforanstaltninger.

Orienterende
undersøgelser

En orienterende undersøgelse, som giver et groft overblik over forureningsforhold samt belyser de overordnede hydrogeologiske forhold, således at en eventuel grundvandstrussel kan vurderes, vil i de fleste tilfælde være et tilstrækkeligt grundlag for en sundhedsmæssig vurdering af de ret ufølsomme arealanvendelser.

Kortlægning

Ved andre "noget følsomme" anvendelser vil der være behov for en nøjere kortlægning, således at placering og/eller udformning af bygninger samt eventuel afgravning kan tilpasses til forureningen. Detaljeringsgraden (boretætheden) for kortlægning vil være bestemt af følsomhed af anvendelsen herunder brugermønsteret. Risikovurderingen har til formål at afgøre hvilke arealanvendelser, der er mulige med henblik på at kunne sandsynliggøre, at et forestående bygge- eller byudviklingsprojekt er sundhedsmæssigt eller miljømæssigt forsvarligt.

Ændring i
arealanvendelse

Hvis et forurenede areal ønskes anvendt til et "meget følsomt" formål f.eks. parcelhuse skal der tages højde for mange potentielle problemer. Det vil ofte være fordelagtigt at ændre arealanvendelsen til noget andet, idet omkostninger til oprydning på parcelhusanvendelsen er meget store. Det er således vigtigt på et tidligt tidspunkt at foretage en foreløbig risikovurdering i henhold til den ønskede anvendelse, før en dyr og detaljeret kortlægning sættes igang. Hvis den foreløbige risikovurdering viser, at det ønskede byggeprojekt ikke kan "tåle" eller "tilpasses" en eventuel forurening, bør de fremtidige anvendelsesmuligheder og de videre undersøgelser revideres.

Det skal bemærkes at der sjældent ryddes helt op på den forurenede grund.

Forny et sundheds-
vurdering

Efter at et "forureningstilpasset" byggeri een gang er opført, er det nødvendigt at fastholde det bebyggede areals fysiske udformning, idet ændringer vil medføre en ændret eksponering som vil kræve en fornyet vurdering.

Hensigten med dette er, at myndighederne på et givet depot kan frigive arealet til en nærmere defineret anvendelse, baseret på risikovurdering af præcis denne anvendelse og udformning. Hvis man på et senere tidspunkt ønsker at ændre arealets anvendelse, f. eks. at ændre et kontorbyggeri til plejehjem eller at udvide bygningsarealet på bekostning af f. eks. parkeringspladsen, må der en fornyet sundhedsmæssig vurdering til, fordi arealanvendelsen ændres.

Endvidere skal man være opmærksom på at nedgravning af kabler, rør og kloak, ligeledes kan

medføre en fornyet risiko. Anlægsarbejdet skal kun udføres efter grundige overvejelser.

I de følgende afsnit vurderes de i kapitel 7 nævnte arealanvendelsesformer i relation til undersøgelsesbehov og afværgetiltag.

Trafik og parkering

Denne anvendelsesform er ret ufølsom for forurening og dermed er der kun behov for en orienterende undersøgelse til at belyse forureningens art og mulige fordeling på grunden. Resultaterne bruges til at afklare eventuel grundvands- eller recipientproblemer samt problemer ved anlægsarbejde med kloaker, vandledninger, kabler m.m. Under udførelse af anlægsarbejde på en forurenede grund, skal der udføres miljøtilsyn ligesom de arbejdsmiljømæssige hensyn skal være varetaget. Så vidt muligt skal det undgås, at der placeres underjordiske installationer i forurenede områder.

Industri/fabrik

Kortlægning

Arealanvendelse til industriformål vil kræve en så tilstrækkelig kortlægning af forureningen på arealet, at man kan tillade en forureningsbestemt bygningsplacering og/eller udformning på arealet, eventuelt kombineret med afgravning i det omfang som skønnes nødvendig.

En kortlægning af forurening er også en forudsætning for at om- og tilbygninger, som er almindelige i industrivirksomheder, kan udføres efter en fornyet risikovurdering.

Ved forureningsbestemt bygningsplacering forstås f. eks. at undlade at placere bygninger i det mest forurenede område, således at omfattende bortgravning undgås. Her vil et parkeringsareal måske mere hensigtsmæssigt kunne placeres.

Bygningsudformning

Man kan ligeledes tage hensyn til forureningen ved bygningsudformningen ved f.eks. at undlade kældre, hvor luftskiftet er ringe og tilstedeværelsen af f.eks. omfangsdræn og omgivende forurenede jord kan gøre forureningsbidraget i kældre væsentligt større. Omvendt kan man helt eliminere diffusionsbidrag fra underliggende forurenede jord til overliggende bygninger ved f. eks. at hæve bygningen op på søjler og etablere parkeringspladser under bygningen.

Endelig skal der gøres opmærksom på, at såfremt der gives tilladelse til placering af portnerbolig, bestyrebolig m.v., vil situationen være en anden end den her beskrevet. Denne arealanvendelse er sammenlignelig med parcelhusanvendelsen eller boligblokke, og i denne situation

gør andre overvejelser sig gældende. Der henvises til de relevante afsnit.

Kontorbyggeri

I lighed med industrianvendelsen vil kontor anvendelsen kræve en kortlægning af forureningen forinden en detailplanlægning af arealet kan foretages.

Tilpasning af byggeriets placering

Efter kortlægning, og gennemgang af det foreslåede projekt og risikovurdering kan byggeriets placering og udformning foretages, således at anvendelsen er sundhedsmæssig forsvarlig.

Boligblokke

I lighed med industri/kontorbyggeri vil der kunne ske en vis tilpasning af forurening og bebyggelse til hinanden, men på grund af den meget følsomme anvendelse kan der være andre sundhedsmæssige aspekter, som der skal tages højde for. F.eks. børns eventuelle muligheder for at komme i kontakt med forurenede jord og den potentielle længere daglige eksponeringstid for luftforurening for beboerne. Den påkrævede kortlægning må være meget mere omfattende end for de tidligere nævnte anvendelser. Forurening må nøje kortlægges såvel under huse som på tilgængelige udendørsarealer. Acceptkriterier for afværgeforanstaltninger og eventuelle acceptable restforurening må ligeledes være mere robuste end for de andre anvendelsesformer.

Parcelhuse, rækkehuse m.v.

Detaljeret kortlægning

Hvis man ønsker at anvende et forurenede areal til så følsom en arealanvendelse som parcelhusområde, må man i første omgang påregne en meget detaljeret kortlægning.

Da mulighederne for eksponering af følsomme grupper er så stor, må man endvidere stille strenge krav til acceptkriterier. I praksis vil det ofte betyde, at grunden må anses for jordforureningsfri og enten afmeldes som depot eller (hvis der er forurenede grundvand) frigives til en hvilken som helst anvendelse uden restriktioner fremover.

Hvis grunden er meget forurenede, vil dette kræve en omfattende bortgravning, som naturligvis er en yderst bekostelig løsning. Det ses da også ofte, at der efter de første økonomiske overslag over bortgravning og deponeringsafgift, ændres i arealanvendelsen, så en mindre følsom og dermed billigere anvendelse vælges.

For at lette den økonomiske byrde og alligevel opretholde parcelhusanvendelsen på den forurenede grund ser man lejlighedsvis foreslået ind-

Restriktioner

ført restriktioner på grundens anvendelse, f. eks. dyrkningsforbud af grøntsager, forbud mod gravning i jorden (carport, terrasse) og tvungen befæstelse af visse områder af grunden.

Dette er imidlertid ikke en holdbar løsning. Dels griber man direkte ind i beboernes normale og naturlige brugermønstre, og dels er der ingen sikkerhed for/kontrol med, at de påtvungne restriktioner overholdes. Et andet ikke-uvæsentligt aspekt er beboernes psykiske opfattelse af restriktionen.

Fritids- og rekreative arealer

Undersøgelsesmæssigt må man påregne en god kortlægning af forureningen generelt og en mere detaljeret kortlægning af mere følsomme delarealer, f.eks. legepladser og bede.

Børn

De mindre børn vil oftest være den befolkningsgruppe, arealanvendelsens endelige udformning skal tage sigte på. Dels er de mindre børn, i en række henseender, den mest følsomme gruppe (se iøvrigt 8.5.1), og dels har de også den største tendens til jordspisning, hudkontakt og støvindånding. Hovedopgaven er således at undgå disse eksponeringsveje og kontaktmuligheder mest muligt under planlægningen, enten ved at undgå bede/legearealer eller at sikre at eventuelle legearealer udformes på en sådan måde, at kontakt med eventuel forurening undgås.

På de delarealer, der beplantes med græs, er det ofte nok at erstatte de øverste jordlag med ren jord og muld, forudsat at den umiddelbart underliggende jord kun er lettere forurenede og at der ikke kan ske en opadgående transport af forurening. I nogle tilfælde vil det være nødvendigt at fjerne jorden ned til den frostfrie zone for at forhindre opadgående bevægelse af forureningsklumper. Kortlagte hot-spots hvor der er jord, som er så forurenede, at det kan give toksiske effekter, bør fjernes. Der er altid risiko for, at det vil blive spredt på overfladen eller til et lettere forurenede område under anlægsarbejde, udgravning, beplantning af træer m.v. Såfremt der ønskes beplantning med fritstående træer og buske, er det nødvendigt at fjerne/erstatte jorden i træernes potentielle fremtidige rodzone, da selv lettere forurenede jord kan være toksiske overfor træerne.

Butikker

På grund af bredden i denne anvendelsestypes forureningsfølsomhed er det vanskeligt at sige noget generelt om foranstaltninger, udover at der naturligvis kræves en kortlægning af grundens forureningsstilstand. Nødvendige afværgetil-

tag vil indrette sig efter en vurdering af den pågældende butiks følsomhed, eller der kan vælges en butiksfølsomhed, der "passer" bedre til den konstaterede forurening.

Børnehaver/vuggestuer

Børneinstitutioner vil kræve en detaljeret kortlægning af forureningsudbredelsen og detaljerede overvejelser/beregninger over mulige eksponeringsbidrag i relation til den planlagte anvendelse og placering.

Ligesom for parcelhuse og legepladser vil der være påkrævet strenge acceptkriterier for acceptabel restkoncentration både under bygninger og på udendørs opholdsarealer.

Skoler

Skoleanvendelsen vil kræve en detaljeret kortlægning af forureningsudbredelsen på grunden. Overvejelser/beregninger over især indeklima påvirkningen fra en given forurening under bygninger er nødvendige, og vil være retningsgivende for omfanget af afværgeforanstaltninger. Græsarealer (sportsplads) kræver mindre strenge acceptkriterier, ligesom restforurening under udendørs befæstede arealer er mindre kritiske.

Plejehjem/alderdomshjem

Undersøgelsesmæssigt må der kræves en god kortlægning af udendørsarealerne og en mere detaljeret kortlægning af delarealer, planlagt til bebyggelse.

Centerområder

I et sådant blandet anvendelsesområde er der bevægelsesfrihed mellem de enkelte delområder. Dette betyder, at detaljeringsgraden for undersøgelsesprogrammet og afværgetiltag vil være delvis styret af behovet i de mere følsomme delarealer, selv i de relative ufølsomme delområder.

Syntese

I tabel 1 er der opstillet et skema over undersøgelsens detaljeringsgrad ved forskellige arealanvendelser.

Areal-anvendelse	Følsomhed overfor forurening	Undersøgelses detaljeringsgrad
Trafik m.m.	Ret ufølsom	+
Industri	Noget følsom m.h.t. indeklima	++
Kontorbygning	Noget følsom m.h.t. indeklima	++
Boligblokke	Meget forureningsfølsom	++/+++
Parcelhuse	Meget forureningsfølsom	++++
Fritid/rekreation	Noget følsom/relativ ufølsom, afhængig af udformning	++/+++
Butikker		
- sko	Mindre følsom	++
- fødevarer	Noget følsom	+++
Institutioner		
- børnehaver	Meget følsom	++++
- Skoler	Meget følsom	++/+++
- Plejehjem	Noget/meget følsom	++
+	Undersøgelse beskrevet som en orienterende undersøgelse	
++	Kortlægning beskrevet som god	
+++	Kortlægning beskrevet som detaljeret	
++++	Kortlægning beskrevet som meget detaljeret	

Tabel 1

Krav til detaljeringsgrad af en undersøgelse ved forskellige arealanvendelser

9.3 Valg af arealanvendelse i relation til myndigheder og lovgivning

Kommuneplan

Normalt sker valg af arealanvendelse på en potentiel byggegrund udfra bestemmelserne i kommuneplanerne for det pågældende område. Kommuneplanerne fastlægger i store linier hvad kommunens delområder skal anvendes til f.eks. bykerne, landzone, boligområder, erhvervsområder.

Lokalplan

Som grundlag for en mere detaljeret planlægning af et delområde eller enkeltområde udarbejdes der med hjemmel i kommuneplanlovens kap. 3 en lokalplan.

Kommuneplanlovens § 18 angiver hvad der kan optages bestemmelser om i en lokalplan. Her skal

Valg af anvendelse

alene nævnes relevante punkter for valg af anvendelse i relation til kemikaliedepotproblematikken

- områdets anvendelse,
- bebyggelsens beliggenhed på grunden, herunder om den terrænhøjde hvori en bebyggelse skal opføres,
- bebyggelsens omfang og udformning, herunder regulering af boligtæthed,
- anvendelse af de enkelte bygninger,
- foretagelse af afskærmningsforanstaltninger som betingelse for ibrugtagning af nybebyggelse,
- friholdelse af et område for bebyggelse når det kan medføre fare for brugernes liv eller helbred.

Andre forhold

Endvidere kan miljøministeren fastsætte, at der i lokalplaner kan optages bestemmelser om andre forhold (§18 stk. 4).

I kommuneplanloven er det også præciseret, at en lokalplan ikke må stride imod kommuneplanen - der heller ikke må stride mod regionplanen. Endvidere er der i kommuneplanloven en bestemmelse (§25 og §26) om, at såvel amtsrådet som den statslige myndighed for hvem planen kan have interesse skal høres, og kan derefter gøre indsigelse.

Lokalplanen kan altså ikke endelig vedtages før der er opnået enighed mellem kommunen (bygherre), amtsråd og - for så vidt angående jordforureninger - Miljøstyrelsen om lokalplanens indhold - herunder om lokalplanens virkeliggørelse kan indebære sundheds- og miljømæssige problemer for brugerne.

Endvidere er der, som en retningslinie i de fleste regionplaner indføjet en bestemmelse der siger, at der ikke i kommuneplaner må udlægges arealer til boliger og lignende forureningsfølsomme formål på nedlagte lossepladser og olie- og kemikaliedepoter med mindre undersøgelser godtgør, at den fremtidige anvendelse kan anses for sundheds- og miljømæssig forsvarlig.

Myndighederne står således med et relativt stærkt apparat til at forhindre, at en uhenigtsmæssig arealanvendelse etableres på et kemikaliedepot. Det er således fornuftigt allerede før planlægning af byggeri og iværksættelse af lokalplanarbejdet, at gøre sig klart:

- at man har med en potentielt forurennet

grund at gøre,

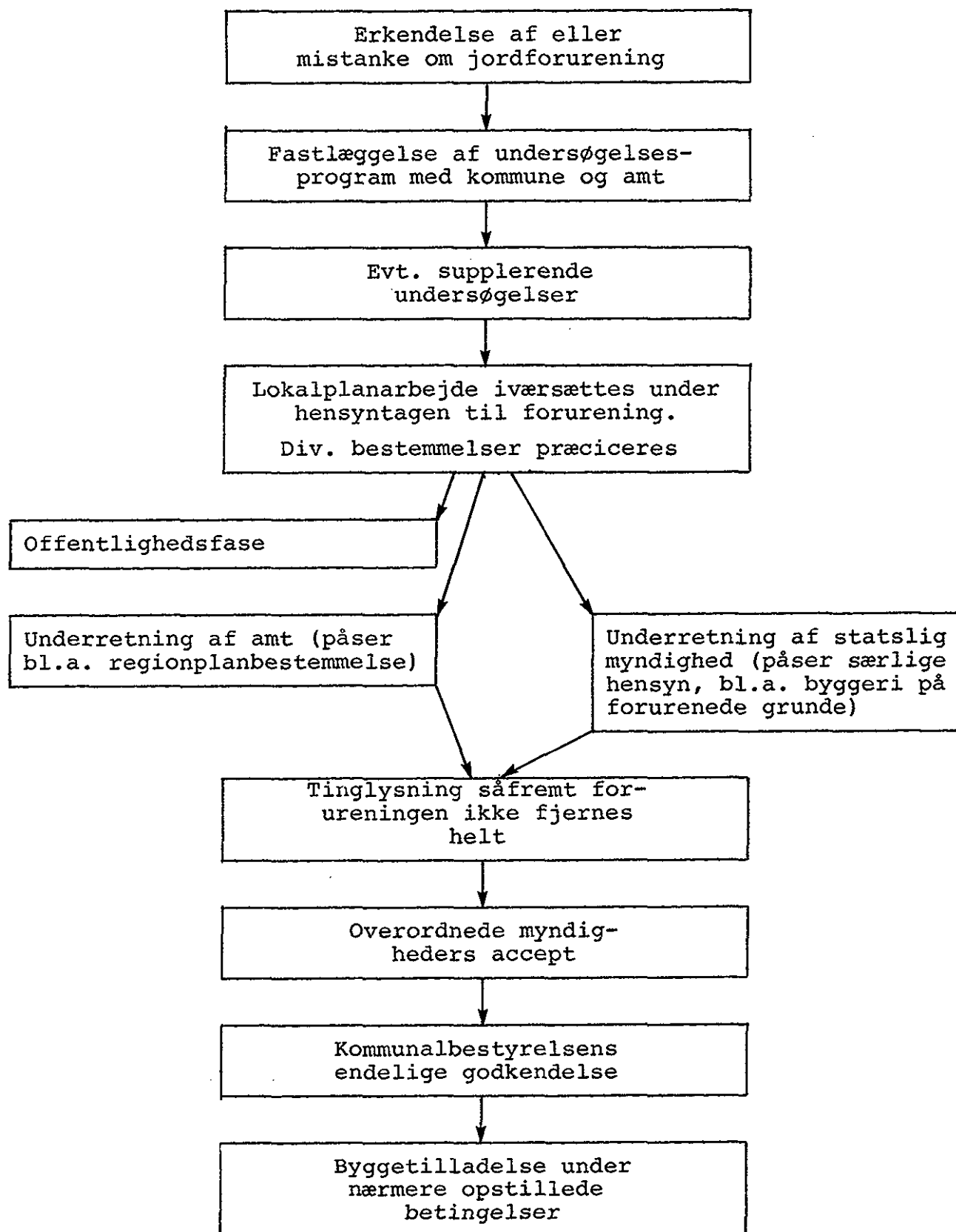
- at der skal udføres undersøgelser før man kan ændre arealanvendelsen,
- at undersøgelsens og afværgeforanstaltningernes omfang (og pris) nøje følger den valgte arealanvendelses følsomhed. Således vil man kunne nøjes med en orienterende undersøgelse til parkeringspladsanvendelse, men skal ud i detaljerede undersøgelser og måske store afværgeforanstaltninger ved boligbyggeri,
- at man ved at have resultaterne af forureningsundersøgelserne klar før lokalplanarbejdet kan optimere en valgt arealanvendelse ved at tilpasse bygninger og disses placering i forhold til forureningen,
- at man ligeledes har mulighed for, på et tidligt tidspunkt, at ændre valget af arealanvendelse f.eks. fra parcelhuse til kontorbyggeri.

Anvendelsesbestemmelser

De enkelte kommuner står ret frit med hensyn til at indføre anvendelsesbestemmelser i lokalplaner. Bestemmelserne kan variere fra en summarisk opregning af de tilladte anvendelses- og bebyggelsesarter til en detaljeret fastlæggelse af enkeltområders, delområders og enkeltbygningers nærmere anvendelse.

Skræddersyede anvendelser

Dette er vigtigt i en situation hvor en bygherre ønsker at bebygge en forurenede grund, idet man allerede på et tidligt tidspunkt kan "skræddersy" en anvendelse af den forurenede grund til en forsvarlig anvendelse. I figur 1 er der skitseret et hensigtsmæssigt sagsforløb ved byggeri på forurenede grunde.



Figur 1
Hensigtsmæssigt
sagsforløb ved
byggeri på foru-
renede grunde

Hidtidige erfaringer har vist at, den for såvel kommunen som for bygherren mest hensigtsmæssige måde at angribe en kommende byggesag på en forurennet grund er da

- 1) at erkende at der kan være forurening i jorden (enten fordi arealet er registreret som depot, eller fordi den tidligere anvendelse af arealet kan give anledning til mistanke om forurening),
- 2) at kontakte kommune/amtskommune med henblik på at tilrettelægge et forureningsundersøgelsesprogram for arealet, og registrering af mistænkte grunde,
- 3) afhængig af undersøgelsesresultater at supplere undersøgelserne eller såfremt der foreligger data nok at vurdere groft hvorvidt den på ideplanen tænkte arealanvendelse overhovedet er realistisk,
- 4) med baggrund i undersøgelsesrapportens data og vurdering, at iværksætte lokalplanarbejde, hvorunder arealanvendelse og forurening skal tilpasses hinanden. Dette kan præciseres i lokalplanen i detaljer. Det skal bemærkes, at en lokalplan ikke kan indeholde vilkår i form af miljøkrav,
- 5) godkendelse i kommunalbestyrelsen,
- 6) offentlighedsfase, herunder høring af amtskommune (der bl.a. påser, at regionplanbestemmelsen vedr. forurenede arealer er opfyldt) og høring hos statslige myndigheder. Her er det Miljøstyrelsen der, udfra de særlige hensyn denne varetager omkring forurenede arealer, kan gøre indsigelse,
- 7) de overordnede myndigheders formelle godkendelse. Denne vil såfremt de har været inddraget på et tidligt tidspunkt i forureningsarbejdet umiddelbart kunne gives,
- 8) lokalplan kan endelig vedtages af kommunalbestyrelsen og byggetilladelse kan gives under de tidligere i forløbet nærmere opstillede betingelser.

Der er stor erfaring for, at hvis den ovenforstående model følges og der på et tidligt tidspunkt er samarbejde mellem såvel kommunens byplanafdeling/miljøafdeling som amtskommune og evt. Miljøstyrelsen, vil de relevante problemstillinger på et tidligt tidspunkt blive taget op og løst.

Dette vil bevirke en hurtig og hensigtsmæssig sagsbehandling til gavn for bygherre og myndigheder og ikke mindst kommende brugere af bygge-

riet.

Endelig skal det tilføjes, at amtskommuner og MST kan undlade at gøre indsigelse mod lokalplanen hvis der tinglyses en deklaration på den forurenede ejendom. Den deklaration vil normalt bestå dels af en beskrivelse af den tilbageværende forurening og dels en formulering der fastlåser arealanvendelsen i overensstemmelse med lokalplanen. Påtaleretten i denne slags deklarationer tilkommer amtskommunerne.

9.4 Referencer

Følgende litteraturkilder er anvendt ved udarbejdelse af kapitel 9.

- (1) Lov om kemikalieaffaldsdepoter, lov nr. 262 af 8. juni 1983.
- (2) 3 cirkulærer fra Miljøstyrelsen om kemikalieaffaldsdepoter. Orientering fra Miljøstyrelsen, maj 1984.
- (3) Bekendtgørelse af lov om kommuneplanlægning, nr. 734 af 21. dec. 1982.
- (4) Planlægning af eksisterende byområder, kommuneplanorientering nr. 3, Planstyrelsen 1981.
- (5) Vejledning i kommuneplanlægning nr. 5, Planstyrelsen 1979.
- (6) Vejledning i kommuneplanlægning nr. 2 "Lokalplaners indhold", Planstyrelsen 1976.

10. Eksempler på risikovurdering

10.1 Indledning

Flere steder i denne rapport er det nævnt, at forureningen bør være bestemmende for valg af arealanvendelse og det frarådes at planlægge forureningfølsomme anvendelser på meget forurenede grunde.

Især i byområder kan en byplanlægger have et ønske om at forbedre området ved at samle boliger, serviceerhverv og institutioner. Det vil således ikke være usædvanligt, at et område, hvor der tidligere har været en industrigrund, bliver udlagt til boligbyggeri, kontorbyggeri eller til rekreativt område, f.eks. park i kommuneplanen.

Som redegjort for i kapitel 9.3 er det nødvendigt at udføre undersøgelser på potentielt forurenede grunde, før man kan ændre arealanvendelse.

Orienterende undersøgelse

Med henblik på jordforurening vil den orienterende undersøgelse tit bestå af et antal snegleboringer (eller prøvegravning), hvor de geologiske- og forureningsforholdene beskrives i de øvre jordlag. Formålet er at afgrænse jordforureningens vertikale og horizontale udbredelse og afklare forureningens art.

Sandsynligheden for at et meget forurenet delområde (hot spot) opdages ved den orienterende undersøgelse, er afhængig af størrelsen og antallet af "hot spots" og tæthed af borennet. Nogle driftsaktiviteter vil medføre forurening over et større område f.eks. træimprægnering, andre forureninger vil kun omfatte mindre punkter f.eks. uheld ved opfyldning af underjordiske tanke.

Historiske oplysninger vedrørende placering af anlægsdele og beskrivelser af driftsprocesser og anvendte kemikalier vil være til gavn for tilrettelæggelsen af undersøgelsen. Supplerende oplysninger kan opnås ved besigtigelse af grunden. Sparsom eller manglende plantevækst kan indikere en jordforurening.

I den orienterende undersøgelse vil antallet af boringer være begrænset. Undersøgelsen optimeres ved at placere boringer (eller udgravninger) i områder, hvor der ifølge oplysninger er mistanke om forureninger. Imidlertid skal en del boringer placeres således, at en rimelig dækning af forventede forureningsfri områder opnås, f.eks. svarende til et gennemsnitsnet på

25 x 25 m.

Den orienterende undersøgelse bruges til at afgøre om en ønsket arealanvendelse er realistisk og om der er behov for en yderligere undersøgelse. For de fleste følsomme anvendelser vil der være behov for en supplerende undersøgelse.

På basis af undersøgelsesresultaterne kan der udføres en risikovurdering af, om grunden kan anvendes til det ønskede formål.

I de følgende afsnit er der opstillet forskellige situationer, hvor der udføres en risikovurdering med henblik på den fremtidige, planlagte arealanvendelse. Problemstillingen er anderledes for den eksisterende bebyggelse på forurenede grunde, og i det sidste eksempel, afsnit 10.4, er problemerne nøjere beskrevet. Konklusioner i vurderingerne gælder kun, hvor en mere omfattende vurdering har påvist, at forurening ikke udgør en trussel mod grundvand eller recipienter.

10.2 Risikovurdering for tungmetallforurenede arealer, som ønskes anvendt til kolonihave

Ved ældre industrigrunde kan der være tale om diverse produktionsprocesser, som eventuelt kunne have medført spild af metalholdigt vædske på jordoverfladen. Hvis grunden ønskes anvendt til en kolonihave, skal der udføres en risikovurdering.

10.2.1

Spredning

Farlighedsvurdering

For tungmetallerne vil koncentrationerne ofte være højst i de øverste jordlag. Vertikal spredning forekommer i områder, hvor der er sket vedvarende spild og hvor de geologiske lagfølger virker gunstige for nedsivning f.eks. sandlag. Muld/dynd eller ler/silt lagfølger vil ofte virke bremsende på tungmetallforureningen. Overfladeafstrømning af spildevand/forurenat vand kan føre til forurening af jordoverfladen, hvor der ikke har været driftsaktiviteter, men hvor arealet ligger lavere.

De almindelige kemiske analysemetoder giver mængder og arter af metaller, men ingen oplysning om metallernes kemiske tilstandsform i jord. Hvor der er et højt organisk indhold og en høj kationbytningskapacitet, vil metallernes koncentration være højere. Jordens pH vil påvirke tilgængelighed for planterne (afsnit 6.2.1), og mulige for spredning af metallerne.

Omsætning

Der vil ske en ret lille omsætning af forurening i jorden.

I bilag 2.2 er de sundhedsmæssige aspekter forbundet med et forøget tungmetalindhold i jord beskrevet, og der er opstillet forslag til acceptkriterier for tungmetallerne i jord.

Effekter

Tungmetalforureninger kan have en hæmmende effekt på planteliv, men effekten er afhængig af stoffet og tilstandsform. Der er også mulighed for bioakkumulering i afgrøder, som kan medføre sundhedsmæssige problemer for mennesker.

