



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Asbest i jord – eksponering og undersøgelsesmetode

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 INDLEDNING	11
1.1 BAGGRUND	11
1.2 MÅLSÆTNING	11
1.3 FORMÅL	12
2 OMFANG OG METODE	13
2.1 INDLEDNING	13
2.2 OMFANG	13
2.3 METODE	13
3 EKSPONERINGSSCENARIE	15
3.1 INDLEDNING	15
3.2 FORUDSÆTNINGER	15
3.3 EKSPONERING	16
3.3.1 Baggrundsniveau	17
3.3.2 Forureningskildens sammensætning og omdannelse	17
3.3.3 Jordmatrikens sammensætning og fugtighed	19
3.3.4 Påvirkninger fra vind	21
3.3.5 Plantedække og jordoverflade	21
3.3.6 Opholdstid ved forureningskilden	21
3.3.7 Aktivitet ved forureningskilden	22
3.4 SAMLET EMISSION - EKSPONERING	22
4 RESUSPENSION	25
4.1 PRINCIPPER	25
4.2 RESUSPENSIONS FAKTOR	25
4.3 RESUSPENSIONS RATE	28
4.4 AKTIVITETSBASERET RESUSPENSION	29
4.5 MODEL FOR BEREKNING AF FLUXENS STØRRELSE	29
4.5.1 Fluxens bidrag til fiberkoncentration ved resuspension til udeluft	29
4.5.2 Beregning af maksimal flux ved et scenarie med aktivitet	31
5 FORSLAG TIL JORDKVALITETSKRITERIUM	33
5.1 INDLEDNING	33
5.2 GRUNDLAG FOR ET JORDKVALITETSKRITERIUM	33
5.2.1 Basisforudsætninger	33
5.2.2 Respirable fibre	34
5.2.3 Fra fiberdimensioner til masse	37
5.2.4 Vurdering af forskellige fiberstørrelsers potentielle flux	38
5.3 BEREKNINGER OG VURDERINGER	40
5.3.1 Størrelsesfordeling af asbestfibre i jord	40
5.3.2 Beregninger af resuspension ved resuspensionsfaktoren	41
5.3.3 Beregning af resuspension baseret på resuspensionsraten	42

5.4	SAMLET VURDERING	43
6	ANALYSEMETODE FOR ASBEST I JORD	45
6.1	INDLEDNING	45
6.2	GENERELLE OVERVEJELSER	45
6.3	POTENTIELLE ANALYSEMETODER	46
6.4	DEN HOLLANDSKE ANALYSEMETODE NEN 5707	47
6.4.1	<i>Omfang, metode og principper</i>	47
6.4.2	<i>Erfaringer med den hollandske metode og prisniveau</i>	48
6.4.3	<i>Den hollandske asbest protokol</i>	49
7	PROCEDURE FOR PRØVETAGNING	51
7.1	INDLEDNING	51
7.2	DEN KONCEPTUELLE MODEL - MÅLET	51
7.3	DEN STRATEGISKE MODEL - FREMGANGSMÅDEN	52
7.3.1	<i>Inspektion</i>	52
7.3.2	<i>Prøvetagning</i>	53
7.3.3	<i>Analyse og kvantificering</i>	54
7.3.4	<i>Protokol for vurdering af risiko</i>	54
7.4	ANBEFALINGER VEDRØRENDE PROCEDURE FOR PRØVETAGNING	56
8	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	57
9	REFERENCER	59

BILAGSLISTE

Bilag A – Beregninger - koncentration af respirable fibre på 100 mg/kg TS

Forord

Miljøstyrelsen har i 2006 og 2007 gennemført en projektrække, der belyser risikoen omkring frigivelse af asbestfibre til miljøet – eksempelvis i forbindelse med renoveringsopgaver på asbestholdige tage eller ved eksplosionsagtig brand i tagkonstruktioner med tagplader af asbestcement. Senest er der gennemført et projekt der belyser, hvor stor sundhedsmæssig risiko asbestfibre udgør efter at være tilført jord, og som specifikt belyser asbestfibres skæbne i jordmiljøet.

Resultaterne af disse projekter viser, at der kan være en sundhedsmæssig risiko forbundet med indhold af asbestfibre i jord, idet asbestfibre kan hvirvles op og blandes med luft (resuspendere og danne en suspension) og derved medføre eksponering af mennesker. Størrelsen og betydningen af denne resuspension er dog ikke kvantificeret i forhold til en forurenings styrke ved kilden, og grundlaget for at kunne kvantificere et indhold af asbest i jord er mangelfuldt.

Miljøstyrelsen har på denne baggrund igangsat nærværende projekt, der er gennemført med henblik på at kvantificere resuspension af asbestfibre fra jorden til udeluften. På baggrund heraf ses på muligheden for at fremkomme med et forslag til et jordkvalitetskriterium¹, der afspejlet risikoen ved eksponering for asbestfibre i jorden. I tilknytning hertil skal der fastlægges en målemetode og en procedure for prøvetagning, der kan dokumentere i hvilken grad, jorden på en lokalitet er påvirket med asbestfibre.

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

Projektet er udarbejdet af Rambølls Afdeling for Jord og Vandmiljø af kemiingeniør Kim Haagensen. Projektet er udført i perioden september 2008 til juni 2009.

¹ Miljøstyrelsen skal gøre opmærksom på, at det foreslåede jordkvalitetskriterium for asbest i jord er administrativt sat og at det ikke er baseret på en sundhedsmæssig vurdering og beregnet efter de principper, som angives for jordkvalitetskriterier i Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2006 "Metode til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundheden".

Sammenfatning og konklusioner

Baggrund og formål

Asbest findes udbredt i bygninger og konstruktioner i Danmark, og kan i forbindelse med nedbrydning, renovering eller brand blive tilført jordoverfladen og jorden.

Formålet med dette projekt er at kvantificere risikoen for eksponering af mennesker for asbestfibre afsat på jordoverfladen eller i jorden, og en tilhørende målemetode til bestemmelse af indholdet af asbest i jorden. Og på baggrund heraf at foreslå et jordkvalitetskriterium for asbestfibre.

Undersøgelsen

Nærværende projektrapport er baseret på en indsamling af litteratur om resuspension af partikler med henblik på efterfølgende at kvantificere resuspension af asbestfibre fra jordoverflader. Der er beskrevet et eksponeringsscenario for børns leg på et asbestforurenede areal, og på baggrund heraf foretaget beregninger af resuspensionens kvantitative størrelse, med henblik på at sikre et risikobaseret faglig grundlag for et nyt jordkvalitetskriterium for asbest.

Der er endvidere etableret et grundlag for at anbefale en målemetode for bestemmelse af indholdet af asbest i jord i tilknytning til jordkvalitetskriteriet. Målemetoden og den tilhørende procedure for prøvetagning sikrer, at risikoen ved asbest i jorden på en lokalitet afspejles i undersøgelsens resultater. For selve undersøgelsen på en lokalitet er der foreslået en beslutningsprotokol, der beskriver en fremgangsmåde til vurdering af risikoen ved asbestforurening i jorden.

Hovedkonklusioner

Beregninger af resuspensionen af asbestfibre under børns leg på et asbestforurenede areal viser, at jordkoncentrationen af respirable asbestfibre skal være mindre end af størrelsesordenen 1 – 100 mg/kg TS afhængig af størrelsen af de respirable asbestfibre. Det samlede indhold af asbest i jorden består imidlertid både af respirable asbestfibre og af ikke-respirable asbestfibre, hvoraf den samlede masse i jorden hovedsagelig er knyttet til den ikke-respirable asbest.

Det konkluderes, at såfremt det samlede indhold af asbest i jorden er mindre end 100 mg/kg TS, så vil det samlede indhold af respirable asbestfibre i jorden være mindre end ca. 3 mg/kg TS, og dermed vil der ikke være risiko for uacceptabel eksponering hverken generelt eller ved børns leg på et asbestforurenede areal.

Projektresultater

På baggrund af projektets resultater foreslås et jordkvalitetskriterium for asbest på 100 mg/kg TS.

Hvis det samlede indhold af asbest i jorden er over 100 mg/kg TS, eller der er et indhold af bunden asbest i jorden, som er større end 1.000 mg/kg TS, så vil det for at udelukke risiko ved eksponeringen være nødvendigt at undersøge

ved yderligere analyse, om indholdet af respirable asbestfibre er mindre end 3 mg/kg TS.

I tilknytning til det foreslåede jordkvalitetskriterium anbefales det at benytte en hollandsk metode til undersøgelse, prøvetagning og kvantificering af asbest i jord. Metoden bygger på en trinvis evaluering af omfanget af en forurening med asbest i jorden.

Summary and conclusions

Background and purpose

Asbestos is prevalent in buildings and structures in Denmark, and might as a consequence of activities such as demolition, renovation or accidental fires, contaminate surface soil or soil.

The aim of this project is to quantify the risk to human health of exposure from asbestos fibres in the soil environment, and to suggest an asbestos soil quality criterion, according to the Danish regulation of contaminated soils. The criterion should be based on a validated method to quantify the concentration of asbestos in soil, as well as a procedure for screening and sampling of the soil.

The investigation

This report is based on a survey of literature regarding the re-suspension of particles from surfaces, and leading to the quantification of asbestos fibre re-suspension from soil surfaces. A scenario of exposure based on the playing activity of children on an asbestos-contaminated area is described, and the maximum re-suspension of asbestos particles is quantified, in order to make sure that a Danish soil quality criterion is related to the actual risk in a worst case scenario. Furthermore, existing methods of asbestos quantification in soil and materials are evaluated and a specific method and sampling procedure for determining asbestos quantities in relation to the soil quality criterion so that the risk of asbestos in soil is expressed in the results of a survey. A protocol describing risk assessment is established.

Main conclusions

Calculations of the re-suspension of different sizes of respirable asbestos fibres showed that the main risk of exposure could be connected to the smallest size of respirable fibres. If the amount of the respirable fibres in soil is less than 1 - 100 mg/kg DM, depending on size, the re-suspension of respirable asbestos fibres would be less than the Danish air quality criterion. However, the total amount of asbestos in soil consists of both respirable and non-respirable asbestos fibres, and the main part of the amount is the non-respirable part.

It is concluded that if the total amount of asbestos in soil is less than 100 mg/kg DM, the amount of respirable asbestos fibres will be less than approximately 3 mg/kg DM, and there will be no unacceptable risk related to the exposure of children playing on the ground.

Project results

Based on the results of the project a soil quality criterion of 100 mg/kg DM of asbestos is suggested.

If this soil quality criterion is exceeded, or if the amount of bound asbestos in the soil exceeds 1.000 mg/kg DM, further analysis is necessary to determine whether the respirable asbestos fibres content is less than 3 mg/kg DM.

It is recommended that the asbestos soil quality criterion be used together with a Dutch method for the investigation, sampling and analysis of asbestos in soil. This method has a tiered approach of evaluating asbestos contamination in soil on a site.

1 Indledning

1.1 Baggrund

Asbest er en fælles betegnelse for naturligt forekommende silikatbaserede mineraler, der danner lange tynde, fleksible fibre. Asbest har været anvendt i en lang række sammenhænge baseret på fibrenes egenskaber i form af stor fleksibilitet og høj styrke, lav termisk ledningsevne og høj kemisk resistens. Egenskaber der eksempelvis har været ønskede i tagplader af cement og i loft- og vægplader af sammensatte fibermaterialer, i bremsebelægninger og som isoleringsmateriale i ovne, samt i en lang række andre anvendelser af materialer i vores samfund. En oversigt over materialer hvor asbestfibre er blevet anvendt findes i en vejledning fra Udvalget af Arbejds miljøtilsynschefer (Europakommissionen, 2005).

