

Asbestfibre i jordmiljøet

Vurdering af skæbne og sundhedsmæssig risiko

Kim Haagensen

Rambøll

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden 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	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	9
1 BAGGRUND OG FORMÅL	11
1.1 BAGGRUND	11
1.2 FORMÅL	11
1.3 PROJEKTOMFANG	11
2 INTRODUKTION	13
2.1 ASBEST	13
2.1.1 <i>Definition og kemisk opbygning</i>	13
2.1.2 <i>Forekomst og anvendelse</i>	14
2.1.3 <i>Definitioner</i>	14
2.2 SUNDHEDSMÆSSIGE EFFEKTER OG GRÆNSEVÆRDIER	15
2.2.1 <i>Sundhedsmæssige effekter</i>	15
2.2.2 <i>Effekter, fiberlængde og fibertype</i>	15
2.2.3 <i>Grænseværdier for asbestfibre i luft</i>	16
2.2.4 <i>Grænseværdier for asbestfibre i vand</i>	16
2.2.5 <i>Grænseværdier for asbestfibre i jord</i>	17
2.2.6 <i>Grænseværdier for asbestfibre i ACM</i>	18
2.3 IDENTIFIKATION OG KVANTIFICERING AF ASBESTFIBRE	18
2.4 EKSPONERING OG RISIKO	18
3 LITTERATURSØGNING	19
3.1 FORMÅL	19
3.2 ASBEST GENERELT	19
3.3 STANDARDER OG MÅLEMETODER	19
3.3.1 <i>Fibre i luft</i>	20
3.3.2 <i>Fibre i jord</i>	20
3.3.3 <i>Referencematerialer</i>	21
3.4 ASBESTKONCENTRATIONER I UDELUFT	21
3.5 ASBESTKONCENTRATIONER I INDENDØRS LUFT	22
3.6 ASBESTKONCENTRATIONER I JORD	22
3.7 ASBESTFIBRES SKÆBNE I MILJØET	23
3.7.1 <i>Mekanisk påvirkning – transport</i>	23
3.7.2 <i>Klimatisk påvirkning – temperatur og fugt</i>	23
3.7.3 <i>Påvirkning ved brand</i>	23
3.7.4 <i>Adsorption – humus, ler, sand</i>	24
3.8 JORD TIL LUFT TRANSPORT (RE-SUSPENSION)	24
3.9 EFFEKTER AF VEJRPÅVIRKNINGER	27
4 BEREGNINGER	31
4.1 RE-SUSPENSION BASERET PÅ MILJØSTYRELSENS B-VÆRDI	31

5	VURDERINGER OG ANBEFALINGER	33
5.1	ASBESTFIBRES SKÆBNE I JORD	33
5.2	JORDKVALITETSKRITERIUM FOR ASBEST	33
6	KONKLUSIONER	35
7	REFERENCER	37

Forord

Miljøstyrelsen får jævnligt henvendelser fra kommuner og borgere i forbindelse med mulig kontaminering af villahaver og ejendomme med asbestfibre. En kontaminering, der ofte kan være sket i forbindelse med renoveringsarbejde eller brand i tagkonstruktioner med tagplader af asbest-cement.

I 2006 har Miljøstyrelsen gennemført projektet ”Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering” (Miljøstyrelsen 2007). Projektet belyste en række problemstillinger omkring frigivelsen af asbestfibre i forbindelse med renoveringsopgaver på asbestholdige tage. I forlængelse af projektet ønskede Miljøstyrelsen at gennemføre et projekt, der belyser hvor stor sundhedsmæssig risiko asbestfibre udgør efter at være tilført jord, og specifikt belyser asbestfibres skæbne i jordmiljøet.

Nærværende projekt er gennemført med henblik på at belyse asbestfibres skæbne i jordmiljøet, herunder at afklare den sundhedsmæssige risiko asbestfibre udgør efter at være tilført jord.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og har været fulgt af en styregruppe bestående af Anja Whittard Dalberg, Anne Nielsen, Ulla Højsholt og Jette Rud Larsen Heltved.

Til projektet har der været knyttet en følgegruppe, som foruden deltagelse i et følgegruppemøde har bidraget med kommentarer og forslag. Følgegruppen har haft følgende sammensætning:

Søsler Lund, Aalborg Kommune
Sarah Grønbæk, Sønderborg Kommune
Anja A. Hansen, Lyngby-Taarbæk Kommune
Lars Lindbøg, Kerteminde Kommune
Jørgen F. Andersen, Arbejdstilsynet

Projektet er udarbejdet af Rambølls Afdeling for Jord og Vandmiljø af kemiingeniør Kim Haagensen. Projektet er udført i perioden fra august til november 2007.

Sammenfatning og konklusioner

Baggrund og formål

Asbest har været anvendt i en lang række af materialer og produkter, og findes derfor udbredt i bygninger og konstruktioner i Danmark. I forbindelse med nedbrydning, reovering eller brand kan der ske en tilførsel af asbestfibre eller asbestholdigt materiale til jordoverfladen og til jorden.

Formålet med dette projekt er at belyse asbestfibres skæbne i jordmiljøet, herunder risikoen for eksponering af mennesker ved tilstedeværelsen af asbestfibre og asbestholdigt materiale i jord.

Undersøgelsen

Nærværende projektrapport er baseret på en indsamling af litteratur om asbestfibres sundhedsmæssige effekter i relation til jordmiljøet, herunder indsamling af oplysninger om faktorer og koncentrationsniveauer, der vurderes at have en væsentlig indflydelse på frigivelse eller tilbageholdelse af asbestfibre i jorden.

Hovedkonklusioner

Baseret på oplysninger i litteraturen kan det konkluderes, at asbestfibres skæbne i jordmiljøet er tæt knyttet til fibrenes mineralske oprindelse og egenskaber. Fibrene kan i nogen grad bindes til vand og lerpartikler, formentlig baseret på mineralernes overfladekemiske sammensætning. Fibrene er bestandige, men vil som jordens øvrige mineralske partikler langsomt forvitte som følge af påvirkninger fra processer i jorden.

De sundhedsmæssige effekter af asbestfibre er velkendte og relateret til luftvejene, og eksponering af mennesker er stærkt knyttet til indånding af asbestfibre, der afsættes i lungevævet. Den væsentligste eksponeringsvej i relation til asbestfibre og asbestholdigt materiale i jord er derfor re-suspension af asbestfibre.

Projektresultater

Asbestfibre og asbestholdigt materiale afsat på jordoverfladen udgør en potentiel mulighed for re-suspension af asbestfibre til luften, og heraf følgende eksponeringsrisiko. Resultater fra undersøgelser af re-suspension af asbestfibre udført i såvel laboratorier som i felten viser, at ved et indhold af asbestfibre i jord på 10 mg/kg TS vil eksponeringsrisikoen være af samme størrelsesorden som Miljøstyrelsens B-værdi.

Summary and conclusions

Background and purpose

Asbestos has been used in a wide range of materials and products, and is found widespread in buildings and construction parts in Denmark. As a consequence activities like demolition, decommissioning and decontamination, or accidents like fires, might result in the spreading of asbestos or asbestos-containing material on the surface or in the soil.

The aim of this project is to describe the fate of asbestos fibres in the soil environment, and to quantify the risk of exposure to humans from asbestos fibres and asbestos-containing material in soil.

Investigations

This report is based on a survey of literature regarding human exposure to asbestos fibres located in the soil environment, including information with respect to factors and levels of concentration, which are expected to have a strong influence on the release or the binding of asbestos fibres in the soil.

Main conclusions

Based on the information found in the literature, it is concluded that the fate of asbestos fibres in the soil environment is closely related to their mineral origin and character. The fibres might be bound to water and particles of clay, probably due to the chemical composition of the surface of the asbestos fibre. The fibres are not degradable, but in the long term, just as all other soil minerals, the asbestos fibres will disintegrate due to chemical processes in the soil.

The effects on human health from asbestos fibres are well known and related to the respiratory system, and the exposures of humans are closely related to the inhalation of asbestos fibres which are deposited in the lung tissue. The main route of exposure from asbestos fibres and asbestos-containing material in the soil is re-suspension of fibres from the soil due to wind erosion or activity.

Project results

It is found that asbestos fibres and asbestos-containing material located in the soil environment make up a potential for re-suspension of fibres to the air, with a resulting risk of human exposure. Studies of the re-suspension of asbestos fibres from soil made in laboratories and under field conditions show that the concentration of asbestos fibres in air will be at the required safety level or lower, when the soil concentration level of asbestos fibres is 10 mg/kg DM or less.

1 Baggrund og formål

1.1 Baggrund

Miljøstyrelsen får jævnligt henvendelser fra kommuner og borgere i forbindelse med mulig kontaminering af villahaver og ejendomme med asbestfibre - eksempelvis i forbindelse med brand, tagrensning eller tagrenovering på eget hus eller nabohus. I forlængelse af projektet "Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering" (Miljøstyrelsen 2007) ønsker Miljøstyrelsen at gennemføre et teknisk projekt, der belyser, hvor stor sundhedsrisiko asbestfibre udgør efter at være tilført jord, og specifikt belyser asbestfibres skæbne i jordmiljøet.