Tungmetalforureninger vil oftest give anledning til toksiske effekter ved optagelse i mave- og tarmkanalen. Endvidere kan visse tungmetaller give en hudirriterende virkning ved længerevarende eksponering (jvf. bilag 2.2).

10.2.2

Risikovurdering

I den forudgående farlighedsvurdering er de potentielle farer vurderet.

Ved analysen af anvendelsesformen som kolonihave kan tre målgrupper identificeres (se kapitel 7)

- Børn, som leger og evt. spiser jord. Eksponeringstiden er nogle få timer hver uge i gennemsnit i havesæsonen. Maximum eksponering kan dog være væsentligt større.
- Hele familien, som spiser afgrøder fra køkkenhaven. Børnene vil generelt være mere følsomme end voksne. Eksponeringen vil være meget afhængig af størrelsen af familiens indtagelse af de avlede afgrøder. En del familier er stort set selvforsynende med grøntsager.
- Planter som kan være udsat for væksthæmning eller misvækst.

Den daglige kost er oftest hovedeksponeringsvej for tungmetaller for børn. Herved får de en væsentlig del af det maksimalt tilladelige, ugentlige indtag (PTWI). Et ekstra bidrag fra hjemmeavlede komsumafgrøder eller ved jordspisning kan derfor være årsagen til en overskridelse. Dog er der usikkerhed om, hvorvidt afgrøder kan opkoncentrere forurening i plantedele (se kapitel 6).

I bilag 2.2 er der foretaget en kvantitativ vurdering af de sundhedsmæssige effekter og eksponeringsveje. Der er opstillet acceptkriterier for jordkoncentrationer baseret på, dels de sundhedsmæssige aspekter, at et barn maksimalt spiser 2 g jord/døgn, og at det maksimalt

tilladelige ugentlige indtag af disse metaller (PTWI), fastsat af FAO/WHO, ikke må overskrides og dels arealanvendelsen sammenholdt med baggrunds niveauet for "normal" jord.

Andre acceptkriterier baseret på eksponering og indtagelse af spiselige afgrøder er ikke beregnet på grund af usikkerhed i de kvantitative vurderinger.

Ved anvendelse af et acceptkriterie for bly på 20 mg/kg i boligområder (jvf. bilag 2.2), skal det bemærkes, at acceptkriteriet er lavere end "normale" baggrunds niveauer i byområder, hvor der sker en forurening fra trafikken. Ifølge den sundhedsmæssige vurdering er denne situation langt fra ønskelig. Ved afværgeforanstaltninger kan man ikke ændre acceptkriterier på grund af uønskelige situationer andre steder. Dette betyder, at det er muligt at der i flere andre kolonihaver bliver dyrket grøntsager på "blyforurenede" jord.

10.2.3

Afgravning

Afværgeforanstaltninger

Selvom den øverste jord fjernes, kan aktiviteter i forbindelse med pasning af en kolonihave indebære, at dybereliggende forurenede jordlag bliver opblandet med overliggende jord. Ligeledes kan planternes rodryk bevirke, at der er mulighed for planteeffekter/optagelse fra dybereliggende lag. Generelt bør acceptkriterier overholdes ned til den frostfrie niveau på ca. 1,2 m.

Hvis der skal foretages oprydning og afgravning, vil det være nødvendigt med en nøjere kortlægning af forureningens udstrækning, vertikalt og horisontalt, end den der foreligger i den orienterende undersøgelse. De supplerende undersøgelser og afværgeforanstaltninger vil ofte være meget omkostningskrævende, og derfor anbefales det ofte, at vælge en mindre sårbar anvendelse af arealet.

10.2.4

Valg af anvendelsesform

Der er andre mulige anvendelsesformer for tungmetallforurenede grunde. Ved den fremtidige anvendelse skal det sikres, at børns kontaktmuligheder med forurenede jord minimeres, at større mængder tungmetaller i jordstøv ikke kan spredes, og at spiselige afgrøder ikke dyrkes på grunden.

Det kan være nødvendigt at fjerne det øverste jordlag og erstatte topjorden med muld, hvis der f.eks. ønskes grønne områder.

Mulige anvendelsesformer er f.eks. sportsanlæg med fast belægning, kontorbyggeri, butikksbygge-

ri m.v.

10.3 Risikovurdering af gasværksgrunde med henblik på anvendelse som park

I det følgende vurderes muligheder for at etablere et rekreativt område som en park. Vurderingen er begrænset til at dreje sig om problemer i forbindelse med plantevækst og parkens anvendelse. Vurderingen omhandler hverken problemer ved oprydning, anlægsarbejde eller mulige problemer for grundvand eller for recipienter.

10.3.1

Farlighedsidentifikation

For en sundhedsmæssig vurdering af de to væsentligste forureningskilder, stenkulstjære og brugt gasværksrensemasse henvises til bilag 2.3 og 2.4.

Stenkulstjære

Stenkulstjære vil i denne sammenhæng være mest betænkelige i de situationer hvor der er mulighed for hudkontakt med forurenede jord. Dette gælder for både børn og voksne. Som det fremgår af bilag 2.3 er der ikke videnskabelig grundlag for at fastsætte en acceptabel restkoncentration for dette stof, og selv mindre koncentrationer kan være betænkelige.

Stenkulstjærens effekter på planter er ikke veldokumenteret, men bl.a. spiringsevne kan hæmmes ved koncentrationer over 0,2% (1).

Brugt rensemasse

Brugt rensemasse er plantetoksiske ved forholdsvis lave koncentrationer (1).

For at forhindre eventuelle sundheds eller plantetoksiske effekter, bør man tilstræbe som udgangspunkt, at jordoverfladen må være fri for tjæreforurening og at brugt rensemasse bør undgås i koncentrationer på over 0,1%. Den koncentration svarer til ca. 50 mg totale cyanider pr. kg.

Da frost m.m. kan bevirke optrængning af forurening, og for at forhindre at dybere liggende forurening volder problemer senere, bør disse koncentrationer overholdes ned til den frostfri niveau.

Disse forholdsregler anses som tilstrækkeligt til at sikre imod sundhedsmæssige betænkelige forhold ved indånding, hudkontakt og spisning af forurenede jord og til at sikre mod toksiske effekter på planter.

Det er oftest store arealer på en gasværksgrund, der er forurenet med stenkulstjære og med rensemasse i en koncentration på over 0,1%. Et skøn over hvor meget af arealet er forurenet vil fås ved den første orienterende undersøgelse.

Hvis parkanlægget skal udformes så hverken planter eller mennesker udsættes for koncentrationer større end disse, vil afværgeforanstaltninger ofte være omfattende.

Kunstige parkanlæg

Anlæggelse af en "kunstig" park vil medføre de færreste problemer. Udbredt brug af sten- og brolægning m.m. vil forebygge muligheder for at mennesker kommer i kontakt med jorden, og anbringelse af planter i kummer i ren jord vil forebygge eventuelle plantetoksiske effekter.

Der vil i almindelighed heller ikke være større problemer med elementer som skulptur, springvand, kunstige vandløb m.m. Mere "naturlig" beplantning vil kunne anvendes ved de mindre forurenede arealer. Et sådant anlæg vil også kunne indgå som del af bl.a. boligbyggeri eller kontorområde.

Der vil ikke være behov for en nøjere undersøgelse af forureningens beliggenhed i forbindelse med udformning af anlægget, med mindre det er ønskeligt at afgrænse området med begrænset forurening med henblik på etablering af "naturlig" beplantning.

Der vil ikke nødvendigvis være behov for borttransport af forurenet jord, med mindre hensyn til grundvandet eller recipienter gør det påkrævet. I det omfang at forurening kan nedbrydes in situ, kan anlægget tænkes indrettet således, at en oprensning foretages samtidigt med at delområder evt. anvendes som park.

Naturlige parkanlæg

Ved et åbent og naturligt parkanlæg vil de fleste områder være beplantet, og græsplaner, legearealer m.m. vil kunne medføre både hudkontakt og eventuelt jord-spisning eller støvdannelse. Udformning af et sådant parkområde vil kræve en meget præcis kortlægning af forureningens beliggenhed på overfladen og ned til den frostfri niveau, med mindre der udskiftes en større mængde jord.

En afgravning og oprensning af al forurenet jord vil være meget bekostelig. Dette kan føre til, at planer om at anlægge et parkområde opgives til fordel for en anden anvendelse, der er mindre følsom overfor den konstaterede forurening.

Anlæggelse af et åbent og naturligt parkanlæg uden væsentlig udskiftning af jorden kan komme på tale. I denne situation vil det være vanskeligt at forebygge toksiske effekter på planter, og en forholdsvis ensidet vegetation kan blive resultatet, da arterne har forskellig følsomhed over for miljøgifte.

For at forebygge sundhedsmæssige problemer, vil indhegning af arealet være påkrævet for at forhindre mennesker i at komme i kontakt med jordforureningen. Erfaringen viser, at indhegning ikke altid forhindrer adgang, og denne løsning er dermed betænkelig på langt sigt.

10.3.3

Udenlandske eksempler

Der findes eksempler på gasværksgrunde, der er blevet anvendt som park. Følgende eksempler er medtaget for at belyse de problemer der kan opstå, hvis overvejelserne som beskrevet foroven ikke finder sted inden arbejdet påbegyndes. Dette kan medføre både meget uhensigtsmæssige og dyre løsninger. En gasværksgrund i Seattle på vestkysten af USA i staten Washington blev købt af City of Seattle med henblik på at etablere et offentligt parkanlæg. Sagen er beskrevet i detaljer i en rapport af US EPA (2).

Der blev anlagt park på store dele af området. I anlægget indgik rester (til dels restaurerede) af flere af gasværksbygningerne, nogle som picnicpladser, andre som legepladser. Efter at anlægget havde været i brug i nogle år, påbegyndte US EPA en undersøgelse af området og parken blev lukket i en periode.

Parken blev genåbnet i 1986, efter at de mest forurenede området var blevet indhegnet og der var blevet opsat advarselsskilte med en opfordring til at undgå spisning af jorden, og at foretage grundig vask efter leg i parkområdet.

Udgifter til afhjælpning af den tilbageblevne forurening ansloges i 1986 til et beløb på mellem \$600.000 og \$1,7 million.

10.4 Risikovurdering af en gasværksgrund med henblik på fremtidigt boligbyggeri

Gasværksgrunde er erfaringsmæssigt hyppigt "meget forurenede", men alligevel kan der opstå situationer, hvor der kan være et ønske om at udnytte en tidligere gasværksgrund til boligbyggeri.

Det er nødvendigt, at udføre en orienterende undersøgelse for at afklare om den ønskede fremtidige arealanvendelse er et realistisk

mål, eller om forureningen er på et sådant niveau, at anvendelser, der er følsomme, vil være udelukket uden omfattende afværgeforanstaltninger.

På basis af resultaterne fra den orienterende undersøgelse kan der opstilles en handlingsplan, om hvordan boligbyggeri, grønne områder, servicefunktioner m.v. kan placeres og tilpasses den fundne forurening. Handlingsplanen vil kunne bruges til at definere, hvilke aktiviteter der skal udføres i en supplerende undersøgelse.

På basis af undersøgelsesresultatet kan der udarbejdes forslag til oprydning/afværgning af delområder samt en beskrivelse af arbejdsmiljøforhold under bygge- og anlægsfasen.

10.4.1

Farlighedsvurdering

Gasværksdrift, forureningsforhold og forureningsfordeling i miljøet er beskrevet i bilag 1.1 og 1.2.

Kilden

De hidtidige danske undersøgelser af gasværksgrunde har vist, at de typiske kilder til jordforurening er

- svær tjæreforurening omkring gamle tjæretanke, gasbeholdere og ledninger.
- svær myremalmforurening, hvis brugt myremalm er deponeret på grundene.
- svagere forurening af tjære eller myremalm eller en blanding af disse på jordoverfladen.

Omdannelse og spredning

Forureningsgraden omkring gamle tjæretanke er tit på et sådant niveau, at den biologiske nedbrydning af forureningen er minimal. Nogle tjærekompontener vil fordampe og diffundere igennem de overliggende jordlag, andre vil blive opløst i porevand og udvaskes til grundvandet. Afhængig af arten af de udvaskede stoffer, den mikrobielle kapacitet, redokforhold og tilstedeværelse af næringssalte, vil stofferne dog nedbrydes langsomt.

Svagere jordforureninger af gammel, udvasket tjære og myremalm vil også ofte optræde. Det må forventes, at de tilbageblivende tjæreforbindelser vil være tæt bundet til jorden. Der vil ske en vis udvaskning af sulfat, cyanid og thiocyanid fra myremalmen (jf. bilag 1.2).

Effekter

Tjære indeholder flere forbindelser som er kendt som kræftfremkaldende.

Hudkontakt

Med henblik på hudkontakt er der intet videnskabeligt grundlag for at fastsætte en acceptabel restkoncentration, og selv mindre koncentrationer kan være betænkelige (jff. bilag 2.3).

Indånding

I bilag 2.1 er der opstillet en vurdering af acceptabel luftkoncentration af komponenter som findes i stenkulstjære. Koncentrationerne og sammensætningen af tjæreforbindelser i luft er afhængig af tjærekoncentrationer i jorden, tjærens sammensætning og alder/fordampnings-/udvaskningsstadier, tykkelsen af jorddække, jordart, overdækkende fundamenter, ventilationsforhold i bygninger m.m.

Omregning af tjærekoncentrationer i jord til luftkoncentrationer i bygninger m.m. ved hjælp af teoretiske diffusionsberegninger er dermed meget usikre, fordi ovennævnte forhold ikke kan kvantificeres, men skal skønnes.

Dog har erfaring vist, at diffusionsberegninger normalt medfører en overestimering af luftkoncentrationer, dvs. at beregningerne ligger på den sikre side. Disse teoretiske beregninger viser at selv små mængder tjære (100 mg/kg) under visse forhold kan medføre indeklimaproblemer.

For at undgå problemer med tjæreforurenet jord bør eksponeringsvejene afskærmes og/eller tilstedeværelsen af tjære være så lille som muligt.

Myremalm vil forårsage hæmning af plantevækst ved mindre koncentrationer end der forventes af give anledning til sundhedsmæssige problemer for mennesker eller forårsage indeklimaproblemer (jff. bilag 2.4 og bilag 1.2). Der er opstillet et acceptkriterie for jordkoncentrationer på 0,1% brugt myremalm (svarende til ca. 50 mg totale cyanider/kg jord), i områder hvor der skal beplantes.

10.4.2

Risikovurdering

Det anbefales, at tjære "hot spots" omkring gamle tjæretanke fjernes, og om nødvendigt iværksættes der oppumpning og/eller dræning af eventuelle sekundære magasiner, for at forhindre en yderligere spredning og påvirkning af grundvand eller recipienter.

De ønskede byggeplaner skal relateres til de potentielle farer, i henhold til den tilbageblivende jordforurening. Følgende problemer kan tænkes:

- indeklimaproblemer i boliger bygget på svagt tjæreforurenet jord,

- kontaktmulighed med tjære- eller myremalmforurening,
- plantehæmning i de grønne områder p.g.a. myremalmforurening.

Der kan ikke angives en acceptabel grænse for tjære- eller myremalmforurening i jord, med henblik på de sundhedsmæssige effekter ved kontakt med jorden. Jordkoncentrationen skal være mindst muligt og eksponeringsvejene skal afskæres. Ved koncentrationer over 50 mg/kg for både tjære og totale cyanider (jvf. bilag 2.3 og 2.4) bør det vurderes, om der kan opstå problemer, og hvordan de kan afhjælpes.

10.4.3

Afværgeforanstaltninger

På områder som kan betegnes som uforurenede eller næsten uforurenede (< 50 mg tjære eller totale cyanider/kg) er det normalt muligt at placere bygninger. Det skal bemærkes, at der i Byggestyrelsen er ved at blive publiceret en vejledning (ref. 11) med henblik på at forhindre indeklimaproblemer med radon, som er naturligt forekommende i jorden. En vurdering af, hvorvidt byggemæssige foranstaltninger ifølge den nævnte vejledning vil forebygge diffusion af forskellige kemiske stoffer fra menneskeskabte jordforureninger til indeklimaet, har ikke ligget indenfor dette projekts rammer.

Områder, hvor "hot spots" er fjernet, og hvor der findes svagt tjæreforurenede jord, kan anvendes til ufølsomme anvendelser som torv eller park (jvf. 10.3). I specielle tilfælde, hvor anvendelser som kontor eller lignende ønskes på svagt tjæreforurenede jord, vil det være nødvendigt med byggemæssige foranstaltninger under og indenfor bygninger, f.eks. ventilation i krybekælder. Det må også forudsættes, at det er muligt løbende at kontrollere luften under kælder eller terrændæk. Der skal derfor etableres en konstruktion under dækket, hvorfra det er muligt at udtage repræsentative luftprøver og som evt. kan bruges som afværgeforanstaltning. F.eks. ventileret stendræn.

Andre forurenede områder kan eventuelt overdækkes med en større mængde jord og geotekstil f.eks. en jordvold. Denne kan udformes med stier og beplantning af buske og små træer (se iøvrigt det foregående afsnit 10.3). For at undgå de problemer en overdækning af myremalm kan forårsage (jvf. bilag 1.2), kan det være nødvendigt med et rodspærrende kapillarbrydende lag evt. tilkoblet et drænings- eller oppumpningsanlæg i den sekundære grundvandszone.

Især fra England, findes der mange beskrivelser af undersøgelser, afværinger og udførelse af byggeprojekter på gasværksgrunde (3).

Erfaringer fra disse sager udpeger følgende problemer:

- De orienterende undersøgelser var tit dårligt planlagt og alt for begrænsede til at danne en vurdering af forureningen. På basis af lovende resultater i de orienterende undersøgelser blev der iværksat byggearbejde eller oprydning som forberedelse til byggearbejde, hvor en alvorlig forurening senere blev konstateret.
- Forureningen var aldrig jævnt fordelt. Det blev anbefalet at man udtog jordprøver fra forventede hot spots og fra et net over hele grunden. Netintensiteten skulle være max ca. 25 m i driftsområder, ca. 10 m omkring hot spots og evt. op til 30-40 m i nærliggende områder (3, 4, 5).
- Der blev tit fundet underjordiske installationer, som var kilde til forurennet jord (6).
- Det var tit umuligt, at gennemføre det planlagte undersøgelsesnet på grund af overdækkende beton og fundamenter. Gamle tjæretanke var ikke altid tomme og under borearbejdet kunne der ske uheld og lækager.
- I de fleste tilfælde har afværingen bestået af opgravning og fjernelse af hot spots, evt. fjernelse af de øvre jordlag og overdækning med ren jord. Kun det værste forurening blev fjernet.
- Bygningerne blev tit udført med sulfatbestandig beton og med beskyttende kanaler til ledningsværk.

Der er ret få undersøgelser eller vurderinger af effektiviteten af de gennemførte aktiviteter. Dog er der en del litteratur om problemer med overdækning af brugt myremalm (7, 8), hvor forureningskomponenter har en tendens til at stige op til overfladen. Ved overdækning i områder, som anvendes til boliger eller køkkenhaver, blev der anbefalet et ca. 2 m rent dæklag (4) samt at der udførtes kapillarspærrelag i områder med højt liggende grundvand (9).

10.5 Risikovurdering af eksisterende bebyggelse på forurenede grunde

10.5.1

Bebyggede gasværksgrunde

En undersøgelse foretaget i 1988 har vist, at mange af de 112 gasværksgrunde i Danmark har fundet nye anvendelser. Disse grunde anvendes til såvel parkeringspladser og industri, som til beboelse, kontor og lignende. Det er kun i enkelte tilfælde, at der er foretaget undersøgelser af forureningens omfang og eventuelle betydning for disse nye anvendelser, før disse blev etableret.

Pyskologiske aspekter

Erkendelsen af, at et bebygget område er forurenet med kemikalier vil ofte give anledning til angst og uro hos de berørte mennesker. Dette stiller naturligvis store krav til de involverede myndigheder, og den måde hvorved de behandler disse sager. Der kan nemt opstå konflikter mellem et ønske om meget hurtige handlinger med henblik på at fjerne årsagerne til angsten og uroen, og de tekniske problemer der kan ligge i en ofte indviklet og tidskrævende undersøgelse til belysning af omfanget og betydningen af forureningen af det pågældende areal (10). Betydningen af disse faktorer er genstand for en anden undersøgelse.

Problemer med epidemiologiske undersøgelser af eventuelle udsatte befolkningsgrupper er diskuteret i kapitel 2.

Risikovurdering

En risikovurdering i sager, hvor nye anvendelser allerede er etableret, omfatter de samme elementer, som skal tages i betragtning ved en vurdering med henblik på en fremtidig anvendelse. Der er dog en række ganske væsentlige faktorer, der gør, at processen alligevel er anderledes på mange måder.

10.5.2

Eksponerings afhængighed af arealanvendelse

I tilfælde, hvor der er etableret en ny anvendelse på området kan de overvejelser, der er diskuteret i kapitel 7, umiddelbart finde anvendelse. Ved hjælp af Tabel 7.1 er det muligt at foretage en karakterisering af følsomheden af den nye anvendelse.

Denne umiddelbare vurdering kan suppleres med overvejelser, om der er mulighed for væsentlig eksponering, eller om der forekommer særligt udsatte målgrupper (f.eks. børn) i den aktuelle situation. Eksempler på sådanne eksponeringsveje og særlig følsomme målgrupper er beskrevet i kapitel 8.

Det er selvfølgelig en fordel ved disse analyser, at den faktiske anvendelse er kendt, og at det er muligt direkte at kunne konstatere, om der er forhold, der vil kræve særlige overvejelser.

10.5.3

Farlighedsvurdering: Kemiske stoffer

I mange tilfælde vil der være en klar formodning om arten af den forurening der er tilstede. Især ved gasværksgrunde er forureningen meget forudsigelig (jff. bilag 1.1).

Kortlægning

En omhyggelig kortlægning af forureningens art og placering på grunden er ofte en tidskrævende proces. I tilfælde hvor en bebyggelse allerede er taget i brug, er der et klart behov for, at vurderingsfasen gennemføres så hurtigt som overhovedet muligt. Dette tidspres kan gøre det vanskeligt at gennemføre et undersøgelsesprogram af samme omfang som vil være gennemført med et kommede byggeri.

Tilstedeværelse af eksisterende bygninger m.m. vil i sig selv medføre en del vanskeligheder. Hertil kommer, at der ofte vil være påkrævet arbejdsmiljømæssige sikkerhedsforanstaltninger for dem, der udfører undersøgelserne i form af beskyttelsesdragter, masker o.l. Sikkerhedsforanstaltninger kan godt virke urovækkende for de mennesker der bruger området jævnligt.

10.5.4

Farlighedsvurdering: Effekter på mennesker

Ved en vurdering af de sundhedsmæssige problemer som forureningen kan give anledning til, kan der være behov for to forskellige former for overvejelse:

- om der er behov for nødforanstaltninger i den periode, hvor grunden undersøges, (en akut fare) og
- om der er fare ved længerevarig anvendelse med henblik på valg af relevante langtsigtede afværgeforanstaltninger.

Det er vigtigt at skelne mellem disse to typer overvejelser, fordi der er forskel på, hvilke toksikologiske data der er relevante, og fordi der er forskel mellem de foranstaltninger, der skal træffes.

Data om de sundhedsmæssige effekter, der kan være relevante efter en større, kortvarig eksponering, vil være relevante i en vurdering af en akut fare, men tillægges mindre vægt i en vurdering af en kommende anvendelse. Hensyn til effekter af en mere kronisk art kan også spille en rolle, men disse har fortsat mest betydning for en vurdering af anvendelsens forsvarlighed

på længere sigt.

10.5.5

Vurdering af behovet for nødforanstaltninger

Akutte effekter

Indhentning af relevante data til en bedømmelse af akutte effekter kan forenkles i det omfang, at kendskab til eventuelle særlig eksponerede eller følsomme målgrupper haves. Muligheden for akutte påvirkninger bør overvejes og eventuelle passende afværgeforanstaltninger træffes hurtigt.

Kroniske effekter

En vurdering af stoffer der først og fremmest virker ved længere tids eksponering er vanskelig, når man skal vurdere betydning af en kortere tids udsættelse. Tre faktorer spiller en rolle:

- en vurdering af, hvor væsentlig jordforureningen bidrager som kilde til den totale udsættelse for stoffet.
- en vurdering af betydning af udsættelse for stoffet,
- de samlede konsekvenser af nødforanstaltninger.

Jordforurening som kilde

I alle tilfælde, hvor der er tale om nødforanstaltninger på grund af jordforurening, er det vigtigt at sandsynliggøre, at jordforureningen er et væsentligt bidrag til udsættelsen. U hensigtsmæssige høje koncentrationer af forskellige stoffer kan forekomme i både jord og luft, især i bymæssige områder, men nødforanstaltninger rettet mod en enkelt grund vil være af begrænset relevans, medmindre en væsentlig kilde til disse uacceptable koncentrationer findes på grunden.

Risikoberegning

For visse kræftfremkaldende stoffer (såsom benzen) kan sandsynligheden for at få kræft beregnes i forhold til den dosis man udsættes for. Disse risikoberegninger vil ofte være baseret på en livslang udsættelse, og udtrykkes som en sandsynlighed, sædvanligvis i størrelsesorden pr. hundrede tusinde eller million. Disse livstidsrisikoberegninger er velegnede som grundlag for opstilling af acceptkriterier for længere tids påvirkning (se bilag 2.1). De kan derimod ikke uden videre anvendes til at forudsige kræfthyppigheden i en meget begrænset befolkningsgruppe, som er udsat for stoffet i en forholdsvis afgrænset periode (f.eks. indtil en langsigtet løsning findes).

Benzen

WHO's vurdering af benzenkoncentrationer i luft (i "Air Quality Guidelines", se referencer til kapitel 5) indeholder en beregning af livstidsrisikoen for leukæmi 4 pr. million ved koncentrationer på 0,001 mg benzen/m³ luft. Som

grundlag for nødforanstaltninger vil koncentrationer, der overstiger kendte baggrundskoncentrationer og ligger i nærheden af f.eks. grænser der finder anvendelse i arbejdsmiljøet være mere relevante. For benzens vedkommende kan baggrundskoncentrationer komme op på ca. 0,6 mg/m³, og 8 timers grænseværdien i arbejdsmiljøet er 16 mg/m³.

Nødforanstaltninger vil således sjældent være påkrævet ved koncentrationer under ca. 1 mg/m³, selvom så store koncentrationer vil være uacceptable på længere sigt.

Sociale og økonomiske forkonsekvenser

Nogle nødforanstaltninger medfører meget begrænsede praktiske konsekvenser for bruger af en forurenede grund. En anbefaling mod brug af egne afgrøder og foranstaltninger, der begrænser børns mulighed for at komme i kontakt med forurenede jord kan løse problemer, f.eks. med tungmetalindtagelse på kort sigt (jf. bilag 2.2). Anbefalinger af denne art for en kortere periode vil sjældent have store økonomiske konsekvenser for de berørte, men kan give både psykologiske og praktiske problemer.

Andre foranstaltninger kan have langt mere vidtrækkende konsekvenser. En midlertidig lukning af institutioner, såsom vuggestuer og børnehaver på grund af indeklimaproblemer, kan komme på tale. Før der iværksættes nødforanstaltninger af denne art, bør de eventuelle sociale og økonomiske omkostninger for de berørte børn, deres forældre og de ansatte også indgå i de overvejelser der foretages. Disse overvejelser vil altid kræve nøje lokalkendskab, og vil oftest foregå i samarbejde med for eksempel den stedlige embedslægeinstitution. Disse faktorer af bredere sundhedsmæssig betydning falder dog udenfor rammerne af denne rapport.

10.5.6

Vurdering af indeklimaproblemer

I bilag 2.1 er der foreslået at anvende 0,001 mg benzen/m³ som det luftkoncentrationsbidrag til indeklimaet, der maksimalt må komme fra den forurenede grund. Baggrundskoncentrationer i ikke-bymæssig bebyggelse er to til tre gange højere, og i byområder i størrelsesorden 10 gange højere.

For at anvende grænsen foreslået i bilaget er det nødvendigt at vide, om benzen i luften kommer fra grunden eller fra andre kilder. Påvisning af kilder i inde- eller udeluftsprøver er meget vanskeligt. To fremgangsmåder anvendes ofte i praksis.

Sammenligning med udeluft

Der foretages måling i de huse hvor der er mistanke om et forureningsbidrag fra jorden og disse tal sammenholdes med "kontrol" prøver.