De sundhedsmæssige risici ved indånding af asbestfibre har været i fokus som et stigende problem siden 1970'erne, og myndighederne i en lang række lande har som følge heraf indført forbud mod anvendelsen 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 bortskaffelse er forbundet med risiko for eksponering, og dermed krav til såvel uddannelse af personale som håndtering af materiale og slutdeponering.

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 lyset heraf, og idet der allerede findes baggrundsforurening af asbest på grund af de materialer og produkter med indhold af asbest, der findes udbredt i samfundet, har Miljøstyrelsen ønsket at få belyst risikoen for eksponering af mennesker for asbestfibre afsat på eller fundet i jord.

1.2 Målsætning

Målet med nærværende projekt er, at få opstillet et forslag til et kvalitetskriterium for asbestfibre i jord, der afspejler risikoen for eksponering af mennesker, og i tilknytning hertil at få opstillet et forslag til en analytisk metode til kvantificering af asbestfibre i jord, der tager højde for den konkrete eksponering for asbestfibre fra jord via luften. Det er endvidere et mål, at der bliver udarbejdet en procedure for prøvetagning i relation til undersøgelse af potentielt asbestforurenede grunde.

Udgangspunktet for dette projekt er de tidligere gennemførte projekter "Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering" (Miljøstyrelsen, 2007) og "Asbestfibre i jordmiljøet" (Miljøstyrelsen, 2008a). Disse projekter har vist, at kvantificering af asbestfibre i jord er vanskelig, og ikke nødvendigvis bliver lettere ved at benytte avanceret analytisk udstyr som eksempelvis scanning elektronmikroskopi kombineret med røntgen mikroanalyse (SEM/RMA).

Projekterne har endvidere vist, at eksponering for asbestfibre afsat på eller i jord udgør en potentiel risiko, at risikoen for frigivelse af asbestfibre fra jorden er stærkt knyttet til resuspension, og at fiberstørrelsen er en væsentlig faktor i relation til dels den sundhedsmæssige risiko og dels potentialet for resuspension. Ved resuspension forstås ophvirvling af materiale fra eksempelvis jordoverfladen til luften. Resuspension sker ved tilførsel af energi, eksempelvis ved påvirkning fra vind eller gennem aktivitet som gravning eller leg.

Den potentielle resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen bliver derfor i nærværende projekt vurderet i forhold til størrelsen af asbestfibrene. Gennem beregning af resuspensionens størrelse under realistiske eksponeringsscenerier knyttes kravværdien for asbestfibre i luft til de anvendte metoder for fastsættelse af jordkvalitetskriterier i Danmark. Herved undersøges det, om der kan opstilles et kvalitetskriterium for asbestfibre i jord. På baggrund af kvalitetskriteriets koncentrationsniveau kan der efterfølgende fastlægges krav til kvantificering, analytisk metode og procedure for prøvetagning.

1.3 Formål

Formålet med projektet er i punktform at:

- opstille en prøvetagningsstrategi for asbestfibre i jord på en lokalitet,
- foreslå en eller flere laboratoriemetoder til undersøgelse af asbestfibre i jord,
- vurdere om de(n) foreslåede laboratoriemetode(r) kan udføres på danske laboratorier, og at skønne omkostningerne hertil,
- foreslå et jordkvalitetskriterium for asbestfibre,

2 Omfang og metode

2.1 Indledning

Dette arbejde er gennemført indenfor rammerne af en projektbeskrivelse udarbejdet i samarbejde mellem Miljøstyrelsen og Rambøll (Miljøstyrelsen, 2008b). Projektbeskrivelsen er baseret på et projektoplæg udarbejdet af Miljøstyrelsen og et projekttilbud udarbejdet af Rambøll. I dette kapitel er beskrevet omfang og metode for projektet.

2.2 Omfang

Der har i dette projekt været fokus på at tilvejebringe oplysninger, der kunne udgøre grundlaget for at vurdere og beregne størrelsen af resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen, og derved belyse eksponeringen af mennesker, der befinder sig på et asbestforurenede areal. Endvidere har der været fokus på at tilvejebringe beskrivelser af potentielle analytiske metoder til bestemmelse af asbestfibre i jord eller materialer, der sikrer kvantificering af asbestfibre på et tilstrækkeligt lavt niveau.

Der er samtidig søgt oplysninger om hensigtsmæssige procedurer for prøvetagning af potentielt asbestforurenede jord, som med stor sikkerhed kan belyse om en lokalitet er forurenede med asbestfibre eller ej. En procedure der som udgangspunkt skal være baseret på en analyse af forureningens opståen og spredning (en konceptuel model), samt en vurdering af fremgangsmåde, placering af prøvetagningsfelter, -punkter og antal (en strategisk model).

Dette projekt har ikke omfattet en vurdering af de sundhedsmæssige problemstillinger vedrørende asbest og risikoen ved eksponering for asbestfibre. Arbejdet har alene fokuseret på at tilvejebringe oplysninger til at belyse og kvantificere eksponeringen af mennesker for asbestfibre, der har været afsat på eller i jorden. Det udarbejdede forslag til jordkvalitetskriterium bygger således på det sundhedsmæssigt fastsatte kvalitetskriterium for luft. Hertil er der udarbejdet et eksponeringsscenario, der belyser og kvantificerer mobiliseringen af asbestfibre fra jordoverfladen til udeluften.

2.3 Metode

Projektet har taget afsæt i resultaterne og overvejelserne i de tidligere gennemførte projekter "Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering" (Miljøstyrelsen, 2007) og "Asbestfibre i jordmiljøet" (Miljøstyrelsen, 2008a).

Udgangspunktet for projektet har været en hollandsk vejledning til de lokale myndigheder, der angiver retningslinjer for fremgangsmåde ved undersøgelse i forbindelse med lokalisering af potentielt asbestforurenede lokaliteter (RIVM, 2007), samt en ligeledes hollandsk rapport om vurdering af risiko ved jordforurening med asbest (RIVM, 2003). I tilknytning hertil er den hollandske norm for undersøgelse og analyse af asbest i jord hjemtaget (NNI,

2003). Endvidere har den engelske metode for kvantificering af asbestfibre i jord indgået i vurderingerne i projektet (HSE, 2005).

Der er i projektet så vidt det har været muligt søgt at fastholde de koncepter, der ligger til grund for fastsættelsen af jordkvalitetskriterier i Danmark (Miljøstyrelsen, 2006), og de grundlæggende fremgangsmåder for undersøgelser af forurenede grunde jf. Miljøstyrelsens vejledninger i henhold til lov om forurenede jord (Miljøstyrelsen, 1998a, 1998b, 1998c).

Miljøstyrelsens vejledning for fastsættelse af kvalitetskriterier for jord omfatter alene eksponering ved indtagelse af jord eller ved hudkontakt (side 45 i Miljøstyrelsen, 2006). Indtagelse og hudkontakt med asbestfibre ikke er de sundhedsmæssigt betænkelige eksponeringsveje for asbestfibre, og fastsættelse af et jordkvalitetskriterium for asbest er derfor baseret på et ikke hidtil beskrevet og kvantificeret eksponeringsscenario.

Ud fra eksponeringsscenerier for asbest i jord og fibrenes frigivelse til luften over jorden under worst-case forhold, jf. kapitel 3, hvor der er opstillet et scenarium med børns leg på asbestforurenede jord, er der i kapitel 4 og 5 foretaget beregninger af størrelsen af resuspensionen af asbestfibre, hvor størrelse af fibrene, størrelse af koncentrationen i jord samt vindhastigheden varierer. Der er i beregningsmodellen taget hensyn til aktiviteten fra børns leg, bl.a. ved at foretage et konservativt eksponeringsscenario. På baggrund af beregningerne er der vurderet, om den gennemsnitlige udsættelse for fibrene ved en bestemt grad af jordforurening med asbest er over eller under luftkvalitetskriteriet for asbest.

Med hensyn til krav til den tilhørende målemetode til bestemmelse af asbestkoncentrationen i jorden er der tilsvarende fokuseret på, at metoden skal kunne afklare den forureningsgrad af asbest i jorden, hvorved luftkvalitetskriteriet kan overholdes, samt at metoden, så vidt muligt, skal kunne sikre detektion af asbest på et niveau ca. 10 gange lavere end jordkvalitetskriteriet.

Med baggrund i de målemetoder, der vurderes at være hensigtsmæssige i relation til at afspejle risiko, og med udgangspunkt i det udarbejdede eksponeringsscenario, er udarbejdet et begrundet forslag til et jordkvalitetskriterium for asbest, udtrykt i enten mg/kg eller antal fibre/kg jord tørstof.

3 Eksponeringsscenario

3.1 Indledning

Eksponering af mennesker for asbestfibre, som har været afsat på jordoverfladen eller været opblandet i jord, kan ske ved spisning af jord (indtag) og ved indånding (inhalering) af materiale, der hvirvles op fra jordoverfladen (resuspension). Der antages ikke at kunne ske nogen optagelse ved hudkontakt (dermalt).

Farligheden af asbestfibre er knyttet til inhalering af fibre og afsætning af disse i lungerne. En følge heraf er, at farligheden er knyttet til fibre af ganske bestemte dimensioner, idet større fibre ikke kan trænge ned i lungerne, og mindre fibre ikke vil blive afsat i lungerne eller vil blive fjernet gennem kroppens almindelige funktioner. Der er i nærværende rapport ikke udført en sundhedsmæssig vurdering af asbestfibrene.

Eksponering af mennesker for asbestfibre i jord er knyttet til resuspension af fiberpartikler fra jordoverfladen. Resuspension af partikler sker ved tilførsel af energi til partiklerne gennem vindpåvirkning, eller gennem forskellige mekaniske påvirkninger som eksempelvis jordarbejde, trafik, havearbejde, leg og anden bevægelse.

Samtidig med resuspension af partikler fra en overflade sker der en sedimentation (bundfældning) af partikler til overfladen som følge af tyngdekraften, og dertil en dispersion (opblanding) som følge af sammenblanding af luftvolumener og spredning ved luftbevægelser. Samlet medfører dette, at koncentrationen i luften aftager med afstanden til kildeområdet, og at kildestyrken af et kildeområde over tid reduceres ved almindelige fysiske processer forårsaget af vind og vejr.

I dette kapitel er der vurderet og diskuteret en række scenarier for eksponering, således at fastsættelse af et jordkvalitetskriterium sker indenfor rammerne af realistiske og velbeskrevne eksponeringsforhold for asbestfibre i jord.

3.2 Forudsætninger

Miljøstyrelsens B-værdi for asbestfibre i luft er fastsat til 400 fibre/m^3 (F/m^3) (Miljøstyrelsen, 2002). Ifølge Luftvejledningen (Miljøstyrelsen 2001) defineres B-værdien (bidragsværdien) som den enkelte virksomheds samlede maksimalt tilladelige bidrag til tilstedeværelsen af et forurenende stof i luften udenfor virksomheden som immission, dvs. i $1\frac{1}{2}$ m højde.