1.2 Formål

Formålet med projektet er jf. Miljøstyrelsens oplæg, baggrundsnotat og projektbeskrivelse, at:

- opnå mere viden om hvorvidt asbestfibre bindes til jord efter eksempelvis brand, nedrivning, tagrensning eller tagrenovering mm.,
- beskrive omfang af asbestfibre frigivet fra jord ved kultivering, samt ved påvirkning af vejrforhold som tørke, regn og vind.

1.3 Projektomfang

Med afsæt i Miljøstyrelsens projektbeskrivelse og projektets formål er følgende elementer inddraget i projektet:

1. Gennemgang af såvel national som international litteratur med henblik på at beskrive og vurdere de sundhedsmæssige aspekter for mennesker ved eksponering for asbestfibre, der er lokaliseret i jordmiljøet.
2. Gennemgang af litteratur for at afdække eksisterende erfaringer med, hvilken påvirkning vejrforhold har på asbestfibre i jord, herunder i hvilke mængder asbestfibre afgives i forbindelse med tørke, regn og vind.
3. Gennemgang af litteratur om fibrenes eksponeringsrisiko når de ender i jordmiljøet, herunder belysning af asbestfibres skæbne i jord.
4. Vurdere i hvilket omfang asbestfibre bindes til jord og herunder vurdere om humus/ler/sand indholdet i jord har betydning for, om asbestfibre bindes til jord.
5. Vurdering af eksponeringsvejen fra asbestfibre i jord til mennesker, således at der tilvejebringes et grundlag for beregning af jordkvalitetskriterium for asbestfibre.

2 Introduktion

2.1 Asbest

2.1.1 Definition og kemisk opbygning

Asbest er en fælles betegnelse for naturligt forekommende silikatbaserede mineraler, der danner lange, tynde, fleksible fibre. Dannelsen af asbestfibre kan ske i bjergarter, hvor de rette betingelser er til stede, herunder specielt tilstedeværelsen af årer og sprækker i bjergarten (HSE, 2005).

De silikatbaserede mineraler udgør hovedparten af mineralerne i jordens skorpe, og kan inddeles i en lang række grupper baseret på forskelle i struktur og kemiske sammensætning. Imidlertid er det kun indenfor to af disse grupper, at man finder mineraler med karakteristika som asbest.

Mineraler i **Serpentin**-gruppen er blad silikater og omfatter asbestmineralet **chrysotil** med den generelle strukturformel $Mg_3Si_2O_5(OH)_4$.

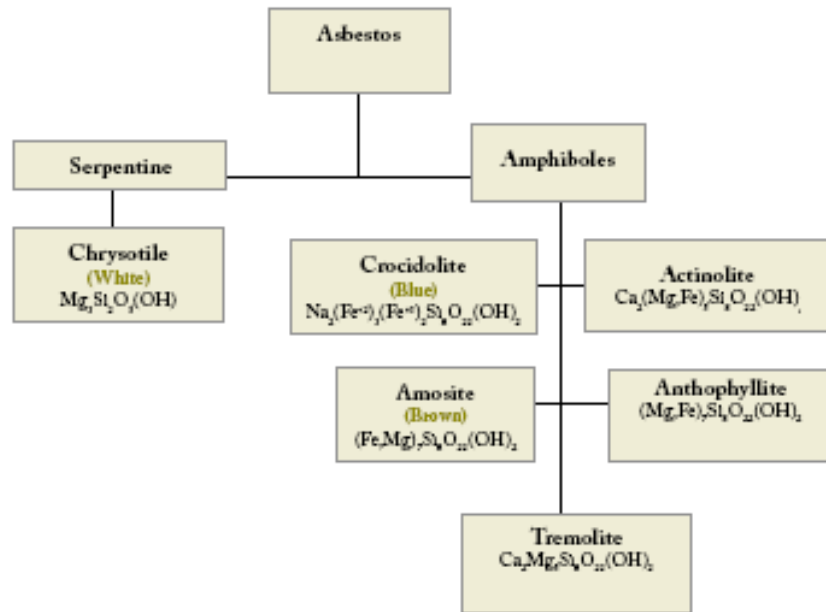
Mineraler i **Amfibol**-gruppen er dobbelt kædede silikater og omfatter asbestmineralerne **crocidolit**, **amosit**, **anthophyllit**, **tremolit** og **actinolit**. En forsimplet strukturformel for disse mineraler er $X_m Y_n Si_8 O_{22} (OH)_2$, hvor X og Y omfatter de kemiske stoffer jern (Fe), magnesium (Mg), calcium (Ca) og natrium (Na).

En oversigt over asbestmineralerne er vist i figur 1.

Indenfor gruppen af bladsilikater finder man også lermineralerne som eksempelvis **kaolinit** med strukturformlen $Al_2Si_2O_5(OH)_4$, mens sand består af kvarts med strukturformlen SiO_2 og tilhører gruppen af **tectosilikater**.

Asbest mineralerne betragtes generelt som uopløselige i vand, og reagerer ikke med luftens ilt. Tilsvarende for andre mineraler vil en vedvarende påvirkning af asbest med vand over tid medføre en langsomt fremadskridende udvaskning af både metal og silikat-komponenterne. Generelt er asbest mineralerne mest resistente overfor basiske opløsninger, mens sure opløsninger fremmer den mineralske opløsning og udvaskning (US Geological Survey, 2007)

Asbest mineralerne indeholder hydroxyl strukturer, der ved opvarmning til ca. 550 °C (chrysotil fibre) henholdsvis 400 – 600 °C (amphibole fibre) vil gennemgå en dehydroxylering og efterfølgende omkrystallisation til andre mineraler (US Geological Survey, 2007).



Figur 1 Oversigt over asbestmineraller (enHEALTH, 2005)

2.1.2 Forekomst og anvendelse

Asbestholdige mineraler findes udbredt i jordens skorpe. Væsentlige forekomster af Chrysotil (hvid asbest) findes i bl.a. Sydafrika, Canada, Kina og Rusland, og anvendelsen af dette mineral skønnes at udgøre mere end 95 % af verdens samlede forbrug af asbest (INCHEM, 1986). Crocidolite (blå asbest) er alene blevet brudt i miner i Sydafrika og Australien (Jones, 2004), ligesom Amosite (brun asbest) ligeledes er blevet brudt i Sydafrika.

Asbestfibre har været anvendt i en lang række af sammenhænge baseret på fibrenes egenskaber i form af stor fleksibilitet og høj styrke, lav termisk ledningsevne og høj kemisk resistens. Egenskaber der er ønskede i eksempelvis tagplader af cement, loft- og vægplader, bremsebelægninger og som isoleringsmateriale i ovne. En oversigt over materialer hvor asbestfibre er blevet anvendt findes i en vejledning fra Udvalget af Arbejdstilsynschefer (Europakommissionen, 2005).

De sundhedsmæssige risici ved indånding af asbestfibre har siden 1970'erne været i fokus som et stigende problem, og myndighederne i en lang række lande har som følge heraf indført forbud mod anvendelse af asbestfibre i de mest risikofyldte produkter og processer. I samfundet eksisterer der dog en stor pulje af materialer og produkter med indhold af asbestfibre, hvor bortskaffelsen er forbundet med krav til såvel uddannelse som håndtering og slutdeponering.

2.1.3 Definitioner

Der er i denne rapport anvendt en række definitioner og forkortelser for at få en mere letlæselig tekst. Anvendte definitioner og forkortelser er nærmere beskrevet herunder.

Regulerede fibre er et udtryk for asbestfibre omfattet af regelsættet i love, bekendtgørelser mv. Der tænkes her først og fremmest på B-værdien for

asbestfibre (Miljøstyrelsen 2002), Arbejdstilsynets grænseværdi for asbestfibre (Arbejdstilsynet 2007), samt arbejdstilsynets bekendtgørelse om asbest (Arbejdstilsynet 2004) og vejledning om asbest (Arbejdstilsynet 2005). De regulerede fibre omfatter den andel af asbestfibre, der bestemmes analytisk med de anbefalede testmetoder, og omfatter asbestfibre med længder større end 5 µm, med gennemsnits bredde mindre end 3 µm og med et længde/bredde forhold større end 3:1.

Asbestholdigt materiale, ACM (Asbestos Containing Material). Asbestholdige materialer benævnes generelt ACM, og er der specifikt tale om asbest-cement materiale bruges forkortelsen AC.

Elutriator. Apparat til fysisk at adskille partikler med forskelle i masse og form.