"Kontrol" målinger kan foretages i f.eks. udeluften, eller indeluften fra andre huse bygget på grunde, hvor der ikke er mistanke om jordforurening. Prøverne indsamles der hvor bidraget forventes at være størst, d.v.s. især i kælderlokaler eller i stuen, men sjældent på 1. og højere etager. Et forureningsbidrag forventes at vil give anledning til højere koncentrationer i testhusene i forhold til kontrol.

Disse tal er i praksis vanskelige at fortolke. En sammenligning med udeluft vanskeliggøres af, at der findes mange andre indendørs kilder til organiske stoffer i luft, samt at udendørskoncentrationer kan være meget variable og afhænger bl.a. af vejrforhold. Sammenligning mellem indeluft i forskellige huse er også vanskeligt, og faktorer som rygevaner, pejs, aftræk ved madlavning m.m. kan give anledning til store forskelle i koncentrationer.

Måling af koncentrationsgradient

En anden fremgangsmåde er at sammenligne målinger foretaget under f.eks. stuegulvet og i stuen. Koncentrationsgradienten anvendes som udtryk for et eventuelt bidrag fra jorden. I mange tilfælde foretages kun enkelte målinger og gennemsnittet af disse tal sidestilles. Disse konklusioner er ikke holdbare set fra et statistisk synspunkt. Analyseusikkerhed vil ofte være af størrelsesorden 10% eller mere, og selv ved anvendelse af non-parametriske statistiske metoder (metoder der ikke forudsætter at resultaterne er normal-fordelte) vil der kræves mange målinger for at opnå et statistisk gyldigt resultat.

Disse fremgangsmåder er således ikke velegnet til at vurdere jordforurenings kvantitative bidrag til indeklimaet i en bebyggelse og fører sjældent til mere end hvad en kvalitativ eksponeringsanalyse vil kunne pege på. De er således af begrænset værdi som dokumentation for forsvarelsen af anvendelsen i fremtiden.

Det er idag ikke muligt at lave repræsentative målinger eller vurdere en eventuel sundhedsmæssig effekt.

Der er et behov for udvikling af både måle- og beregningsmetoder for en jordforurenings kvantitative bidrag.

Afværgeforanstaltning

Behovet for afværgeforanstaltninger vil derfor i praksis oftest foretages på grundlag af en begrundet mistanke om afdampelig jordforurening. De langsigtede løsninger, som kan vælges, er:

- at kilden fjernes,

- at begrænse muligheden for indtrængning (foranstaltninger udenfor bygningen),
- at begrænse muligheden for ophobning indenfor bygninger (foranstaltninger indenfor bygningen),
- at anvendelsesmuligheder i de mest udsatte områder, f.eks. kælderrum, ændres med henblik på at begrænse udsættelse.

De forskellige muligheder vil kunne finde anvendelse i forskellige situationer. Lokalisering og fjernelse af en kilde under en bygning er både vanskelig og dyr. Muligheder for andre effektive forebyggelsesforanstaltninger vil afhænge af bygningens udformning og konstruktion. I visse tilfælde vil omkostninger ved undersøgelse og forebyggelse være store i forhold til ejendommens værdi; i sådanne tilfælde kan opgivelse af den nuværende forureningsfølsomme anvendelse eller eventuelt nedrivning af bygningen komme på tale.

10.5.7

Forurening i de øverste jordlag

Vurdering af problemer forårsaget af forurening i de øverste jordlag er i høj grad betinget af grundens udformning og anvendelse. Hvis arealet i forvejen er befæstet, vil der sjældent være behov for yderligere foranstaltninger. Villahaver vil til gengæld være meget følsomme for en eventuel forurening, fordi der er mange muligheder for tæt kontakt med forureningen.

Behovet for eventuelle nødforanstaltninger er diskuteret foroven. Muligheder for en langsigtet løsning er bl.a. at:

- kilden fjernes,
- mulighed for kontakt med forurennet jord forhindres,
- anvendelse ændres.

Afgravning

Fjernelse af forurennet jord er mindre besværlig når kilden er fritliggende end når der skal graves ud under bygninger. Men bortskaffelse vil under alle omstændigheder være en dyr løsning, og der vil ofte være behov for yderligere udgifter til retablering af træer, anlæg m.m.

I mange situationer vil der være mere overkommeligt at finde løsninger, hvor kontakt med forurennet jord forhindres. Dette bør dog ske med omtanke; det vil ofte være vigtigt at sikre at udformning af foranstaltninger ikke medfører en forringelse af områdets nytteværdi for dets brugere. Omdannelse af et grønt rekreativt område til en befæstet parkeringsplads vil kunne

løse de sundhedsmæssige problemer, men på bekostning af livskvalitet i almindelighed. Her vil der igen være behov for en bredere vurdering end det, der ligger indenfor rammerne af denne rapport.

Adgangsbegrænsning Adgangsbegrænsende foranstaltninger er ikke velegnet for villahaver o.l. på længere sigt, fordi der er meget begrænsede muligheder for håndhævelse og kontrol. Her vil et valg ofte stå mellem at bortskaffe den forurenede jord eller at ændre husets funktion som villa, og her vil økonomien oftest spille en stor rolle ved valget.

10.5.8

Acceptkriterier

Som det fremgår af ovenstående, er der visse forskelle i de acceptkriterier, der kan komme i anvendelse ved vurdering af eksisterende og planlagt byggeri.

For det første er valget af mulige afværgeforanstaltninger begrænset. Denne begrænsning ligger både i de fysiske og de økonomiske rammer.

For det andet, vil de fleste af disse afværgeforanstaltninger medføre omkostninger for de berørte brugere af området, som i forvejen kan have været udsat for forureningen, eller haft mistanke herom. Vurderinger i disse sager bør således også omfatte mange andre mere generelle samfundsmæssige relevante faktorer end de mere snævre faktorer, der er hovedemne for denne rapport.

10.6 Konklusion

De eksempler der er diskuteret i de foregående afsnit er langt fra udtømmende. Der kan for eksempel være andre stoffer tilstede på en grund eller ønske om at anvende grunden til andre formål end dem, der er omhandlet her. Det har været hensigten med disse eksempler at vise en almen fremgangsmåde, som vil kunne finde anvendelse i mange sager vedr. byggeri og lignende, og hvor jordforurening eventuelt kan give anledning til sundhedsmæssige effekter.

Et væsentligt element i alle disse eksempler er de muligheder for udsættelse for en jordforurening, der er til stede ved forskellig anvendelse af et areal.

Eksemplerne har vist, at det kan være sundhedsmæssigt forsvarligt at anvende forurenede grunde til mange forskellige formål, uden at der nødvendigvis er behov for omfattende afgravning af forurening. Anvendelsen må dog indrettes så-

ledes at brugerne ikke har mulighed for at blive udsat for forureningen. Dette krav vil medføre visse begrænsninger på den måde, hvorpå et projekt udformes.

Det nære forhold mellem udformning og muligheder for eksponering for farlige stoffer medfører også, at hvert enkelt projekt må vurderes hver for sig, ligesom f.eks. geotekniske forhold vurderes i hvert enkelt tilfælde.

Myndighedernes accept af forsvarligheden af et projekt kan derfor kun være begrænset til den konkrete udformning. Det må som oftest forudsættes, at der foretages en tinglysning af forureningen på grundene, således at forureningen ikke glemmes. Eventuelle ændringer i udformningen i fremtiden vil kræve en fornyet - dog i de fleste tilfælde noget forenklet - vurdering.

De farlighedsvurderinger af forskellige stoffer, som har været anvendt i disse eksempler, er i denne rapport henvist til bilaget i stedet for i rapporten.

Viden om de biologiske effekter af kemiske stoffer er i konstant udvikling. Disse aktuelle vurderinger er derfor af foreløbig karakter, og vurderingerne må revideres i lyset af den nyeste viden. Grundlaget for en vurdering af stoffernes effekter på planter o.l. er især meget begrænset, og det forventes at videngrundlaget forbedres i de kommende år.

Viden om de biologiske effekter er begrænset, og kvantificering af eksponering er usikker. Derimod er viden om de fysisk-kemiske egenskaber, der betinger om mennesker og miljø overhovedet kan udsættes for et stof bedre. Dette betyder, at man i de fleste tilfælde vil være i stand til at vælge anvendelse af et areal, der ikke vil kunne medføre udsættelse for et stof. Derimod vil det oftest være svært at give en videnskabelig begrundelse for, at en koncentration af et stof i jord ikke vil medføre uhenigtsmæssige påvirkninger af sundheden.

Anbefalinger af afværgeforanstaltninger er derfor i de fleste tilfælde rettet mod et valg af anvendelse, fremfor fastsættelse af en "acceptabel" jordkoncentration.

Under forudsætning af, at det ikke er en trussel mod grundvand, der nødvendiggør en afgravning, viser disse eksempler, at et projekt godt kan gennemføres med et minimum af bortgravning af forurenede jord, såfremt anvendelsen tilpasses. Hot spots fjernes dog sædvanligvis.

Denne erkendelse øger muligheder for anvendelser, der er samfundsmæssigt forsvarlige, sam-

tidig med at udgifterne til kortlægning og op-
rydning af forureningen på kemikalieaffaldsde-
poterne begrænses.

10.7 Referencer

- (1) Environmental resources Limited. 1987 Problems arising from the redevelopment of gas works and similar sites (2nd Edition) H.M Stationary Office.
- (2) Reclamation and Redevelopment of Contaminated Land: Volume 1. US Case Studies. 1986. Kapitel 5: Reclamation and Redevelopment Case Studies: Gas Works Park, Seattle, Washington, s. 80-89. EPA/600/2-86/066, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory.
- (3) Wilson, D.C. & Stevens, C. 1981. Problems arising from the redevelopment of gasworks and similar sites. AERE Harwell. H.M. Stationery Office.
- (4) Sterritt, R.M. & Lester, L.N. 1982. Factors involved in the recalculation and redevelopment of derelict industrial sites. Environment Technology letters 3 167-172.
- (5) Smith, M.A. & Ellis, A.C. 1986. An investigation into methods used to assess gas works sites for reclamation. Reclamation and Revegetation Research 4, 183-209.
- (6) Parker, A., Pearce, K.W., Fenner, S.F. & Wright, M.S., 1984. The decontamination of a disused gas works site. J. Hazardous Materials 9, 342-354.
- (7) Wilson, D.C. & Hudson, B.C. 1980. Spent oxide pollution on former gasworks land in: Proceedings Conference. Reclamation of Contaminated land at Eastbourne 1979. Society of Chemical Indusing London. pp F10/1-10.
- (8) Roberts, T.M. & Gemmell, R.P. 1980. Establishment of vegetation on gas works waste in: Proceedings conference. Reclamation of contaminated land af Eastbourne 1979. Society of chemical Industry London pp F11/1-10.
- (9) Cairney, T. 1986. Soil cover reclamation experience in Britain In Contaminated Soil Ed. Assink, J.W. & Bring, W.J. van den. Martinus Nijhoff Publ. 601-606.

- (10) "Study on Hazardous Wastes and the Public".
Czeskleba-Dupont, E, Rasmussen J.C. 1989.
Farligt affald og offentligheden, RUC
Forskningsrapport nr. 63.
- (11) Personlig meddelelse fra Ove Nielsen, Byggestyrelsen, februar 1989.

Bilag 1

Gasværksforurening

Bilag 1.1

Gasværksdrift og forureningsforhold

Bilag 1.2

Gasværksforurening: fordeling i miljøet

Bilag 1.1 Gasværksdrift og forureningsforhold

Gasværker

I Danmark findes der ca. 112 tidligere gasværker. De fleste blev stiftet i slutningen af det nittende århundrede og nedlagt i begyndelsen af 1960'erne. Som regel var anlæggene oprindeligt af mindre størrelser med vandret liggende retorter. Retorterne blev opvarmet med generatorgas, dannet fra koks, der er et restprodukt fra kul.

Nogle af gasværkerne udvidede produktionen med vandgas og karbureret vandgas, hvori også koks kunne udnyttes. Omkring 1920'erne blev der installeret lodrette retorter i mange anlæg og temperaturen i ovnen blev forøget fra ca. 700 °C til over 1000 °C.

Gasproduktion

Processen er beskrevet i detaljer i flere andre rapporter (1-5). Kul opvarmes i retorten, flygtige forbindelser frigives fra kullet og bliver opsamlet som et kondensat i hydraulikken og køleren, hvor vand eller ammoniakvand cirkulerer og sørger for at temperaturen faldet til ca. 15 °C. De fleste uønskede produkter i gassen, såsom tjære og phenoler samt ammoniak og andre vandopløselige gasser, bliver derved fjernet. De to faser - tjære og ammoniakvand - bliver opsamlet i en skilletank.

Den tilbageblivende rågas bliver herefter renset i en række trin, som er afhængig af størrelse og alder af gasværket (4).

Svovlbrinte og cyanbrinte bliver fjernet ved kontakt med myremalm, som har et højt indhold af jernoxider. Anvendelsen af myremalm er en dansk opfindelse og førte til eksport af jysk myremalm til andre europæiske lande. Myremalmen kan regenereres nogle gange ved luftning hvorefter den kasseres. Lasket kalk har også været anvendt indtil 1860 til at fjerne svovl (3). Videre rensning af gassen for naphthalen, råbenzol og phenoler var afhængig af om disse produkter kunne sælges d.v.s. efterspørgsel fra industrien. (4). Til sidst tørredes gassen ved calciumkloridopløsning, som kunne genbruges.

Forureningsprodukter fra gasværker

Forureningen kan opdeles i tre grupper:

- ammoniakvand (gasvand)
- tjæreprodukter

- faste produkter (koks og myremalm)

Ammoniakvand

Ammoniakvand indeholder følgende vandopløselige forbindelser, phenoler (tjæresyrer) ammoniak og kvælstofholdige aromater og heterocykliske forbindelser, såsom pyridin, anilin m.m. (tjærebasen), svovlholdige heterocykliske forbindelser, benzen- og alkylbenzener, mindre mængder af de 2-3 ringe polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) og anioner, såsom chlorid, thiocyanat, sulfid, sulfat og thiosulfat. Ammonia kunne opsamles ved distillation. Det rå ammoniakvand blev i nogle tilfælde anvendt som gødning.

Forurening med ammoniakvand kan give problemer ved tidligere gasværker. Ammoniakvandet blev tit ledt til utætte kloaker eller mindre vandløb, søer eller moseområder i nærheden af værket og på denne måde er store områder og grundvand blevet forurenede.

Tjæreprodukter

Tjæreprodukter inkluderer stenkulstjære, vandemulsificeret tjæreslam og spildprodukter efter evt. fjernelse af naphthalen, benzol eller thiophen (5). Tjære blev tit opsamlet i tromler og solgt til destillation eller som brændstof.

Ved undersøgelser på tidligere gasværksgrunde er der tit fundet betydelige tjæreforureninger p.g.a. utætheder i de underjordiske installationer eller p.g.a. af deponering af tjære eller tjæreslam på nærliggende områder.

Stenkul

Råvaren for gasproduktion og således udgangspunkt for tjæren er stenkul, som indeholder ca. 90-70% kulstof, hvor de andre komponenter består af mineraler såsom aluminiumsilikater, calcium-, jern- og magnesiumcarbonater, silicium, pyrit samt andre jernsulfider og -sulfater. Flere spormetaller og svovl-, kvælstof- og iltholdige forbindelser er også til stede. Når kullene opvarmes uden tilstedeværelse af ilt, bliver først de flygtige aromatiske kulbrinte frigivet. Ved 450-500°C bliver ca. 15-20% af kullene frigivet som flygtige forbindelser på grund af depolymerisation af kullenes polynucleare aromatiske strukturer. Disse forbindelser består af aromatiske og heterocycliske 4-10 ring-systemer - evt. som fri radikaler - med alkyl- eller hydroxyl sidekæde og molekylvægte mellem 300-800 (6).

Stenkulstjære antages at indeholde op mod 10.000 forbindelser, hvoraf ca. 400-500 (svarende til ca. 40-50% af tjæren) er identificerede.

ret (7-8). Især bestemmelsen af de kvælstof- og svovlholdige forbindelser er ringe.

Der kan foregå yderligere reaktioner mellem de organiske forbindelser, mens de bevæger sig op igennem den opvarmede kulmasse. Reaktionerne og sammensætningen af det endelige tjærekondensat er afhængig af ovntemperatur og retort typen. Ligeledes kan kultypen være af betydning for tjæresammensætningen.

Forskellen i tjæretyperne består i de relative indhold af hovedkomponenterne. En lavtemperatur tjære har et højere indhold af komponenter med lave kogepunkter, bl.a. phenoler og alkylsubstituerede aromater. Tjæren fra koks har en betydelig mindre mængde af phenoler og aromaterne er hovedsagelig ikke-substituerede.

Nedenfor er vist en typisk sammensætning af en kultjære fra en vandret retort, som var almindelig anvendt på ældre danske gasværker:

1. Benzen- og alkylbenzener	2,4%
2. Phenoler	9,9%
3. Tjærebaser	1,8%
4. Andre NSO-forbindelser (kvælstof-, svovl og iltholdige heterocysli- ske forbindelser	2,1%
5. 2-ringede PAH-forbindelser	9,1%
6. 3-ringede PAH-forbindelser	7,4%
7. PAH-forbindelser med 4 eller flere ringe (beg)	54,5%

De resterende 12,8% er ikke medtaget i klassifikationen.

I tabel 1 er sammensætningen af 5 forskellige tjæretyper opstillet. Hovedkomponenterne er opdelt i 7 grupper.

I tabel 2 er indhold af polyaromatiske hydrocarboner (PAH) og kvælstof-, svovl- og iltholdige heterocykliske (NSO)-forbindelser nøjere beskrevet.

Ovn/retort-type	Lav tempe- ratur	Vandret retort	Trinvis lodret retort	Konti- nuerlig lodret retort	Koks ovn
Ove/retort- temperatur °C	600	900-1000	1000-1320	1060	1290
1. Alkylbenzener	1.588	2.358	3.417	1.733	1.934
- benzen	0.015	0.623	0.417	0.196	0.307
- toluen	0.204	0.446	0.567	0.216	0.250
- o-xylen	0.121	0.076	0.134	0.074	0.034
- m-xylen	0.232	0.179	0.312	0.137	0.135
- p-xylen	0.090	0.069	0.117	0.053	0.035
- ethylbenzen	0.10	0.03	0.08	0.03	0.01
- styren	trace	0.06	0.08	0.05	0.04
- hemimelliten	0.270	0.028	0.142	0.117	nd
- pseudocumen	0.360	0.078	0.350	0.255	0.06
- mesitylen	0.136	0.010	0.108	0.135	0.023
- diphenyl	0.06	0.76	1.11	0.47	1.04
2. Tjæresyrer	29.22	9.85	10.06	14.99	1.97
- phenol	1.52	1.52	1.40	1.32	0.45
- o-cresol	1.69	1.15	0.93	0.79	0.20
- m-cresol	1.55	1.09	1.18	1.14	0.27
- p-cresol	1.36	0.79	0.92	0.96	0.15
- xylenoler	7.30	2.06	1.91	2.98	0.21
- højere kogende tjæresyrer	15.80	3.24	3.72	7.80	0.69
3. Tjærebaser	2.09	1.77	2.44	2.47	1.71
- kvælstof- heterocykler					
4. Andre kvælstof- svovl- og ilthol- dige heteronucleare forbindelser (NSO-)	1.59	2.108	1.667	1.217	2.725
- coumaron	0.111	0.098	0.212	0.097	0.095
- diphenylenoxid	0.19	1.40	1.11	0.56	1.35
- carbazol	1.29	0.61	0.345	0.56	1.28
5. 2-ringede PAH-forb.	1.07	9.1	6.74	4.38	11.938
- naphthalen	0.65	7.14	4.89	3.17	9.85
- 1 methyl-naph- thalen	0.23	0.83	0.69	0.49	0.65
- 2 methyl-naph- thalen	0.19	1.13	1.16	0.72	1.16
- indene	nd	0.026	0.191	0.135	0.295
6. 3-ringede PAH-forb.	1.98	7.44	4.03	2.17	10.36
- acenaphthen	0.19	1.02	1.01	0.68	1.43
- fluoren	0.13	0.78	0.84	0.28	1.25
- anthracen	0.06	0.84	0.48	0.21	1.38
- phenanthren	1.6	4.8	1.7	1.0	6.3
7. PAH-forb. med 4 eller flere ringe					
- medium beg	25.91	54.54	50.42	43.53	60.20

Tabel 1

Procentfordeling af hovedbestanddele i kultjære
(data fra Coal tar Research Association gennem
(1))

Indhold (%) af polyaromatiske hydrocarboner PAH i høj-temperatur kultjære (13)		Kvælstof-, svovl-, og iltholdige heterocykliske forbindelser (6-8)	
PAH	(%)	NSO	(%)
5. 2-ringe PAH		2. Tjæresyrer (O-)	
- naphthalen	10	- phenoler	
		- polynucleare aromatiske phenoler	
6. 3-ringe PAH		3. Tjærebaser (N-)	
- anthracen	1.5	- acridin	0.6 *
- phenanthren	5.0	- quinolin	0.3 *
		- phenanthridin	0.2 *
7. > 4-ringe PAH		- isoquinolin	0.2 *
- pyren	2.1	- 2-methylquinolin	0.2 *
- fluoranthen	3.3	- 7,8-benzoquinolin	0.2 *
- tetracen	0.25	- indol	0.2 *
- benz(a)anthracen	0.65	- pyridin	ca. 0.04**
- chrysen	1.1	- methylpyridin	0.02*
- triphenylen	1.13	- picolin	ca. 0.04**
5-ringe PAH		- & picolin	ca. 0.04**
- perylen	0.25	- anilin	ca. 0.04**
- benzo(a)pyren	0.55	- 1-naphthylamin	
- benzo(e)pyren	0.50	- 2-naphthylamin	
- benzo(a)fluoranthren	0.30	- andre polynuclear aromatiske aminer	
- benzo(b)fluoranthren	0.30		
- benzo(e)fluoranthren	0.30		
- benzo(k)fluoranthren	0.40		
6-ringe PAH		4. NSO heteronuclear forb.	
- dibenz(a,j)anthracen	0.10	(O-)	
- dibenz(a,h)anthracen	0.10	- 2,3 benzodiphenyleneoxid	
- picen	0.15	- coumaron	
- benzo(ghi)perylen	0.55	- diphenylenoxid	
- anthanthren	0.18	(S-)	
- indeno(1,2,3-cd)pyren	0.50	- thiophen	
		- benzo(b)thiophen	
		- dibenzothiophen	
		- phenyl mercaptan	

* (12)

** (13)

Tabel 2

PAH- og NSO-forbindelser i kultjære

Tjære

Rå tjære er en tyktflydende sort væske. Viskositeten vil afhænge af tjærens sammensætning, dvs. det relative forhold mellem de lavere alkylbenzener og den tungere beg og den mængde ammoniakvand, som er emulgeret i tjæren (9). Hvis tjæren har en lav viskositet, vil den kunne sive igennem de mere permeable sandlag, mens silt- og lerlag vil forhindre nedsivning. Strømningen af tjæren eller vandemulgeret tjære i de permeable zoner kan give anledning til både vertikale og horisontale bevægelser og spredning af forureningen.

Der er noteret en opadgående transport af tjære gennem et rent jorddække, da en tung vogn kørte over en tjærekilde (10).

Tjæreforurening kan tit ses som sorte striber i jorden og selv lave koncentrationer (ned til 0.005%) kan detekteres ved lugt eller PID (Photo-Ionisation Detector)-måling, dog kan de mere flygtige forbindelser (lugtbare) være forsvundet ved gamle forureninger.

Faste produkter

De vigtigste faste produkter er koks, aske, og især brugt myremalm. Brugt myremalm kunne anvendes i produktionen af svovlsyre, men tit blev den solgt som ukrudtsmiddel til bekæmpelse af vækst på stier og veje.

Undersøgelserne af tidligere gasværker har be-
lyst, at brugt myremalm er et spildprodukt, som ind imellem blev deponeret på nemmeste vis, dvs. på nærliggende områder, evt. som fyldlag.

Myremalm

Myremalm er et naturprodukt, som indeholder jernoxid i et organisk materiale. Typisk sammensætning (1) er:

Jern 20-30%
Vand 30-40%
Organisk materiale 15-20%

Malmen blev anvendt til at fjerne svovlbrinte fra gassen, hvor svovlbrinte blev absorberet som jernsulfid på myremalmen. Ved luftning iltes jernsulfid til jernoxid og svovl. Under visse betingelser dannes en del jernsulfat, som er ret surt og regeneration er mindre effektiv. Myremalm er mættet med svovl (30-45%) efter 3 eller 4 regenerationer hvorefter det udskiftes.

Små mængder hydrogencyanid (blåsyre) fjernes også fra gassen af myremalm. Ferriferrocyanid (berlinerblåt) og evt. andre jerncyanidsalte bliver dannet på overfladen af jernoxider, hvilket giver en mindre effektiv rensning af gassen. Intensiteten af den blå misfarvning på brugt myremalm blev brugt som en indikation på, hvornår myremalmen skulle udskiftes.

I tabel 3 er den kemiske sammensætning af ubrugt og brugt myremalm gengivet (11).

	Myremalm	Brugt myremalm	Forurennet jord
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Svovl			
- fri svovl	<1.000	362.000-565.000	6.000-142.000
- sulfid	112	42-195	4-40
- sulfat	21.000	14.000-28.000	6.000-194.000
Cyanider			
- total cyanider	280	24.000-45.000	900-7.560
- fri cyanid	3	500-800	i.m.-24
- komplekse cyanider	750	34.000-63.000	1.600-7.480
- thiocyanid	54	1.900-5.300	i.m.-450
Tungmetaller			
- jern	252.000	30.000-94.000	-
- mangan	2.580	868-3.650	-
- zink	31	22-52	-
- krom	49	29-43	-
- kobber	18	13-64	-
- nikkel	56	23-81	-
- bly	28	<15-48	-
- cadmium	<2	<2-4	-
pH	3,5	2,5-5,8	-

Tabel 3

Analyse af myremalm fra forskellige gasværksgrunde. (11, 5)

De dominerende stoffer i brugt myremalm er:

Frit svovl	36-60%
Sulfater	1-3%
Thiocyanid	0,1-0,5%
Total cyanid	2-5%
Fri cyanid	0,05-0,08%
Komplekse cyanider	3-7%

Cyanidforbindelser i brugt myremalm består hovedsageligt af komplekse cyanider. Der er en vis usikkerhed i værdierne for total cyanid og komplekse cyanider på grund af interfencer i analyserne (11). Analysen for total cyanid skulle omfatte både fri cyanid, simple cyanider og de tungt opløselige komplekse cyanider (se iøvrigt 14).

Ligeledes er der problemer med bestemmelsen af thiocyanid. I (5) gengives en tabel af typiske forureningskoncentrationer i jord på gasværksgrunde, som indikerer, at thiocyanider findes i lige så store mængder som komplekse cyanider. Om dette skyldes den naturlige sammensætning i brugt myremalm, omsætningsprocesser i jorden eller analytiske problemer, vides ikke.

Brugt myremalm

Brugt myremalm har en ubehagelig lugt og en karakteristisk blåfarvning grundet tilstedeværelsen af ferriferrocyanid. Både lugt og farvning kan detekteres ved total koncentrationer over

1% myremalm d.v.s. 500 mg komplekse cyanider pr. kg. Det er observeret, at der kan ske en opadgående transport af udvaskede komponenter hvorfor deponering af brugt myremalm kan kræve et dæklag på op til 2-3 m afhængig af geologisk og hydrogeologiske forhold (1).

Referencer

- (1) Wilson, D.C. and Stevens, C. 1981. Problems arising from the redevelopment of gas works and similar sites. AERE Harwell report R-10366, Department of environment, London.
- (2) Belysningsvæsenet 1957. Københavns gasværker 1857-1957, København.
- (3) Upton-Hansen, R. 1983. Danske kulgasværker 1853-1983. Otto Keller bogtryk.
- (4) Petersen, F.B. april 1986. Forurening af undergrunden som følge af gasværksdrift i Københavns kommune. Miljøkontrollens Skriftserie.
- (5) Environmental Resources Ltd. 1987. Problems arising from the redevelopment of gasworks and similar sites 2nd.Ed. London: Her Majesty's Stationery office.
- (6) McNeil, D., 1983. Tar and pitch. In.: Mark, H. F., Othmer, D.F., Overberger, C.G. & Seaborg, G.T., Eds. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology, 3. ed. Vol. 22, New York: John Wiley & Sons, pp 564-600.
- (7) IARC 1984. Monograph on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 2, Industrial exposures, Volumen 34.
- (8) IARC 1985. Monograph on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear Aromatic compounds, Part. 4. Bitumens Coal Tars and Derived Products. Shale-Oils and Soots.
- (9) Verschueren, K. & Visschers, M. 1988. The bioavailability of Chemicals in Waste Products and in Polluted Soil. Toxicological and Environmental Chemistry 16, 245-258.
- (10) Sterrit, R.M. & Lester, J.N. 1982. Factors involved in the reclamation and redevelopment of derelict industrial sites. Technology letters, vol. 3, 167-172.
- (11) Wilson, D.C. & Hudson, B.C. 1979. Spent oxide pollution on former gas works land. Paper F10 presented at the Conference on Reclamation of Contaminated land, East-

bourne. The Society of Chemical Industry, London, 1980.