Udgangspunktet for B-værdien er, at B-værdien skal overholdes som en middelværdi over en time, der ikke overskrides mere end ca. højst 7 timer pr. måned, dvs. 1 % af tiden. Når man på baggrund af et luftkvalitetskriterium skal fastlægge en B-værdi, er karakteren af stoffets skadelige virkning, og den tid det virker i, derfor afgørende. For kræftfremkaldende stoffer, som f.eks.

asbestfibre, er det sædvanligvis den samlede dosis og dermed i realiteten den gennemsnitlige koncentration af stoffet, der er afgørende for den kræftfremkaldende effekt.

B-værdien anvendes for at beskytte befolkningen mod skadelige effekter/gener fra luftforurening. Derfor fastsættes B-værdier ud fra et generelt ønske om et højt beskyttelsesniveau. B-værdien skal derfor betragtes som en sikkerhedsgrænse og ikke en faregrænse (Miljøstyrelsen, 2002).

B-værdien er knyttet til analytisk bestemmelse af antallet af asbestfibre med fasekontrast mikroskopi (PCM), hvor asbestfibre med dimensioner større end $5 \mu\text{m}$ og længde:bredde forhold større end 3:1 bestemmes (WHO, 1997). Asbestfibre med længde mindre end $2 - 3 \mu\text{m}$ vurderes ikke at kunne være årsag til kræft og asbestfibre med længde op til $10 \mu\text{m}$ vurderes at blive fjernet væsentligt hurtigere fra lungerne end længere fibre (ACHS, 2007).

B-værdien gælder udendørs og er en faktor 40 større end luftkvalitetskriteriet, en faktor som er fastlagt ud fra meteorologiske spredningsberegninger. Selve luftkvalitetskriteriet er sat ud fra en teoretisk livstidsrisiko på 10^{-6} eller svarende til 1 kræfttilfælde per 1.000.000 personer i løbet af en periode på 70 år (Miljøstyrelsen, 2006).

Miljøstyrelsens kvalitetskriterium for asbestfibre i luft er 1/40 del af B-værdien, og er derfor sat til 10 F/m^3 .

Det bemærkes i denne forbindelse, at WHO angiver baggrundsværdier for landområder på under 100 F/m^3 , og generelle niveauer i byer varierende fra under hundrede til op mod flere tusinde fibre pr. m^3 (WHO, 2000). Arbejdstilsynets grænseværdi er til sammenligning på 100.000 F/m^3 (Arbejdstilsynet, 2007).

3.3 Eksposering

Eksposeringens størrelse og farlighed afhænger af en lang række faktorer. Nogle af disse faktorer er der allerede taget højde for i udarbejdelsen af kvalitetskriteriet for asbestfibre i luft, herunder eksposering af særligt følsomme individer som eksempelvis børn, faktorer som størrelsen af inhalationen og afsætningen i lungerne, samt tidsrum for eksposering.

I relation til eksposering for asbestfibre, der stammer fra en forureningskilde på jordoverfladen eller i jorden, må det fastslås, at en række faktorer kan eller vil spille en væsentlig rolle i forhold til eksposering. Disse faktorer omfatter eksempelvis:

- baggrundsniveaue
- forureningens sammensætning
- jordmatricens sammensætning og fugtighed
- påvirkninger fra vind
- plantedække og jordoverflade
- opholdstid ved forureningskilden
- aktivitet ved forureningskilden

Ovenstående række af faktorer er ikke udtømmende, men vurderes at udgøre de væsentligste for vurdering af eksposeringen fra en jordforurening med

asbest. I det følgende er de nævnte faktorer vurderet i forhold til eksponering og indflydelse på fastsættelse af et jordkvalitetskriterium.

3.3.1 Baggrunds niveau

Asbest er et naturligt forekommende mineral. Med udgangspunkt heri kan det forventes, at der er et naturligt baggrunds niveau for asbestfibre i luft. I det danske samfund findes der tillige en række kilder til frigivelse af asbestfibre, der potentielt kan medvirke til at det naturlige baggrunds niveau kan være forhøjet. Her tænkes først og fremmest på tagplader af asbestcement, hvorfra asbestfibre kan frigives.

Årsagen til et naturligt baggrunds niveau for asbestfibre i luft vurderes at være resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen ved påvirkning fra vind og aktiviteter.

Der er hverken tidligere (Miljøstyrelsen, 2008a) eller i dette arbejde fundet oplysninger om størrelsen af det danske baggrunds niveau for asbestfibre i luft eller baggrunds niveauet i jord.

3.3.2 Forureningskildens sammensætning og omdannelse

Forureningskilder med asbest i jord kan have forskellige sammensætninger. Grundet anvendelsen af asbestfibre som væsentlig bestanddel i asbest-cement og lignende sammensatte produkter optræder asbestfibre ofte som bundne fibre i materialer af forskellig slags. Asbestholdigt materiale (ACM) optræder både som kilde til et indhold af frie asbestfibre i jorden ved nedbrydning af materialet, og som en barriere mod dannelsen af frie fibre ved fortsat binding af asbestfibre.

I Tabel 3.1 er skematisk vist en opdeling af asbestfibre på potentielle fraktioner, og mulige omdannelser mellem fraktionerne.

Omfattet af B-værdien og luftkvalitetskriteriet	Ja		Nej
	Inhalation	Respirable	
Fiberlængde	> ca. 100 μm	<ca. 100 og >5 μm	<5 μm
Bundne asbestfibre	fiberdeling → frigivelse ↓	fiberdeling → frigivelse ↓	reduceret farlighed
Frie asbestfibre	fiberdeling →	fiberdeling →	

Tabel 3.1 Forskellige fraktioner af asbestfibre med potentielle omdannelser

Det ses af Tabel 3.1, at det alene er en del af den samlede kontaminering af jorden med asbest (markeret med orange), der primært udgør en aktuel risiko for eksponering ved resuspension og efterfølgende inhalering.

Asbestfibre med en længde større end ca. 100 μm er ikke respirable og svære at resuspendere, men kan potentielt omdannes til respirable fibre ved fiberdeling og frigivelse. Asbestfibre i det respirable område og omfattet af luftkvalitetskriteriet kan ved fiberdeling omdannes til fibre mindre end 5 μm , der ikke er omfattet af luftkvalitetskriteriet og som vurderes som mindre problematiske. Se i øvrigt afsnit 5.2.2 om respirable fibre.

Den samlede masse af asbestfibre i det kritiske respirable område med længde større end 5 μm og mindre end ca. 100 μm afhænger af den tilførte masse af asbestfibre fra fiberdeling og frigivelse, den fjernede masse af asbestfibre fra fiberdeling og frigivelse, og den fjernede masse ved resuspension og nedtrængning i jorden.

Der er ikke i baggrundsmaterialet for denne rapport fundet oplysninger, der belyser, hvordan de to processer, frigivelse af asbestfibre og fiberdeling, påvirker andelen af fibre indenfor den respirable område, der er omfattet af luftkvalitetskriteriet. Endvidere er der ikke fundet oplysninger, der belyser, hvorvidt den naturlige resuspension fra vindpåvirkning vil kunne fjerne asbestfibre indenfor det respirable område hurtigere end disse dannes ved frigivelse og fiberdeling.

Frie og bundne asbestfibre er generelt bestandige materialer, og fiberdeling og frigivelse af fibre fra asbestholdigt materiale vurderes på denne baggrund at være meget langsomme processer.

Samlet vurderes det, at eksponeringen reduceres væsentligt når asbestfibre findes som fibre længere end ca. 100 µm og som bundne asbestfibre.

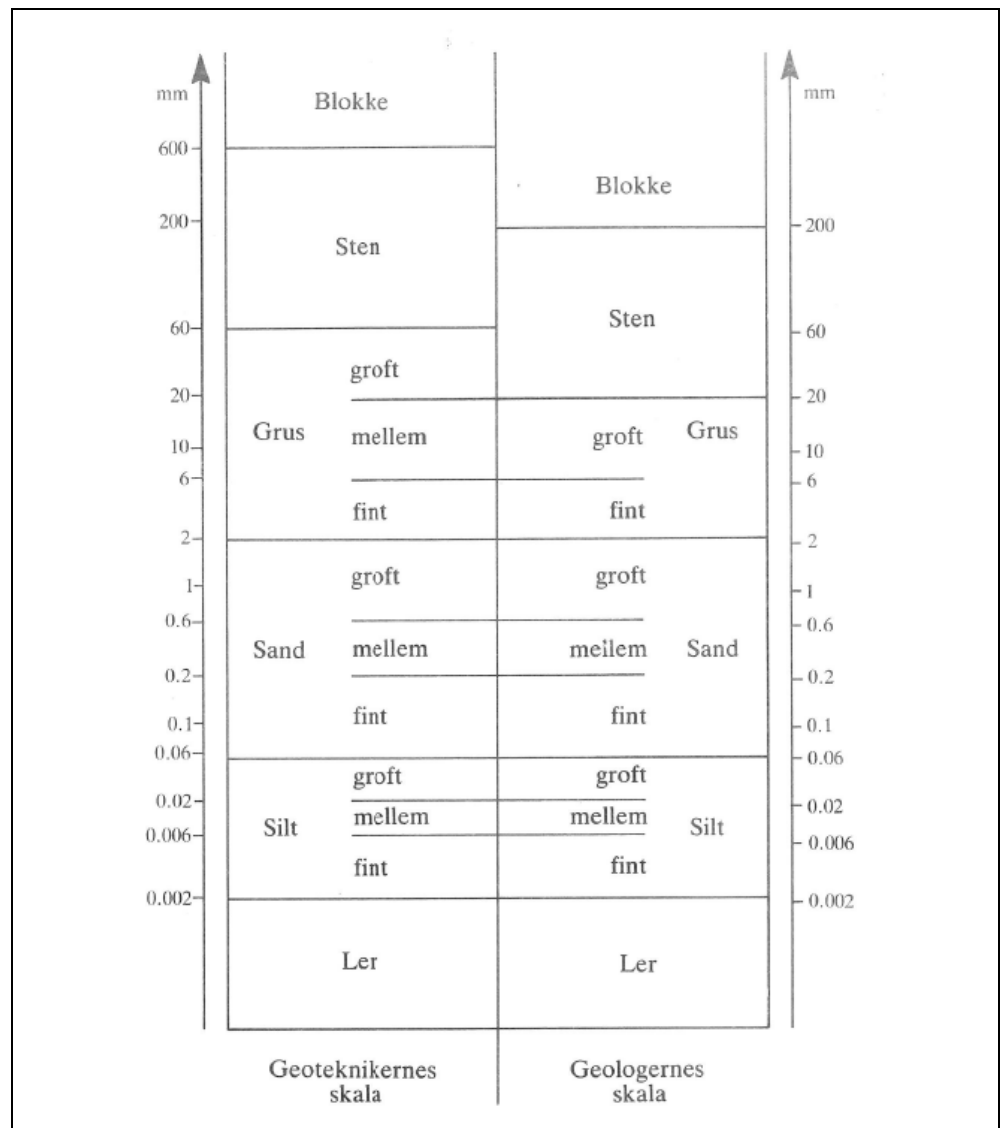
Det samlede potentiale for eksponering med asbestfibre afsat i eller på jorden vurderes på denne baggrund at omfatte såvel bundne som frie asbestfibre og med en længde større end 5 µm.

Det bemærkes, at der hverken ved fiberdeling eller frigivelse fra asbestholdigt materiale sker en reduktion i koncentrationen af asbest på jordoverfladen eller i jorden, mens der ved spredning forårsaget af resuspension sker en reduktion i koncentrationen af asbest på jordoverfladen eller i jorden.