2.2 Sundhedsmæssige effekter og grænseværdier

2.2.1 Sundhedsmæssige effekter

De sundhedsmæssige risici ved indånding af asbestfibre har været kendt siden 1970'erne. En stigende anvendelse af asbest op gennem 50'erne og 60'erne, og deraf følgende eksponering af mennesker for luftbårne asbestfibre, hovedsagelig i arbejdsmiljøet, resulterede i et stigende antal lungerelaterede sundhedsmæssige effekter (WHO 1973, WHO 1977, WHO 1987, INCHEM 1986).

De sundhedsmæssige effekter omfatter hovedsagelig følgende sygdomme:

- asbestose (dannelse af arvæv i lungerne),
- lungekræft,
- mesotheliom (kræft i lungehinderne).

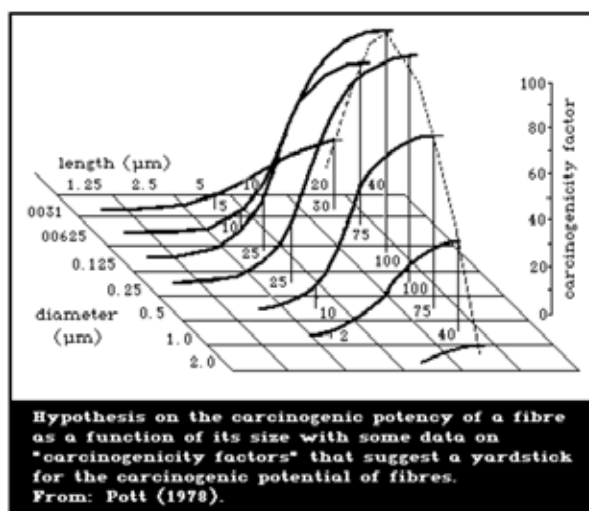
Forløbet fra eksponering for luftbårne asbestfibre til konstatering af disse sygdomme er ofte langvarig.

De sundhedsmæssige risici ved indånding genfindes ikke ved eksponering gennem indtag (spisning) af asbestfibre. WHO (2003) konstaterer, at der trods flere studier ikke er fundet dokumentation for sundhedsmæssige effekter i mave-tarm systemet som følge af indtag af asbestfibre med drikkevand.

Der er ikke fundet specifikke indikationer på, at spisning af jord med asbest udgør en risiko for sundhedsmæssige effekter i mave/tarm systemet.

2.2.2 Effekter, fiberlængde og fibertype

De sundhedsmæssige effekter er tæt knyttet til fiberdimensionerne, herunder specifikt fiberlængde og -diameter. Det fremgår således af WHO's rapport (INCHEM, 1986), at den kræftfremkaldende effekt er markant større for fibre længere end ca. 5 µm og med en diameter mindre end ca. 3 µm. Den kræftfremkaldende effekts variation med asbestfibreneres længde og diameter fremgår af figur 2.



Figur 2 Variation af den kræftfremkaldende faktor for asbestfibre med længde og diameter af fiberen (INCHEM, 1986).

Baseret på vurderinger af resultater fra sundhedsmæssige undersøgelser af asbestfibres kræftfremkaldende potentiale, er det generelt accepteret, at amphibole asbestfibre fremkalder mesothelioma, og at amphibole asbestfibres potentiale i forhold til mesothelioma er større end det tilsvarende potentiale fra chrysotile asbestfibre (ATSDR 2001). På denne baggrund fastsættes i Holland en ti gange større effekt fra amphibole fibre end fra chrysotil fibre (Swartjes et al. 2003).

2.2.3 Grænseværdier for asbestfibre i luft

WHO (2000) har fastsat en vejledende værdi baseret på konklusioner fra flere eksperter på 1.000 fibre/m^3 ($0,001 \text{ fiber/ml}$), idet værdien dog reguleres til $500 \text{ optisk bestemte fibre/m}^3$ ($0,0005 \text{ F*/ml}$) baseret på den anvendte analytiske metode.

Miljøstyrelsen (2002) har fastsat en B-værdi for indhold af asbestfibre i luft. En B-værdi (bidragsværdi) er en grænseværdi for en virksomheds bidrag til luftforureningen i omgivelserne. B-værdien for asbestfibre er på 400 fibre/m^3 svarende til $0,0004 \text{ fibre/ml}$.

Arbejdstilsynet (2007) har fastsat grænseværdier for støv i arbejdsmiljøet og angiver kravværdier til asbestfibre på $0,1 \text{ fiber/cm}^3$ (fiber/ml).

2.2.4 Grænseværdier for asbestfibre i vand

Sundhedsstyrelsen (2000) har udtalt, at med den nuværende viden må indhold af asbestfibre i drikkevand betragtes som ufarlige. Denne udtalelse er baseret på retningslinierne om drikkevandskvalitet fra WHO, der konkluderer, at der ikke er behov for at fastsætte en grænseværdi for asbestfibre i drikkevand. I overensstemmelse hermed er der heller ikke i EU's drikkevandsdirektiv fastsat en grænseværdi for asbestfibre i drikkevand.

Miljøstyrelsen har ikke udarbejdet egentlige kvalitetskriterier for asbestfibre i vand (Miljøstyrelsen 2005).

Verdenssundhedsorganisationen WHO (2003) har udarbejdet et teknisk baggrundsdokument for indhold af asbestfibre i drikkevand med henblik på

eventuel fastsættelse af et sundhedsbaseret kvalitetskriterium. I baggrundsnotatet fastslår WHO, at der trods kendskabet til asbestfibre kræftfremkaldende egenskaber i mennesker ved indånding, ikke er nogen epidemiologiske studier der underbygger hypotesen om en tilsvarende kræftfremkaldende egenskab i mennesker ved indtag gennem mave/tarm systemet. På denne baggrund konkluderer WHO, at det ikke er nødvendigt at fastsætte et kvalitetskriterium for asbestfibre i drikkevand.

WHO (2003) konstaterer, at en lang række undersøgelser af drikkevand viser endog særdeles høje indhold af asbestfibre. Der er således refereret undersøgelser der viser, at indhold af asbestfibre i drikkevand kan være af størrelsesordenen 0,1 – 1 million fibre pr. liter (MFL), og med en median fiberlængde på 0,5 – 0,8 µm. Endvidere er der refereret oplysninger om indhold op til 2.000 MFL i drikkevand, mens der for øl er rapporteret mellem 4,3 – 6,6 MFL og for læskedrikke er rapporteret mellem 1,7 – 12,2 MFL.

Det bemærkes, at den angivne median fiberlængde er en faktor 10 mindre end størrelsen af de regulerede fibre.

2.2.5 Grænseværdier for asbestfibre i jord

Miljøstyrelsen (2005) har ikke tidligere udarbejdet egentlige kvalitetskriterier for asbest i jord.

Den gennemførte litteratursøgning har tilvejebragt oplysninger om kvalitetskriterier for asbest i jord fra en række andre lande.

I Storbritannien har ICRC (1990) givet retningslinier for undersøgelser af grunde potentielt forurenet med ACM og asbestfibre. ICRC anbefaler med reference til blandt andet undersøgelser af Addison et al. (1988), at indhold af asbestfibre i jord undersøges med egnede analysemetoder til et niveau for påvisning af asbestfibre, der svarer til 0,001 % (10 mg/kg TS (tørstof)), og at der på baggrund heraf gennemføres en specifik risikovurdering, hvor der dog skal tages hensyn til, at cement-bundne asbestfibre i mindre grad overføres til luften end ikke-cement-bundne asbestfibre.

Baseret på oplysninger i Swartjes et al. (2003) er der i Holland fastsat en interventionsværdi for asbest i jord på 100 mg/kg TS. Interventionsværdien udtrykker et koncentrationsniveau, hvor koncentrationer større end interventionsværdien medfører krav om afhjælpende foranstaltninger. Interventionsværdien er baseret på en vægtet værdi for indhold af serpentinasbest (chrysotil eller hvid asbest) og amphibol-asbest (blå, brun og anden asbest). Den vægtede værdi udtrykker en ca. 10 gange højere carcinogen effekt af amphibol asbesttyper i forhold til chrysotil asbest, og beregnes som indholdet af chrysotil + 10 gange indholdet af amphibol asbest.

Konsekvensen af den vægtede værdi er, at jordkoncentrationen er lig interventionsværdien ved indhold af 10 mg/kg TS af amphibol-asbest eller 100 mg/kg TS chrysotil-asbest. Men også i tilfælde af eksempelvis 50 mg/kg TS chrysotil-asbest og 5 mg/kg TS amphibol-asbest ($50 + 10 \times 5 = 100$), eller 10 mg/kg TS chrysotil-asbest og 9 mg/kg TS amphibol-asbest ($10 + 10 \times 9 = 100$).

2.2.6 Grænseværdier for asbestfibre i ACM

Europakommissionen (2000) anbefaler i et arbejdsdokument en grænse for indhold af asbest på 10 mg/kg overholdt for blandede bygningsmaterialer til genanvendelse.