- (12) Collin, G. & Zander, M. 1982. Tar and pitch in: Ullmanns Encyclopädie der technischen chemis, vol. 22. Weinkeim Verlag 411-446 igennem ref. (8).
- (13) Kleffner, H.W., Talbiersky, J. & Zander, M. 1981. Simple scheme for the estimation of concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons in tars fuel 60, 361-362 igennem ref. (8).
- (14) Segato, H., Poulsen, M. & Hansen, S.F. 1988. Cyanid i jord og tilhørende problemer i analysemetoder for miljøfremmede stoffer. ATV-Komiteen vedrørende grundvandsforurening, 20. september, s. 93-103.

Bilag 1.2 Gasværksforurening: Fordeling i miljøet

Jordforurening med tjæreprodukter

Tjære er en organisk stofblanding, som kan beskrives ved hjælp af Mackay fugacitets model (se kapitel 4, afsnit 4.6). Konceptet er illustreret i kapitel 4, figur 3.

I miljøprojektet "Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenet med tjære m.m." (1), er der opstillet en liste over relevante fysisk-kemiske egenskaber for tjærekomponenter. Listen er gengivet i tabel 1.

	Po mm Hg	S mg/l	LogK _{ow}	Molvægt Mw g/mol
Benzen	95	1780	2,13	78
Toluen	28	515	2,69	92
m-Xylen	8,3	35	3,20	106
o-Xylen	6,5	175	3,12	106
p-Xylen	8,7	38 ⁴	3,15	106
Phenol	0,2	6,7x10 ⁴	0,49	94
m-Cresol	0,4	1,4x10 ³	2,37	108
o-Cresol	0,2	107 ³	3,20	108
p-Cresol	0,1	1,1x10 ³	2,35	108
Xylenoler*	0,2	510	2,42	122
Naphthalen	0,23	32	3,37	128
2-methylnaphthalen	0,05	44	3,86	142
1-methylnaphthalen	0,07	54	3,87	142
Dimethylnaphthalen	0,03	19	4,36	156
Acenaphthylen	0,004	16	4,07	152
Dibenzofuran	0,002	8	4,17	168
Fluoren	0,0006	2	4,18	166
Phenanthren	0,005	1,3	4,57	178
Anthracen	0,005	0,07	4,45	178
Fluoranthren	0,007	0,26	4,88	202
Pyren	9,3x10 ⁻⁵	0,14	5,18	202
Benz(a)anthracen	1,6x10 ⁻⁵	0,014	5,91	228
Chrysen	1,1x10 ⁻⁶	0,002	5,91	228
Benzfluoranthener	2x10 ⁻⁷			252
Benz(e)pyren	2,6x10 ⁻⁷	0,005	6,50	252
Benz(a)pyren	7,3x10 ⁻⁷	0,004	6,04	252
Perylen	1,6x10 ⁻⁵	0,0002	5,91	252
Indeno(1,2,3-ed)pyren		0,0008	7,01	266
Benz(ghi)perylene	1,4x10 ⁻⁸	0,0003	7,10	276

hvor: Po = damptryk ved 25°C i mm Hg
S = opløselighed i vand ved 25°C i mg/l
K_{ow} = oktanol-vand fordelingskoefficient

* Data gælder 2,4-xylenol.

Tabel 1

Diverse miljørelevante konstanter for tjærekomponenter, gengivet fra ref. (1).

Listen er baseret på både undersøgelsesresultater rapporteret i litteraturen og teoretiske beregninger. Nogle værdier især for de tungere PAH-forbindelser er teoretisk beregnede og derfor mindre sikre. Imidlertid kan listen bruges til at illustrere tendenserne.

Forbindelserne med høj vandopløselighed vil hovedsageligt udvaskes til grundvandet. Forbindelserne med højt damptryk vil hovedsagelig fordampe til atmosfæren og forbindelserne med lavt damptryk, lav vandopløselighed og høj oktanolvand fordelingskoefficient (Kow) vil hovedsagelig være bundet til jorden. Fordelingen i de tre faser vand, luft og jord styres af disse tre fysisk-kemiske parametre.

Fordelingen af de enkelte komponenter kan beregnes ud fra disse fysisk-kemiske data, men i praksis vil de mange stoffer i tjæreblandingen påvirke hinandens adfærd i miljøet. Som nævnt i ref. 1 skal molbrøk, partial damptryk og aktivetskoefficienterne for de enkelte stoffer i stofblandingen indregnes i modellen.

Til illustrering af hvordan de mange stoffer i en tjæreblanding vil fordele sig til poreluft, porevand eller jordens organiske fase, er der udført beregninger baseret på Mackay's fugacitetsmodel hvor tjæren opdeles i 7 grupper, som følger:

1. Alkylbenzener	2,4%
2. Tjæresyrer	9,9%
3. Tjærebaser	1,8%
4. Andre NSO-forbindelser (kvælstof-, svovl og iltholdige heterocykliske forbindelser	2,1%
5. 2-ringede PAH-forbindelser	9,1%
6. 3-ringede PAH-forbindelser	7,4%
7. PAH-forbindelser med 4 eller flere ringe (beg)	54,5%

De resterende 12,8% er ikke medtaget i beregningen.

De fysiske-kemiske egenskaber af en udvalgt komponent i hver gruppe anvendes som repræsentant for gruppen. Beregningen foretages ud fra forskellige forudsætninger, bl.a. sættes aktivetskoefficienten til 1 og mass fraktion anvendes istedet for molbrøk.

Forudsætningerne medfører en overestimering af fordelingen i grupper med lav molekylevægt (gruppe 1-5). De fysisk-kemiske parametre der er anvendt i de følgende beregninger er vist i tabel 2.

	Mol. vægt gmol	Koge- punkt °C	Opløse- lighed mol/m ³	Damptryk Pascal	D _a *** m ² /s x10 ⁶	K _{ow}
1. Benzen	78	80	22.82	10108	8.2	130
2. Phenol	94	182	872	26.6	7.5	30
3. Quinolin	129	237	465	9*	6.4	107
4. Thiophen	84	84	42.85	7980	7.9	64
5. Naphthalen	128	218	0.234	7.5*	6.4	1023
6. Acenaphthen	154	279	0.0478**	0.4* -5*	5.8	8320
7. Benzo(a)pyren	252	311	1.19x10 ⁻⁵	7.5x10 ⁻⁵ *	4.6	3224853**

Data fra (2)

* Beregnet (3)

** Beregnet (4)

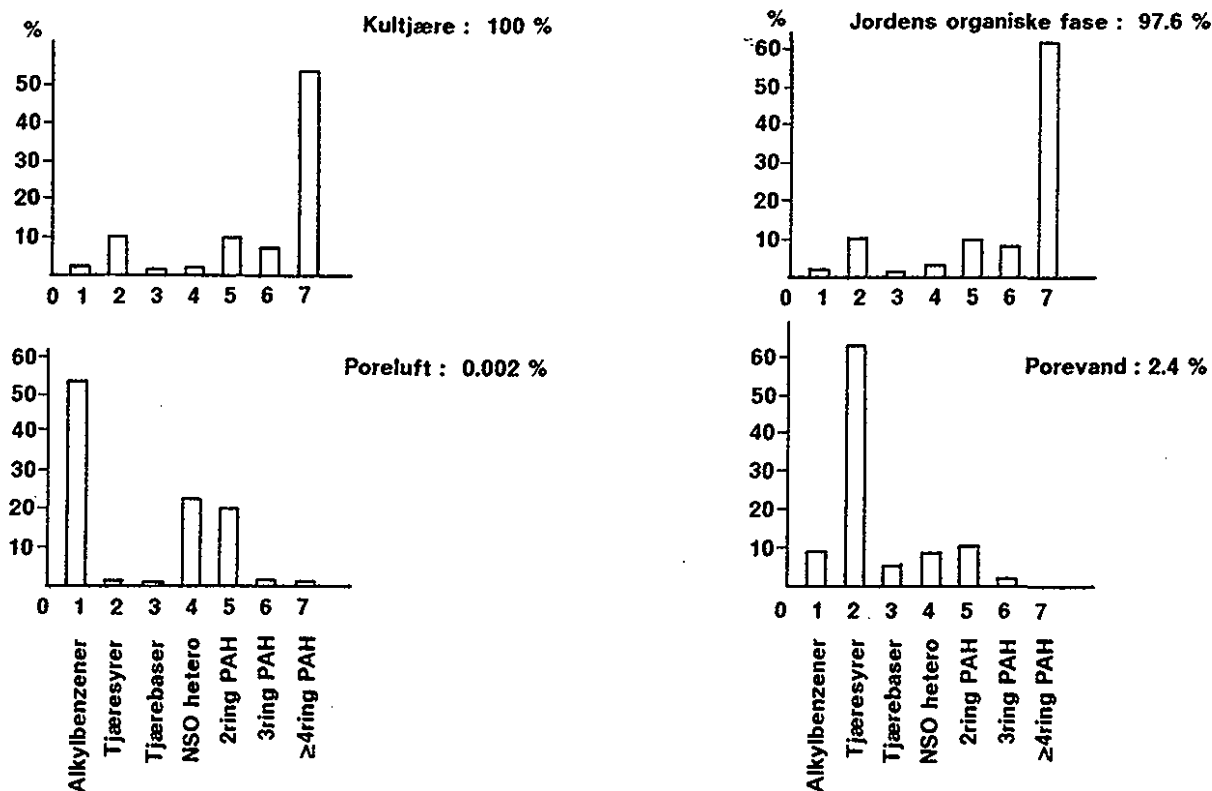
*** $D_a = 0.079 \sqrt{84/Ms} \text{ cm}^2/\text{s}$, $D_a = D_u \sqrt{Mu/Ms}$ (5)

Tabel 2

Fysisk-kemiske parametre (20°C) for 7 repræsentative tjærestoffer

Fordeling i
jordmiljøet

Fordeling for de 7 tjærestofgrupper i poreluft, porevand og i den organiske fase på jorden, er vist i figur 1.



Histogrammerne viser den relative fordeling (i %) i hver fase.

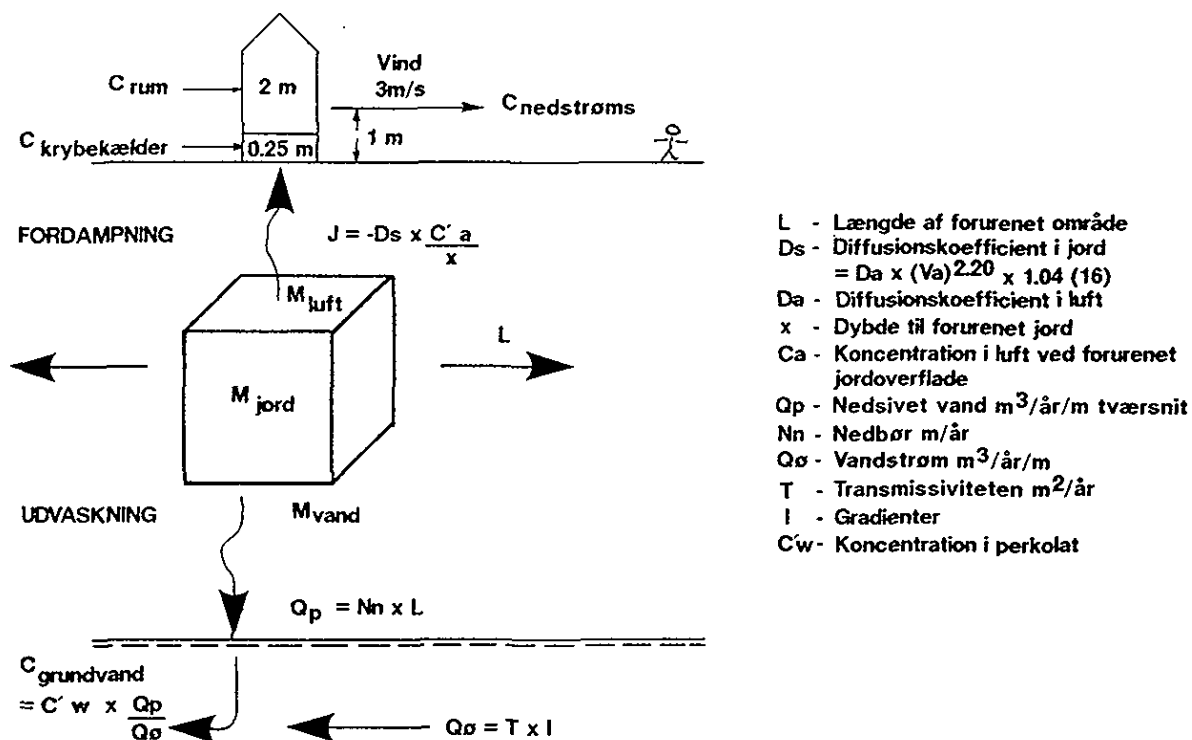
Figur 1

Fordeling af tjærekompnenter i poreluft på jordens organiske fase og i porevand.

Fordampning og udvaskning

Fordampning af de flygtige komponenter eller udvaskning af de vandopløselige komponenter i den nedrivende nedbør vil fjerne nogle af tjærekomponenterne fra jordmiljøet, dvs. at de tjærehistogrammer, der er vist i figur 1, vil ændre sig med tiden.

Fjernelse af forurening fra jordmiljøet er vist på figur 2.



Figur 2

Fjernelse af forurening fra jordmiljøet til luft og grundvand.

Ligeledes kan der opstilles simple modeller til beskrivelse af fordampning og udvaskning. I figur 3 er beregnet fordelingen i poreluft, porevand og jordens organiske fase efter afdampning og udvaskning i flere år fra en jordprøve med et indhold på 100 mg tjære/kg.

Andre forudsætninger er

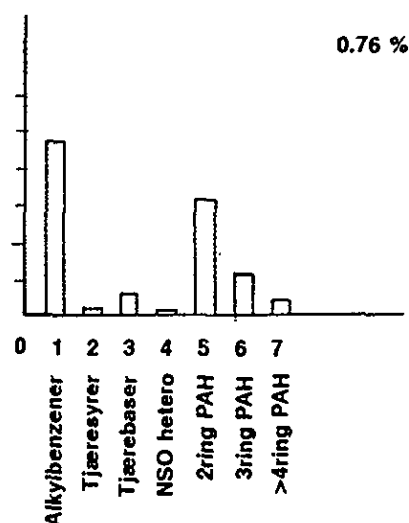
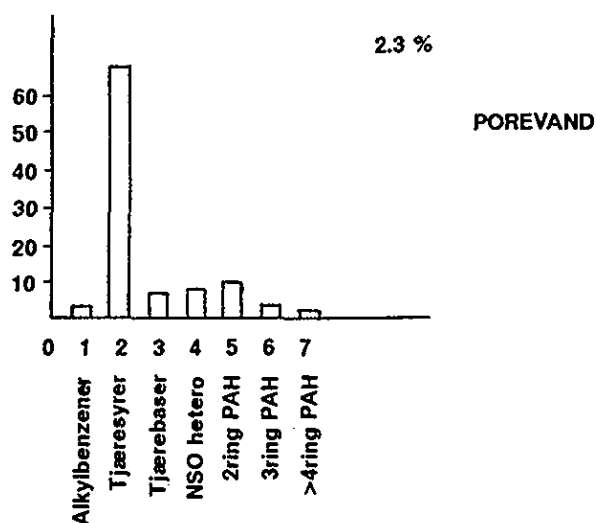
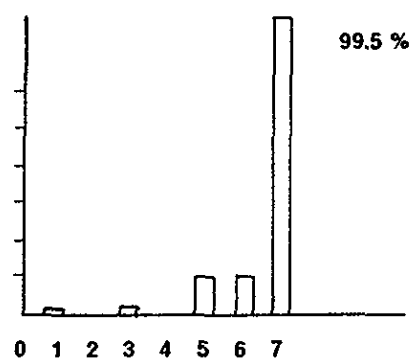
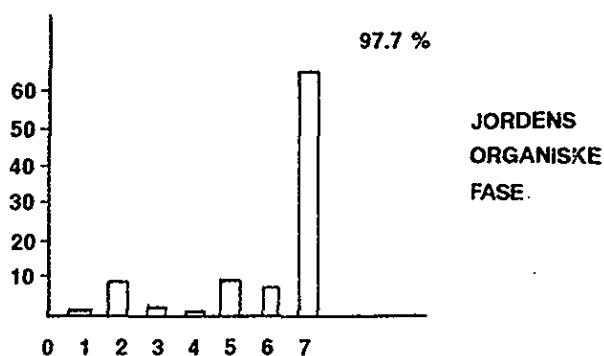
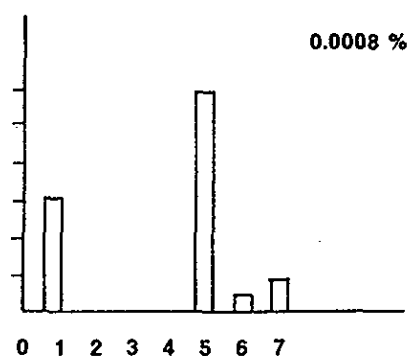
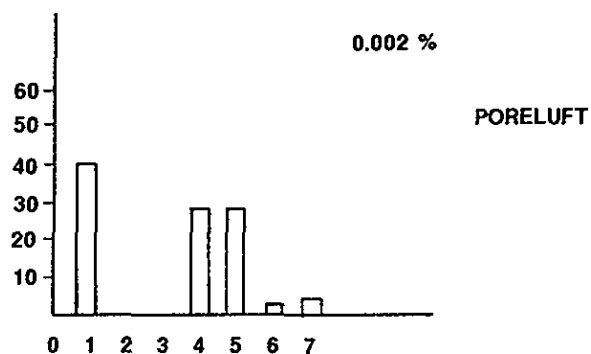
- nedbør = 100 mm/år
- 1 m ren jord ovenpå den forurenede jord
- max. koncentration i porevand er 10% af vandopløselighed.

FORDAMPNING ALENE
30 ÅR

UDVASKNING (100 mm/år) OG FORDAMPNING
10 ÅR

- 2.5 % af oprindelig tjære er fjernet

- 20.7 % af oprindelig tjære er fjernet



Figur 3

Den relative fordeling af tjærekomponenter i jordmiljøet i % efter flere års fordampning og udvaskning. Beregningen er baseret på en startkoncentration på 100 mg tjære pr. kg jord.

Da de udvalgte komponenter repræsenterer de mere vandopløselige og flygtige forbindelser i hver gruppe, bliver fjernelsen af forurening overestimeret i modelberegningen. Beregningen anvendes til at illustrere ændringer i sammensætningen i forhold til tiden.

I praksis vil ændrede forhold også påvirke fordampning og udvaskning. Hvis grunden er befæstet eller bebygget, vil udvaskningen være ubetydelig og fordampningen vil styre fjernelsen af forureningen. Hastigheden af fordampningen vil være nedsat, hvis forureningen er overdækket af jorden. Det er hovedsagelig de lettere aromater, som fordamper og bliver fjernet fra jordmiljøet. Efter 30 år vil poreluften indeholde en højere brøkdel af de tungere PAH-forbindelser end i udgangssituationen (figur 1).

Hvis grunden ikke er overdækket, er både udvaskning og fordampning væsentlige spredningsmekanismer. Efter kun 10 år vil der ske betydelige ændringer i fordelingen. Fjernelsen af de relative vandopløselige forbindelser vil medføre en højere brøkdel af de tungere PAH-forbindelser end i udgangssituationen (se figur 1). I poreluften vil de lettere PAH-forbindelser, såsom naphthalen dominere sammen med, alkylbenzenerne. I porevandet vil de vandopløselige phenoler udvaskes således, at først alkylbenzener og derefter naphthalen vil dominere i vandfasen. Den organiske fase på jordpartikler vil være mindre påvirket af disse effekter.

Generelt vil koncentrationen i luft og vand falde med årene, men sammensætningen vil ændres således, at brøkdelen af de tungere PAH-forbindelser forøges.

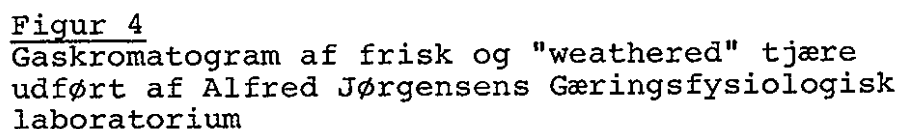
Disse beregninger er dog teoretiske, og i praksis vil en stor del af de lettere komponenter ikke være tilgængelige, idet de først skal diffundere igennem den tunge tjærebeg. Fysiske forstyrrelser af tjæreforureningen (borearbejde, afgravning) vil skabe nye overflader, således at fordampning og udvaskning forøges.

Nedbrydning

Ligeledes skal det bemærkes, at de frigjorte forbindelser i porevand er tilgængelige for biologisk nedbrydning (6-9). Næsten alle tjærekomponenter kan under gunstige forhold (aerobe forhold, tilstrækkelig næringssalte o.a.) nedbrydes, dog langsomt for de flestes vedkommende. Flere af komponenterne vil ved højere koncentrationer, (især aromaterne), imidlertid hæmme bakteriers vækst. Det er derfor sandsynligt, at de relativt lette vandopløselige og mobile forbindelser først vil blive nedbrudt, når de bevæger sig væk fra tjærekilden i grundvandet.

De enkelte tjærekomponenter bevæger sig med forskellig hastighed i grundvandet p.g.a. forskel i opløselighed (10-12) og fasefordelings-
evne med den organiske jordfase. Dette er til fordel for nedbrydningsprocesserne, idet der sker en fortynding af de hæmmende forbindelser.

Diffusionshastigheden af gasarter er omkring en faktor 10^4 mindre i vand end i luft, og dermed vil fordampning af de flygtige komponenter fra vandet være mindre end fra jorden ved samme koncentration. Dog kunne der tænkes at opstå arbejdsmiljøproblemer, hvis der er tale om udgravning, hvor grundvandspejlet står højt. Ligeledes vil et overfladenært vandspejl skabe mulighed for planteoptagelse.



I figur 4 ses to kromatogrammer for tjære. Den øverste viser en frisk tjære, den nederste en tjære som har været udsat for udvaskning, for-dampning og nedbrydning ("weathered").

Jordforurening med brugt myremalm

De dominerende stoffer i brugt myremalm er frit svovl ca. 50%, sulfater ca. 2%, komplekse cyanider (ferriferrocyanid og evt. andre tungt opløselige jerncyanidsalte) ca. 5%, thiocyanid ca. 0,5% og fri cyanid ca. 0,05% (se bilag 1.1).

De komplekse cyanider findes hovedsagelig komplekst bundet til jern som ferriferrocyanid (berlinerblåt), som er ret stabil og uopløselig under normale forhold. Under basiske forhold vil der ske en gradvis opløsning af ferrocyanidioner, som er stabile i vand, dog kan sollys katalysere omdannelsen til hydrogencyanid (15).

Udvaskning

Udvaskningsforsøg har vist, at sulfat-, thiocyanid- og hydrogenioner bliver udvasket fra brugt myremalm (13). Ved koncentrationer over 5-10 mg/l) er thiocyanid-rhodanid-opløsningen rødfarvet. Perkolatet fra myremalm er surt (pH 2-7).

Omsætning

Det kan ikke udelukkes, at der sker en kemisk eller biologisk omsætning af brugt myremalm i jord, eventuelt med dannelse af fri cyanid, thiocyanid eller cyanater. Dog må det forventes, at omsætningen er lille og langsom.

Hydrogencyanid bliver dannet fra fri cyanid, hvis pH er mindre end 8. Under anaerobe forhold kan sulfat teoretisk omdannes til sulfid som frigives som svovlbrinte eller udfældes som uopløselige metalsalte. Laboratorieforsøg med brugt myremalm har imidlertid ikke vist dannelse af svovlbrinte og kun små mængder af hydrogencyanid (0.3% af fri cyanid) er blevet dannet over en periode af to måneder (13).

Hydrogencyanid er relativt vandopløseligt hvorfor det må det forventes, at kun en lille brøkdel befinder sig i gasfasen. Hydrogencyanid bliver ved lave koncentrationer nedbrudt af mikroorganismer under både anaerobe og aerobe forhold (14). Nedbrydningens slutprodukter er ammoniak og kuldioxid.

Hydrogencyanid i både vand- og gasfasen kan også reagere kemisk med jernminerale i jorden med dannelse af tungt opløselige dobbelte jerncyanidsalte.

Der findes flere former af komplekse jerncyanider, alt afhængig af redoks, pH og koncentrationsforhold. Ikke alle salte er blåfarvede.

Brugt myremalm

Brugt myremalm findes hovedsageligt uændret i jord, men vil alligevel kunne forårsage vandforurening med thiocyanid- og sulfationer. Forureningen i gasfasen af svovlbrinte og hydrogencyanid forventes at være lille, med mindre der er mulighed for ophobning af gasarterne under fundamentterne. Der er mulighed for opadgående transport af de vandopløste komponenter på grund af kapillarkræfter, som sammen med evt. gasdannelse kan forklare observationer af blå- (og nogle tilfælde rød)-farvning på vægge af bygninger og jordoverflade.

Jordforurening med ammoniakvand

Der er her tale om tjærekomponenter såsom ammonium, sulfat, chlorid, benzen, toluen, phenoler, naphthalen. Der vil ske en vis fordeling til jordens organiske fase af især de mest hydrophobe forbindelser. De andre forbindelser vil udvaskes til grundvandet. Kun en lille brøkdel af de lettere alkylbenzener (inkl. benzen) vil fordele sig i gasfasen. De fysisk-kemiske fordelinger og omsætningsprocesserne vil være de samme som beskrevet under tjæreforurening, dog findes kun de lettere og vandopløselige stoffer i ammoniakvand.

Konklusion vedrørende de fysisk-kemiske forholds betydning for eksponering

Både tjære og myremalm i jorden vil stort set findes på uændret form med tiden. I områder med lave koncentrationer af tjære er der mulighed for, at den relative brøkdel af de tungere PAH-forbindelser stiger fordi de lettere forbindelser fordampes eller bliver udvasket (se figur 4).

Ligeledes kan myremalm være udsat for omsætningsprocesser, der medfører udvaskning af cyanid, thiocyanid og sulfat.

Sammensætning af tjærekomponenterne i luftfasen er anderledes end for tjære (og formentlig anderledes end emission fra retorterne i gasværker under driftforhold hvor partikulært materiale også vil genere). Sammensætning er også afhængig af koncentrationer af tjære, alder og nedsivningsforhold omkring tjærerkilden. Med tiden forsvinder de mere flygtige forbindelser, således at en relativt højere procent af de tungere PAH-forbindelser er til stede. Sammensætningen ligner dermed den oprindelige tjæreblanding, dog er tjæresyrer og -baser samt de lettere kvælstof-, svovl- og iltholdige forbindelser ikke repræsenteret. Det skal bemærkes, at trods de lave koncentrationer i luftfasen er der muligheder for sundhedsmæssige effekter grundet de lave acceptable luftkoncentrationer, se bilag 2.1.

Referencer

- (1) Miljøstyrelsen 1988, Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurennet med tjære m.m. Konto 12 projekt. COWIconsult. Forprojekt. Litteraturgennemgang.
- (2) Veschuere, K. 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Co., New York. 1983.
- (3) MacKay, D., Bobra, A., Chan, D.W. and Shiu Wan Ying 1982. Vapour pressure correlations for low-volatility environmental chemicals. Environ. Sci. Technol. 16 (10) 645-649.
- (4) Banerjee, S. 1980. Water solubility and Octanol/Water partition coefficients of organics limitations of the solubility - Partition coefficient Correlation Environ. Sci. & technol. 14 (10) 1227-1220.
- (5) Taschenbuch für Chemiker und physiker. Band I 3rd.Ed. 1453
- (6) Jensen, B. Forekomst og nedbrydning af typiske organiske forureningskomponenter ved kulgasfremstilling, DTH.
- (7) Kobayashi, H. and Rittmann, B.E., 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. Environ. Sci. Technol. 16 170A-183A.
- (8) Jensen, S.K., Nielsen, M., Riber, H. og Skaarup, J. 1987. Nedbrydelighed af miljøfremmede organiske stoffer. Udredningsrapport U1, Lossepladsprojektet.
- (9) Damborg, A. 1985. Litteraturstudier over bionedbrydelighed af organiske forureninger på Østre Gasværk samt mulige afværgeforanstaltninger, VKI.
- (10) Skaarup, J. 1984. Hvordan vurderes risikoen ved Kemikalieaffaldsdepoter? Sorptionsundersøgelser, Stads- og havneingeniøren 2, 38-41.
- (11) Christensen, T.H., Hansen, P.B og Kjeldsen, P. 1982. Forureningskomponenters bevægelse i grundvand ved lossepladser, Avfall 8 (1) 67-79.
- (12) Kjeldsen, P. & Christensen, T.H. 1984. Soil alternation of acidphase landfill leachate. Waste Management & Research 2 247-263.