3.3.3 Jordmatricens sammensætning og fugtighed

Asbestfibre er af mineralsk oprindelse og sammensætning, og kan derfor generelt sammenlignes med jordens øvrige mineralske komponenter. Respirable asbestfibre har en størrelsesorden fra nogle få mikrometer og op til ca. 100 mikrometer (0,001 – 0,1 mm). I relation til jordens andre mineralske komponenter hører de respirable asbestfibre til den størrelsesmæssigt mindste fraktion, og med hensyn til samlet masse til den generelt største fraktion.

Størrelsesforhold i relation til andre jordpartikler er vist i Figur 3.1.



Figur 3.1 Størrelsesfordeling af partikler i jord (DGF, 1995)

Det fremgår af Figur 3.1, at respirable asbestfibre har et størrelsesforhold, der kan sammenlignes med partikler af ler, silt og fint sand, idet disse partikler dog ikke har fiberstruktur som asbest. Partikler af ler, silt og sand har en densitet omkring $2,5 - 2,7 \text{ g/cm}^3$, mens partikler (fibre) af forskellige asbestminerale har en densitet fra $2,5$ til over $3,0 \text{ g/cm}^3$ jf. Tabel 5.1.

Forureninger med asbestfibre udgør en mindre del af en samlet set stor masse af mineralske partikler i jorden. Mineralske partikler "bindes" i høj grad sammen af fugtighed ved interaktioner mellem kemiske grupper på mineraloverfladen og vandmolekyler. I undersøgelser er det konstateret, at resuspension af asbestfibre fra fugtige mineralske materialer er væsentlig mindre end fra tørre mineralske materialer (Miljøstyrelsen, 2008a), og på denne baggrund vurderes der at være en væsentlig mindre risiko for eksponering når jordens fugtighed er høj.

Foruden denne "binding" til jordens partikler vil asbestfibre kunne opblandes i jordmatricen, hvorved der sker en immobilisering af asbestfibre i forhold til resuspension gennem vindpåvirkning og aktivitet. Denne opblanding sker ved transport af asbestfibre ned i jordoverfladens porøse struktur og åbninger eksempelvis gennem infiltration af regnvand.

Samlet vurderes "binding" og opblanding af asbestfibre i jordmatricen at medføre en reduceret risiko for eksponering, idet fibre fjernes fra jordoverfladens kontaktzone med vind og aktivitet.

3.3.4 Påvirkninger fra vind

Eksponering af mennesker for asbestfibre gennem resuspension ved påvirkning fra vind og vejr resulterer i en række modsat rettede processer.

Med stigende vindhastighed sker der en øget tilførsel af energi, og dermed potentielt øget resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen. Men en stigende vindhastighed medfører også en øget dispersion, og dermed fortynding af såvel koncentrationen i luft som koncentrationen af asbestfibre på jordoverfladen.

Vindinduceret resuspension kræver et minimum af energi, og det følger heraf, at en nedre tærskelværdi for vindens friktion mod jordoverfladen er nødvendig. Vindens friktion mod jordoverfladen er givet ved en funktion, der afspejler overfladens ujævnhed og den uforstyrrede vindhastighed i en given højde.

En forøget ujævnhed eller ruhed af overfladen medvirker generelt til en reduktion i størrelsen af resuspension, og i eksponeringsmæssig sammenhæng vil overfladens varierende karakter således være en betydende faktor.

Det vurderes på denne baggrund, at påvirkningen fra vind er en væsentlig del af eksponeringsscenarioet.

3.3.5 Plantedække og jordoverflade

Kildeområdets grad af plantedække og overfladens beskaffenhed har betydning for størrelsen af resuspension af partikulært materiale fra jordoverfladen. Jo mere ru og varierende i højde overfladen fremstår, jo mindre vil resuspensionen af materiale fra jordoverfladen være som følge af den reducerede vindhastighed ved jordoverfladen.

Plantedækket omkring kildeområdet har således betydning for resuspensionen og derved eksponeringens størrelse. Den største resuspension fremkommer når plantedækket er mindst, og det vurderes på denne baggrund, at den samlede eksponering bør vurderes i et scenarium med et minimalt plantedække.

3.3.6 Opholdstid ved forureningskilden

Der er en direkte sammenhæng mellem opholdstiden ved forureningskilden og den samlede eksponering. Den samlede eksponering vil derfor stige med længden af opholdstiden.

Luftkvalitetskriteriet er fastsat med udgangspunkt i den daglige konstante eksponering. Dette kriterium på 10 F/m^3 , der er $1/40$ af B-værdien for asbest, udgør derfor det gennemsnitlige niveau for koncentrationen af asbestfibre i luften ved ophold i 24 timer pr. dag og 365 dage pr. år.

Udgangspunktet for B-værdien på 400 F/m^3 er, at B-værdien skal overholdes som en middelværdi over en time, der ikke overskrides mere end ca. højst 7 timer pr. måned, dvs. 1 % af tiden.

I et eksponeringsscenario, hvor børn forventes at ville lege på et areal med asbestfibre i jorden, kan det antages at børns leg vil være ca. 2 timer pr. dag i ca. 350 dage om året, dvs. 8 % af tiden. Dette scenario vurderes at give en større eksponering end havearbejde eller rekreativt ophold på arealet, samtidig med at den største risiko ligger ved eksponering af børn.

I et scenario, hvor børn sammenlagt eksponeres for asbestfibre i luften i 10 % af tiden, vil der kunne accepteres et koncentrationsniveau 10x større end luftkvalitetskriteriet svarende til 100 F/m³.

Dette koncentrationsniveau er vurderet til at være udtryk for et tåleligt niveau for eksponering, idet der er forudsat en generel belastning af befolkningen væsentligt mindre end luftkvalitetskriteriet.

3.3.7 Aktivitet ved forureningskilden

Resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen sker som beskrevet tidligere gennem tilførsel af energi. Aktivitet ved forureningskilden vil derfor potentielt kunne medføre forøget resuspension af asbestfibre.

En følge af forøget resuspension grundet aktivitet ved forureningskilden er en forøget dispersion, og dermed spredning og fortynding af overfladeforureningen med asbestfibre, på både kort og lang sigt. Den frembragte spredning og fortynding af overfladeforureningen ved aktivitet omkring forureningskilden reducerer således eksponeringsniveauet ved fremtidig eksponering.

Opblandingshøjden ved almindelig vindpåvirkning er relativt begrænset og forventet under 1 meter indenfor kortere afstande. Derimod vurderes opblandingshøjden forårsaget af aktivitet ved forureningskilden at være betydeligt større og forventet af størrelsesordenen 1,5 – 2 meter, og dermed vil den aktivitetsbaserede større resuspension ske til et større luftvolumen.

Aktiviteter med kraftig bevægelse som eksempelvis græsslåning og løvblæsning vil naturligvis medføre en forøget resuspension af partikler fra jordoverfladen. Dette gælder uanset om der er tale om asbestfibre eller jordpartikler, og vil medføre en generel øgning i eksponeringen for såvel asbestfibre som partikler generelt.

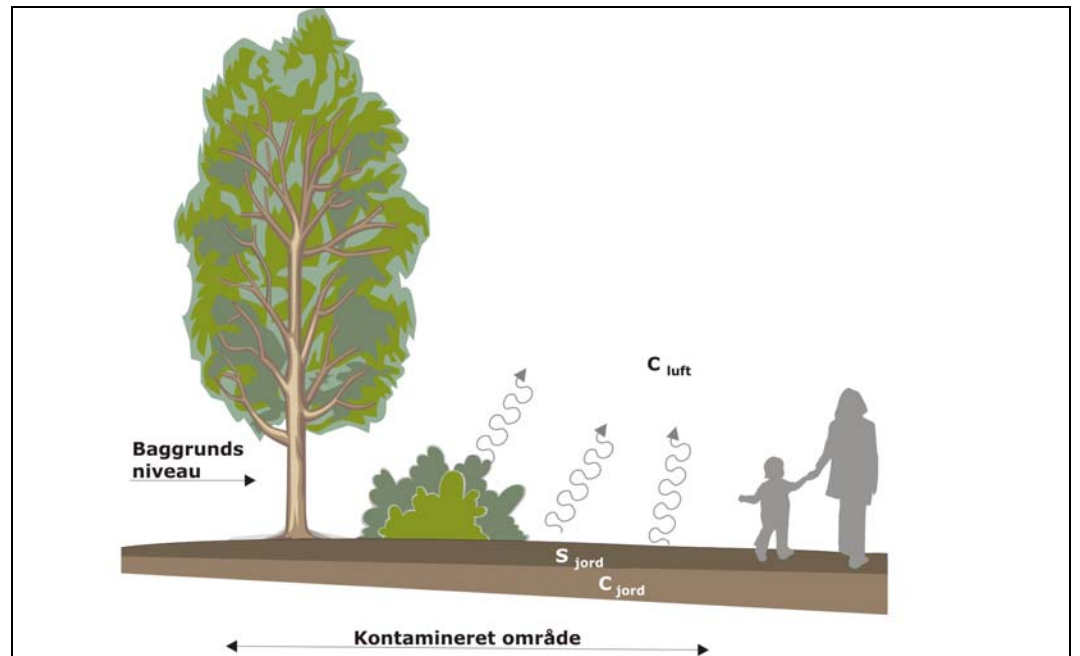
3.4 Samlet emission - eksponering

Med udgangspunkt i overvejelserne i afsnit 3.3 er der i afsnit 3.3.6 udarbejdet et scenario for emissioner (frigivelser), og hertil vurderet de faktorer, der bidrager væsentligt til den samlede eksponering med asbestfibre afsat i jordmiljøet, samt øvrige faktorer der vil have væsentlig indflydelse på emissionen, herunder vurdering af om kravet til luftkvalitetskriteriet vil kunne overholdes.

Den samlede eksponering for asbestfibre vurderes at kunne omfatte emission fra jordoverfladen, emission fra afsat materiale på vegetation, samt et indhold i luft svarende til baggrundsniveau. Frigivelse af asbestfibre fra vegetationens overflade vurderes at være en potentiel mulighed, men af en ganske kort varighed. Denne vurdering er baseret på en antagelse om, at asbestfibre er et løstsiddende materiale som let fjernes fra overflader ved påvirkning fra vind,

regn og aktiviteter. Det kan dog ikke udelukkes, at denne eksponering om end kortvarig i særlige situationer kan være betydende.

I denne sammenhæng med estimering af eksponeringen fra jordoverfladen vurderes afsat asbestholdigt materiale på vegetationen at være overført til jordoverfladen indenfor ganske kort tid, og at det derved indgår i den samlede resuspension fra jordoverfladen. Den samlede eksponering er således som vist i Figur 3.2.



Figur 3.2 Eksponeringsscenario for asbestfibre

Emission af asbestfibre fra jordoverfladen ved resuspension vurderes at udgøre en reel mulighed for eksponering af mennesker. Emissionens størrelse vurderes at kunne bestemmes ud fra worst-case betragtninger af resuspension, der generelt er stærkt afhængig af vindhastigheden og aktiviteter på jordoverfladen såsom eksempelvis havearbejde og leg. En lang række faktorer medfører reduktioner i eksponeringen, herunder tilstedeværelsen af plantedække og læ, fugtighed, og en generel immobilisering af asbestfibre ved opblanding i jordmatricen.

Emission af asbestfibre fra den dybereliggende jord vurderes at være et spørgsmål om potentiel fremtidig eksponering, idet disse asbestfibre må betragtes som immobile i relation til resuspension.