Den amerikanske miljøstyrelse US-EPA (2004) påpeger overfor de regionale kontorer, at den i 1973 udmeldte tærskelværdi for indhold af asbest på 1 % (10 g/kg TS) i asbestholdige materialer ikke nødvendigvis er et udtryk for, at niveauer under denne tærskelværdi ikke udgør en risiko for menneskers helbred. Tærskelværdien blev fastsat ud fra detektionsgrænser for de analytiske metoder tilgængelige på daværende tidspunkt, samt med det formål at prioritere US-EPA's ressourcer på materialer med højere procentvis indhold af asbest.

2.3 Identifikation og kvantificering af asbestfibre

Asbestfibre er defineret ud fra en strukturmæssig beskrivelse, og identificeres på baggrund af visuelle metoder baseret på anvendelse af mikroskopteknikker.

Grundlæggende findes tre teknikker til identifikation og kvantificering af asbestfibre. Disse teknikker omfatter fasekontrastmikroskopi (PCM), scanning elektronmikroskopi (SEM) og transmissions elektronmikroskopi (TEM). I projektet "Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering." (Miljøstyrelsen, 2007a) er der anvendt indledende frasortering af fibre, der visuelt vurderes at minde om asbest, efterfulgt af SEM undersøgelse med røntgen-mikroanalyse (EDX) for identifikation af grundstofsammensætning.

De sundhedsmæssige effekter af asbestfibre er stærkt knyttet til antallet og størrelsen af fibrene. Metoder til kvantificering af asbestfibre er derfor baseret på identifikation af asbeststrukturer og kvantificering (optælling) af antal strukturer med bestemte dimensioner (længde og diameter).

Anvendelsen af mikroskopteknikker betyder, at mængden af den undersøgte prøve eller delprøve er meget lille. Det er derfor nødvendigt at foretage en standardiseret opkoncentrering eller opsamling af asbestfibre på et egnet medie forinden mikroskopering. For luftprøver og vandprøver sker opkoncentrering ved filtrering af prøven og kvantificering af asbestfiberstrukturer afsat på filteret, mens tilsvarende validerede metoder for opkoncentrering fra jordprøver ikke er umiddelbart tilgængelige.

2.4 Eksponering og risiko

Der er veldokumenterede sammenhænge mellem indånding af asbestfibre og tilfælde af asbestrelaterede sygdomme. Disse sammenhænge er hovedsagelig udledt fra studier af arbejdere eksponeret gennem årtier for meget høje koncentrationer i luften. Der er imidlertid ikke nogen mindste tærskelværdi relateret til eksponering for asbest, hvorunder der ingen risiko eksisterer, selvom risikoen minimeres ved faldende eksponering.

WHO (2000) anbefaler, at eksponeringen af mennesker for asbestfibre holdes så lav som muligt.

3 Litteratursøgning

3.1 Formål

Formålet med den gennemførte litteratursøgning er at tilvejebringe erfaringer og oplysninger om allerede gennemførte undersøgelser fra indland og udland vedrørende asbestfibres opførsel i jord, herunder undersøgelser, der beskriver eksponeringen som følge af aktiviteter og vejrmæssige påvirkninger.

Det har endvidere været vigtigt at frembringe et overblik over det naturlige baggrundsniveau af asbestfibre i indeluft, udeluft og jord, med henblik på at sikre et velfunderet grundlag for at gennemføre de påtænkte undersøgelser af asbestfibres skæbne i jordmiljøet.

3.2 Asbest generelt

Der er fundet en bred international litteratur, der omhandler en lang række aspekter relateret til asbestfibre i jord. Der har været en bred fokus på udvikling af målemetoder til identifikation af asbestfibre i jord, ligesom problemstillinger omkring eksponering har været søgt dokumenteret. Der er fundet få oplysninger om asbestfibres skæbne i jordmiljøet efter spredning, ligesom risikoen for eksponering af mennesker fra asbestfibre og ACM i jord er søgt kvantificeret i en række studier.

3.3 Standarder og målemetoder

En væsentlig forudsætning for at bestemme asbestfibres opførsel i jord, herunder at beskrive asbestfibres eventuelle binding til ler, sand og humus, er at kunne kvantificere antallet eller mængden af fibre i jord. Det er tillige en forudsætning, at den udførte kvantificering sker på en tilstrækkeligt homogen prøve, således at usikkerheden og dermed metodens detektionsgrænse er på et acceptabelt niveau.

Det er endvidere en forudsætning, at prøvematerialet indeholder en eksponeringsmæssig relevant sammensætning af asbestfibre, således at følgerne af aktiviteter eller vejrmæssige påvirkninger er sundhedsmæssigt relevante. Indholdet af asbestfibre i prøvematerialet skal således kvantificeres i rimelig overensstemmelse med kvantificeringen af asbestfibre i luft.

Ved litteratursøgningen er der fokuseret på at indsamle oplysninger om validerede metoder til kvantificering af asbest eller asbestfibre i jord, herunder metoder til fremstilling af homogene prøver med et kendt indhold af asbestfibre og tilgængeligheden af referencematerialer. Endvidere er der fokuseret på at sikre overensstemmelse med anerkendte metoder til bestemmelse af asbestfibre i luft.

3.3.1 Fibre i luft

Bestemmelsen af asbest i luft er en relativt simpel teknik baseret på filtrering af en given luftmængde og kvantificering af asbeststrukturer tilbageholdt på filteret. Kvantificeringen af asbeststrukturer sker ved standardiserede metoder baseret på mikroskopteknikkerne PCM, SEM eller TEM.

Der er udarbejdet en lang række af standardiserede metoder, der hver især er tilpasset den anvendte mikroskopteknik. Generelt er PCM teknikken simpel og billig, hvorimod SEM og TEM teknikkerne er mere komplicerede og kræver dyrere apparatur. Endvidere har PCM teknikken den fordel, at en lang række af de historiske epidemiologiske studier er baseret på kvantificering af asbestfibre med denne teknik (Perry, 2004).

WHO (1997) har udarbejdet en anbefalet metode til bestemmelse af koncentrationen af luftbårne fibre ved anvendelse af PCM mikroskopi. Metoden er baseret på kvantificering af fibre, der er længere end 5 mikrometer og tyndere end 3 mikrometer, og hvor forholdet længde/tykkelse er større end 3:1. Denne metode eller tilsvarende anbefales anvendt af Arbejdstilsynet (2004). En tilsvarende engelsk metode til bestemmelse af koncentrationer af asbestfibre i luft er udarbejdet af Health and Safety Laboratory (1995).

3.3.2 Fibre i jord

Bestemmelse af asbest i jord er en mere kompliceret analyseteknisk opgave. Mikroskopteknikkerne er baseret på håndteringen af meget små prøvemængder, hvorved sikker bestemmelse af asbest indholdet i jord først og fremmest er et spørgsmål om at frembringe en homogen delprøve. Herefter er det afgørende at få fjernet jordpartikler, der ved lavt asbest indhold udgør hovedparten af prøvematerialet. En manuel isolering af asbestfibre fra en jordprøve er derfor en tidskrævende proces, og er i bedste fald alene en semi-kvantitativ metode.

I det indledende projekt omkring måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering (Miljøstyrelsen, 2007) er der anvendt en indledende frasortering af asbestfibre ved anvendelse af stereomikroskop, og efterfølgende verifikation af asbestfibrestruktur og grundstofsammensætning ved SEM/EDX (Røntgen-mikroanalyse).

Litteratursøgningen har frembragt oplysninger om flere analysemetoder for kvantificering af asbest i jord.

Davies et al. (1996) har udarbejdet en analysemetode til bestemmelse af mængden af asbest i jord og løse sammensatte materialer. Metoden er udarbejdet med henblik på bestemmelse af asbestkoncentrationer i niveauet mellem 0,1 % og 0,0001 % (1.000 – 1 mg/kg TS). Ved metoden fremstilles en suspension af jord, hvorfra der overføres en mindre mængde væske til et membranfilter, og efterfølgende bestemmes antallet af asbestfibre på membranfilteret under anvendelse af PCM.

I Holland er der udarbejdet standarder for undersøgelse, prøvetagning og analyse af asbest i jord (NEN 5707, 2003), samt prøvetagning og analyse af asbest i affaldsmaterialer og byggeaffald (NEN5897). For jord omfatter standarden en strategi for prøvetagning og procedure for prøveforarbejdning, efterfulgt af en bestemmelse af antal/vægt af respirable asbestfibre ved PCM.

Schneider et al. (1998) beskriver udviklingen af en metode til bestemmelse af asbestfibre i bulk materialer på et niveau ned til 0,1 % (1 g/kg TS). Metoden er baseret på anvendelse af polariseret lys mikroskopi (PLM) og kvantificering af antal asbestfibre med PCM, efterfulgt af en beregning af massen af asbestfibre.

Falini et al. (2003) beskriver en metode til bestemmelse af frie fibre af chrysotil i kontamineret jord. Metoden er baseret på separation med en elutriator og efterfølgende bestemmelse af chrysotil fibre i den berigede fraktion ved anvendelse af røntgen pulver diffraktion (XRPD). Metodens detektionsgrænse anslås til 0,5 % (5 g/kg TS).