- (13) Wilson, D.C. & Hudson, B.C. 1979. Spent oxide pollution on former gas works land. Paper F10 presented at the Conference on Reclamation of Contaminated land, Eastbourne. The Society of Chemical Industry, London.
- (14) EPA Quality Criteria for Water. 1979. U.S., Washington D.C.
- (15) APHA, AWWA, WPCF, 1985. Standard methods for the examination of water and waste water, 16. ed.
- (16) Berge, W. Ten 1986. Soil Contamination with volatile organic compounds and the estimation of impact on human health. In Contaminated Soil Ed. Assink & Van den Brink Martinus Nijhoff Publ. Dordrecht 221-232.

Bilag 2

Toksikologisk vurdering af udvalgte stoffer

- Bilag 2.1 Indeklimavurdering: acceptabel luftkoncentration af komponenter i stenkulstjære
- Bilag 2.2 Fastsættelse af afgravningskriterier på grundlag af tungmetalindhold i jord
- Bilag 2.3 Farlighedsvurdering af stenkulstjære ved hudkontakt
- Bilag 2.4 Farlighedsvurdering af brugt gasværksrensningmasse

Bilag 2.1 Indeklimavurdering: acceptabel
luftkoncentration af komponenter i
stenkulstjære.

Følgende sundhedsmæssige vurdering og forslag til acceptkriterie er blevet udarbejdet af Torben Bruun Hansen, Cowiconsult Rådgivende Ingeniører A/S.

Denne vurdering tager sit udgangspunkt i undersøgelsesresultaterne fra en konkret sag i efteråret 1986. Vurdering og anbefaling til acceptkriterier har dog en generel udformning og gengives her som eksempel. Der er foretaget enkelte tilføjelser til referencelisten, hvor der henvises til rapporter der siden er blevet udgivet i endelig form eller foreligger i nyere udgave.

Indholdet er iøvrigt identisk med det oprindelige. Torben Bruun Hansen oplyser, at indeklimavurderingen idag vil være ændret lidt på en række punkter i forhold til den beskrevne, bl.a. ud fra nyere viden og erfaring på området.

Indeklimavurdering: Kultjære

Sammensætning:

Sammensætningen af kultjære varierer meget, afhængig af hvilke kul, der er benyttet, og hvilken produktionsproces der er anvendt. En typisk sammensætning kan se således ud (vægt %): benzen 0,25%; øvrige aromatiske kulbrinter (toluen, xylen, ethylbenzen, styren) 0,5%; phenoler, cresoler og xylenoler 3%; naphtalen 9%; PAH med kogepunkt <350°C 15%; højere kogende PAH'er m.fl. (kultjærebeg) 60%, heraf 0,01 - 0,2% benz(a)pyren (6). Sammensætningen af kultjære (beg), der har ligget i længere tid som forurening i jord, vil have forandret sig på grund af nedsivning, fordampning og omdannelse. Sammensætningen af dampfasen over kultjære vil på grund af indholdsstoffernes forskellige flygtighed være meget forskellig fra ovennævnte sammensætning.

Acceptkriterier

Ved acceptkriterier forstås i denne sammenhæng de maksimale koncentrationsbidrag, der må komme fra en forurennet grund. Disse værdier vil ofte være mindre end de maksimale koncentrationer, der må være i indeklimaet ("indeklimagrænseværdier").

I det følgende vurderer vi, hvilke acceptkriterier der bør anvendes for stofferne/stofgrupperne:

- o benzen
- o ikke-kræftfremkaldende kulbrinter,

- o polyaromatiske hydrocarboner
- o phenoler, cresoler og xyenoler.

Opdelingen af de flygtige komponenter fra kultjære i netop disse 4 stoffer/stofgrupper er argumenteret i de forskellige effekter stofferne/stofgrupperne har på mennesker ved lave koncentrationer. Benzen er kræftfremkaldende. Gruppen af ikke-kræftfremkaldende kulbrinter giver lugt- og slimhindegenger. Mange af de polyaromatiske hydrocarboner er kræftfremkaldende, og et enkelt af de kræftfremkaldende PAH'er er anvendt til at argumentere for et acceptkriterium for summen af PAH. Phenoler, cresoler og xyenoler kan lugtes i meget lave koncentrationer.

Der er ikke yderligere flygtige komponenter fra kultjære, der anses for væsentlige i sundhedsmæssig henseende.

De anførte acceptkriterier er således ikke myndighedskrav, men COWIconsults anbefaling af, hvilke luftkoncentrationer der maksimalt bør forekomme i indeklimaet i bygninger på den pågældende grund, forårsaget af jordforureningen.

Indeklimavurdering: Benzen

Anbefalet acceptkriterium: 0,001 mg/m³.

Toksiske
effekter:

Der er en velunderbygget sammenhæng mellem udsættelse for benzen og forekomsten af leukæmi. Denne effekt er den altdominerende ved udsættelse for mindre luftkoncentrationer (2, 3).

Benzen er opført på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer (4).

Miljøstyrelsen har ligeledes anført benzen som kræftfremkaldende og stoffet skal fremover mærkes med bl.a. risikosætningen: kan fremkalde kræft (17).

Anvendelse/
forekomst:

Benzen indgår i benzin med ca. 3% (5). Kultjære indeholder 0,01-0,4% benzen (6). Tidligere anvendtes benzen til affedtning (stenkulsnaphta) og det indgik i en del produkter. I dag anvendes benzen i Danmark næsten udelukkende på laboratorier og indgår ikke i blandingsprodukter (ud over benzin) (8).

Baggrundskoncentration:

- o i bymæssig bebyggelse: <0,001-0,6 mg/m³ (1,5,7)
- o uden for bymæssig bebyggelse: <0,001-0,08 mg/m³ (1,5)
- o på trafikerede gader, i parkeringskældre

og ved benzinpåfyldning kan koncentrationerne blive op til og over grænseværdien på 16 mg/m³ (5).

Lugtgrænse:

Angives af Verschueren (1) at være mellem 0,5 og 320 mg/m³, mens Amoore et al (12) angiver 40 mg/m³.

Maksimalt tilladte luftkoncentration i arbejds miljøet: 16 mg/m³. Værdien må ikke overskrides som gennemsnit på en 8 timers arbejdsdag (4).

Maksimalt tilladte luftkoncentration i udemiljøet: 0,01 mg/m³ (9).

Diskussion:

- o Sittig (2) anfører, at der er tilstrækkelig data til at angive en dosis-respons sammenhæng mellem udsættelse for benzen og leukæmi. Herudfra fås, at udsættelse for 0,0013 mg/m³ (24 m³/dag) gennem et helt liv forøger risikoen for at få leukæmi med en faktor 10⁻⁵. Hvis der kun kan accepteres en forøget livstidsrisiko på henholdsvis 10⁻⁴ og 10⁻⁶, må luftkoncentrationen maksimalt være 0,013 og 0,00013 mg/m³. Hvilken forøget livstidsrisiko der kan accepteres afhænger bl.a. af, hvor nemt det er at få luftkoncentrationen så langt ned, som svarer til den pågældende forøgede livstidsrisiko. Miljøstyrelsen mener generelt, at der skal fremlægges meget væsentlige argumenter, hvis en større risiko end 10⁻⁶ skal kunne accepteres.
- o Baggrundskoncentrationen er som gennemsnit i ikke-bymæssig bebyggelse 0,002-0,003 mg/m³ (1,5), hvorfor det ikke vil være rimeligt at kræve en lavere koncentration i indeklimaet. Indeklimakoncentrationen i bygninger i bymæssige områder vil ligeledes have vanskeligt ved at komme under luftkoncentrationen i den omgivende luft, som er i størrelsesordenen 0,01 mg/m³ som gennemsnit (1,5).
- o Det foreslås at anvende 0,001 mg/m³ som det luftkoncentrationsbidrag til indeklimaet, der maksimalt må komme fra den forurenede grund. Herved bliver værdien 10 gange under den luftkoncentration, der må være i udemiljøet og på det niveau baggrundskoncentrationen har i ikke-bymæssig bebyggelse. Desuden ligger værdien meget under en tusindedel af Arbejdstilsynets grænseværdi, hvilket ofte er anvendt som en tommelfingerregel for, hvilken acceptabel luftkoncentration der må være i udemiljøet og i indeklimaet for kræftfremkaldende stoffer.

Indeklimavurdering: Ikke-kræftfremkaldende kulbrinter

Anbefalet acceptkriterium: $0,1 \text{ mg/m}^3$.

Toksiske effekter:

Inkluderer ofte effekter på centralnervesystemet og det perifere nervesystem samt slimhindeirritation. Effekter på andre organer kan forekomme, eksempelvis skader på lever og nyre. Ved de luftkoncentrationer der forekommer i indeklimaet, vil lugt- og slimhindegener være de betydende effekter.

Anvendelse/forekomst:

Gruppen af ikke-kræftfremkaldende kulbrinter er ikke præcist defineret. Gruppen er andre steder benævnt "flygtige organiske forbindelser". Der er stoffer og stofblandinger, der primært er produceret ud fra råolie og i mindre udstrækning fra kultjære. Anvendelsen er meget bred: brændstoffer, opløsningsmidler, syntese råstoffer, affedtningsmidler, ekstraktionsmidler og meget andet (8).

Kultjære indeholder ca. 0,2% toluen og xylene, ca. 0,03% ethylbenzen og styren og 1-10% naphtalen (6).

Baggrundskoncentration:

I størrelseordenen $0,01-0,1 \text{ mg/m}^3$ afhængig af stoffet og om det er bymæssig bebyggelse eller ej (1,2).

Lugtgrænse:

toluen:	ca. 5	mg/m^3	(1,11,12)
ethylbenzen:	ca. 2	mg/m^3	(1,12)
xylene:	ca. 1	mg/m^3	(1,12)
styren:	ca. 0,2	mg/m^2	(1,11,12)
naphtalen:	ca. 0,4	mg/m^2	(1,12)

De fleste øvrige kulbrinter har tilsvarende eller højere lugtgrænse.

Maksimale tilladte luftkoncentrationer i arbejdsmiljøet:

toluen:	190	mg/m^3	(4)
ethylbenzen:	267,5	mg/m^3	(4)
xylene:	267,5	mg/m^3	(4)
styren:	168	mg/m^3	(4)
naphtalen:	50	mg/m^3	(4)

De fleste øvrige kulbrinter har tilsvarende eller højere grænseværdier (4).

Maksimale tilladte luftkoncentration i udemiljøet: $0,2 \text{ mg/m}^3$ for alle de 5 nævnte stoffer (9). De øvrige ikke-kræftfremkaldende organiske stoffer har maksimale tilladte udeluftkoncentrationer på mellem 0,05 og $1,0 \text{ mg/m}^3$ (9).

I USA₃ er den maksimalt tilladte værdi $0,16 \text{ mg/m}^3$ (15).

Diskussion:

- o Mølhøve og Bach (13) anfører, at der ikke er rapporteret om gener i indeklimaet, hvor der er fundet koncentrationer lavere end $0,29 \text{ mg/m}^3$ af flygtige organiske forbindelser.
- o WHO (11) foreslår en indeklimatisk grænseværdi på $1/10$ af lugtgrænsen. Det vil for toluen og styren betyde henholdsvis $0,5$ og $0,02 \text{ mg/m}^3$.
- o Lugtgrænserne i sig selv på $0,2 \text{ mg/m}^3$ og højere benyttes ofte, som den luftkoncentration der maksimalt må være i ude- og indemiljøet.
- o Arbejdstilsynets grænseværdier (4) divideret med 100 anvendes tillige ofte som tommelfingeregul for, hvilken luftkoncentration der maksimalt må være i ude- og indemiljøet. Herved fås værdier på $0,5 \text{ mg/m}^3$ eller højere.
- o Sittig (2) anvender en sikkerhedsfaktor på 1000 i forhold til grænseværdierne, hvorved der fås værdier på $0,05 \text{ mg/m}^3$ eller højere.
- o De maksimalt tilladte luftkoncentrationer udendørs på $0,05-1,0 \text{ mg/m}^3$ (9) anvendes ofte som indeklimanorm.
- o Det er ikke rimeligt at fastsætte acceptkriterier, der er højere end baggrundskoncentrationen, som ligger på $0,01-0,1 \text{ mg/m}^3$.
- o Det foreslås, at luftkoncentrationsbidraget til indeklimaet fra ikke-kræftfremkaldende kulbrinter fra forurenede grund maksimalt må være $0,1 \text{ mg/m}^3$.

Indeklimavurdering: Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)

Anbefalet acceptkriterium: 10 ng/m^3 ($0,00001 \text{ mg/m}^3$).

Toksiske effekter

En stor del af PAH'erne er kræftfremkaldende, hvilket er den væsentligste effekt ved de små luftkoncentrationer, der forekommer i indeklimaet.

Anvendelse/forekomst:

Kultjære indeholder mange hundrede forskellige PAH. Benz(a)pyren forekommer i ca. 1% i kultjærebeg. I de øvrige destillater fra kultjære og i rå kultjære findes mindre mængder benz(a)pyren: $0,01-0,2\%$ (6,10)

PAH forekommer tillige i mindre mængder i olieprodukter (bitumen) (6,10).

PAH forekommer i atmosfæren på grund af emission fra kulfyrede forbrændingsanlæg, biludstødning m.v. (14).

Baggrundskoncentration:

Sittig (2) anfører en gennemsnitskoncentration på $10,9 \text{ ng/m}^3$ total PAH, 2 ng/m^3 for den kræftfremkaldende del af PAH samt $0,5 \text{ ng/m}^3$ for benz(a)pyren.

Nielsen (14) har i Danmark målt koncentrationen af benz(a)pyren til $0,2 \text{ ng/m}^3$ (opsamlet på svævestøv). Ingen af de øvrige 17 PAH-forbindelser blev hver for sig fundet i så høj koncentration (total PAH ca. $2,6 \text{ ng/m}^3$).

Nielsen et al (16) har vinteren 1982 ved RISØ målt koncentrationen af benz(a)pyren til $0,6 \text{ ng/m}^3$. Total PAH indholdet var ca. 10 ng/m^3 .

Verschuere (1) anfører baggrundskoncentrationen for benz(a)pyren på mange forskellige lokaliteter og tidspunkter. Vinterkoncentrationen er i størrelsesordenen $10\text{--}200 \text{ ng/m}^3$, mens sommerkoncentrationen er $0,1\text{--}10 \text{ ng/m}^3$ - alle i bymæssig bebyggelse. Koncentrationerne er målt i svævestøv; den dampformige andel af benz(a)pyren antages at være ubetydelig (<20% af den partikulære).

Lugtgrænser:

?

Maksimalt tilladte luftkoncentration i arbejdsmiljøet: $0,2 \text{ mg/m}^3$; den benzenopløselige fraktion af kultjærebegs flygtige bestanddele (4).

De enkelte PAH'er har ingen grænseværdi, bortset fra naphtalen, der er beskrevet i et særskilt afsnit.

Maksimalt tilladte luftkoncentration i udemiljøet: Benz(a)pyren må ifølge TA-luft (9) højst forekomme i 100 ng/m^3 , hvilket tillige er tilfældet for dibenz(a,h)anthracen.

Diskussion:

- o Det foreslås, at luftkoncentrationsbidraget til indeklimaet fra benz(a)pyren fra en forurennet grund maksimalt må være 1 ng/m^3 .
- o Da luftkoncentrationen af benz(a)pyren er omkring eller under $1/10$ af summen af PAH'er, foreslås et acceptkriterium for total- PAH på 10 ng/m^3 .
- o Værdien vil således være $1/10$ af TA-luft for benz(a)pyren; den vil være mindre end $1/1000$ af Arbejdstilsynets grænseværdi for kultjærebeg og den vil være omkring eller højere end baggrundskoncentrationen.

Indeklimavurdering: Phenol, cresoler og xyleneoler

Anbefalet acceptkriterium: 0,001 mg/m³

Toksiske effekter:	Stofferne har irritative effekter på hud og slimhinder.
Anvendelse/forekomst:	Indgår i kultjære i ½-1% hver for sig. Alle 3 stoffer/stofgrupper har mange forskellige anvendelses formål, bl.a. som syntesekemikalier, opløsningsmidler, pesticider.
Baggrundskoncentration:	?
Lugtgrænse:	phenol: 0,15 mg/m ³ (12)/0,01-50 mg/m ³ (1) cresoler: 0,001-1 mg/m ³ (1) m-cresol: 0,001 mg/m ³ (12) xyleneoler: 0,00004-0,003 mg/m ³ (1)
<u>Maksimale tilladte luftkoncentrationer i arbejdsmiljøet:</u>	
phenol:	19 mg/m ³ (4)
cresoler:	22 mg/m ³ (4)
xyleneoler:	-
<u>Maksimale tilladte luftkoncentrationer i udemiljøet:</u>	
phenol:	0,05 mg/m ³ (9)
cresoler:	0,05 mg/m ³ (9)
xyleneoler:	0,05 mg/m ³ (9)

Diskussion: Med lugtgrænserne som udgangspunkt må anbefales et acceptkriterium på 0,001 mg/m³. Herved vælges et niveau, der er 50 gange lavere end de tilladte udendørskoncentrationer og mere end 10.000 gange lavere end Arbejdstilsynets grænseværdier.

Baggrundskoncentrationerne kendes ikke, hvis de - mod forventning - er højere end 0,001 mg/m³, bør acceptkriteriet hæves til dette niveau, dog ikke over den tilladte udendørskoncentration på 0,05 mg/m³.

Referencer

- (1) K. Vershuren: Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2.ed.: Van Nostrand Reinhold Company Inc., New York (1983).
- (2) M. Sittig: Priority Toxic Pollutants. Noyes Data Corporation (1980).
- (3) J. Doull, C.D. Klaassen and M.O. Amdur: Casarett and Doull's Toxicology 2.ed.: Macmillan Publishing Co., Inc., New York (1980).

- (4) Arbejdstilsynets liste over grænseværdier for stoffer og materialer. Arbejdstilsynet, København (1985).
- (5) Exposure to atmospheric benzene vapour associated with motor gasoline, Report no. 2/81. Concawe, Den Haag (1981).
- (6) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, Volume 35: Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumens, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and soots, International Agency for Research on Cancer, Lyon (1985).
- (7) A. Jonsson og S. Berg: Analys av 1,2-dibromethan, 1,2-diklorethan och bensen i omgivande luft. Statens Naturvårdsverk, Stockholm (1978).
- (8) T.B. Hansen og P. Gregersen: Organiske opløsningsmidler, anvendelse, forbrug, klassificering, navngivning og neurotoksisk virkning. Miljøprojekt nr. 70, Miljøstyrelsen (1986).
- (9) Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA luft). Verlag Dr. Hans Heger, Bonn (1985).
- (10) Health aspects of bitumens, Report no. 7/82, Concawe, Den Haag (1982).
- (11) WHO Regional Publications, European series No. 23, (1987).
- (12) J.E. Amore and E. Hautala: Odor as an Aid to Chemical Safety: Odor Thresholds Compared with Threshold Limit Values and Volatilities for 214 Industrial Chemicals in Air and Water Dilution. J. of Appl. Tox. 3: 272-289 (1983).
- (13) L. Mølhav og B. Bach: Indeklimagener og luftforurening med flygtige organiske forbindelser. Ugeskrift for Læger 147: 4032-6 (1985).
- (14) T. Nielsen: Karakterisering af polycyklisk organisk materiale (POM) i røggasser fra kulfyrede forbrændingsanlæg i atmosfæren og undersøgelse af deres omdannelse i RISØ-M-2420, Roskilde (1984).
- (15) J.S. Markvorsen og L.P. Prahm: Atmosfæriske grænseværdier for udvalgte luftforurenende stoffer. Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium, Roskilde (1980).

- (16) T. Nielsen, B. Geitz and T. Ramdahl:
Occurrence of nitro-PAH in the atmosphere
in a rural area. Atmospheric Environment
18: 2159-2165 (1984).
- (17) J.E.T. Moen, J.P. Cornet and C.W.A.
Evers: Soil Protection and Remedial Acti-
ons: Criteria for decision making and
standardization of requirements.

Contaminated Soil (Martinus Nijhoff Pub-
lishers. Dordrecht/Boston/Lancaster,
(1986): pp 441-448.

Bilag 2.2 Fastsættelse af afgravningskriterier på grundlag af tungmetalindhold i jord.

Følgende sundhedsmæssige vurdering og forslag til afgravningskriterier er blevet udarbejdet af Niels Thygesen, Rambøll & Hannemann, Rådgivende Ingeniører A/S.

Denne vurdering tager sit udgangspunkt i undersøgelsesresultater fra en konkret sag i efteråret 1987. I den konkrete sag var der på det tidspunkt, notatet blev udarbejdet, allerede taget beslutning om afgravning af forureningen. Notatet fastsætter således acceptkriterier for en tolerabel restkoncentration i jorden og har således en generel karakter. Henvisninger til omstændigheder i den konkrete sag er fjernet i den nuværende udgave af notatet.

De i notatet foreslåede acceptkriterier er baseret på nogle beregningsforudsætninger, der ændres i takt med det øgede videngrundlag. Specielt er der fremkommet bedre datagrundlag for børns tungmetalindtagelse. Endvidere kan der ved beregning af et acceptabelt indtag af metal benyttes egentlige acceptkriterier for metalindtag, hvor disse eksisterer. Det aktuelle beregningsgrund, der er anvendt i notatet, ændres således med tiden, og bør derfor, hvis det foreliggende koncept anvendes, ajourføres løbende.

Notat: Baggrundsmateriale til fastsættelse af afgravningskriterier på grundlag af tungmetalindhold i jord. Sundhedsmæssige kriterier.

1. Indledning

I notatet er beskrevet "normale" baggrundsniveauer i jord af de relevante metaller, metallernes tilstandsform, mobilitet samt biotilgængelighed.

I notatet er der fokuseret på de sundhedsmæssige aspekter forbundet med et forøget tungmetalindhold i jord. I denne forbindelse er vigtigheden af forskellige tilførselsveje af et forøget tungmetalindhold i jord til mennesker, samt eventuelle påvirkninger af en sådan tilførsel, søgt vurderet. Mennesket kan påvirkedes af "jorden" ved hudkontakt, optagelse via lungerne samt ved indtagelse gennem mave- og tarmkanal. Optagelse gennem mave- og tarmkanal kan ske dels ved jordspisning, dels ved spisning af de planter, der har optaget de pågældende tung-

metaller.

Der redegøres for det maksimale daglige indtag, som det er fastsat af FAO/WHO, og den del heraf, som tilføres via den daglige kost. På denne baggrund beregnes det teoretisk acceptable metalindhold i jorden. Ved at sammenholde dette med det "normale" baggrundsniveau opnås forslag til oprydningskriterier ved forskellige arealanvendelser.

Der er ikke i notatet vurderet eventuelle effekter på grundvandsressourcen af tungmetalindholdet i jorden.

Metallerne, der behandles nedenstående med hensyn til afgravningskriterier, er: bly (Pb), cadmium (Cd), kobber (Cu), arsen (As) og antimon (Sb).

2. Baggrundsniveauer og phytotoksicitet

I tabel 1 er der angivet en række baggrundsniveauer for de relevante metaller i jord. Det fremgår, at det ikke har været muligt at finde baggrundsniveau for antimon for dansk jord. Det fremgår af tabellen, at der er en del variation på de tabellerede baggrundsniveauer. Dette skyldes dels, at forskellige jordmineraler har forskelligt indhold af metal, dels at jord kan tilføres metaller. Specielt niveauerne for bly, cadmium og kobber udviser stor variation, formentlig på grund af menneskelig påvirkning.

Nederst i tabellen er angivet et skønnet baggrundsniveau for "normal", dansk jord, der er "ubelastet" af metaller fra menneskelig aktivitet.

	Pb	Cd	Cu	As	Sb
GNS Danmark (1)	16,3	0,25	13,2	-	-
Interval Danmark (2)	6-116	0,05-0,29	6,6-46	-	-
Interval Danmark (3)	-	-	-	2,2-5,9	-
GNS England (4)	32,4	0,6	-	-	-
Interval England (4)	7-79	0,4-1,4	-	-	-
GNS USA (5)	19	-	25	7,2	0,66
Interval USA (5)	10-700	-	<1-700	<0,1-97	1-8,8
GNS USA (6)	35	0,35	30	6	1
Interval USA (6)	2-300	0,01-2	2-250	0,1-40	0,2-10
Forventet baggrund	6-18	0,05-0,5	2-30	2,2-5,9	0,2-10

Tabel 1

Baggrundsniveauer af de relevante metaller i jord i Danmark og udlandet. Nederst er skønnet et "normalt" baggrundsniveau for Danmark. Mg metal pr. kg jord (tørstof).

2.1 Mobilitet

Metallernes skæbne i jorden er knyttet til deres villighed til at gå i opløsning i jordvæsken og hermed transporten med eller i jordvæsken. Metallernes mobilitet er en væsentlig parameter for disses plantetilgængelighed, og dermed mulige phytotoksicitet (giftighed over for vegetationen) og eventuelle bioakkumulerbarhed. Metallernes opførsel i jordmiljøet er således bestemt af disses kemisk/fysiske egenskaber sammen med jordens sammensætning og egenskaber. Generelt øges metallernes mobilitet med faldende pH (f.eks. øges mobiliteten af Cd og As væsentligt ved pH <5-6) med faldende CEC (kationsbytningskapacitet, f.eks. har sandede jorde lav CEC) og med faldende organisk indhold.

2.2 De enkelte metaller

Nedenstående behandles de enkelte metaller tilstandsform, mobilitet, phytotoksicitet samt bioakkumulerbarhed i planter.

Bly

Baggrundsniveauet for bly er i tabel 1 angivet til 6-18 ppm. Bly bindes normalt til oxider af jern, mangan og aluminium i jordmineralerne samt den organiske fraktion i jorden. Bly findes bundet til karbonater, sulfider og organisk stof.

Bly akkumuleres normalt i de øvre jordlag. Opløseligheden af bly i jorden er ca. 100 gange mindre end cadmium i pH-intervallet 5-9 (7). På grund af blys relativt ringe mobilitet i jordmiljøet findes det normalt hovedsageligt i eller på rodnettet af en eventuel vegetation.

Cadmium

Cadmium findes hovedsageligt i forbindelse med jordpartikler som karbonater, fosfater og forskellige klorider som CdCl_2 , CdCl_3 og CdCl_4^{2-} . Mobiliteten i jorden er knyttet til tilstandsformen, hvor de negativt ladede kloridkomplekser er relativt mobile.

Der er almindelig enighed om, at der er en positiv, næsten lineær korrelation mellem cadmiumniveauer i substratet (jordvæsken) og den resulterende koncentration i plantevævet. Cadmium fordeles rundt i de forskellige organer i planten som rod, stængel og frugtdeler.

Cadmium har størst toksicitet af de her behandlede metaller på molekylær basis. Cadmium er f.eks. ca. 20 gange mere giftigt (på molekylær basis) end bly over for risplanter (7). Der er

fundet toksiske effekter på nogle plantearter på 4-5 ppm i jord (7). Phytotoksiciteten afhænger som nævnt af koncentrationen i jordvæsken, plantearten etc.

Kobber

Kobber er et essentielt mikronæringsstof. For planter angives generelt, at en vævskoncentration på 5-20 ppm er tilstrækkelig. Under dette niveau ses mangelsymptomer; ved højere niveauer kan Cu virke toksisk for planter (7).

Baggrunds niveauet af kobber i jord er i tabel 1 anslået til 2-30 ppm. Kobber er normalt associeret med jordens organiske indhold i forskellige kobberkomplekser, som er bundet til oxider af jern, mangan og aluminium. Kobber bindes bedre end bly til organisk materiale. Neutrale komplekser kan dog øge mobiliteten af kobber.