4 Resuspension

4.1 Principper

Mobilisering af partikler fra jordoverfladen sker ved tilførsel af energi gennem vindpåvirkninger eller mekaniske påvirkninger. Ved mobiliseringen dannes en suspension – en blanding af fast stof (partikler) i et flydende medium (luft).

Generelt beskrives mobilisering teoretisk ved de mekanismer, der genererer suspensionen, og omfatter specifikt de fysiske processer suspension eller resuspension, sedimentation (bundfældning), deposition (afsætning på fast overflade) og dispersion (spredning).

Den fysiske løsrivelse af partikler fra jordoverfladen, og de dertil knyttede beskrivelser af mekaniske processer, er ikke nærmere evalueret i dette projekt, idet der hovedsagelig er fokuseret på en relativt simpel beskrivelse af den overordnede resuspension af asbestfibre afsat på eller i jorden.

Studier af resuspension er ofte gennemført for forureninger med radioaktivt materiale eller for problemstillinger i tilknytning til sandflugt og støvstorme. I mindre grad er der gennemført studier af mekaniske påvirkninger og emission af partikler relateret til aktiviteter som jordhåndtering, trafik og nedbrydning af bygningskonstruktioner. Og endelig er der udført laboratoriestudier af resuspension i vindtunnel forsøg under kontrollerede forhold.

Resuspension kan beskrives ved resuspensions faktoren og resuspensions raten, der begge kan antages at være funktioner af tiden, samt at være afhængige af partiklernes egenskaber, overfladens karakteristisk, fugtighed og vindhastigheden (turbulens).

4.2 Resuspensions faktor

Resuspensions faktoren er defineret som forholdet mellem koncentrationen af en komponent i luften og koncentrationen af samme komponent på jordoverfladen. Resuspensions faktoren er givet ved ligning [1]:

$$K = \frac{C_{\text{luft}}}{S} \quad \text{ligning [1]}$$

hvor:

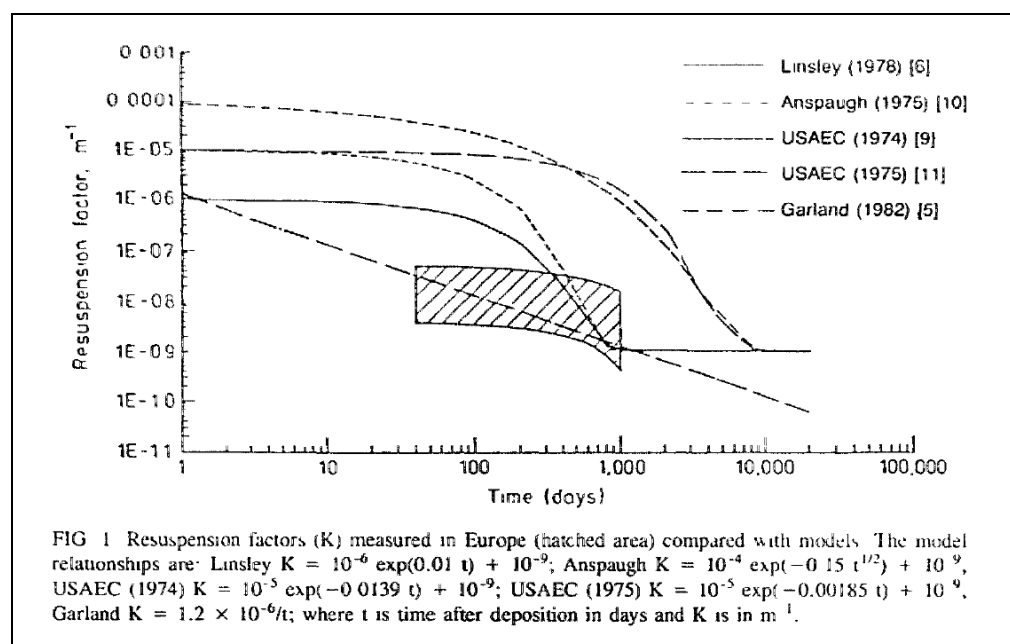
K	=	resuspensions faktoren (m^{-1})
C_{luft}	=	koncentration i luft (mg/m^3)
S	=	koncentration i overfladen (mg/m^2)

Resuspensions faktorens størrelse er undersøgt i en lang række af studier, der hovedsagelig stammer fra undersøgelser af spredningen af radioaktive stoffer eller hændelser med kraftig resuspension i form af støvstorme og lignende.

Resuspensions faktoren varierer generelt over mange størrelsesordener, og varierer med eksempelvis typen og størrelsen af energitilførsel, overfladens egenskaber og form, materialets egenskaber, form og densitet. Den amerikanske miljøstyrelse (US-EPA, 2004) har i forbindelse med fastlæggelse af metoder til bestemmelse af emission af radioaktive partikler ved støvflugt (fugitive dust) foretaget en gennemgang af litteratur med rapportering af resuspensions faktorer. Det fremgår heraf, at den vindinducerede resuspensions faktor varierer over op til 7 størrelsesordener fra 10^{-10} til 10^{-3} m^{-1} , og at den mekanisk inducerede resuspensions faktor varierer over op til 8 størrelsesordener fra 10^{-10} til 10^{-2} m^{-1} .

Den rapporterede variation må forventes at dække over de ovenfor nævnte årsager til variation i resuspensions faktoren. Endvidere må det forventes, at en række af undersøgelserne er gennemført under forhold, hvor årsagen til undersøgelsen er en betydelig resuspensions faktor, der eksempelvis optræder i tørre områder påvirket af vinderosion og i forbindelse med støvstorme. På denne baggrund vurderes resuspensions faktoren under naturlige danske forhold at være af størrelsesordenen 10^{-10} til 10^{-6} m^{-1} .

Ud over variation med partikel-overflade egenskaber har resuspensions faktoren også en variation med tiden. Det Internationale Atom Energi Agentur (IAEA, 1992) gennemgår resuspensions faktorens udvikling med tiden baseret på en række undersøgelser og modeller. Resultaterne heraf fremgår af Figur 4.1 nedenfor.



Figur 4.1 Resuspensions faktorens udvikling med tiden (IAEA, 1992)

Det fremgår af Figur 4.1, at resuspensions faktoren er faldende med tiden fra et niveau omkring 10^{-5} til 10^{-6} m^{-1} til et niveau omkring 10^{-9} m^{-1} og derunder, idet der modelmæssigt flere steder er fastholdt et niveau omkring 10^{-9} m^{-1} på lang sigt.

På Figur 4.1 er med skravering angivet resultaterne af gennemførte undersøgelser af spredningen af radioaktivt materiale over dele af Europa efter ulykken på atomkraftværket i Chernobyl. Disse resultater omfatter spredning af meget fint partikulært materiale og viser for den tidsmæssige

udvikling ganske god overensstemmelse med enkelte modeller, men med væsentlig lavere resuspensions faktor.

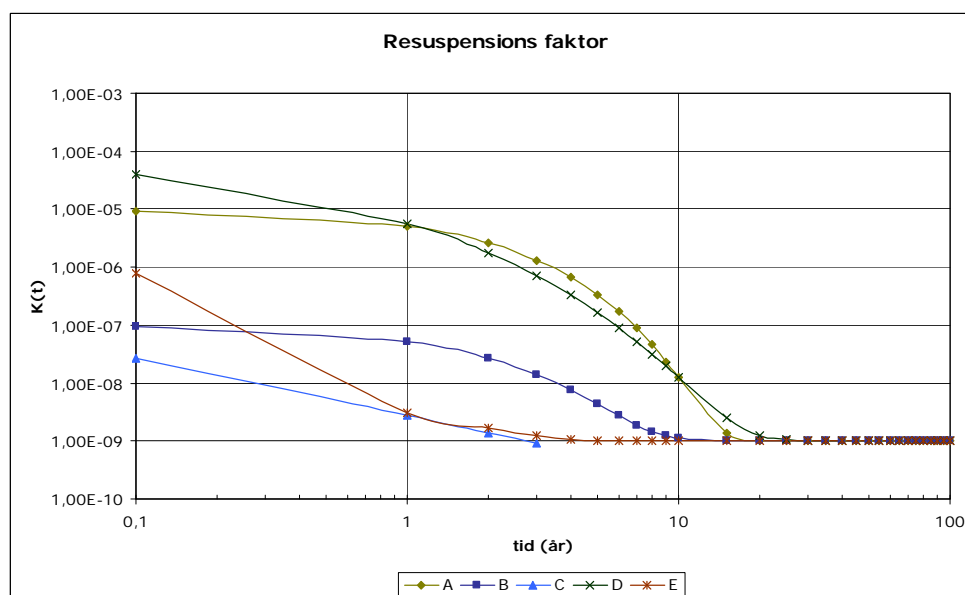
Loosmore (2002) har med opdateret datamateriale foretaget en ny evaluering af en række modeller for resuspensions faktoren. De evaluerede modeller fremgår af nedenstående Tabel 4.1 (C, D og E). Supplerende er vist en model (A) fra den amerikanske miljøstyrelse (USEPA, 2004) og samme model justeret til en initial resuspensions faktor på 10^{-6} m^{-1} (B).

Model	Matematisk udtryk
A	$K(t) = [10^{-9} + 10^{-5} \times \exp(-0,6769 t)]$
B	$K(t) = [10^{-9} + 10^{-7} \times \exp(-0,6769 t)]$
C	$K(t) = [10^{-6}/(365 t)]$
D	$K(t) = [10^{-4} \times \exp(-0,15\sqrt{365t}) + 10^{-9}]$
E	$K(t) = [10^{-5} \times \exp(-25,6t) + 6 \times 10^{-9} \times \exp(-1,1t) + 10^{-9}]$

Tabel 4.1 Modeller for den tidlige udvikling af resuspensions faktoren

Det fremgår af Loosmore (2002), at model C giver en ganske god overensstemmelse med nyere undersøgelsesdata, og at denne model klarer sig godt i forhold til modeller for estimering af resuspensions rater (se afsnit 4.3).

Den tidlige udvikling af modellerne A, B, C, D og E er vist i nedenstående Figur 4.2. Beregningseksempel af resuspension ved resuspensionsfaktoren er foretaget i afsnit 5.3.2.



Figur 4.2 Tidlig udvikling i resuspensions faktoren for modellerne A til E

4.3 RESUSPENSIONS RATE

Resuspensions raten er defineret som forholdet mellem den vertikale flux af en komponent op i luften og koncentrationen af samme komponent på jordoverfladen. Resuspensions raten er givet ved ligning [2]:

$$R = \frac{J}{S} \quad \text{ligning [2]}$$

hvor: R = resuspensions raten (s^{-1})
 J = vertikal flux ($mg/m^2 \cdot s$)
 S = koncentration i overfladen (mg/m^3)

Resuspensions ratens størrelse er undersøgt i en lang række af studier, der ligeledes hovedsagelig stammer fra undersøgelser af spredningen af radioaktive stoffer eller hændelser med kraftig resuspension i form af støvstorme og lignende.

Resuspensions raten varierer generelt over mange størrelsesordener, og varierer som resuspensions faktoren med eksempelvis typen og størrelsen af energitilførsel, overfladens egenskaber og form, materialets egenskaber, form og densitet.

Horst (1976) angiver resuspensions ratens størrelse baseret på undersøgelser til af størrelsesordenen fra 10^{-10} til $10^{-6} s^{-1}$ for overflade vindhastigheder med variation fra 1 – 20 m/s (vindstille til hård kuling). Og en årlig gennemsnitsværdi for resuspensions raten i forhold til vindhastigheden, u, angives til $10^{-9} m^{-1} (R/u)$.