Det engelske Health and Safety Executive (2005) har udarbejdet en metode til specifikt at undersøge asbest i bulk materialer. Metoden omfatter prøvetagning og identifikation ved anvendelse af PLM, og hævdes teoretisk at kunne kvantificere til en detektionsgrænse på af størrelsesordenen 1 ppm (1 mg/kg TS).

Berman og Kolk (2000) beskriver en metode til kvantificering af den respirable fraktion af støv fra en prøve af jord eller fast materiale. Metoden anvender en støv generator, og efterfølgende separation af partikler i en vertikal elutriator. Fra elutriatoren opsamles den respirable støvfraktion på et filter, der efterfølgende vejes og analyseres ved TEM til bestemmelse af antallet af asbestfibre.

En lang række af problemstillingerne ved kvantificering af asbestfibre i jord er belyst og diskuteret af Perry (2004). En af de påpegede væsentlige problemstillinger er sammenhængen mellem det kvantificerede indhold af asbestfibre i en jordprøve og risikoen for eksponering.

Generelt må det konstateres, at der eksisterer metoder til kvantificering af såvel antal som masse (vægt) af fibre i jord. Metoderne omfatter såvel simple metoder til prøver med stort indhold af asbestfibre eller ACM, og mere komplicerede metoder til bestemmelse af asbestfibre i prøver med meget lille indhold. Derud over findes metoder til bestemmelse af den respirable fraktion af asbestfibre i en jordprøve.

3.3.3 Referencematerialer

For at opstille forsøg til at belyse asbestfibres skæbne i jordmiljøet er det nødvendigt at fremstille prøvemateriale med kendt indhold af asbestfibre, og om muligt også kendt størrelsesfordeling af fibre. Med henblik på at kunne fremstille sådant prøvemateriale er der indhentet oplysninger om mulige referencematerialer.

Hos firmaet Structure Probe, Inc. (2007), findes en del forskellige standard asbestprøver fra forskellige asbestminer rundt omkring i verden.

3.4 Asbestkoncentrationer i udeluft

Litteraturgennemgangen har ikke resulteret i oplysninger om undersøgelser eller vurderinger af det danske baggrunds niveau.

Den tidligere udbredte anvendelse af asbest i eksempelvis bremsebelægninger kan have medført en generel stigning i mængden af asbestfibre i såvel

overfladejord som i luft. Det naturlige baggrunds niveau vil derfor kunne være hævet som følge af en generel miljømæssig eksponering specielt i bynære områder og omkring veje.

Jaffrey (1990) undersøgte udendørs koncentrationer af asbest fibre i luften ved to trafikerede vejkryds i London og fandt, at det totale asbestfiber niveau var fra 0,00055 fibre/ml til 0,0062 fibre/ml. Samme undersøgelse fandt at indholdet af regulerede fibre var >0,0004 fibre/ml.

I en anden undersøgelse af Jones et al. (2005) blev der målt udendørs koncentrationer af asbestfibre i luften ved en række landbrugsspor og sideveje i England. Undersøgelsens afsæt var genanvendelse af ACM som bærelag i vejopbygningen, og resultaterne af i alt 90 målinger viste årlige gennemsnitlige indhold af asbest fibre på et niveau fra 0,0002 fibre/ml til 0,0005 fibre/ml, hvoraf en enkelt lokalitet dog havde en værdi på 0,002 fibre/ml.

Undersøgelsen af Jones et al. (2005) refererer til andre undersøgelser, hvor kvantificering af baggrunds niveauer af asbestfibre i luft i landbrugsområder har vist en koncentration på 0,00001 fibre/ml, mens udendørs luft i byområder har et baggrunds niveau af asbestfibre på 0,0001 fibre/ml.

3.5 Asbestkoncentrationer i indendørs luft

Koncentrationer af asbest fibre i indendørs luft afhænger af tilstedeværelsen af ACM.

Således finder Burdett og Jaffrey (1986) baggrundskoncentrationer af luftbårne asbestfibre fra et niveau mindre end detektionsgrænsen og op til 0,0007 fibre/ml i bygninger uden ACM, mens den luftbårne asbest koncentration i bygninger med ACM blev konstateret op til 0,075 fibre/ml. Af 235 prøver analyseret viste 13 % en asbest koncentration større end 0,01 fibre/ml. Undersøgelsen omfattede bestemmelse af luftbårne asbestfiber koncentrationer og andre fibre i 39 bygninger med ACM materialer i såvel konstruktioner som varmluftforsyninger, heraf dog 4 bygninger uden identificerede ACM materialer.

3.6 Asbestkoncentrationer i jord

Geologisk Institut på Københavns Universitet har været kontaktet uden at dette har resulteret i oplysninger om det danske baggrunds niveau (Geologisk Institut, 2007).

Der er ikke ved litteratursøgningen fundet oplysninger om det upåvirkede baggrunds niveau i Danmark, ligesom det miljømæssigt diffust påvirkede niveau i byområder med AC tagplader, i nærområder til virksomheder der tidligere håndterede asbest eller i områder nær trafikale hovedfærdselsårer (bremsebelægningsstøv) ikke er afklaret.

I litteraturen er der fundet oplysninger om koncentration af asbestfibre i vejstøv med indhold af knust ACM (Jones et al., 2003). Indholdet af asbestfibre ligger her på niveauer fra ca. 50 fibre/mg støv til 1.500 fibre/mg støv. Under antagelse af, at antallet af asbestfibre per gram asbest er ca. 70×10^9 fibre/g (Jones 2004, INCHEM 1986), så ligger det nedre koncentrationsniveau på ca. 0,5 mg/kg støv for et ACM påvirket miljø.

3.7 Asbestfibres skæbne i miljøet

Der er generelt fundet en del kvalitative informationer og oplysninger om asbestfibres skæbne i miljøet, mens informationer om kvantificerbare størrelser med relevans for miljøet er meget sparsomme.

Med udgangspunkt i asbestfibreneres generelle mineralske egenskaber må det forventes, at fibrene på kortere sigt ikke nedbrydes i jordmiljøet.

3.7.1 Mekanisk påvirkning – transport

Asbestfibre har som følge af sin tynde fiberstruktur og beskedne størrelse potentielt stor risiko for transport ved tilførsel af energi fra enten strømmende vand eller luft.

Asbestfibre med lille størrelse og diameter overføres let til luften og kan transporteres over store afstande. Fibre med stor størrelse og diameter overføres knap så let til luften og sedimenterer hurtigere. Tilsvarende transporteres asbestfibre med lille størrelse og diameter let ned i jorden med infiltrationsvand, hvorimod fibre med stor størrelse og diameter knap så let transporteres ned i jorden med infiltrationsvand.

3.7.2 Klimatisk påvirkning – temperatur og fugt

Overordnet er asbestfibres stabile fysiske og kemiske egenskaber overfor høje temperaturer og vand en grundlæggende årsag til fibrenes udbredte anvendelse i forskellige materialer og konstruktioner.

Set ud fra et miljømæssigt synspunkt er det imidlertid væsentligt at få belyst asbestfibres fysiske og kemiske stabilitet overfor lave og varierende temperaturer herunder frost, og i kombination med varierende fugtighed og fordampning.

Tilsvarende er det væsentligt at belyse asbestfibres stabilitet overfor en svagt sur regnvand, og eventuelt i kombination med bestråling med UV lys.

Den gennemførte litteratursøgning har ikke afdækket specifikke informationer om asbestfibres skæbne i det overfladenære jordmiljø. Det australske enHEALTH (2005) beskriver dog chrysotil asbest som hydrofilt og opløseligt i syre.

Der er endvidere fundet kvalitative informationer om reduceret re-suspension af asbestfibre fra fugtige materialer ved mekanisk påvirkning. Reduktionen er generelt størst for lerede jordtyper (Addison et al. 1988), og antyder en form for binding eller adsorption til lerminerale, men kan også skyldes lermineraleernes hydrofile egenskaber.

3.7.3 Påvirkning ved brand

Asbestfibre undergår som beskrevet i afsnit 2.1.1 en fysisk forandring som følge af stærk varmepåvirkning. En væsentlig effekt af denne forandring sker ved omlejring af den mineralske struktur, hvorved de sundhedsmæssige effekter kan ændres. Bridgman (2001) har i en risikovurdering af nedfaldne asbestfibre og ACM fra en brand i England konstateret, at en del af det nedfaldne materiale var denatureret som følge af de høje temperaturer i

brandområdet, og at det som følge heraf har mistet de sundhedsmæssige effekter.

Den kendsgerning, at asbestfibre og ACM undergår fysisk forandring af den mineralske struktur ved kraftig opvarmning, er ligeledes en mulig metode for at fjerne de sundhedsmæssige effekter fra materialet. Dellisanti et al. (2002) beskriver således en metode til termisk behandling af ACM med henblik på at fjerne den sundhedsskadelige fiberstruktur.