Generelt er der toksiske niveauer over for planter på 150-400 ppm i jorden afhængigt af planteart, jordtype og pH. Ved lave pH-værdier kan Cu være toksisk ved lavere koncentrationer (7). Organisk indhold i jorden kan reducere eventuelle toksiske effekter. Det er almindeligt accepteret, at kobberoptagelsen i planter er korreleret med kobberkoncentrationen i jordvæsken (7). Der kan således forventes en vis akkumulering af kobber i vegetationen.

Arsen

Baggrunds niveauet er normalt 2-6 ppm, men findes generelt under 10 ppm. Arsen findes som salte af jern, aluminium og mangan på enten trivalent form As(III)O_3 , eller pentavalent form, As(V)O_4 . Arsen findes normalt på pentavalent form, som er kemisk stabil i stabile, aerobe omgivelser. Den reducerede, trivalente form er 4-10 gange mere opløselig end den pentavalente form. Arsen opfører sig nogenlunde som fosfor i jordmiljøet på grund af kemisk lighed.

Tilstedeværelsen af arsen i jord behøver ikke nødvendigvis at afspejle plantetilgængeligheden af arsen. Almindelige afgrøder akkumulerer normalt ikke arsen i en størrelsesorden, der er toksisk over for mennesker (7). Arsen i jordmiljøet er sjældent toksisk over for planter. Arsen på trivalent form er mest toksisk.

Antimon

Antimon findes normalt i jorden i størrelsesordenen 0,2-10 ppm afhængig af jordtypen (tabel 1). Antimon har metalliske egenskaber, når det optræder trivalent, mens det på pentavalent form vil opføre sig som pentavalent arsen (og

fosfor) på grund af kemisk lighed. Det er dog forventeligt, at antimon har en ringere mobilitet i jorden end i arsen (7). Antimon har en lavere phytotoksicitet end arsen.

Det er angivet, at antimon forventes bioakkumuleret i planter med mindre end 10% af jordkoncentrationen (8). Det er således ikke sandsynligt, at antimon bioakkumuleres i væsentligt omfang.

2.3 Sammenfatning

Det fremgår, at metallernes phytotoksicitet afhænger af en række faktorer som biotilgængelighed, mobilitet, planteart etc. Den relative phytotoksicitet af de enkelte metaller er følgende: Cd>Cu>As>Sb>Pb, hvor cadmium som nævnt er ca. 20 gange mere giftigt end bly. Arsens giftighed varierer med dets tilstandsform. Ud fra den relative toksicitet, metallernes mobilitet samt de i litteraturen beskrevne metal-koncentrationer i jord (7) er det muligt at opstille et niveau, hvor det er rimeligt at antage, at der ikke foregår nogen plantevæksthæmning, tabel 2.

Pb	Cd	Cu	As	Sb
<200	<20	<100	<100	<100

Tabel 2

Metalkoncentrationer (mg/kg), hvor der ikke foregår plantevæksthæmning.

Af de nævnte metaller er specielt cadmium bioakkumulerbar fra jord.

3. Sundhedsmæssige kriterier

I afsnit 3.1 gennemgås de sundhedsmæssige effekter og konsekvenser, der kan opstå ved indtagning af de enkelte metaller i toksiske mængder.

FAO/WHO har fastsat nogle kriterier for det maksimalt tilladelige, daglige indtag af en række metaller. Disse kriterier er angivet som PTDI (Provisional Tolerable Daily Intake) eller PTWI (W = weekly), og er fastsat ud fra toksikologiske kriterier.

Det maksimale tolerable indtagne af metaller sammenholdes med det gennemsnitlige, normale indtag gennem kosten. Normal indtaget med kosten samt de fastsatte PTDI- og PTWI-værdier er samlet i tabel 3 i afsnit 3.2.1.

Som nævnt kan mennesker eksponeres på forskellig måde for metaller, idet disse findes i fødevarer, drikkevandet, luften og jorden. Disse metaller kan optages på forskellig måde i den

menneskelige organisme: ved absorption via lungevævet, via mave- og tarmkanalsystemet og endelig for visse metaller via hudkontakt. Med hensyn til kvantitativ optagelse af metaller er optagelse via mave- og tarmkanalen normalt den væsentligste kilde til metaloptag. Dette gør sig ligeledes gældende ved vurdering af et eventuelt optag af metaller fra et forøget metalindhold i jorden. Ud over en direkte metaloptagelse kan der muligvis opstå effekter som hudirritation ved kontakt med jord og eventuelle effekter på luftvejene på grund af forøget metalindhold i støvpartikler fra jord. Disse aspekter behandles i afsnit 3.2. I afsnit 3.3 sammenfattes afsnittet.

3.1 De enkelte metaller

Det følgende er en gennemgang af de enkelte metalleres toksicitet og andre sundhedsmæssige effekter på mennesker.

Bly

Bly findes som nævnt i jorden på enten metallisk form eller som uorganiske salte. Organisk bundet bly optages som bekendt lettere end det uorganisk bundne. Optagelse af bly gennem huden er stort set kun forbundet til organisk bundet bly.

Det er relevant at fokusere på sundhedsmæssige langtidsvirkninger af daglig optagelse af bly i større mængder, end der udskilles. Bly udskilles kun vanskeligt af organismen (lang biologisk halveringstid).

Bly kan påvirke det centrale og det perifere nervesystem samt en række biokemiske funktioner, der vil kunne medføre f.eks. blodmangel.

Nogle blysalte er påvist carcinogene i dyreforsøg. Der er utilstrækkeligt bevis for, at bly er kræftfremkaldende i mennesker. Bly kan passere moderkagen og kan forårsage misdannelser af afkom (dyreforsøg) (12).

Bly indtaget gennem munden genfindes for størstedelens vedkommende i fæces og kun 5-10% optages med levnedsmidler under ikke-ekstreme forhold (13). Det er rimeligt at antage, at børn optager mere bly med kosten end voksne (13), (14).

FAO/WHO har fastsat en PTWI-værdi for voksne for bly på 0,05 mg/kg legemesvægt (9) og senest for børn på 0,025 mg/kg (15). Levnedsmiddelstyrelsen benytter en PTWI-værdi for børn under 2 år på 0,015 mg/kg. Det daglige indtag med kosten (tabel 3) udgør ca. 15% af det tolerable, daglige indtag for en voksen (70 kg), mens kos-

ten for et barn på 13 kg (3 år) bidrager med ca. 85%. Det samme forhold vil gøre sig gældende også for mindre børn (11).

Cadmium

Cadmium kan have en akut giftvirkning efter indtagelse af metallet gennem munden. Symptomerne, der indtræder efter få minutter, er ildebefindende, opkastninger, mavekramper og hovedpine. Der er rapporteret om forgiftningssymptomer hos børn ved indtagelse af ca. 3 mg (i juice) (16).

Cadmium kan ligeledes have langtidsvirkninger, da metallet kun langsomt udskilles af den menneskelige organisme og derfor ophobes - hovedsageligt i lever og nyrer. Cadmium kan forårsage kroniske nyreskader.

Hos mennesker er det først og fremmest lunger (i arbejdsmiljøet) og nyrer, der er udsat for langtidspåvirkninger. Indtagelse via føde samt lunger (cigaretrykning) er de væsentligste kilder til optagelse.

Der er tilstrækkeligt evidens for carcinogenitet i dyreforsøg, mens materialet om carcinogenitet hos mennesker er begrænset (12).

FAO/WHO har fastsat en PTWI-værdi for en voksen til 0,0067-0,0083 mg/kg legemsvægt. Der er ikke fastsat en speciel PTWI-værdi for børn. Det daglige, gennemsnitlige indtag gennem kosten for en voksen person (70 kg) er ca. 32,2 µg Cd (tabel 3), hvilket svarer til 40-50% af det maksimale tolerable, indtag. Et barn på ca. 3 år (13 kg) indtager ca. 16 µg dagligt, hvilket svarer til 105-130% af det maksimale tolerable, indtag.

Cadmiumindtaget med kosten alene overskrider herhjemme således den fastsatte PTWI-værdi for børn. Cadmiumbelastningen af børn fra andre kilder må derfor principielt begrænses mest muligt.

Kobber

Kobber er et essentielt metal og indgår i en række enzymer. Ca. 50% af det kobber, der indtages via føden, optages. Kobber kan dog findes i forhøjede koncentrationer i leveren.

Der er ikke beskrevet tilfælde med kroniske kobberforgiftninger (12).

Ved indtagelse af større mængder, mindst 15-75 mg kobbersalte (f.eks. ved uheld) kan dette forårsage mave- og tarmbesvær. Ved indtagelse af større mængder kobber kan der ligeledes op-

stå lever- og nyreskader samt et fald i hæmoglobinindholdet og i koncentrationen af røde blodlegemer i blod (dyreforsøg) (12).

FAO/WHO har fastsat en PTDI-værdi på 0,050-0,500 mg/kg, hvilket betyder, at en voksen person (70 kg) indtager ca. 5-50% af det daglige indtag via kosten. Et tilsvarende regnestykke for børn viser, at indtagelse med kosten udgør ca. 13-130% af det maksimale, daglige indtag (tabel 3).

Arsen

Som nævnt findes arsen på forskellig kemisk tilstandsform, hvor den pentavalente form er mest almindelig i jordmiljøet. Arsen på trivalent form er mest toksisk. Der er sjældent i litteraturen skelnet mellem arsens forskellige tilstandsformer. Sundhedsmæssigt kan arsen give effekter på hud, nervesystem og lever. Det er desuden påvist, at arsen kan fremkalde lunge- og hudkræft på mennesker.

Forgiftning med døden til følge er en mulig effekt efter eksponering med arsen og arsenforbindelser. F.eks. ligger en dødelig engangsdosis af arsentrioxid (arsenik) på mellem 70 og 180 mg (3).

Ud over en akut toksisk effekt kan der opstå kroniske forgiftningssymptomer, der hovedsageligt er relateret til hud, slimhinder, mave-/tarmkanal og nervesystem. Den lavest konstaterede dosis ved kronisk eksponering gennem levnedsmidler med forgiftning til følge er 3,5 mg arsen dagligt (17).

FAO/WHO har fastsat en PTDI-værdi på 0,002 mg/kg legemsvægt. Det fremgår af tabel 3, at den gennemsnitlige, daglige indtagelse af arsen er ca. 225 (40) ug/person/dag, hvor tallet i parentes er den skønnede, uorganisk bundne fraktion.

Organisk bundet arsens toksicitet kan ikke umiddelbart vurderes men synes at have ringe toksikologisk betydning (3).

Ved en legemsvægt på 70 kg svarer ovennævnte PTDI-værdi til 140 ug/person/dag, hvilket svarer til 0,3 gange den gennemsnitlige indtagelse via levnedsmidler. Kosten udgør for børns vedkommende ca. 75% af det maksimale tolerable indtag. (tabel 3).

Antimon

Som nævnt findes antimon både på trivalent og pentavalent form, hvoraf førstnævnte er meget mere toksisk end sidstnævnte. Antimon er i

samme hovedgruppe som arsen og har både kemisk og fysisk lighed med arsen. Antimon er dog meget mindre toksisk end arsen (14). Antimonsalte er relativt uopløselige.

Der er begrænsede data om antimons carcinogenitet.

3.2 De forskellige tilførselsveje

Ud over indtagelse af metaller fra føden er der andre bidrag til metalbelastningen som luftemission fra energiproducerende anlæg og biler, jord, cigaretter, husholdningsartikler etc. Disse bidrag varierer en del. Da der ikke findes samlede opgørelser, er disse ikke medtaget. Disse bidrag udgør normalt en mindre del af den samlede metalbelastning. Cigaretrykning kan dog yde et væsentligt bidrag til cadmiumbelastningen.

Der er som nævnt 3 ekspositionsveje til mennesket: optagelse via fordøjelsessystemet (afsnit 3.2.1), optagelse via lunger (afsnit 3.2.2) og endelig optagelse ved hudkontakt (afsnit 3.2.3).

3.2.1 Optagelse gennem mave- og tarmkanal

Føden er normalt den væsentligste kilde til metaloptagning via mave- og tarmsystemet.

Vi indtager som bekendt dagligt forskellige metaller med kosten. Metalindholdet i de enkelte fødevarer varierer med type og oprindelse, og totalindholdet af metaller varierer derfor med kostsammensætningen. Til vurdering af det samlede, daglige metalindtag med kosten er der lavet kostanalyser af en gennemsnitsdanskers kostsammensætning, der kan sammenholdes med metalindholdet i de enkelte fødevarer (10), (11). På dette grundlag er opstillet de dagligt indtagne metalmængder for en gennemsnitsdansker på 70 kg (10), (11), (3).

Børn spiser mindre end voksne, og kosten har normalt en anden sammensætning. I tabel 3 er den indtagne mængde af metal hos et 13 kg barn sat til 50% af det, en voksen person på 70 kg indtager, hvilket muligvis er en overestimering.

Børn har en bedre optagelseseffektivitet af visse metaller end voksne. Sidstnævnte fænomen afspejler sig ved, at PTWI for bly er mindre for børn.

Det fremgår af ovenstående, at den samlede, daglige indtagelse er behæftet med usikkerhed, da kostsammensætningen varierer fra individ til individ, og metalindholdet i fødevarer ligele-

des varierer.

I tabel 3 er angivet de nævnte PTDI- og PTWI-værdier, gennemsnitsindtagelsen med kosten (for en 70 kg person) samt den beregnede indtagelse af metal for et barn (13 kg) for en række metaller.

	Pb	Cd	Cu	As	Sb
PTDI					
ug/kg legemsvægt	(7.1(3.6)) ^{*1}	(1.0-1.2) ^{*1}	50-500	2	-
PTWI					
ug/kg legemsvægt	50(25) ^{*2}	6.7-8.3		-	-
Indtag.via kost (person på 70 kg)					
ug/dag	77.1	32.2	1.680	225(40) ^{*3}	-
Indtag. % af PTDI/PTWI	15	40-50	5-50	(30) ^{*3}	-
Indtag.via kost (barn på 13 kg)					
ug/dg	39	16	840	113(20) ^{*3}	-
Indtag. % af PTDI/PTWI	85	105-130	13-130	(75) ^{*3}	-

*1 Beregnet som 1/7 af PTWI

*2 Tallet i parentes gælder børn

*3 Tallet i parentes er skønnet mængde uorganisk bundet arsen (3).

Tabel 3

PTDI (Provisional Tolerable Daily Intake) og PTWI (W = weekly) for en række metaller samt den normale indtagelse via levnedsmidler (føde og drikke) for en voksen (70 kg) og et barn (13 kg).

Det fremgår af tabellen, at cadmium- og blyindtagelsen med kosten for børn er af en størrelsesorden, der berettiger, at der fokuseres på disse metaller.

3.2.2 Optagelse af støv via lungerne

Koncentrationen af metaller i luft i et ikke-forurenede område, overstiger næppe 1-100 ng/m³, afhængig af det pågældende metal og områdets bebyggelsesgrad, industri, trafik₃ etc. Ved en dagligt luftindtagelse på 20-30 m³ bliver det samlede metalbidrag kvantitativt ringe i forhold til optagelse gennem fordøjelsessystemet.

Baggrundsbelastningen af metaller i partikler kan forøges på grund af forhøjet metalindhold i jord. Den forøgede baggrundsbelastning kan

påvirke lungerne, idet luftformige partikler (<5 μm) kan passere svelget til lungerne, hvorfra metallerne kan optages via lungevævet og påvirke dette. Såvidt det vides, er der ikke udført undersøgelser af effekten af støvpartikler fra jord på lungevæv.

Til sammenligning er der i tabel 4 angivet Arbejdstilsynets grænseværdier for de relevante metaller.

Pb	Cd	Cu	As	Sn	Sb	Ag
0,1	0,01	1,0	0,05	2	0,5	0,01

Tabel 4
Grænseværdier for luft (mg/m^3) (19).

Det kan konstateres, at grænseværdierne ligger flere størrelsesordener over det "normale" baggrunds niveau.

3.2.3 Hudproblemer

Arsen og antimon kan have en hudirriterende virkning ved eksponering for stofferne gennem længere tid. Det er ikke klarlagt, om den hudirriterende effekt skyldes metallet i trivalent eller pentavalent form.

3.3 Sammenfatning

En generel oversigt over angivne baggrunds niveauer for de i dette notat behandlede metaller fremgår af tabel 1. Som det ses, er spredningen uhyre stor, både fra område til område og inden for mindre, tilsyneladende velafgrænsede områder (f.eks. i Danmark). Dette skyldes, at jord til forskel fra vand, sjældent findes som en totalopblandet, homogen masse. Jord består af partikler af højst forskellig dimension og sammensætning samt et større eller mindre vandindhold, der bl.a. er afhængigt af partikelstørrelser. Jordens sammensætning kan derfor variere inden for meget små afstande.

Ud over store forskelle i faktiske baggrundsbelastninger afspejler dette også problemerne i forbindelse med kortlægningen af en øget belastnings konsekvenser for det omliggende miljø. Desuden medfører det, at opgivelse af generelle baggrunds niveauer samt acceptable niveauer ofte må angives som størrelsesordener og ikke som eksakte tal.

Jordens inhomogenitet og varierende fysisk/kemiske egenskaber bevirker, at tilgængeligheden af de i jorden indeholdte stoffer (her tungmetaller) ikke direkte afspejles af koncentrationen af de pågældende stoffer.

Dog vil det altid være uheldigt at øge belastningen af tungmetaller, da en forøgelse af metalindholdet i jord vil medføre en forøget belastning for mennesker med de pågældende metaller. Hvis baggrundsbelastningen øges generelt, vil påvirkningen af mennesker øges gennem de 3 ekspositions måder, der er behandlet i nærværende notat: Optagelse via lungevæv, hud samt fordøjelsessystemet, hvoraf den sidste optagelsesvej udgør den væsentligste kilde til forøget metalindtagelse.

Kun i ekstreme tilfælde med meget høje metal-koncentrationer i jord vil der forekomme akutte toksiske virkninger ved indtagelse af jord.

Ligesom de nævnte tungmetaller forekommer i forskellige koncentrationer i jorden, er disses toksicitet også meget forskellig. Den relative toksicitet for mennesker er følgende: As > Cd > Pb > Ag > Cu. Specielt med hensyn til arsen afhænger toksiciteten af tilstandsformen.

I tabel 5 er angivet differencen mellem PTDI/PTWI-værdien og den daglige, gennemsnitlige metalindtagelse via kosten for et barn på 13 kg. Differencen er benævnt DIFF i tabellen. Forudsættes jord som den eneste, yderligere metalindtagelse, og forudsættes det desuden, at jordindtagelsen er 2 g pr. døgn, kan den tilladelige koncentration i jord beregnes.

	Cd	Cu	Pb	As
DIFF ug	0	0-5660	7,8	6
mg/kg jord	0	0-2830	3,9	3

Tabel 5

Differencen mellem PTDI/PTWI-værdien og den daglige indtagelse med kosten for et barn (13 kg), omregnet til jordkoncentrationer.

Forudsætningen ved de beregnede metalkoncentrationer kræver nogle kommentarer, idet sådanne beregninger altid vil være behæftet med en vis usikkerhed. PTDI/PTWI-værdierne er fastsat efter indtagelse af metal. Der er således i de foretagne beregninger ikke taget højde for evt. forskelle i optagelseseffektivitet i fordøjelsessystemet af organisk bundet versus uorganisk bundet eller frit metal. Metallets tilstandsform må antages at have en effekt på absorptionen over tarmene.

Den daglige indtagelse ved jordspisning er i beregningen fastsat til 2 g jord/døgn, hvilket kan være for højt sat. I Harwell rapporten (18) foreslås en daglig indtagelse på 200 mg/dag i 100 dage om året for børn på 1-5 år - altså en faktor ca. 35 gange mindre. Disse forhold gør

det rimeligt at antage, at metalbelastningen fra jord er overestimeret og således behæftet med en sikkerhedsfaktor. På den anden side er der ikke taget højde for andre kilder til metalbelastning som biler etc.

Ud fra de beregnede jordkoncentrationer og sundhedsmæssige overvejelser i øvrigt vurderes bly og cadmium som de mest problematiske metaller. For børn ses, at bly og cadmium via kosten (tabel 3) er af en størrelsesorden, der indikerer, at metalbaggrundsbelastningen, d.v.s. indtag fra jord, biler etc., bør begrænses mest muligt. Faktisk burde disse metaller i jorden findes i mindre koncentrationer end de i tabel 1 angivne baggrunds niveauer. Dette gør sig især gældende for cadmiums vedkommende.

Som nævnt i afsnit 3.2.1 er indtag via kosten for cadmiums vedkommende allerede overskredet for børn, og børns indtag af bly er af samme størrelsesorden som den anbefalte PTWI-værdi. Derfor bør disse to metaller ikke forekomme i højere koncentrationer end det almindelige baggrunds niveau i boligområder.

4. Afgravningskriterier

Ved fastsættelse af afgravningskriterierne i tabel 7 er der taget højde for dels de sundhedsmæssige aspekter og de dertilhørende usikkerheder og dels for arealanvendelsen, sammenholdt med baggrunds niveauet for "normal" jord.

	Boligområde	kontor	Industri
Bly	20	200	200
Cadmium	1	10	10
Kobber	100	100	200
Arsen	10	30	30
Antimon	10	30	30

Tabel 7

Metalindhold i jord er "acceptabelt" efter oprydning. Tallene er angivet i mg/kg tørstof. Der er ikke i tabellen taget hensyn til eventuelle effekter på grundvandsressourcen.

Ud fra afgravningskriterierne, foreslået i tabel 7, kan påvirkningen af metal fra jorden beregnes under forudsætning af, at der indtages 2 g jord dagligt. Tabel 8 viser det procentuelle metal tilskud fra jord i forhold til PTDI/PTWI-værdien for et ca. 3-års barn (13 kg).

	Pb	Cd	Cu	As
Metalindhold i jord (mg/kg)	20	1	100	10
Metalindhold i 2 g jord (ug)	40	2	200	20
% PTDI/PTWI	85	13-16	3-31	76

Tabel 8

De foreslåede afgravningskriterier for boligområdet (mg/kg) samt metalindholdet i 2 g jord. Nederst den procentuelle del metaller i 2 g jord udgør af PTDI/PTWI-værdien for et barn (13 kg).

Det fremgår af tabellen, at metalbidraget udgør en uforholdsmæssig stor del af det tolerable indtag. Det skal dog fremhæves jvf. afsnit 3.3, at de angivne procenter er behæftet med en sikkerhedsfaktor, der kan anslås til 1-100. Men selv om børns jordspisning er væsentlig mindre end antaget, vil et højere niveau end baggrundsniveauet for bly og cadmium i jord være uacceptabelt i et boligområde.

Rambøll & Hannemann

Referenceliste

- (1) Tjell, J.C. et al. Metalconcentration in danish arable soils. Acta Agricultura Scandinavia 28, 81-87, 1978.
- (2) Miljøprojekt 25. Landområdets forurening. Miljøstyrelsen, september 1980.
- (3) Orientering fra Miljøstyrelsen, nr. 7 1985. Forbrug og forurening med arsen, crom, cobolt og nikkel.
- (4) Alloway, H.H. et al. The behavior and availability of Cd, Ni and Pb in Polluted soils. Fra bogen Assink, J.W. et al 1986.
- (5) Boveen, HMJ. Environmental Chemistry of the elements. Academic press. Fra bogen (8).
- (6) Shacklette, H.T. et al. Element concentration in soils and other surficial materials of the conterminous United States. USGS prof. paper 1276 US. Govt. printing office 1984.
- (7) Adriano, DC. Trace elements in terrestrial environment. Springer Verlag 1986.
- (8) Hansen, Jens Åge et al. Slammets jordbrugs anvendelse. Bind 1-3. Polyteknisk forlag 1981.

- (9) Joint FAO/WHO food Standard programme, Codex Alimentarius Commission. Codex Alimentarius Volume C VII, Contaminants, Rom 1984.
- (10) Andersen, Allan. Bly, cadmium, kobber og zink i den danske kost. Statens Levnedsmiddel institut.
- (11) Andersen, Bent. Forurening af grønne arealer indvirkning på planter og dyr. Forurenede industri- og byggegrunde. DIEU-kursus 6.-7. april 1987.
- (12) Friberg, L. et al. handbook on the toxicology of metals. Vol. 1-2. Elsevier 1986.
- (13) Blyforurening. Rapport udarbejdet af en arbejdsgruppe under Statens Levnedsmiddelinstitut og Miljøstyrelsen. Dec. 1976.
- (14) Blyforurening. Redegørelsen for blyforureningen i Danmark. Miljøministeriet. Okt. 1979.
- (15) Technical Report series 751, 1987. WHO.
- (16) Cadmiumforurening. En redegørelse om anvendelse, forekomst og skadevirkninger af Cadmium i Danmark. Miljøministeriet, okt 1980.
- (17) Environmental Health Criteria 18. Arsenic. WHO 1981.
- (18) Wilson, DC et al. Problems arising from the redevelopment of gasworks and similar sites. Harwell, England. Nov. 1981.
- (19) Grænseværdier for luft. Arbejdstilsynets liste for stoffer og materialer. 2. udg. 1985.

Bilag 2.3 Farlighedsvurdering af stenkulstjære ved hudkontakt

Følgende sundhedsmæssige vurdering og overvejelser omkring en acceptabel koncentration for stenkulstjære i jord er udarbejdet af Jim Hart, Miljøstyrelsens Kemisk-Toksikologisk kontor.

Denne vurdering er udarbejdet som generel eksempel til Miljøprojektet, og således ikke udarbejdet til en bestemt sag. Vurderingen er udarbejdet i august 1988, og er baseret på undersøgelser tilgængelige på det tidspunkt.

Farlighedsidentifikation

Kinetik og metabolisme

Hudabsorption

Der findes ingen direkte målinger af optagelse af almindelig gasværkstjære, men derimod af farmaceutiske tjærepræparater. Disse forsøg viser, at stenkulstjære kan absorberes igennem huden.

Pensling af en standardopløsning af farmaceutisk stenkulstjære på huden af nyfødte rotter var årsag til påvirkning af leverenzymen, når dyrene blev aflivet 24 t. senere (1,2). Hos patienter under medicinsk behandling, med en creme som indeholder 10-20% tjære (3), kan der genfindes enkelte bestanddele af stenkulstjære eller omdannelsesprodukter i urinen.

Absorption fra mave-tarm kanalen

Viden om absorption af bestanddele af stenkulstjære fra mave-tarm kanalen er begrænset. For de polycykliske aromatiske (PAH) forbindelsers vedkommende, er det kendt at noget absorberes, men mængden er ukendt (4). Benzen absorberes også efter oral indgift (5). Unge grise, som har spist rester af lerduer (fremstillet af stenkulstjærebeholdere), viste forandringer i leveren og 10-20% døde, mens voksne dyr tilsyneladende var upåvirkede (6).

Kræftfremkaldende effekt

En arbejdsgruppe under IARC, som mødtes i Lyon i februar 1984, har vurderet, at de foreliggende data giver tilstrækkelige beviser for stenkulstjæres kræftfremkaldende effekt både hos dyr og mennesker (1).

Beviset for en kræftfremkaldende effekt hos mennesker bygger på et stort antal tilfælde, hvor kræft (især skrotumkræft) er beskrevet hos arbejdere, som har været beskæftiget med stenkulstjære og stenkulstjærebeg. (For en fortegnelse over disse kasuistikker se (7)). Arbejdsgruppen finder også, at der er tilstrækkelige beviser for, at udsættelse for tjære fra kuldestillationsprocesser (kulgas fremstilling) er årsag til hudkræft. Dette gælder især for de fremstillingsprocesser, der var anvendt i den første halvdel af dette århundrede (8). (For en beskrivelse af tjærefremstillingsprocesser og deres betydning for tjærens sammensætning, se bilag 1 i dette miljøprojekt).

Beviset for en kræftfremkaldende effekt hos dyr bygger på en lang række dyreforsøg (1). Et af de første forsøg som viste at kemikalier kan fremkalde kræft blev udført i 1915, hvor Yamagiwa og Ichikawa smurte kultjære på kaninører (9). Mange andre forsøg er senere blevet udført med både mus, rotter og hunde (10) som forsøgsdyr. Stenkulstjære fra forskellige kilder blev påført enten direkte på huden, eller dyrene blev penslet med et udtræk (æter eller benzen) af stenkulstjære. Tilsvarende forsøg er også udført med farmaceutiske formuleringer af stenkulstjære. Karakteristisk for de fleste af disse forsøg er at et stort antal af de behandlede dyr udviklede forskellige former for hudforandringer, som i mange tilfælde førte til maligne hudtumorer; i flere af forsøgene var dødeligheden høj.