Loosmore (2002) har på baggrund af data fra en række undersøgelser af kort-tids resuspension opstillet empiriske formler for resuspensions raten. De empiriske formler er baseret på op til fem parametre som friktions hastigheden u_* , tiden siden resuspensionen startede t; aerodynamisk partikel diameter d_p ; partiklens densitet ρ_p , samt overfladens ruhed, z_0 . De empiriske formler for R er vist i ligning [3] og ligning [4].

$$R = 0,42 \cdot \frac{u_*^{2,13} \cdot d_p^{0,17}}{t^{0,92} \cdot z_0^{0,32} \cdot \rho_p^{0,76}} [s^{-1}] \quad \text{ligning [3]}$$

$$R = 0,01 \cdot \frac{u_*^{1,43}}{t^{1,03}} [s^{-1}] \quad \text{ligning [4]}$$

Begge empiriske formler er evalueret af Loosmore sammen med det matematiske udtryk for resuspensions faktoren i model C (Tabel 4.1). Baseret på et større datamateriale finder Loosmore (2002), at ligning [3] giver den bedste overensstemmelse med undersøgelsesresultaterne, men at såvel ligning [4] som model C begge giver tilfredsstillende estimater for hhv. resuspensions raten som resuspensions faktoren.

Både ligning [3] og ligning [4] giver resuspensions ratens variabilitet med vindens friktions hastighed og tid fra start af resuspension, men trods den

store detaljeringsgrad på disse udtryk vurderes det hensigtsmæssigt at basere beregninger af resuspensionens størrelse ud fra de ovenfor nævnte erfaringsmæssige størrelsesordener af resuspensionsraten.

Beregningseksempel med resuspensionsraten er foretaget i afsnit 5.3.3.

4.4 Aktivitetsbaseret resuspension

Sammenhængen mellem aktiviteten på et område og størrelsen af henholdsvis resuspensionsfaktoren og resuspensionsraten er generelt meget vanskelig at beskrive. Dette skyldes hovedsagelig, at resuspensionen påvirkes af en lang række af faktorer, der er knyttet til egenskaberne af såvel partikler som overflade, og til omstændighederne hvormed der tilføres energi.

Walsh (NRPB, 2002) har foretaget gennemgang af en række studier omkring resuspensionsfaktoren og finder, at der under bymæssige forhold, let trafik og fodgænger aktivitet bør anvendes en multiplikationsfaktor på 10 - 100 for resuspensionsfaktoren. Der er imidlertid et ganske stort spænd i værdierne for resuspensionsfaktoren som nævnt i afsnit 4.2, og med baggrund i normale danske forhold må det forventes, at en resuspensionsfaktor baseret på udendørs aktivitet må være af størrelsesordenen 10^{-7} m^{-1} .

Bauza & Ferro (2008) har foretaget undersøgelser af resuspensionsraten under aktivitet for partikler i størrelsesområdet $0,8 - 10,0 \mu\text{m}$ (aerodynamisk diameter) og finder, at raten er af størrelsesordenen $2,8 \times 10^{-9} - 2,8 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$. Den aktivitetsbaserede resuspensionsrate er bestemt under indendørs forhold, varierende underlag og ventilation, samt forskelligartet aktivitet.

4.5 Model for beregning af fluxens størrelse

En forudsætning for at kunne anvende resuspensionsraten til bestemmelse af et jordkvalitetskriterium er, at fluxen af asbestfibre fra jordoverfladen knyttes til luftkoncentrationen i den ovenstående luftsøjle. Med fluxen menes det antal fibre, der per kvadratmeter og per sekund hvirvles op i luftsøjlen over jorden.

Med henblik på at fastlægge en sådan sammenhæng er der opstillet en massebalancemodel for et område kontamineret med asbestfibre. Modellen er nærmere beskrevet i det følgende afsnit, men baserer sig grundlæggende på modellen for afdampning af kemiske stoffer fra jord som anvendt ved vurdering af risiko fra jord- og grundvandsforureninger og beskrevet i Miljøstyrelsens vejledninger om oprydning på forurenede lokaliteter (Miljøstyrelsen 1998a, Miljøstyrelsen 1998b).

4.5.1 Fluxens bidrag til fiberkoncentration ved resuspension til udeluft

Opblanding af fluxen J i udeluften vil medføre et udeluft koncentrationsbidrag C_u (fibre/ m^3 eller F/m^3).

Forudsættes det, at den højeste værdi for C_u forekommer for enden af det forurenede område, nedstrøms vindretningen, kan C_u beregnes ud fra følgende antagelse:

- Massestrømhastigheden, Q_1 , vinkelret op gennem det forurenede areal er lig massestrømhastigheden, Q_2 , gennem et lodret tværsnit

vinkelret på vindretningen for enden af det forurenede område, idet der ses bort fra tab af fibre ved sedimentation og dispersion af fibre ud over det forurenede areal.

Ovenstående betragtning er en ikke urimelig antagelse indenfor de relativt korte afstande, der her er tale om.

Heraf fås følgende:

$$\begin{aligned}Q_1 &= Q_2 \Rightarrow \\A_1 \cdot J &= A_2 \cdot v \cdot C_u \Rightarrow \\l \cdot b \cdot J &= b \cdot h \cdot v \cdot C_u\end{aligned}$$

eller:

$$J = \frac{C_u \cdot v \cdot h}{l} \quad \text{Ligning [5]}$$

hvor: J = flux ($F/m^2 \cdot s$)
 C_u = forureningsbidrag fra resuspension til udeluft (F/m^3)
 Q_1 = massestrømhastighed op fra det forurenede areal (F/s)
 Q_2 = massestrømhastighed gennem et lodret tværsnit vinkelret på vindretningen (F/s)
 v = vindhastigheden (m/s)
 A_1 = areal af det forurenede område (m^2)
 A_2 = areal af lodret tværsnit vinkelret på vindretningen (m^2)
 l = længde af det forurenede område i vindretningen (m)
 b = bredde af det forurenede område vinkelret på vindretningen (m)
 h = opblandingshøjden i atmosfæren for enden af det forurenede område, nedstrøms vindretningen (m).

En af forudsætningerne for ligning [5] er som nævnt, at den samlede flux er en nettofluxen fra det samlede areal. Nettofluxen af resuspenderet materiale fra det samlede areal omfatter ophvirvlet materiale fratrukket det materiale der sedimenterer indenfor arealet. Ved lave vindhastigheder må det forventes, at sedimentationen er af væsentlig betydning i forhold til resuspensionen, mens det ved større vindhastigheder vil være resuspensionen, der er af væsentlig betydning.

Det følger af ligning [5], at såvel opblandingshøjden, h , som længden af det forurenede areal, l , udgør væsentlige faktorer for bestemmelse af fluxen.

Erfaringsmæssigt er opblandingshøjden, h , ved lave hastigheder, ($v \leq 2$ m/s) af størrelsesordenen 0,08 gange længden af det forurenede område, l (Miljøstyrelsen, 1998a). Dette svarer til, at der fra et 10 meter langt kildeområde sker resuspension af asbestfibre til en opblandingshøjde på 0,80 m og fra et 20 meter langt kildeområde sker resuspension til en opblandingshøjde på 1,60 meter. Der er imidlertid i disse erfaringer ikke taget hensyn til aktivitet på det forurenede areal.

Det bemærkes, at en vindhastighed på 1 m/s (næsten vindstille) næppe er tilstrækkelig til at generere vindinduceret resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen. På denne baggrund vurderes det væsentligt at foretage

beregning af den maksimale flux, både under næsten vindstille forhold (vindhastighed 1 m/s) og under forhold med frisk vind (vindhastighed 8 m/s).

4.5.2 Beregning af maksimal flux ved et scenarie med aktivitet

I afsnit 3.3.6 er der foretaget en vurdering af en maksimalt tilladelig koncentration i et scenarium, hvor børn eksponeres 10 % af tiden ved leg på et asbestforurenede areal. Denne vægtede eksponering giver anledning til en maksimal koncentration på 100 F/m^3

Aktivitet i form af leg vil medføre en forøget nettoflux af partikler fra jordoverfladen og op i den ovenstående luft. Det må forventes, at aktivitet indenfor et relativt begrænset område vil medføre den største nettoflux af partikler fra jordoverfladen, og på denne baggrund vurderes et konservativt eksponeringsscenario at omfatte aktivitet på et $10 \times 10 \text{ m}$ forurenede areal med en opblandingshøjde på maksimalt 1 m.

Ved indsættelse i ligning [5] kan størrelsen af en acceptabel nettoflux findes, idet denne beregnes for en vindhastighed på henholdsvis 1 m/s og 8 m/s. Under disse forhold kan der beregnes en nettoflux på $8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ ved en vindhastighed på 1 m/s og en nettoflux på $64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ ved en vindhastighed på 8 m/s.

5 Forslag til Jordkvalitetskriterium

5.1 Indledning

Jordkvalitetskriterier for kemiske stoffer er som udgangspunkt baseret på eksponering gennem indtag af jord ved spisning og ved hudkontakt. Imidlertid er risikoen ved eksponering for asbestfibre relateret til inhalering og afsætning i luftvejene, og et jordkvalitetskriterium for asbestfibre må således være baseret på denne eksponeringsvej.

Som udgangspunkt, og i overensstemmelse med øvrige jordkvalitetskriterier, skal kvalitetskriteriet for asbestfibre afspejle det niveau, hvor udsættelse gennem et helt liv ikke fører til skadevirkninger hos befolkningen. Med baggrund i det beskrevne eksponeringsscenario i afsnit 3.4 er der i nærværende kapitel foretaget beregninger med henblik på at fastlægge et jordkvalitetskriterium for asbestfibre i jord.

5.2 Grundlag for et Jordkvalitetskriterium

Ved udarbejdelsen af et jordkvalitetskriterium for asbest er det nødvendigt at kunne foretage omregninger mellem asbestfibre og masse af asbest. Til dette formål er der tilvejebragt et datagrundlag, opstillet et beregningsgrundlag og foretaget en række vurderinger, som tilsammen udgør et fundament for fastsættelsen af et jordkvalitetskriterium.

Datagrundlag, beregningsgrundlag og tilknyttede vurderinger er nærmere beskrevet i det følgende.

5.2.1 Basisforudsætninger

Asbest er en fælles betegnelse for naturligt forekommende silikatbaserede mineraler, der danner lange, tynde, fleksible fibre. I rapporten ”Asbestfibre i jordmiljøet” fra Miljøstyrelsen er der redegjort nærmere for asbestfibres skæbne i jordmiljøet og sundhedsmæssige risiko, samt fibrenes mineralske sammensætning og egenskaber (Miljøstyrelsen, 2007).

Der er en væsentlig forskel i asbestfibrenes fysiske egenskaber som følge af forskelle i størrelse og form, og dermed partikkelmasse og aerodynamisk diameter. Disse forskelle har en afgørende indflydelse på asbestfibres opførsel i forbindelse med resuspension.

I nedenstående Tabel 5.1 er vist en oversigt over mineralnavne, densitet og CAS nr. for en række af de væsentligste asbestmineraler (WHO, 1986) (Arbejdstilsynet, 2004).