3.7.4 Adsorption – humus, ler, sand

Forureninger med kemiske stoffer i jord, belyses generelt ved angivelse af fysisk kemiske og biologiske parametre som vandopløselighed, damptryk, adsorption til organisk stof eller fordelingskoefficient mellem jord og vand, samt potentiale for biologisk nedbrydning.

Asbestfibre udgør en del af jordens mineralske sammensætning, og asbestfibres opførsel i jordmiljøet er derfor overvejende af samme karakter som mineralske partikler. Asbestfibrene er dog i størrelse knyttet til den fineste fraktion af jordens mineraler, og i form og udseende helt speciel.

Litteratursøgningen har som nævnt i afsnit 3.7.2 frembragt informationer om mindre re-suspension af asbestfibre fra ler end fra sand (Addison et al. 1988). Disse informationer antyder en form for interaktion mellem ler og asbestfibre, men kan også skyldes forskelle mellem ler og sand ved den anvendte metode.

3.8 Jord til Luft transport (re-suspension)

Den sundhedsmæssige risiko fra asbestfibre og ACM i jord er afhængig af potentialet for at asbestfibre kan transporteres op i luften (re-suspendere) og blive inhaleret.

Asbestfibre og ACM placeret på jordoverfladen må i denne sammenhæng forventes at være let tilgængeligt for re-suspension, og dermed sårbart i forhold til vindpåvirkning og aktiviteter på det kontaminerede areal. Asbestfibre og ACM-materiale lokaliseret under jordoverfladen udgør ikke umiddelbart en sundhedsmæssig risiko.

I et studie af Addison et al. (1988) blev frigivelsen af løse asbestfibre fra forskellige jordtyper undersøgt ved en kraftig mekanisk påvirkning i et 1,5 m³ testkammer. Undersøgelsen omfattede 3 jordtyper, 3 asbesttyper og 4 koncentrationsniveauer, og i alle 36 forsøgsopstillinger blev støvmængden i luften bragt op til ca. 5 mg/m³.

Addison et al. konkluderer på baggrund af forsøgsresultaterne, at såvel asbesttypen som jordtypen spiller en rolle for koncentrationen af asbest i luften i testkammeret. Generelt stiger frigivelsen i rækken chrysotil – amosit – crocidolit, og i rækken ler – blandet jord – sand. Undersøgelsen blev gennemført med koncentrationer i niveauerne 1 %; 0,1 %; 0,01 % og 0,001 % (10 g/kg TS – 10 mg/kg TS).

Addison et al. gentog efterfølgende samtlige forsøgsopstillinger med tilsætning af vand progressivt til 50 % vægt. Tilsætning af vand havde en stærkt reducerende effekt på frigivelsen af asbestfibre, idet der allerede fra 5 %

vandindhold blev observeret væsentligt reducerede koncentrationer af asbestfibre ved den kraftige mekaniske påvirkning.

Swartjes et al. (2003) har på baggrund af en sundhedsmæssig risikovurdering opsat hollandske tærskelværdier for indhold af asbest i luft baseret på risikoniveauer. For års gennemsnitkoncentrationer af asbestfibre i luft defineres:

- Maximalt Tilladeligt Risiko Niveau (MTR): 100.000 fiber ekvivalenter per m³ luft (0,1 Feq./ml)
- Negligibelt Risiko Niveau (NR): 1.000 fiber ekvivalenter per m³ luft (0,001 Feq./ml)

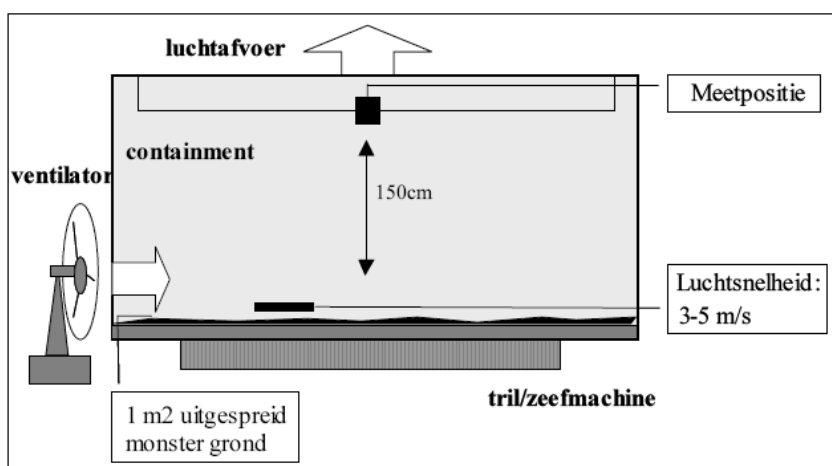
Følgende beregning af fiberekvivalenter er benyttet:

- 1 chrysotil fiber med en længde >5µm : ekvivalent faktor 1
- 1 chrysotil fiber med en længde <5µm : ekvivalent faktor 0,1
- 1 amphibol asbestfiber med en længde >5µm : ekvivalent faktor 10
- 1 amphibol asbestfiber med en længde <5µm : ekvivalent faktor 1

Swartjes et al. noterer i denne sammenhæng, at risikoen for økosystemet fra eksponering med asbestfibre er negligibel, og at der alene eksisterer risiko for mennesker ved indånding og ikke via grundvandet.

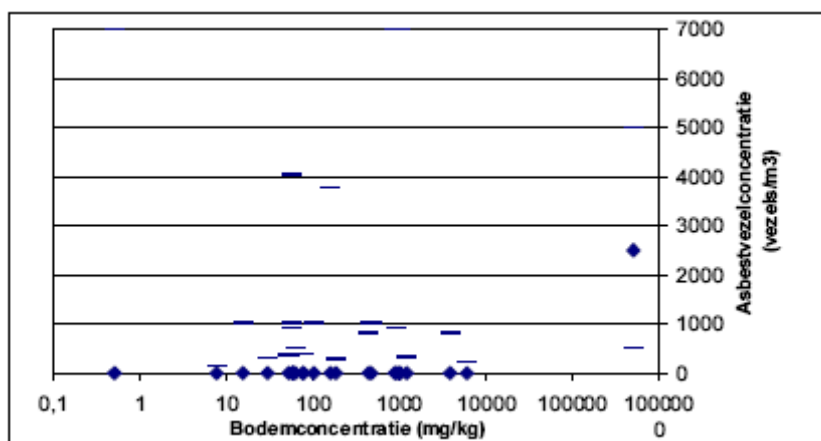
På denne baggrund vurderer Swartjes et al., at emissionen af asbestfibre fra jorden til luften er afgørende, og at denne emission er bestemt ved en primær emission af asbestfibre fra ACM i eller på jorden, og af en sekundær emission af asbestfibre ved re-mobilisering (re-suspension) af asbestfibre allerede frigivet og aflejret. Re-suspension kan foregå ved såvel specifikke aktiviteter som påvirkning fra vind.

Med henblik på at bestemme koncentrationerne af asbestfibre og ACM i jord, der vil kunne give anledning til overskridelser af de opstillede koncentrationerne for MTR og NR, har Swartjes et al. gennemført en række forsøg i et kammer som vist i figur 3.

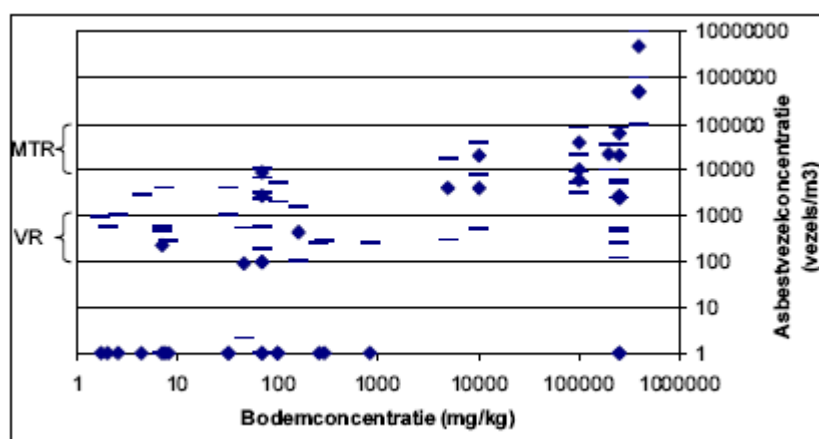


Figur 3 Kammer til bestemmelse af re-suspension af asbestfibre (Swartjes et al., 2003)

Resultaterne af disse undersøgelser er vist i figur 4 for ACM materiale i jord og i figur 5 for frie asbestfibre i jord.