Flere farmaceutiske kultjærepræparater har vist mutagene virkninger i in vitro undersøgelser. Mekanismer hvorved stenkulstjærebeg er kræftfremkaldende er blevet undersøgt. Begen er både i stand til at iværksætte (initiere) og fremme (promotor-effekt) kræftudvikling.

Andre biologiske effekter

Arbejdsmæssig udsættelse for stenkulstjære har længe været kendt for at føre til en række biologiske effekter, især på huden og øjne (se bl.a. (11)). Blandt effekter på huden ses kroniske tjæredermatoser, vorter, kronisk melanos, follikulitis og akne. De fleste effekter fremkommer kun efter længerevarig - dog ofte lejlighedsvis - eksponering til tjære. Allergiske kontaktreaktioner og fotosensibilitet kan være årsag til udstrakte dermatitis (12).

Antal af anmeldte bivirkninger efter brug af farmaceutiske kultjærepræparater (creme eller shampoo) er meget begrænset (13). Kultjæres medicinske anvendelse og bivirkninger er beskrevet

vet (14). Risikoen for at udvikle hudkræft an-
ses for lille.

Dosis-respons forhold

Mens de tilfælde af især hudkræft beskrevet i (7) er tilstrækkeligt som bevis for tjærens kræftfremkaldende effekt, er de utilstrækkelige til at vurdere risikoen for at få kræft i forhold til en bestemt eksponering. Disse tilfælde er beskrevet fortrinsvis med angivelse af deres beskæftigelse, sommetider med angivelse af ansættelsens varighed og tiden for tumorens udvikling. Det er ikke muligt at vurdere hvor meget tjære de pågældende har været udsat for ud fra disse oplysninger alene. Latensperioden for udvikling af f.eks. papillomaer er angivet i (11), som værende fra 6 måneder til 43 år og for epitelomaer fra 18 måneder til 34 år.

I en undersøgelse af 1664 patienter med eksem blev der fundet 72 (4,3%), som viste en positiv reaktion i en lappeprøve test overfor stenkulstjære (15). Reaktionen er ikke nødvendigvis udtryk for, at disse patienter lider af en tjæreinduceret dermatitis, men kan være udtryk for en uspecifik hudreaktion. Mængde og/eller koncentrationen af tjæren fremgår ikke af beskrivelsen.

I de dyreforsøg som IARC arbejdsgruppen har vurderet, har man kun anvendt en enkelt dosis til behandling. Tjæren bliver oftest penslet på huden, og det er svært at bestemme hvor meget tjære, der er anvendt. Pensling eller påsmøring foretages kun nogle gange om ugen, og ikke med den daglige dosering der karakteriserer moderne forsøgsprotokoller. Mange forsøg kendetegnes ved en høj dødelighed iblandt behandlede dyr. I flere tilfælde er der ingen kontroldyr. Følgende forsøg citeres som eksempler:

Pensling af tjære hver 3. eller 4. dag på huden af en gruppe på 254 mus, resulterede i at kun 67 mus overlevede mere end 100 dage. 35 (52%) af de overlevende udviklede papillomaer; 16 af disse udviklede senere hudcarcinomaer. (16)

25 hvide mus pensles to gange om ugen i 4 måneder med frisk centrifugeret tjære fra Oslo gasværk. Arsen indholdet i tjæren var nul. 4 mus døde i løbet af de første 10 uger (70 dage). Samtlige 21 overlevende dyr udviklede synlige tumorer, herunder 17 carcinomaer (17).

0,1 g af en farmaceutisk tjæresalve indeholdende 0,02% steroidhormon, 1% salicylsyre og 1,5% kultjære i en lanolin formulering smøres

på ryggen af i alt 18 mus 5 gange om ugen i 1½ måned og 3 gange om ugen i de næste 10½ måned (i alt 186 gange). Dette svarer til en total dosis af ca. 270 mg kultjære. De 13 mus, som var i live 12 måneder efter behandlingens påbegyndelse, havde allesammen hudtumorer (18).

12 hunde pensles en gang om ugen med en tjære ekstrakt på et barberet område på ca. 5x5 cm mellem skuldrene. De første tumorer optrådte efter ca. 6,5 år (ca. 350 behandlinger). Tjæren stammede fra det lokale (skotsk) gasværk og var behandlet med læskekalk, for at fjerne fenoler, og derefter ekstraheret med æter i et Soxhlet apparat. Ekstraktet, efter æteren var afdampet, blev kontrolleret for biologisk effekt: 50% af en gruppe mus behandlet en gang om ugen med ekstrakten udviklede tjære "vorter" fra den 10. til den 18. behandling (10).

Kun i et enkelt af disse forsøg er det muligt at fastsætte den dosis kultjære, som dyrene er blevet udsat for. I dette forsøg med en farmaceutisk formulering, fik 100% af de overlevende dyr hudtumorer efter en totaldosis på ca. 270 mg.

Dosis-respons forhold. Potensvurdering

En arbejdsgruppe, under Nordisk Ministerråd, har forsøgt at vurdere forskellige kræftfremkaldende stoffers evne til at fremkalde kræft som funktion af dosis (19). Rapporten, over denne potensgraduering af kemiske stoffer, foreslår en opdeling af kræftfremkaldende stoffer i tre kategorier; højpotente stoffer, mellempotente stoffer og lavpotente stoffer. Arbejdsgruppen foreslog desuden, at grænsen mellem høj- og mellempotente skulle ligge ved en dosis på 1-15 mg/kg legemesvægt for at fremkalde kræft i en ikke nærmere specificeret procentdel af forsøgsdyr (TDx). Grænsen mellem mellem- og lavpotente foreslås sat ved en dosis på 150-600 mg/kg.

Forsøget, med farmaceutisk formulering, viser en TD100 på 10 mg/kg/dag. Ud fra disse kriterier, vil stenkulstjæres kræftfremkaldende effekt ligge på grænsen mellem den høj- og mellempotente gruppe.

Der er udviklet flere modeller til ekstrapolering af data fra de høje doser, der anvendes i dyreforsøg (og som medfører, at kræfttumorer forekommer med en statistisk forøget hyppighed i forhold til en kontrolgruppe) til de doser, som ikke vil medføre en uacceptabel kræfthypothese hos mennesker. Disse modeller kan dog ikke anvendes, når der som her mangler både re-

sultater fra kontroldyr og resultater fra flere grupper behandlet med forskellige mængde stof.

Det kan konkluderes, at det ikke er muligt på de foreliggende data fra mennesker og fra dyreforsøg, at fastsætte hverken en "No-effekt-lev" eller at foretage et estimat af den dosis af tjære, der kan forventes at medføre en ikke uacceptabel høj kræftincidens.

Vurdering af enkelte komponenter

Da det ikke er muligt at estimere en acceptabel dosis af tjære, fra de ovenstående data, kan det være nødvendigt at foretage en vurdering af en eller flere enkelte komponenter, i håb om at dette kan antyde en acceptabel koncentration for tjæren som helhed.

Benzo(a)pyren og jordekstrakten

Tjære, og beslægtede blandingers kræftfremkaldende virkning, tilskrives ofte deres indhold af især polycykliske organiske materialer. Mange af disse stoffer, når de er blevet undersøgt enkeltvis, kan påvises som kræftfremkaldende. Adskillige PAH forbindelser er blevet erkendt som kræftfremkaldende af IARC (20). Benzo(a)pyren (BaP) indhold har været foreslået som index for den kræftfremkaldende effekt af en PAH-holdig blanding. BaP-indholdet i forskellige blandinger (cigaretrøg og emission fra koksoverne) er imidlertid et dårligt mål for sammenligning af udvikling af lungekræft (21). BaPs kræftfremkaldende effekt danner grundlaget for det britiske miljøministeries vurdering af tjærekontamineret jord (22). Benzo(a)pyren er en enkelt af de mange PAH-forbindelser i kul-tjære (23) og findes i en koncentration på ca. 1% af det totale PAH-indhold (22).

Shabad et al. (24) har undersøgt den kræftfremkaldende effekt af ekstrakter af forurennet jord i mus. Dyr blev penslet med et ekstrakt af forurennet jord fra et olieraffinaderingsanlæg. Anlægget havde været anvendt fra 1931-63 til pyrolyse af naftadestillatet, en proces hvorved der dannes stor mængde BaP. Ekstraktens BaP indhold blev målt til 0,22%. Andre dyr blev penslet med et ekstrakt af jord fra et gammelt bygningsområde i Moskva, hvor BaP indholdet blev målt til 0,0004%. Til sammenligning blev andre hold penslet med ren BaP opløst i benzen i koncentrationer på henholdsvis 0,22% og 0,0004%. Yderligere en gruppe mus blev penslet med en BaP-fri benzenopløsning som kontrol for de øv-

rige grupper. Der blev anvendt i alt 135 han- og 135 hun- (C57BLxCBA) F1 mus; 30 han og 30 hun i hver af de fire grupper behandlet med BaP, og 15 han og 15 hun i gruppen behandlet med ren benzen.

Alle dyr blev behandlet med 3 eller 4 dråber ekstrakt 2 gange om ugen i den første måned af behandlingen og tre gange om ugen i de næste 4 måneder - i alt 50 behandlinger. Dette svarer til mellem 150 og 200 dråber. Hvis man regner med 20 dråber per ml., svarer dette til mellem 7,5 og 10 ml./dyr eller ialt ca. 20 mg BaP for dyr behandlet med 0,22% ekstrakten og 0,01 mg BaP for dyr behandlet med 0,0004% ekstrakten.

28/30 han- og 28/30 hunmus, behandlet med jordekstrakter der indeholdt 0,22% BaP, udviklede tumorer. Alle de mus der blev behandlet med 0,22% ren BaP udviklede tumorer, mens ingen af de øvrige dyr udviklede tumorer. Tumorerne udviklede sig lidt hurtigere hos dyr behandlet med ren BaP, og disse dyr udviklede også flere metastaser. Jordekstrakten gav anledning til mere hudinflammation end ren BaP.

Ved brug af den nordiske arbejdsgruppes forslag til potensgraduering, ville både ren BaP og jordekstrakten blive vurderet som højpotente, med en TD100 på ca. 0,3 mg/kg/dag.

Den store forskel i BaP indhold, i de to jordekstrakter, tillader heller ingen pålidelig ekstrapolation fra disse resultater til en koncentration, der kan anses for ikke at volde en uacceptabel risiko for udvikling af kræft.

Tjære- og PAH-indhold i jord

Stenkulstjære er et produkt af destillation af kul og forekommer ikke naturligt. Forurening i miljøet vil normalt kun forekomme i forbindelse med enten produktion eller anvendelse. Der vil således ikke være noget "naturligt" baggrundsniveau for stoffet. Stenkulstjære, der har ligget i jorden i længere tid, vil have ændret sammensætningen lidt (bl.a. på grund af selektiv udvaskning af visse komponenter, se bilag 1.2). Disse forandringer anses i denne sammenhæng for ubetydelige, og den sundhedsmæssige vurdering af tjære, der har ligget i jord, kan således godt vurderes på grundlaget af de data, der foreligger for frisk tjære.

Jord forurennet med tjære, i koncentrationer på ca. 1% eller mere, er tydeligt forurennet. Forureningen er mærkbar (synlig forurening, klæbrig) ned til en koncentration på ca. 0,1 - 0,5%

(25). Det skal bemærkes at tjæreforureningen sjældent er jævnt fordelt; den kan f.eks. tit fremkomme som ren tjære i sprækker i et lerlag. Begrebet "% koncentration i jorden" skal i den sammenhæng tages med stor forbehold. Lugten af forurennet jord afhænger af hvor længe tjæren har ligget i jorden. Gammelt tjæreforurennet jord lugter mindre end jord forurennet med frisk tjære. Det er således svært at angive faste lugtgrænser, men tjære kan lugtes eller måles med en PID-detektor til koncentrationer ned på ca. 0,005% (50 mg/kg) (25).

Polynukleær aromatiske forbindelser, herunder PAH, er stoffer der findes overalt i miljøet. PAH er målt i jordprøver mange steder og koncentrationerne afhænger oftest af afstanden fra kilderne til forureningen. Luftforurening anses for at være hovedkilden, men tilstedeværelse af forskellige mikroorganismer i jorden kan medvirke til enten nedbrydning eller akkumulering af disse stoffer. Tallene for PAH i jorden ligger oftest i størrelsesordenen ppb, men kan være meget højere omkring kilder til forurening såsom trafik, industri m.m. (26, 27). Sammensætning af PAH fraktionen er forskellig afhængig af kilden til PAH i jorden (28).

Acceptabel tjærekoncentration i jord

De ovenstående vurderinger af forholdsvis omfattende toksikologiske data fra både forsøgsdyr og mennesker, danner ikke grundlag for at kunne begrunde fastsættelse af en acceptabel koncentration i jord.

Tjærekoncentrationen i mange farmaceutiske formuleringer er på ca. 1% og dette må umiddelbart anses for værende en uacceptabel koncentration i jord.

Et forsøgsresultat, der kan antyde en tjærekoncentration, der kan medføre en umiddelbar effekt, er erfaringer fra lappeprøver. Disse resultater kunne tyde på, at kontakt med en mindre mængde tjære, hos nogle følsomme, vil kunne fremkalde en uspecifik hudreaktion.

Forurening kan ses eller lugtes ned til en koncentration på ca. 50 ppm. Tegn på forurening vil i de fleste tilfælde være problematiske, og derfor vil tjærekoncentrationer over 50 mg/kg, eller hvor der er mærkbare tegn på forurening, være uacceptabel.

Resultaterne fra de forsøg, hvor det er muligt at bestemme tjæredosis, viser en TD100 for tjære i en størrelsesorden på ca. 10 mg/kg/dag. I

følge det nordiske forslag til potensgruppering, vil dette føre til, at stoffet placeres ved grænsen mellem mellem- og højpotente.

Det er ikke muligt, på de foreliggende data, at ekstrapolere fra disse doser til doser, der kan forventes ikke at medføre uacceptabel risiko for mennesker. Hvis en dosis, der medfører en risiko på 1 kræfttilfælde pr. million, skulle beregnes, vil det ofte ligge mellem 4 og 6 størrelsesordner under TD100 niveau hos dyr. Dertil kommer, at et TD100 tal også kan ligge højere end det reelle TD100 (d.v.s toppen af respons-kurven). Ud fra disse betragtninger kan man skønne en acceptabel daglig dosis på 10 x 10-5 mg/kg/dag. For en 70 kg person, med en hudkontakt på 1 g/dag, svarer dette til en jordkoncentration på mindre end 1 ppm. En langt større jordkontakt kan forventes hos f.eks. gartnere, og en "worst-case" estimate ville kunne ligge i størrelsesorden ppb.

Fastsættelse, af en meget lav grænse for tjære, ville begrundes i en vurdering af resultaterne især fra dyreforsøg. Den høje hyppighed af kræft hos dyr penslet med ren tjære, selv efter forholdsvis få behandlinger, samt resultaterne fra forsøget med ekstrakter af forurenede jord, tages til indtægt for, at der vil være en uacceptabel høj mulighed for udvikling af kræft hos mennesker eller dyr, ved hyppig kontakt med jord kontamineret med større mængder tjære. Protokollen for hundeforsøget, hvor tjæren påsmøres ugentlig, kan sammenlignes med de muligheder en hund kunne få for udsættelse under daglig (eller hyppig) leg/luftning på et forurenede areal, hvor der er muligheder for tæt jordkontakt.

Erfaring fra farmaceutiske tjæreformuleringer hos mennesker kan derimod tale for, at risikoen er mindre for mennesker, end resultaterne af dyreforsøget antyder. En forklaring på denne forskel er kun spekulativ.

Konklusion

Det er ikke muligt, med den foreliggende viden om stoffet, at fastsætte en acceptabel grænse for tjære i jord, med henblik på hudkontakt.

Med henblik på at undgå problemer forårsaget af mulig hudkontakt med tjæreforurenede jord, bør tilstedeværelse af tjære således være så lavt som muligt. Som udgangspunkt bør koncentrationer, der ligger over f.eks. PID-detektionsgrænsen på ca. 50 mg/kg, give anledning til relevante afværgeforanstaltninger.

Referencer

- (1) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1985, Vol. 35: Polynuclear Aromatic Compounds Part 4, Bitumens, Coal-tars and derived products, Shale-oils and soots. s. 83-159; Coal-tars and derived products.
- (2) Bickers D. R., Wroblewski D, Choudhury T. D., og Mukhtar H, 1982, Induction of neonatal rat skin and liver aryl hydrocarbon hydroxylase by coal tar and its constituents. J. Invest. Dermatol., 78, 227-229. (citeret i (1)).
- (3) Cernikova M, Horacek J og Dubsky H, 1979. Resorption of some of the components of black coal tar by the human skin (czekkisk) Cesk. Dermatol., 54, 321-325. (citeret i (1)).
- (4) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1983, Vol. 32: Polynuclear Aromatic Compounds Part 1, Chemical, Environmental and experimental data. s. 53-62; Absorbition, distribution, metabolism and excretion of polynuclear aromatic compounds in experimental animals.
- (5) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1982, Vol. 29: Some industrial chemicals and dyestuffs.
- (6) Graham, R., Hester H. R., og Henderson J. A., 1940, Coal tar poisoning in pigs, J. Am. vet. med. Assoc., 96, 135-140. (citeret i (1))
- (7) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1985, Vol. 35: Polynuclear Aromatic Compounds Part 4, Bitumens, Coal-tars and derived products Shale-oils and soots. s. 243-247; Appendix: Some case-reports of skin cancer in workers exposed to soots, coal-tars, pitch, creosotes, bitumens and shale-oils.
- (8) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1984, Vol. 34: Polynuclear Aromatic Compounds Part 3, Industrial exposures. s. 65-99; Coal Gasification.
- (9) Yamagiwa K., og Ichikawa K., 1915, On the experimental induction of papillomas (tysk). Verh. Jpn. Pathol. Ges., 5, 142-148. (citeret i (1)).

- (10) Passey R.D., 1938, Experimental tar tumours in dogs, J. Path., 47, 349-351.
- (11) Ross P., 1948, Occupational skin lesions due to pitch and tar. Brit. Med. J. ii, 369-373. (citeret i (7)).
- (12) Starke J.C. og Jillson O.F., 1961, Photosensitization to coal tar. Arch. Dermatol., 84, 935-936.
- (13) Sundhedsstyrelsen, personlig meddelelse.
- (14) Hjort N. og Jacobsen M., 1983, Coal tar, seminars in Dermatology, 2, 281-286
- (15) Hjort N. og Trolle-Lassen C., 1963, Skin reactions to ointment bases. Trans. St. John's Hosp. dermatol. Soc., 49, 127-140.
- (16) Tsutsui H., 1918, On the artificial cancer produced in mice (tysk). Gann, 12, 17-21. (citeret i (1)).
- (17) Guldberg G, 1927, Changes in the skin and organs in white mice after painting with tar, Acta Pathalogical et Microbiologica Scand., 4, 276-283.
- (18) Linnik A.B., 1970, On the carcinogenic effect of tar ointment "Locacorten-tar" (russisk), Vestn. Dermatol. Venerol., 44, 32-36.
- (19) Nordisk Ministerråd 1985. Potensgradering af kreftfremkallende stoffer. Rapport fra en nordisk arbejdsgruppe. Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- (20) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1983, Vol. 32: Polynuclear Aromatic Compounds Part 1, Chemical, Environmental and experimental data. s. 95-451, monographs on individual polynuclear aromatic compounds.
- (21) World Health Organisation, 1987. Air Quality Guidelines for Europe, WHO Regional Publications, European Series No. 23.
- (22) Department of the Environment (UK), 1987. Problems arising from the redevelopment of gas works and similar sites (second edition). HMSO.
- (23) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1985, Vol. 35: Polynuclear Aromatic Compounds Part 4, Bitumens, Coal-tars and derived products, Shale-oils and soots. s. 83-155; Coal-tars and derived products.

- (24) Shabad L.M., Cohan Y.L., Ilnitsky A.P., Khesina A.Ya., Shcherbak N.P. og Smirnov G.A. 1971. The carcinogenic hydrocarbon benzo(a)pyren in the soil. J. Natl. Cancer Inst. 47, 1179-1191.
- (25) Ole stang, Kemp og Lauritsen, personlig meddelelse.
- (26) IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans, 1983, Vol. 32: Polynuclear Aromatic Compounds Part 1, Chemical, Environmental and experimental data. s. 35-48, sources and occurrence of polynuclear aromatic compounds.
- (27) Morselli L. og Zappoli S., 1988, PAH determination in samples of environmental interest. Sci. Tot. Environ. 73, 257-266.
- (28) Vogt N. B., Braksted F., Thrane K., Nordenson S., Krane J., Aamot E., Kolset K., Esbensen K., Steiness E., 1986. Polycyclic aromatic hydrocarbons in soil and air: Statistical analysis and classification by the SIMCA method. Envir. Sci. Technol. 21, 35-44.

Bilag 2.4 Farlighedsvurdering af brugt gas værksrensemasse

Følgende sundhedsmæssige vurdering og overvejelser omkring en acceptabel koncentration for brugt rensemasse i jord er udarbejdet af Jim Hart, Miljøstyrelsens Kemisk-toksikologisk kontor.

Denne vurdering er udarbejdet som et eksempel til dette projekt, og ikke til en bestemt sag. Vurderingen er udarbejdet i november 1988. Vurderingen er udført kun ved brug af kriteriedokumenter og opslagsværker fra Miljøstyrelsens bibliotek, og der er således ikke gjort forsøg på en udtømmende vurdering.

Sammensætning

Anvendelse og sammensætning af frisk myremalm og brugt rensemasse fremgår af bilag 4. Data findes i bl.a. (1) og (2). På gasværksgrunde vil brugt rensemasse oftest forekomme fremfor frisk myremalm.

I (2) angives koncentrationer af de forskellige komponenter af rensemasse fundet på gasværksgrunde i UK. Tallene angives som "normal område" eller som "maksimumskoncentration". Tallene for "normal område" er baseret på koncentrationer fundet ved undersøgelser af 16 grunde, hvor både de 5% højeste og laveste værdier er udeladte.

	Normal område mg/kg	Maksimum (ca.) mg/kg
Total cyanid	<1 - 1000	8000
Fri cyanid	<1 - 25	2000
Komplexcyanider	<1 - 500	8000
Tiocyanater	<1 - 500	4000
Fri svovl	50 - 4000	600000
Sulfat	50 - 30000	200000
pH	pH7 - pH3	pH2

Tabel 1

Koncentrationer af brugt rensemasse i jord målt ved 16 Britiske gasværksgrunde (2).

Farve og lugt

Brugt rensemasse har en stærk blå farve (på engelsk hedder rensemassen "blue billy"), på grund af dennes indhold af komplekse cyanidforbindelser. Misfarvning af jordprøver kan ses ved koncentrationer på ca. 500 mg komplekscyanid/kg jord (1) eller 1% rensemasse (2). Farven er især synlig i sandjord, og når jorden er våd. Farven er ikke altid begrænset til massen, men misfarvning af sten og bygninger kan forekomme. Ifølge (1) sker dette først ved højere koncentrationer (ca. 10 g komplekscyanid/kg jord). Farven synes ikke at blive mindre med tiden. Tiocyanater i rensemasse er vandopløselige og opløsninger er rødfarvede. Farven kan ses ved koncentrationer op omkring 5 mg/l.

Rensemassen har en meget karakteristisk svovl-agtig lugt (gasværkslugt). Lugten synes ikke at blive mindre med tiden, og er især mærkbar når jorden er gennemvædet (2). Lugten forekommer ved ca. de samme koncentrationer som farven.

Farlighedsidentifikation

pH af rensemassen er sur, og kan give anledning til hudirritation. Dette kan forekomme ved jord der indeholder mere end ca. 5% brugt rensemasse (2).

Rensemasse er kendt for at være plantetoksiske, og blev tidligere solgt som ukrudtshæmmende middel til brug ved stier o.lign. Plantetoksiske effekter kan forekomme ved koncentrationer på 0,1% og derover (2).

Cyanid og cyanidforbindelser

Cyanidforbindelser i jord forurennet med rensemasse består hovedsagelig af lige dele komplekse cyanider og tiocyanater, med lave koncentrationer af fri cyanid (tabel 1). Den nærmere sammensætning af disse fraktioner er ikke kendt.

Komplex cyanid forbindelser er forholdsvis uskadelige for mennesker. De fleste komplekse ferro- og ferricyanider har LD50-værdier der er så høje, at disse stoffer i almindelighed klassificeres som hverken giftige eller sundhedsskadelige. Eventuelle langtidsvirkninger af disse stoffer (kræft, fosterskader m.m.) er dog tilsyneladende ikke undersøgt, men de har længe været anvendt i forskellige industriprocesser, uden at der er rejst mistanke om disse effek-

ter. Der har også været et begrænset medicinsk brug af visse komplekse cyanidforbindelser; visse andre er anvendt som tilladte farvestoffer til medicin eller kosmetik; andre er godkendt som tilsætningsstoffer i levnedsmidler og i dyrefoder (2). Fri cyanid kan dannes under stærke basiske forhold, men under normale forhold forventes dannelsen at være minimal.

Tiocyanater har været anvendt som blodtrykssænkende midler. Kalium tiocyanat blev anvendt i doser på 50-300 mg tre gange daglig. Tiocyanatsalte er akut toksiske ved doser på 30-50 mg/kg legemsvægt (2). Tegn på tiocyanat-forgiftning er kvalme, diarre, diffuse smerteklager, lavt blodtryk, omtågethed, og hjertestop. Disse tegn er set hos voksne behandlet med 250 mg natriumnitroprussid (som omdannes til tiocyanat in vivo) daglig efter 10 dage. Dette svarer til en daglig dosis på ca. 3-4 mg/kg legemsvægt (3). Cyaniddannelse fra tiocyanater er neglignibel.

Cyanid (4) er meget giftig både når det spises (som salte) eller indåndes (blåsyre). Koncentrationer i luft på 100 ppm HCN og derover er dødelige. Andre effekter er set hos både dyr og mennesker ved længere varig udsættelse for koncentrationer på ca. 10 ppm. Lugtgrænsen er på lidt under 1 ppm.

For mennesker, har spisning af en dosis på ca. 0,6 mg HCN/kg legemsvægt været dødelig. Neurotoksiske effekter er set hos hunde efter behandling med en lidt lavere dosis over 15 måneder (4). Viden om effekter efter længerevarig udsættelse for en mindre mængde er begrænset. Stoffet omsættes/udskilles hurtigt og ophobes ikke i kroppen. Et forsøg fra 1955 hvor rotter fik HCN-behandlet mad i 2 år, viste en NOAEL på 10,8 mg/kg legemsvægt. Dette tal er blevet anvendt af EPA til beregning af en "minimal risk level for chronic oral exposure" på 0,03 mg/kg legemsvægt.

Svovl og svovlforbindelser

Svovl er forholdsvis uskadelig for mennesker efter indtagelse. Den laveste dødelige dosis er ca. 500 mg/kg legemsvægt. Doser på 1-4 g til voksne har været anvendt medicinsk. Svovl er meget anvendt som hudmiddel, men kan virke irriterende. irritere hud. Indånding af støvet kan give anledning til irritation i luftvejene (2).

Sulfaters toksisitet er meget afhængig af de metaller hvorved den danner salte. Sulfat på gasværksgrunde vil oftest findes som ammonium- og/eller jernsulfater. Et lille barn døde efter

at have spist ca. 8 g jernsulfat. Denne dosis svarer til ca. 500 mg/kg legemsvægt. Doser på ca. 20 mg/kg legemsvægt har vist effekter på nervesystemet hos et barn(2).

Akutte effekter efter spisning af gasværksrensemasse

En væsentlig usikkerhed i vurdering af faren ved brugt rensemasse på en grund, er muligheden for akutte dødsfald, især ved at et barn spiser jorden. Følgende regnestykke er stillet op som et "worst-case" eksempel, hvor både forurening og udsættelse er ekstreme.

Forudsætning for regnestykket er følgende:

1. Barnet vejer 10 kg, og indtager 10 g jord på en gang (jfr. tabel 1, bilag 3). Der er således tale om pica adfærd hos et lille barn.
2. Jorden indeholder rensemasse ved de maksimale indhold beskrevet i tabel 1.

	mg/kg jord	mg/10 g jord	mg/kg legems- vægt	MDD*
Cyanid:				
- fri	2000	20	2	0,6
- kompleks	8000	80	8	?, >10
- tiocyanater	4000	40	4	>30
Svovl:				
- fri	600000	6000	600	ca.500
- sulfat	200000	2000	200	ca.500

* Minimum dødelig dosis i mg/kg legemsvægt

Tabel 2:

Dosis indtaget når et 10 kg barn spiser 10 g stærkt forurenede jord

Tallene for dosis i mg/kg legemsvægt sammenholdt med de laveste doser, der kan være dødelige viser, at for både fri cyanid, svovl og måske sulfats vedkommende kan dødsfald efter spisning af 10 g stærkt forurenede jord ikke udelukkes. De beregnede doser er dog kun lidt højere end de doser, som er de laveste, der er beskrevet for at have medført døden.