Mineral	CAS nr.	Densitet (g/cm ³)
Actinolit	77536-66-4	3,0 – 3,2
Amosit (asbestgrunerit)	12172-73-5	3,4 – 3,5
Anthophyllit	77536-67-5	2,85 – 3,1
Chrysotil	12001-29-5	2,55
Crocidolit	12001-28-4	3,3 – 3,4
Tremolit	77536-68-6	2,9 – 3,1

Tabel 5.1 Mineral navne med angivelse af densitet

Arbejdstilsynet har fastlagt en grænseværdi for asbestfibre i arbejdsmiljøet på 0,1 fiber/cm³ (F/cm³) svarende til 100.000 F/m³ (Arbejdstilsynet, 2005). Grænseværdien er fastlagt for de i Tabel 5.1 nævnte fibre og dækker asbestfibre under et.

Miljøstyrelsens B-værdi er fastsat til 400 F /m³ (Miljøstyrelsen, 2002), og luftkvalitetskriteriet er fastsat til 1/40 af B-værdien eller 10 F/m³, jf. afsnit 3.2.

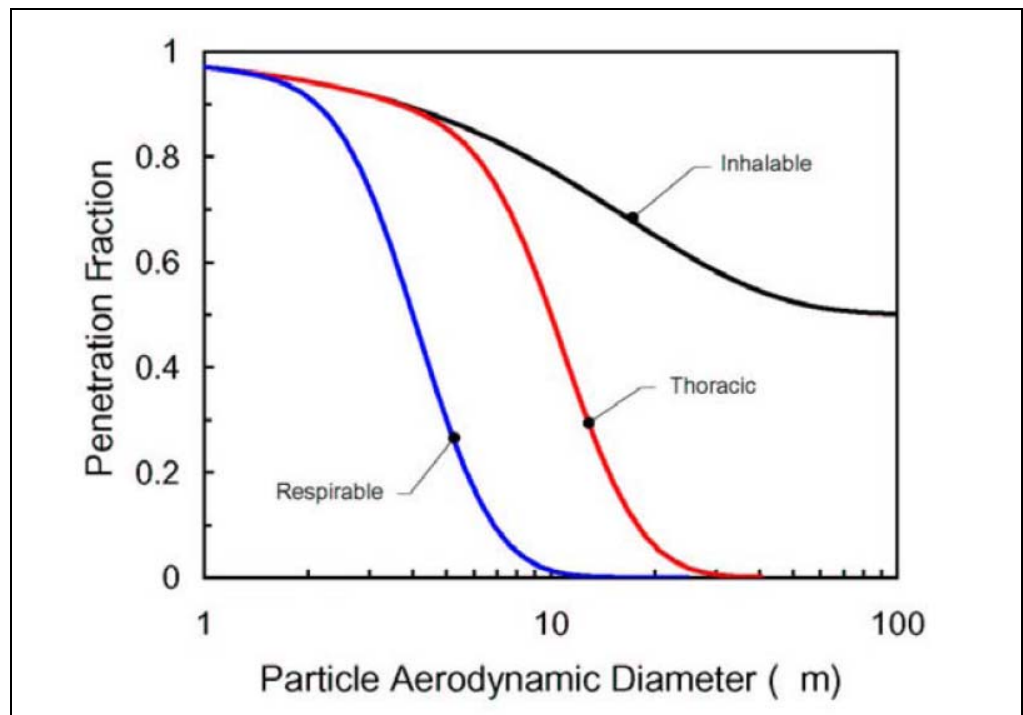
B-værdien anvendes for at beskytte befolkningen mod skadelige effekter/gener af luftforureninger. B-værdien fastsættes derfor ud fra et generelt ønske om et højt beskyttelsesniveau – det vil sige at beskyttelsen både omfatter særligt følsomme grupper, og tager hensyn til, at der er tale om vedvarende udsættelse. B-værdier skal derfor betragtes som en sikkerhedsgrænse og ikke en faregrænse.

B-værdien for asbest er angivet for asbest med CAS nr. 1332-21-4, som er en fælles betegnelse for asbestminerale. Med antal fibre menes antal ”respirable fibre” dvs. fibre med en længde på mindst 3 gange diameteren og en diameter på højst 5 µm (mikrometer).

5.2.2 Respirable fibre

De respirable fibre udgør en fraktion af den samlede partikelsammensætning i luften. I eksponeringssammenhæng skelnes mellem de dele af den samlede partikelsammensætning i luften, der kan hhv. inhaleres (inhalable), passere næse og hals (thorakisk), og nå lungernes alveoler (respirable) (EU-JRC, 2002).

Denne inddeling af partiklerne i fraktioner efter deres mulige indtrængning i luftvejene resulterer i, at hver enkelt fraktion kan relateres til specifikke egenskaber som eksempelvis partiklernes aerodynamiske diameter. En sådan sammenhæng er vist i Figur 5.1 nedenfor.



Figur 5.1 Indtrængningsfraktion som funktion af partiklens aerodynamiske diameter for partikelfraktioner (Witschger, 2005)

Det fremgår af Figur 5.1, at partiklernes aerodynamiske diameter i den respirable fraktion ligger i området mindre end 20 µm, hvor den aerodynamiske diameter er diameteren af en sfærisk partikel med densiteten én, der opfører sig som den undersøgte partikel i samme medie (her luft).

Den aerodynamiske diameter er en funktion af længde, diameter og densitet, og kan relateres til fiberstørrelser defineret af WHO, som objekter med en længde over 5 µm, en diameter under 3 µm og et længde/diameter forhold på mindst 3:1 (WHO, 1997).

Det bemærkes, at Miljøstyrelsen i fastsættelsen af B-værdien for asbestfibre indregner fibre med en diameter op til 5 µm.

Med henblik på fastsættelse af et jordkvalitetskriterium vurderes det at være hensigtsmæssigt at foretage en afgrænsning af fiberdimensionerne til længder mellem 5 µm og 100 µm, samt diameter mellem 0,2 µm og 5 µm. Asbestfibre med disse dimensioner udgør de respirable fibre, der kan bestemmes ved anvendelse af fasekontrast mikroskopi (PCM) som angivet i analysemetoden for bestemmelse af asbestfibre i luft (WHO, 1997). Herudover er der en gruppe af større asbestfibre, der potentielt kan blive respirable ved fiberdeling, og der er en gruppe af mindre asbestfibre. Sidstnævnte kan ikke analytisk bestemmes med den anvendte mikroskopi metode, og vurderes i øvrigt at have en væsentlig reduceret farlighed (WHO, 1986).

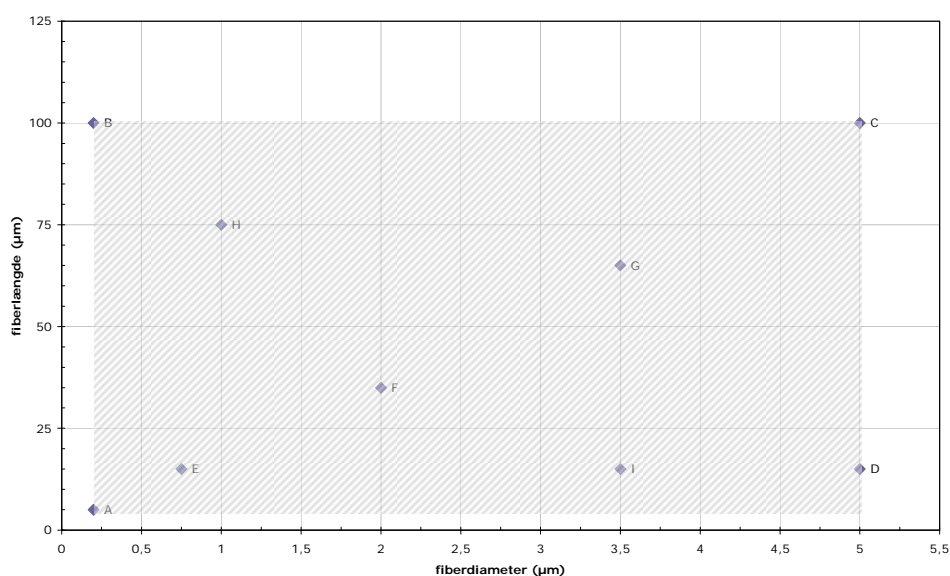
I nedenstående Tabel 5.2 er der angivet dimensionerne af en række fibre, der med ovenstående vurdering vedrørende fiberdimensioner er interessante ud fra såvel fiberlængde, fiberdiameter og masse. Ved beregning af volumen er der forudsat, at hver enkelt fiber er rørformet.

Punkt	længde	diameter	l/d	volumen	Fibermasse	Antal / mg
	μm	μm	-	μm^3	Mg	1.000 F/mg
A	5	0,2	25	0,16	$4,0 \times 10^{-10}$	2.500.000
B	100	0,2	500	3,1	$8,0 \times 10^{-9}$	125.000
C	100	5	20	2.000	$5,0 \times 10^{-6}$	200
D	15	5	3,1	290	$7,5 \times 10^{-7}$	1.400
E*	15	0,75	20	6,6	$1,7 \times 10^{-8}$	59.000
F*	35	2	18	110	$2,8 \times 10^{-7}$	3.600
G*	65	3,5	19	630	$1,6 \times 10^{-6}$	700
H	75	1	75	59	$1,5 \times 10^{-7}$	6.700
I	15	3,5	4,3	140	$4,3 \times 10^{-7}$	2.400

Tabel 5.2 Dimensioner af en række fibre indenfor det respirable område (masse baseret på densitet af chrysotil). Med * er markeret fibre anvendt i afsnit 5.2.3.

Det fremgår af Tabel 5.2, at der alene indenfor rammerne af de respirable fibre er en ganske betydelig spredning i fibrenes masse på af størrelsesordenen 10.000 gange, og dermed også i antallet af fibre per mg asbest.

Forskellene mellem de angivne fiberstørrelser i Tabel 5.2 er vist visuelt i nedenstående Figur 5.2.



Figur 5.2 Asbestfibre omfattet af B-værdi (skraverede område) med angivelse af fibre fra Tabel 5.2

Med henblik på at skabe grundlaget for, at et jordkvalitetskriterium er udtrykt ved massen af asbestfibre per kg tørstof jord (kg TS) er det således afgørende

vigtigt, at der skabes klarhed over sammenhængen mellem fiberstørrelser og fibermassen.

5.2.3 Fra fiberdimensioner til masse

Baseret på overvejelserne i afsnit 5.2.2 er det matematiske udtryk for beregning af masse ud fra et rørformet fibervolumen og densiteten omformuleret jf. nedenstående ligninger.