Figur 4 Koncentration af asbestfibre i luft som funktion af indhold af ACM i jord (Swartjes et al., 2003)



Figur 5 Koncentration af asbestfibre i luft som funktion af indhold af asbestfibre i jord (Swartjes et al., 2003)

Swartjes et al. (2003) konkluderer på baggrund af de gennemførte eksperimenter og undersøgelser således:

- Alene jord og materialer med højt indhold af asbestfibre (>10 g/kg TS) gav anledning til målinger, hvor der blev fundet forøgede asbestfiber koncentrationer i luft der overskred MTR niveau. I disse tilfælde gav selv den mindste aktivitet i kombination med tør luft en overskridelse af NR risikoniveauet i luften.
- Overskridelser af MTR niveauer i luft blev kun målt tæt på asbestkilden under intensiv aktivitet som gravning, aflæsning eller kørsel. Fiber koncentrationen falder kraftigt med afstanden til kilden, og var altid mindre end NR risikoniveauet i en afstand af mere end 100 meter fra kilden.
- Ved mindre asbestholdige jorde, hovedsagelig med bundet asbest (<1.000 mg/kg TS) og i enkelte tilfælde med løse asbestfiber materialer (<100 mg/kg TS), blev der ikke påvist asbestfibre i luften, selvom der blev udført aktiviteter som gravning, aflæsning eller sigtning.

3.9 Effekter af vejrpåvirkninger

Jones et al. (2005) undersøgte sammenhænge mellem ugentlige gennemsnitskoncentrationer af asbestfibre og meteorologiske forhold. Undersøgelsen omfatter målinger af asbestfibre i udendørs luft over en periode på 4 uger i september 2004 ved landbrugsveje tilført ACM. Trods den begrænsede periode blev der observeret væsentlige forskelle i vejrforholdene, idet starten af perioden var præget af tørre solrige dage, mens slutningen af perioden var præget af regnfulde dage.

Den testede model knytter vejrforhold til det relative indhold af luftbårne asbestfibre (R), og udtrykker forventninger om, at den relative koncentration af asbestfibre var afhængig af følgende forhold:

- Lavere på en tør dag, der efterfølger en våd dag, sammenlignet med en tør dag, der efterfølger en tør dag;
- Negligibel på våde dage sammenlignet med tørre dage;
- Stigende når solskin tørrer overfladen af landbrugssporet, men med mindre end en lineær sammenhæng i forhold til solskinstimer;
- Er omvendt proportional med den gennemsnitlige vindhastighed som følge af fortynding.

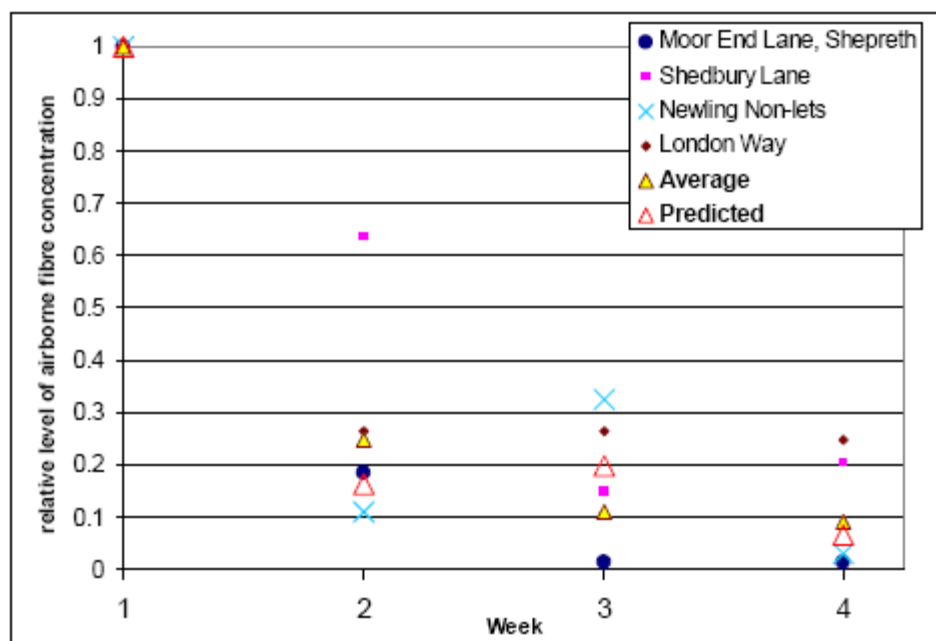
Denne afhængighed blev udtrykt ved nedenstående relative indhold R , defineret som:

$$R = \left[\frac{A(\text{regn}) \cdot B(\text{regn_foregående_dag})}{v_{\text{vind}} + 0,1} \right] \cdot \sqrt[n]{H} \quad \text{ligning [1]}$$

hvor:

- $A(\text{regn}) = 1$ hvis dagens nedbørsmængde er mindre end 0,2 mm, og ellers = 0,
- $B(\text{regn_foregående_dag}) = 1$ hvis den foregående dags nedbørsmængde er mindre end 0,2 mm, og ellers = 1/3,
- v_{vind} er gennemsnits vindhastigheden for dagen (i miles per time (mph) – middel vindhastigheder var oplyst med 1 decimal – dvs. 0,1 mph.),
- H er antal timer med solskin den pågældende dag, og
- n er et helt tal

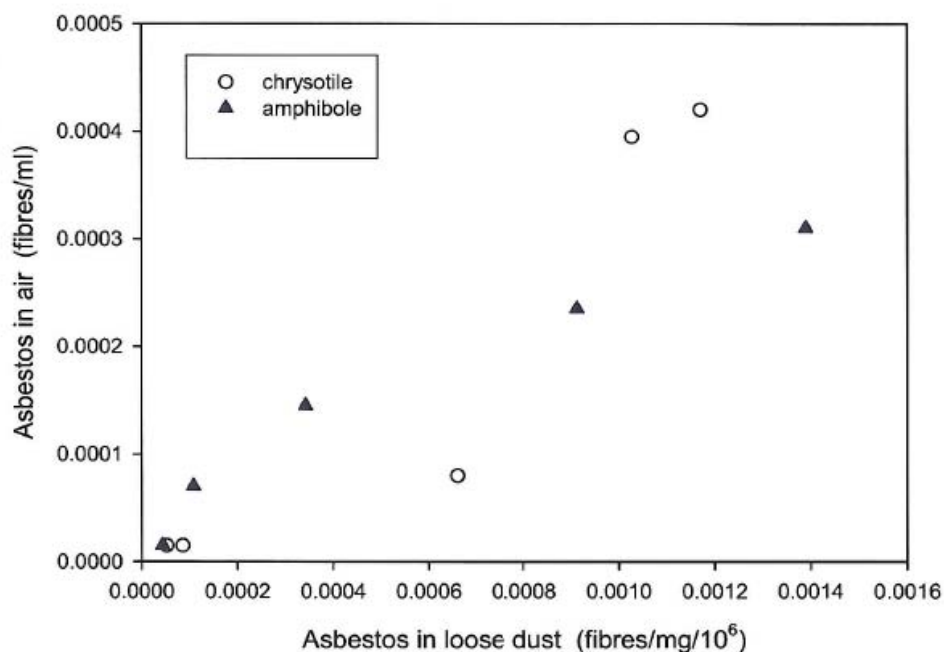
Den opsatte model resulterede i en forholdsvis god overensstemmelse mellem beregnede værdier for hver af de fire uger og gennemsnittet af de relative ugentlige gennemsnitskoncentrationer på fire lokaliteter (to lokaliteter udelukket som følge af overvægt af resultater under detektionsgrænsen). Den opnåede overensstemmelse er vist i figur 6.



Figur 6 Sammenhæng mellem målte værdier og beregnede værdier med den opstillede model (Jones et al., 2005).

Modellen antyder, at de væsentligste faktorer for re-suspension af asbestfibre i denne undersøgelse er fugtighed (regnhændelser) og udtørring af øverste jordlag (solskinstimer), mens vindhastigheden reducerer det relative indhold, formentlig i form af fortynding.

Med udgangspunkt i resultaterne af undersøgelsen er der af Jones et al. (2005) opstillet en sammenhæng mellem asbestkoncentrationen i luft og asbestkoncentrationen i vejstøv. Sammenhængen er vist i figur 7.



Figur 7 Sammenhæng mellem antal asbestfibre i luft og asbest i støv (Jones et al., 2005).

Det fremgår af figuren, at der for både chrysotil og amphibole asbestfibre ses en nogenlunde lineær sammenhæng mellem koncentrationerne af asbestfibre i hhv. luft og støv. Den lineære sammenhæng kan beskrives ved ligning 2.

$$C_{luft} = k \cdot C_{støv} \quad \text{ligning [2]}$$

Proportionalitetskonstanten k kan bestemmes som hældningen på linien og er af størrelsesordenen 3×10^{-7} ml/mg støv.

Det bemærkes, at ovennævnte sammenhæng er fremkommet under omstændigheder, hvor såvel aktivitet (bilkørsel) som vind og vejr har påvirket måleresultaterne i luften.