Da regnestykket desuden er baseret på en kombination af ekstreme forhold, der sjældent vil være til stede samtidigt, er sandsynligheden for et dødsfald begrænset. Det vil dog altid være hensigtsmæssigt at sikre, at offentlig adgang til stærkt forurenede områder forhindres (f.eks. ved indhegning) for at forebygge even-

tuelle alvorlige forgiftningstilfælde.

Forslag til en acceptabel jordkoncentration

Hudkontakt ved gasværksrensemasse kan tænkes at medføre hudirritation, som ikke vil være acceptabel. Dette forekommer først ved koncentrationer på ca. 5%.

Koncentrationer af brugt rensemasse i jord som enten kan ses eller lugtes vil normalt ikke være acceptabel, uanset hvilken fremtidig anvendelse der påtænkes. Disse effekter er tilstede ved koncentrationer på ca. 1% eller derover.

Koncentrationer på 0,1% eller derover kan virke toksiske for planter. Forurening på mere end 0,1% vil være uacceptabel ved anvendelsesformer der medfører beplantning.

Datagrundlaget for en toksikologisk vurdering af brugt rensemasse er meget mangelfuld. Oplysninger om sammensætning er begrænset; der er data for akutte effekter af flere delkomponenter, men data for effekter efter længerevarende eksponering er meget begrænsede. Det er vanskeligt, at foreslå en sundhedsmæssig acceptabel jordkoncentration på denne baggrund.

Følgende er et forsøg på at vurdere om den koncentration på 0,1%, hvor plantetoksiske effekter kan forekomme, også kan tænkes at medføre sundhedsmæssige problemer.

Forudsætningerne for regnestykket følgende:

1. Sammensætning af rensemassen anslås til 60% svovl og 10% total cyanid (fra data i bilag 1.1).
2. Sammensætning af total cyanid anslås til ca. 50% komplekse cyanider, 50% tiocyanater og ca. 2,5% fri cyanid (fra data i tabel 1 i dette bilag). Hermed er koncentrationer af disse bestanddele i rensemassen anslået til 5%, 5% og 0,25%.
3. Et 10 kg barn spiser 3 g jord (tabel 1, bilag 3).

	mg/kg jord	mg/3 g jord	mg/kg legemsvægt
Cyanid:			
- fri	2,5	0,0075	0,00075
- komplexe	50	0,15	0,015
- tiocyanater	50	0,15	0,015
Svovl:			
- fri	600	1,8	0,18

Tabel 3

Doser indtaget ved spisning af 3 g jord som indeholder 0,1% brugt resemasse.

Forudsætninger for ovenstående regnestykke er forsigtige. Koncentrationer af både svovl og total cyanid angives som op til de koncentrationer anslået i den første forudsætning. Indtagelsen er ligeledes sat til maksimum gennemsnitlig indtagelse på 3 g angivet i bilag 3, og dosis er beregnet for et barn på 10 kg. Tallene i den sidste kolonne anses således for maksimumstal.

I forhold til viden om toksikologi af de mulige forskellige komponenter i resemasse beskrevet foroven, anses disse doser efter spisning af jorden ikke at ville give anledning til sundhedsmæssige betænkelige forhold.

Afgivelse af blåsyre fra cyanidsalte til luftfasen anses ligeledes at være ubetydelig ved disse koncentrationer.

Disse koncentrationer forventes heller ikke at give anledning til betænkelighed ved jordkontakt.

Koncentrationer af bruge resemasse i jord der ligger under de koncentrationer der ikke medfører plantetoksisitet, kan således ikke forventes at give anledning til sundhedsmæssige problemer.

Referencer

- (1) Wilson, D.C; Stevens, C. 1981. Problems arising from the Redevelopment of gas works and similar sites. UKAEA Harwell, HMSO.
- (2) Environmental Resources Ltd. 1987. Problems arising from the Redevelopment of gas works and similar sites (second edition). Department of the Environment. HMSO.

- (3) Lægemiddelkataloget, 1985. ed. Aksel Harrestrup Andersen, København.
- (4) Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) 1988, Draft toxicological profile for cyanide.

Bilag 3 Kvantificering af eksponering

I (1) er på en lettilgængelig måde gennemgået, hvordan man kan skønne over eksponering h.h.v. via indtagelse, hudabsorption og indånding.

Dette ligger til grund for de anførte formler og gennemgang heraf for de forskellige eksponeringsveje.

En af de nødvendige faktorer i beregningerne er som nævnt den daglige eksponering for medierne via indtagelse, hudkontakt og indånding.

I nedenstående tabel er angivet estimater over gennemsnits- og maksimaleksponering for jord via spisning og hudkontakt samt for indånding af luft pr. døgn. For fuldstændighedens skyld er vandindtagelse medtaget her. Eksponeringsvejene er nærmere beskrevet i 8.3.

	Jord (tørstof)		Luft	Vand
	Indtag- else	Hudkon- takt*	Indånd- ing	Indtag- else***
<u>Barn 3/4-4 år</u>				
Gennemsnit	0,2 g	1 g	10 m ³	1 l
Maksimum (eks- klusive pica**)	3 g	10 g	12 m ³	2 l
<u>Voksne, 70 kg</u>				
Gennemsnit	0,025 g	0,1 g	20 m ³	2 l
Maksimum	0,1 g	1 g	30 m ³	4 l

Med hensyn til jordindtagelse og hudkontakt: "gennemsnit" betyder gennemsnitseksponering på de dage af året, hvor eksponeringen foregår. Det skal her erindres, at jord i husstøv også kan betyde eksponering indendørs.

* Gartnere og lignende særligt jordeksponerede erhvervsgrupper er ikke inkluderet.

** Pica: se afsnit om spisning af jord i kapitel 8.3.1.

*** Omgivelsestemperatur er forudsat max. 25°C og sygdomme med specielt stort væskebehov er ikke inkluderet.

Tabel 1

Estimater for eksponering pr. døgn.

Værdierne i tabel 1 bygger dels på litteraturstudier og dels på en høring foretaget af Miljøstyrelsen af en række institutioner i forskellige lande. Institutionerne er udvalgt i samarbejde med WHO's "International Programme on Chemical Safety" (IPCS) og via OECD's "Contact points" i OECD-medlemslandene. I forbindelse med beskrivelsen af de enkelte eksponerings-

ringsveje i kapitel 8 er medtaget kommentarer fra besvarelsenerne på høringsbrevet.

Det skal fremhæves, at værdierne i tabel 1 vedrørende jordindtagelse og hudkontakt med jord er usikre. De er det bedste skøn, der kan foretages nu, dels ud fra videnskabelige resultater og dels ud fra gældende praksis i andre lande. Korrektioner kan komme på tale, når ny viden begrundet det.

Kvantificering af eksponering via indtagelse

For hvert kemisk stof, der er på tale, kan, til overslag over en jordforurenings bidrag til indtagelsen, benyttes:

$$E_{\text{indt}} = \sum_i^n (L_i \times C_i) + C_j \times J_s \text{ (mg/døgn)}$$

hvor

n = antal forskellige levnedsmidler, der kan være forurenede.

L_i = mængde af hjemmedyrket levnedsmiddel "i" (g/døgn) gennemsnits-/maksimalværdier. Alder og kostvaner kan give store variationer. Kostosammensætning for den eksponerede gruppe må kendes eller estimeres ud fra andre kostundersøgelser, se f.eks. (2).

C_i = koncentrationen af det pågældende kemiske stof i levnedsmiddel "i" (mg/g), gennemsnits-/maksimalværdier. Forurening af levnedsmidler via deponeret jordstøv kan estimeres, hvis undersøgelsesdata mangler, svarende til de støvdeponeringshastigheder, der nævnes i forbindelse med hudeksponering. Som nævnt i 8.3.2 reduceres indtagelse af jordforurening på grønsagers overflade dog betydeligt ved vask af grønsagerne.

C_j = koncentrationen af det pågældende kemiske stof i øverste jordlag/jordstøv i omgivelserne mg/g, gennemsnits-/maksimalværdier.

J_s = mængde af jord/jordstøv direkte indtaget pr. døgn. Se tabel 1 med hensyn til gennemsnits- og maksimal-skøn.

Evt. lokalt oppumpet forurenat drikkevand kan regnes med som et af levnedsmidlerne.

Hvis der er viden om absorptionsfraktionen for den pågældende forurening, må denne indføres i formelen. Ellers må man for en sikkerheds skyld regne med total optagelse.

Kvantificering af eksponering via hudabsorption

Til overslag over en jordforurenings bidrag til hudabsorption af et givet stof kan benyttes:

$$E_{ha} = J_d \times c \times A \times r \text{ (mg/døgn)}$$

hvor

J_d = deponeret mængde materiale på eksponeret hud ($\text{g/m}^2/\text{døgn}$). Hvis adfærden betyder direkte kontakt mellem jord og hud, kan der blive tale om adskillige g pr. m^2 hud. I (3) angives, at den mængde jord, der hænger ved huden, kan estimeres til $0,2 \text{ mg/m}^2$. Men hvis deponeringen sker via jordstøv i luften kan dette variere fra mindre end $0,1 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$ under normale forhold til $1 \text{ g/m}^2/\text{døgn}$ eller mere i meget støvede omgivelser, se også tabel 1.

I tilfælde af, at jordforureninger kommer i kontakt med huden via vand eller på aerosolform kan J også, afhængig af eksponeringsbetingelserne, variere fra mindre end $0,1 \text{ g/m}^2$ til mere end 1 g/m^2 pr. døgn.

c = koncentrationen af det pågældende kemiske stof i det materiale, der er tilstede på huden (mg/g), gennemsnits/maksimalværdier.

A = eksponeret areal af huden (m^2). Gennemsnitlig er overfladen på et 70-kg menneske ca. $1,8 \text{ m}^2$ og på et lille barn $0,5 \text{ m}^2$. Den eksponerede del af legemsoverfladen er almindeligvis 10-30%. Nomogrammer til skøn over kroppens overfladeareal, når højde og vægt kendes er bl.a. i (4).

r = absorberet andel. Absorptionen af kemiske stoffer gennem huden afhænger som nævnt i 8.3.3 bl.a. af, hvilken del af kroppen, der er eksponeret og fugtighed i og på huden, herunder sved. Tilstedeværelse af f.eks. syrer, baser eller opløsningsmidler, der kan skade huden og bevirke øget gennemtrængelighed af huden skal der også tages højde for. Hvis nogle af de faktorer, der således kan fremme hudoptagelsen er tilstede, er det tilrådeligt at anvende $r = 1$.

Kvantificering af eksponering via indånding

Til overslag over en jordforurenings bidrag til indånding af et givet stof kan benyttes

$$E_{Indå} = I \times c \times r \text{ (mg/døgn)}$$

hvor

I = Indåndingshastighed i $m^3/døgn$ (se tabel 1)
Opholdstiden i den forurenede luft må selvfølgelig tages i betragtning.

c = Koncentrationen af det pågældende kemiske stof i indåndingsluften (mg/m^3), gennemsnits-/maksimalværdier.

r = absorberet andel. I tilfælde, hvor man ikke har oplysning om denne for det pågældende kemiske stof på dampform må den for en sikkerheds skyld regnes for 1.

I tilfælde af stoffer på partikelform afhænger transporten i luftvejene, som nævnt i 8.3.4. For partikler på 2 micrometer og derover i diameter kan r meget vel være under 1, men det kan være vanskeligt at skønne over gennemsnitsværdier for r .

Referencer

- (1) WHO 1987: "Health and Safety Component of Environmental Impact Assessment". Environmental Health No. 15.
- (2) Levnedsmiddelstyrelsen 1985: Danskernes kostvaner, I, Hovedresultater. LST nr. 136.
- (3) U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment (March, 1985). Development of statistical distributions or ranges of standard factors used in exposure assessments. OHEA-E-161. Washington, D.C.
- (4) Geigy. 1981. Scientific tables, 8. udg. vol.1.

Bilag 4 Vurdering af forureningens sundhedsmæssige betydninger

Hollandske og Britiske kriterier

I mange industrilande er man blevet klar over, at der kan være både sundheds- og miljømæssige problemer forbundet med byudvikling af gamle kemikaliegrunde. Der er dog to lande, Storbritannien og Holland, der især har forsøgt at systematisere deres erfaring på dette område, og har udgivet både forslag til grænseværdier og retningslinier for, hvordan disse problemer kan vurderes.

Holland

Holland er et tætbeholdet land med en veludviklet industri, herunder kemisk industri. Landarealet anvendes intensivt, og man ønsker, at det kan bruges til forskellige formål. Dette betegnes som jordens "multifunctionality" (1). De hollandske myndigheders vejledning (2) omfatter to hovedprincipper. Forureningens sammensætning og koncentration sammenholdes med kvantitative kriterier for jordens "multifunctionality", og tilførsel af stoffer må ikke overstige udvaskning, nedbrydning m.m. for at forhindre yderligere akkumulering.

De første jordkvalitetskriterier blev fastsat i 1983. Disse var de såkaldte "ABC"-niveauer.

A-niveau: under dette niveau betragtes jorden som ikke forurenet; over dette niveau bør der iværksættes undersøgelser af grunden med hensyn til mulighed for forurening og eventuelle miljø- eller sundhedsmæssige problemer.

B-niveau: over dette niveau vil undersøgelser være påkrævet for at afgrænse omfanget af forurening og risiko-områder.

C-niveau: over dette niveau vil der sædvanligvis være behov for oprydning/fjernelse, fortrinsvis til A-niveauer.

Alle afværgeforanstaltninger bør i princippet genskabe jord af "god" kvalitet. Man har defineret en "god" jordkvalitet som en kvalitet, der ikke udgør nogen trussel mod dyr, mennesker eller planter, uanset hvordan arealet anvendes, og som heller ikke udgør nogen trussel mod vand eller andre dele af miljøet. Til trods for, at systemet med "ABC"-niveauer er enkelt og nemt at anvende, er det blevet mødt med en del kri-

tik (3).

Den nye lovgivning der blev gennemført i 1987 har ændret lidt i denne politik (4). En arbejdsgruppe har, i stedet for de nye "ABC"-niveauer, fastsat en række reference-værdier for jordkvalitet for en række stoffer, der skulle sikre jordens "multifunctionality" (5).

I modsætning til de "ABC"-niveauer som anvendes ved jordoprensning, kan der være forskel i værdier for jord, afhængig af jordtype. Her tages hensyn til indholdet af organiske stoffer og ler, og koncentrationen sammenholdes med koncentrationen i en standard jordprøve (25% ler og 10% organiske stoffer). Oplysninger om især metallernes naturlige forekomst i hollandsk jord indgår i vurderingsgrundlaget. Disse referenceværdier vil med tiden erstatte "A"-værdierne, mens "B"- og "C"-værdierne forventes at forblive uforandret.

De hollandske myndigheder understreger, at ved anvendelse af disse referenceværdier, bør der tages hensyn til de kommentarer, der er knyttet til dem (4). En vejledning i brug af disse referenceværdier er under udarbejdelse.

For en række udvalgte "prioriterede" kemikalier udarbejdes kriteriedokumenter, med de oplysninger der bl.a. skulle kunne dokumentere valget af de forskellige grænser (6).

Kommentar til de hollandske grænseværdier

Hollandsk administrativ praksis er først og fremmest rettet mod en aktiv oprydningspolitik, som både omfatter in situ oprensning og transport af forurening til centrale oprensningsanlæg eller til deponering. Der lægges forholdsvis lidt vægt på overvejelser om eventuelle anvendelsesmuligheder, som ikke medfører væsentlig oprydning.

Ved at bruge 'ABC'-niveauer alene, tages der kun hensyn til koncentrationer i kilden, og ikke til de koncentrationer, som organismer bliver udsat for (7). Brug af disse niveauer svarer således hovedsagelig til en farlighedsvurdering, hvor der kun tages hensyn til et stofs iboende egenskaber. Kriterierne tager ikke hensyn til forureningens beliggenhed. Dette medfører, at dybtliggende og overfladiske forureninger kan blive vurderet ens, selvom mulighederne for eksponering fra disse kilder kan være meget forskellige.

Det manglende hensyn til eksponeringsmuligheder er bl.a. en følge af den praksis, der fortrins-

vis bygger på oprydning. Disse kriterier har således karakter af kvantitative kriterier for en acceptabel restkoncentration efter oprydning.

I kommentarerne til de nye reference-værdier, tages højde for eksponeringsbetragtninger. Hvis værdierne overskrides, vil det være nødvendigt, at indhente yderligere oplysninger om lokalteteten og de gældende miljøfaktorer, der kan være afgørende for eksponering af mennesker, dyr og planter.

Acceptkriterierne, der ligger til grund for valget af disse niveauer, har til hensigt, at beskytte jordens "multifunctionality", men dette er ikke ensbetydende med, at der ikke er nogen skadelige effekter ved disse niveauer. En vurdering af bl.a. tallene for visse tungmetaller, har vist at f.eks. referenceniveauet på 0,8 mg Cd/kg (tørstof) i standardjordprøven, kun beskytter 85% af de organismer, der lever i de øverste muldlag (8).

Da både acceptkriterier og dele af datagrundlaget (baggrunds niveau i hollandsk jord) ikke nødvendigvis er relevante uden for Holland, og da eksponeringsovervejelse ikke indgår i fastsættelse af disse værdier, frarådes anvendelse af disse niveauer som grundlag for afværgeforanstaltninger, med mindre de indgår som led i en mere omfattende vurdering.

Storbritanien

Industrialiseringen begyndte tidligt i England, og der er mange ofte stærkt forurenede tidlige industrigrunde, der ligger midt i mange storbyer, især i Midt og Nord England. Der er et meget stærkt behov for byfornyelse i disse områder i en periode, hvor disse industrielle virksomheder afvikles.

I 1981 udkom en rapport om problemer som opstår under byudvikling af gamle gasværksgrunde (9) som er udkommet i en stærk revideret anden udgave (10). Der foretages en risikovurdering af de forskellige forureninger, der kan findes på gasværksgrunde i forhold til den planlagte fremtidige anvendelse.

Udgangspunktet tages i en systematisk gennemgang (11) som skal:

- identificere mulige farer som kan være af betydning for grundens fremtidige anvendelse
- undersøge grunden for forurening som kan

give anledning til disse farer, og

- vurdere betydning af disse farer mod forskellige mulige anvendelsesformer, med henblik på at udvælge en passende anvendelse for grunden.

Rapporten beskriver gasværksdriften og de forureninger det medfører, erfaring fra en række grunde hvor oprydning har fundet sted, undersøgelsesstrategier, farlighedsvurdering, fastsættelse af "trigger values", arbejdsmiljøforhold, og afværgeforanstaltninger.

I rapporten omhandler farlighedsvurderingen ikke alene en analyse af stoffer i henhold til mulige målgrupper men relaterer også anvendelsesformer til mulige målgrupper. De omhandlede anvendelsesformer er begrænset til private haver, kolonihaver (i UK næsten udelukkende anvendt som nyttehaver), åbne arealer, bygninger, og befæstede arealer.

"Trigger values" er fastsat for specifikke anvendelser. Dokumentation for sundhedseffekter af en række typiske forureningskomponenter angives i bilaget.

De valgmuligheder som rapporten diskuterer, omfatter først og fremmest et valg af anvendelse som minimerer afværgeforanstaltninger. Andre muligheder er en bevidst fortynding af forurening ved blanding, og befæstning med egnede materiale. Rapporten er skeptisk overfor muligheder for oprensning, og fraråder opgravning med henblik på deponering på en kontrolleret losseplads.

En tværministeriel komite har udgivet retningslinier for vurdering af forurenede grunde med henblik på byudvikling, herunder en række "trigger values" (12). Man konstaterer, at det er svært at vurdere betydningen af forskellige former for forurening, og man har derfor valgt at foreslå både en "threshold" (tærskel-) og en "action" (handlings-) værdi for en række hyppigt forekommende forureningsstoffer.

Disse værdier afgrænser tre mulige koncentrationszoner.

I den første zone forekommer stoffet kun i forholdsvis lave koncentrationer, som anses for uproblematisk, da en eventuel risiko anses for ikke at være signifikant sandsynlig. Zonens størrelse, som bestemmes bl.a. af tærskelværdien, vil være forskellig for forskellige anvendelsesformer, da tærskelværdien afhænger af den måde, hvorpå man bruger grunden. Det bemærkes, at tærskelværdier godt må være større end typiske baggrundsværdier for det pågældende

stof.

I den anden, mellemliggende zone, er stofkoncentrationer højere end tærskelværdien, uden at dette nødvendigvis betyder, at en eventuel risiko nu anses for at være signifikant. En afklaring vil kræve en ekspertvurdering.

I den tredje zone, hvor koncentrationen overstiger 'handlings' koncentrationen, vil afværgeforanstaltninger sædvanligvis være påkrævet.

Stofferne bliver delt i tre katagorier ved fastsættelse af 'tærskel' koncentrationer.

Katagori 1 omfatter stoffer som metan og asbest, hvor der kan være en signifikant risiko (henholdsvis eksplosionsfare og kræft) selv ved meget lave koncentrationer, og hvor 'Tærskelværdien' er således i praksis nul.

Katagori 2 omfatter stoffer, hvor det er muligt at fastsætte en dosisrespons kurve mellem jordkoncentrationen og den pågældende effekt. Eksempler omfatter sulfat (angreb på beton m.m.), fenol og visse andre organiske stoffer (forurening af grundvand og recipient), cyanid (direkte indtagelse) og visse plantetoksiske metaller (Zn, Cu, Ni).

Katagori 3 omfatter de stoffer, hvor det ikke er muligt at fastsætte en dosisrespons-kurve. Denne katagori omfatter de fleste stoffer, som kan være sundhedsmæssigt betænkelige. Der findes ikke data, der på nuværende tidspunkt kan anvendes til fastsættelse af en tærskelværdi. Man har dog for visse metaller anbefalet nogle koncentrationer, hvor afværgeforanstaltninger bør overvejes, såfremt disse koncentrationer overskrides.

En tilpasning af områdets anvendelsesform til den konstaterede forurening anbefales som den økonomisk optimale afværgeforanstaltning. Afgravning af forureningen betragtes som den sidste udvej, både fordi det er dyrt, og fordi forurening kun flyttes til et andet sted.

Kommentarer

Både rapporten om problemer med byudvikling af gasværksgrunden og fremgangsmåden ved fastsættelse af tærskelværdier afspejler myndigheders administrative praksis at fremme valget af egnede anvendelsesformer frem for oprydning.

På visse områder har både Harwell rapporten (8) og myndighedernes vejledning (12) været inspirerende for dele af nærværende arbejde. Ved

farlighedsvurderingen lægges stor vægt både på eksponeringsveje (jfr. kapitel 8 i nærværende rapport) og forhold mellem anvendelsesformer og potentielle målgrupper (jfr. kapitel 7 i nærværende rapport). Ved fastsættelse af grænseværdier, er der en klar erkendelse af, at grænseværdier kun kan fastsættes for stoffer hvor der foreligger tilstrækkelige relevante data (jfr. kapitel 3 og 5).

Det bør understreges at de anbefalede grænseværdier er fastsat administrativt, og at disse ikke i alle tilfælde afspejler de acceptkriterier eller hensyn til andre målgrupper som andre miljømyndigheder, herunder også de danske, vil lægge til grund. Forskelle afspejles bl.a. ved sammenligning af de hollandske reference- og de britiske tærskelværdier for visse tungmetaller.

	As mg/kg	Pb (tørstof)	Cd
Hollandsk referenceværdi (4) (standard jordprøve)	29	85	0,8
Britisk tærskelværdi (12) (private- og kolonihaver)	10	500	3
(park-, sports-, åbne- område)	40	2000	15

Tabel 1

Sammenligning af hollandske reference- og britiske tærskelværdier.

På denne baggrund frarådes anvendelse af disse værdier uden yderligere overvejelser.

Referencer

- (1) Moen, J.E.T., Cornet J.P. og Evers, C.W.A. 1986. Soil Protection and Remedial actions: criteria for decision making and standardization of requirements. I: Contaminated Soil, Assink, J.W., Brink W.J. van den (ed). s. 441-448 Martinus Nijhoff publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster.
- (2) Leidraad Bodemsanering, 1983. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- (3) Hortensius, D. og Navta, C. 1986. Two risk assessment frameworks in soil pollution. I: Contaminated Soil, Assink, J.W., Brink W.J. van den (ed), s.449-458, Martinus Nijhoff publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster.

- (4) Moen, J. 1988. Soil Protection in the Netherlands. I: Contaminated Soil, eds. K. Wolf, W.J. van der Brink, F.J. Colon. s. 1495-1503. Kluwer Academic Publishers.
- (5) De Bruijn, P.J. og De Walle, F.B. 1988. Soil standards for soil protection and remedial action in the Netherlands. I: Contaminated Soil, eds. Wolf, K., Brink, W.J. van der og Colon, F.J. s. 339-349. Kluwer Academic Publishers.
- (6) National institute of Public Health and Environmental Hygiene, Holland (RIVM). Integrated Criteria Documents. En serie udgivet på engelsk. Flere dokumenter er kun tilgængelige på hollandsk. Se iøvrigt kapitel 5.
- (7) Lindgaard-Jørgensen, P. 1988. Kemikalieaffaldsdepoter. Rapport over seminar arrangeret for Nordisk Ministerråd af N&R Consult A/S den 19.-20. november 1987 på Schæffergården, Gentofte. Ed. Kærgaard H. Miljørapport 1988: 11, s. 2.3-2.19
- (8) Straalen, N.M. van og Dennemann, C.A. 1988. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. Indlæg holdt ved 1st. European Conference on Ecotoxicity, oktober 1988, København.
- (9) Wilson D.C. og Stevens, C. 1981. Problems arising from the redevelopment of Gas Works and similar sites. Atomic Energy Research Establishment, Harwell under contract from the UK Dept. of the Environment.
- (10) Environmental Resources Limited. 1987. Problems arising from the Redevelopment of Gas Works and Similar Sites (Second Edition). Department of the Environment. Her Majestys Stationary Office, London.
- (11) Beckett, M.J. og Simms, D.L. 1986. Assessing Contaminated Land: UK policy and practice. I: Contaminated Soil, J.W. Assink, W.J. van den Brink (ed) s. 285-293. Martinus Nijhoff publishers, Dordrecht/Boston/Lancaster.
- (12) Inter-departmental Committee on the Redevelopment of Contaminated land, ICRCL 59/83, Second edition juli 1987, CDEP/EPTS, Romney House, 45 Marsham Street, London SW1P 3PY, UK.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Miljøprojekt, 123

Udgivelsesår: 1990

Titel: Risikovurdering af forurenede grunde

Undertitel:

Forfatter(e) og/eller udførende institutione(er):

N & R Consult A/S

Resumé:

Mange har fokuseret på forurening af vort grundvand som det største problem i forbindelse med jordforurening. I byområder har man dog især været bekymrede over de problemer, der kan opstå, når der bygges på gamle industrigrunde. Projektet skal belyse, hvordan konsekvenserne – først og fremmest for menneskenes sundhed – kan vurderes ved nye anvendelser af gamle, forurenede industrigrunde.

Projektet har et generelt sigte, men eksemplerne omhandler især gasværksgrunde.

Emneord:

risikoanalyser; jord; farlige stoffer; industri; sundhedsskadelige virkninger; arealanvendelse; boliger; børn; gasværker; grænseværdier; befolkningsundersøgelser

ISBN: 87-503-8186-5

ISSN: 0105-3094

Pris: 130,- (inkl. 22% moms)

Format: A4

Sideantal: 232

Md./år for redaktionens afslutning: november 1989

Oplag: 2000

Andre oplysninger:

Tryk: Notex Grafisk Service Center as



Trykt på miljøpapir

Risikovurdering af forurenede grunde

Mange har fokuseret på forurening af vort grundvand som det største problem i forbindelse med jordforurening. I byområder har man dog især været bekymrede over de problemer, der kan opstå, når der bygges på gamle industrigrunde. Projektet skal belyse, hvordan konsekvenserne – først og fremmest for menneskenes sundhed – kan vurderes ved nye anvendelser af gamle, forurenede industrigrunde. Projektet har et generelt sigte, men eksemplerne omhandler især gasværksgrunde.

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 130.- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8186-5
ISSN nr. 0105-3094