4 Beregninger

4.1 Re-suspension baseret på Miljøstyrelsens B-værdi

På baggrund af ligning 2 kan der udføre beregning af koncentrationen af asbestfibre i støv (jord) baseret på krav om overholdelse af Miljøstyrelsens B-værdi.

Sættes B-værdien på 0,0004 F/ml ind i ligning 2 fremkommer en $C_{\text{støv}}$ værdi på 1.333 F/mg støv, eller 1.333×10^6 F/kg støv.

Under antagelse af et antal asbestfibre på ca. 70×10^9 fibre pr. gram asbest eller mindre (Jones 2004, INCHEM 1986), kan der beregnes en koncentration på maksimalt 18 mg/kg støv.

5 Vurderinger og anbefalinger

5.1 Asbestfibres skæbne i jord

Det gennemførte studie har vist, at der generelt er ganske få informationer om asbestfibres skæbne i jord, herunder specielt binding til jordens mineralske og organiske komponenter. Der er i enkelte laboratorieundersøgelser konstateret antydninger af en form for interaktion med ler og vand, idet frigivelsen af asbestfibre er mindre fra ler og fra fugtige materialer.

Det vurderes umiddelbart, at asbestfibreneres mineralogiske egenskaber er afgørende for en eventuel binding til jord, og at denne binding vil kunne resultere i en reduceret frigivelse af asbestfibre til luft ved re-suspension.

Nedbrydning af asbestfibre i jord vil kunne ske ved påvirkning med syre svarende til en almindelig mineralisk forvitring. Dette er imidlertid en yderst langsom proces, som formentlig ikke vil være af afgørende betydning indenfor en kortere tidsperiode.

På kort sigt kan asbestfibre neddeles i mindre partikler ved mekanisk påvirkning, og det kan ikke udelukkes at påvirkninger i form af frost/tø og eventuelt fugt/tørke vil kunne medføre en neddeling af fibrene. Neddeling af fibre vil kunne være både positiv og negativ ud fra et sundheds- og miljømæssigt synspunkt, idet lange fibre kan neddeles til korte fibre med stort potentiale for re-suspension, og disse kan igen neddeles til meget korte fibre med mindre sundhedsmæssig risiko og mulighed for at trænge dybere ned i jorden.

5.2 Jordkvalitetskriterium for asbest

Det gennemførte studie har vist, at der i Holland og England arbejdes med et kvalitetskriterium for asbestfibre i jord på 10 mg/kg TS svarende til 0,001 %.

Det fremgår af beregningen i afsnit 4.1, at der baseret på målinger påvirket af såvel aktivitet som vind og vejr, og under forudsætning af overholdelse af Miljøstyrelsens B-værdi, vil være et krav om en koncentration af asbestfibre i jord på 18 mg/kg jord eller mindre. Dette vurderes at være i god overensstemmelse med kriterierne i Holland og England

Det vurderes at være væsentligt, at der til et kvalitetskriterium for asbestfibre i jord bliver knyttet en tilhørende metode for prøvetagning og analytisk bestemmelse af asbestfibre.

Det anbefales, at der med udgangspunkt i de informationer, der er fremkommet i dette studie, arbejdes hen imod en fastlæggelse af et jordkvalitetskriterium og en tilhørende anbefalet metode for kvantificering af indhold af asbestfibre i jord. Det vurderes endvidere at være hensigtsmæssigt, at der udarbejdes en procedure for fremgangsmåden ved undersøgelse af potentielt asbestforurenede grunde.

6 Konklusioner

Asbestfibre er mineraler, og fibrenes skæbne i jordmiljøet er tæt knyttet til de mineralske egenskaber. Fibrene kan i nogen grad bindes til vand og lerpartikler, formentlig baseret på mineralernes overfladekemiske sammensætning. Fibrene er bestandige, men vil som jordens øvrige mineralske partikler langsomt forvitre som følge af påvirkninger fra processer i jorden.

De sundhedsmæssige effekter af asbestfibre er velkendte og relateret til luftvejene, og eksponering af mennesker er stærkt knyttet til indånding af asbestfibre, der afsættes i lungevævet. Den væsentligste eksponeringsvej i relation til asbestfibre og asbestholdigt materiale i jord er derfor re-suspension af asbestfibre.

Asbestfibre og ACM afsat på jordoverfladen udgør en potentiel mulighed for re-suspension af asbestfibre til luften, og heraf følgende eksponeringsrisiko. Resultater fra undersøgelser af re-suspension af asbestfibre udført i såvel laboratorier som i felten viser, at ved et indhold af asbestfibre i jord på 10 mg/kg TS vil eksponeringsrisikoen være af sammen størrelsesorden som Miljøstyrelsens B-værdi.

7 Referencer

- Addison, J.; Davies, L.S.T.; Robertson, A.; Willey, R.J. (1988)
The release of dispersed asbestos fibres from soils.
Edinburgh: Institute of Occupational Medicine. Report TM/88/14.
- Arbejdstilsynet (2004)
Bekendtgørelse om asbest
Arbejdstilsynets bekendtgørelse nr. 1502 af 21. december 2004
- Arbejdstilsynet (2005)
At-vejledning – Stoffer og materialer – C.2.2
Asbest – juli 2005
- Arbejdstilsynet (2007)
At-vejledning – Stoffer og materialer – C.O.1
Grænseværdier for stoffer og materialer – august 2007
- ATSDR (2001)
Toxicological profile for Asbestos
Agency for Toxic Substances and Disease Registry
U.S. Department of Health and Human Services.
- Bridgman, S. (2001)
Community health risk assessment after a fire with asbestos containing fallout
Journal of Epidemiological Community Health, 2001, vol. 55, 921-927.
- Dellisanti, F.; Minguzzi, V.; Morandi, N. (2002)
Experimental results from thermal treatment of asbestos containing materials
GeoActa, vol 1, 2001-2002, pp. 61-70, Bologna
- enHEALTH (2005)
Management of asbestos in the non-occupational environment
The enHEALTH Council, a subcommittee of the National Public Health
Partnership, Australia
- Europakommissionen (2000)
Management of Construction and Demolition Waste.
Working document no. 1. DG.ENV.E.3
- Europakommissionen (2005)
Praktisk vejledning for arbejdsgivere, arbejdstagere og arbejdstilsynet om
bedste praksis til at forebygge eller minimere asbestrisikoen ved arbejde, hvor
der forekommer (eller kan forekomme) asbest.
Udgivet af Udvalget af Arbejdstilsynschefer (SLIC)
- Geologisk Institut, Københavns Universitet (2007)
(personlig kommunikation med Henrik Breuning-Madsen)
- HSE – Health and Safety Executive (2005)
Asbestos: The analysts' guide for sampling, analysis and clearance procedures

- ICRCL (1990)
Asbestos on contaminated sites.
Interdepartmental Committee on the Redevelopment of Contaminated Land
– Guidance Note 64/85, second edition
- INCHEM (1986)
International programme on chemical safety – Environmental Health Criteria
53 – Asbestos and other natural mineral fibres.
- Jones, A.D.; Cherrie, J.W.; Cowie, H.; Soutar, A. (2005)
An assessment of risk due to asbestos on farm tracks and rights of way in
South Cambridgeshire. Institute of Occupational Medicine – Research Report
TM/05/07.
- Jones, Robert (2004)
Living in the Shadow of the Asbestos Hills (The Need for Risk Based
Cleanup Strategies for Environmental Asbestos Contamination in South
Africa). Global Asbestos Congress 2004, Tokyo, Japan
- Miljøstyrelsen (2002)
B-værdivejledningen – Oversigt over B-værdier
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2. 2002.
- Miljøstyrelsen (2005)
Liste over kvalitetskriterier i relation til forurennet jord
Opdateret december 2005
- Miljøstyrelsen (2007)
Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering
Miljøprojekt nr. 1154
- Sundhedsstyrelsen (2000)
Brev af 25. august 2000 vedrørende asbest i drikkevand
- Swartjes, F.A.; Tromp, P.C.; Wezenbeek, J.M. (2003)
Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest
TNO Milieu, Energie en Procesinnovatie, Grontmij
RIVM rapport 711701034/2003 (in dutch with english summary)
- Structure Probe Inc. (2007)
UICC (Union Internationale Centre le Cancer) Asbestos Standards
<http://www.2spi.com/catalog/standards/stnds.shtml> besøgt 10. september 2007
- U.S. Geological Survey (2007)
Encyclopedia of Earth
http://www.eoearth.org/article/Geology_of_asbestos
- WHO – World Health Organization (1973)
International Agency for Research on Cancer
IARC Monographs Volume 2
- WHO – World Health Organization (1977)
International Agency for Research on Cancer
IARC Monographs Volume 14

WHO – World Health Organization (1987)
International Agency for Research on Cancer
IARC Monographs Supplement 7

WHO – World Health Organization (2000)
Air Quality Guidelines for Europe – Second Edition
WHO regional publications, European series, No. 91

WHO – World Health Organization (2003)
Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-
water Quality