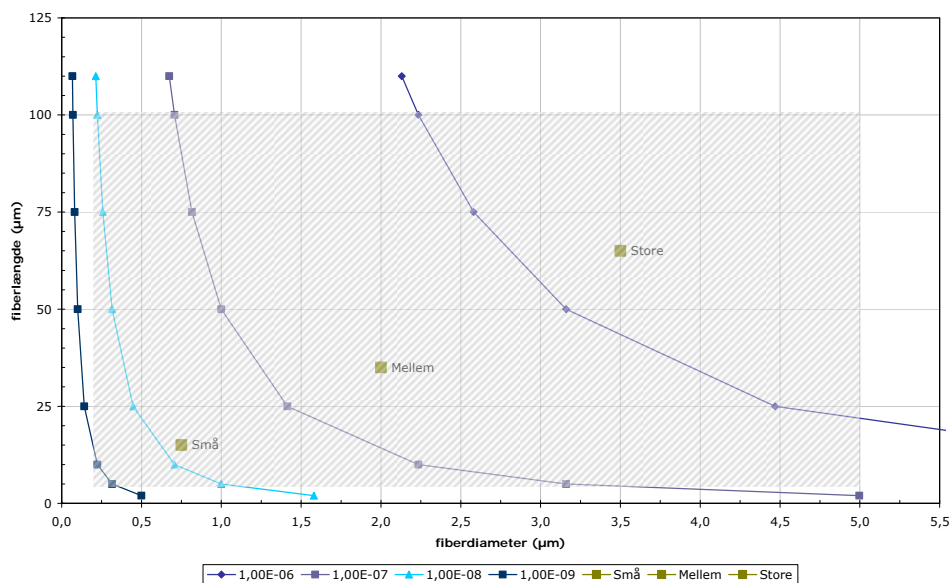
$$\begin{aligned}
 m_F &= V_F \cdot \rho_F \\
 &= \pi \cdot \left(\frac{1}{2}d\right)^2 \cdot l \cdot \rho_F && \text{ligning [6]} \\
 &= \pi \cdot 0,25 \cdot d^2 \cdot l \cdot \rho_F \Rightarrow
 \end{aligned}$$

$$d = \sqrt{\frac{4 \cdot m_F}{\pi \cdot l \cdot \rho_F}} \quad \text{ligning [7]}$$

hvor:

m_F	=	fibermassen (mg/F)
V_F	=	volumen af en fiber ($\mu\text{m}^3/\text{F}$)
ρ_F	=	densitet af fiber (g/cm^3)
d	=	diameteren (μm)
l	=	længden (μm).

På baggrund af ligning [7], og med udgangspunkt i densiteten af chrysotil asbestfibre, er der for en række fastlagte fibermasser beregnet sammenhængende værdier af fiberlængde og fiberdiameter. Kurverne for hver af disse fibermasser er vist i Figur 5.3, idet der samtidig er markeret tre fiberdimensioner fra Tabel 5.2 – små (E), mellem (F) og store (G) – der vurderes at være repræsentative for de fibre, der er omfattet af luftkvalitetskriteriet, og dermed anvendelige i beregningsgrundlaget for et jordkvalitetskriterium baseret på resuspension.



Figur 5.3 Sammenhængende værdier for fiberlængde og -diameter for fastlagte fibermasser (mg), samt angivelse af størrelsen på små, mellem og store fibre i beregningsgrundlaget

Det fremgår af Figur 5.3, at fibermassens variationsbredde er større end en faktor 10.000, hvilken i relation både til antal fibre per enhedsmasse og til resuspensionens størrelse er af væsentlig betydning. Dette medfører endvidere, at det er nødvendigt at foretage en vurdering af massens fordeling på fibre af forskellig størrelse ved fastsættelse af et krav til massen af asbest i jord.

5.2.4 Vurdering af forskellige fiberstørrelses potentielle flux

Der er i afsnit 3.3.6 foretaget beregning af en maksimalt tilladelig koncentration af asbestfibre i luften i et scenarium med børns leg på et asbestforurenede areal. Beregningerne tager afsæt i en eksponering af mere end 2 timers varighed pr. dag i 350 dage om året, og svarer til en vægget eksponering med ophold 10 % af tiden på et areal med asbestfibre i jorden. Beregningerne resulterer i en maksimalt tilladelig koncentration på 100 F/m^3 .

I afsnit 4.5.2 er der for dette eksponeringsscenario beregnet en maksimal flux af asbestfibre på $8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ ved en vindhastighed på 1 m/s , og en maksimal flux af asbestfibre på $64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ ved en vindhastighed på 8 m/s .

Fluxen angiver antallet af asbestfibre, der hvirvles op fra jordoverfladen per kvadratmeter og per sekund ($\text{F/m}^2 \cdot \text{s}$). Fluxen er derved knyttet til koncentrationen (antallet) af asbestfibre i luften, og kan gennem resuspensionsraten (ligning [2]) knyttes til koncentrationen (massen) af asbest i jord.

Fluxen af den enkelte fiber kan skrives som:

$$J_{F, \max} \cdot m_F = J_{m, \max}$$

hvor:

$J_{F, \max}$	=	maksimal flux af fiber ($\text{F/m}^2 \cdot \text{s}$)
$J_{m, \max}$	=	maksimal flux af masse ($\text{mg/m}^2 \cdot \text{s}$)
m_F	=	fibermassen (mg/F)

og overfladekoncentrationen kan omskrives til;

$$S_{m, \text{jord}} = C_{m, \text{jord}} \cdot a$$

hvor:

$S_{m, \text{jord}}$	=	masse per arealenhed (mg/m^2)
$C_{m, \text{jord}}$	=	masse per kg tørstof (mg/kg TS)
a	=	kg tørstof per arealenhed ($\sim 1,6 \text{ kg TS/m}^2$)

Indsat i ligning [2] for resuspensionsraten kan følgende omskrivninger foretages.

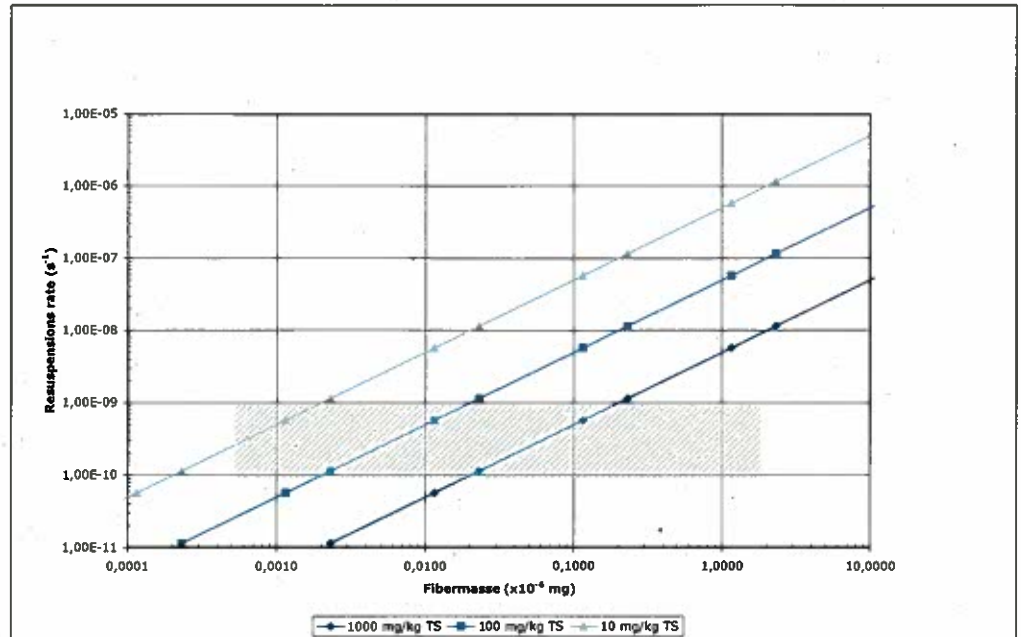
$$R = \frac{J_{m, \max}}{S_{\text{jord}, \max}} \Rightarrow$$

$$R \cdot C_{m, \text{jord}, \max} \cdot a = J_{F, \max} \cdot m_F \quad \text{ligning [8]}$$

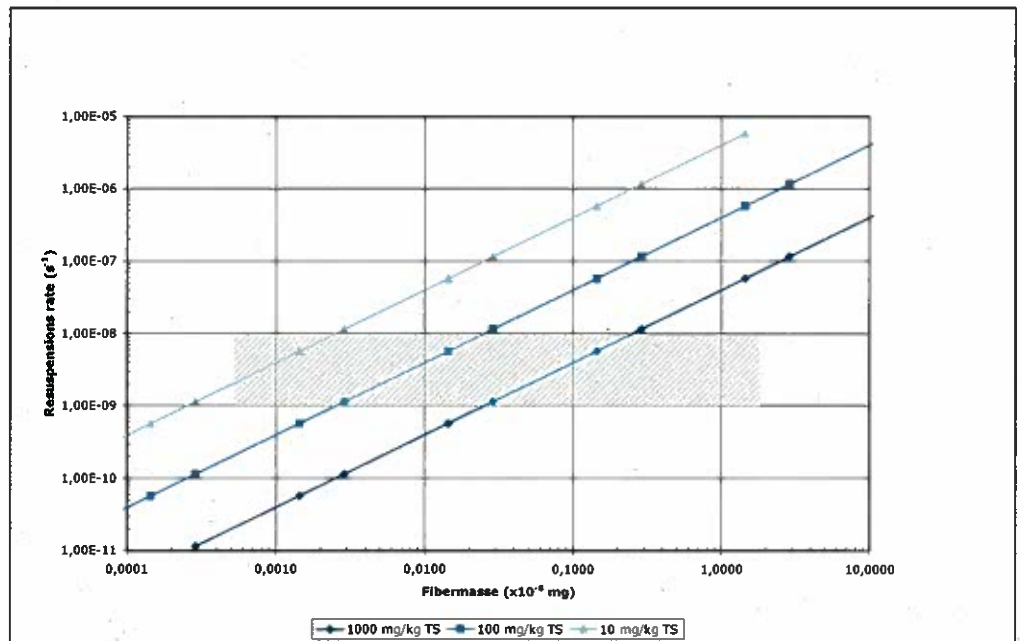
$$R = m_F \cdot \frac{J_{F, \max}}{C_{m, \text{jord}, \max} \cdot a}$$

På baggrund af ovenstående ligning [8] er der udført beregning af sammenhængen mellem resuspensionsraten og fibermassen for faste værdier

af maksimal flux (hhv. $8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ og $64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$) og for forskellige maksimale koncentrationer i jord (hhv. 10, 100 og 1.000 mg/kg TS). Beregningerne er vist grafisk i Figur 5.4 og Figur 5.5.



FIGUR 5.4 RESUSPENSIONENS RATEN SOM FUNKTION AF FIBERMASSEN FOR FORSKELLIGE JORDKONCENTRATIONER VED MAKSIMAL FLUX PÅ $8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$. GRÅ SKRIVERING ANGIVER FORVENTEDE RESUSPENSIONSRATER (VINDHASTIGHED 1 m/s) OG FIBERMASSE FOR FIBRE OMFATTET AF LUFTKVALITETSKRITERIET.



FIGUR 5.5 RESUSPENSIONENS RATEN SOM FUNKTION AF FIBERMASSEN FOR FORSKELLIGE JORDKONCENTRATIONER VED MAKSIMAL FLUX PÅ $64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$. GRÅ SKRIVERING ANGIVER FORVENTEDE RESUSPENSIONSRATER (VINDHASTIGHED 8 m/s) OG FIBERMASSE FOR FIBRE OMFATTET AF LUFTKVALITETSKRITERIET.

Det fremgår af Figur 5.4 og Figur 5.5, at den maksimale jordkoncentration stiger hurtigt indenfor området af fibre omfattet af luftkvalitetskriteriet, og stiger med faldende resuspensions rate. Det fremgår ligeledes, at der med stigende flux og stigende resuspensionsrate, ikke sker nogen særlig ændring i jordkoncentrationen, hvilket udtrykker, at flux og fortynding er nært sammenknyttede jf. ligning [5].

Sammenfattende viser de to figurer, at hvis den samlede fibermasse findes som helt små fibre, så vil et jordkvalitetskriterium mellem 10 og 100 mg/kg TS være tilstrækkeligt til at give den maksimalt tilladelige flux, men også at der ved en øgning i fibermasse med en faktor 10 tilsvarende sker en tidobling af jordkoncentrationen maksimale værdi. Og endvidere viser Figur 5.4 og Figur 5.5, at tyngdepunktet for fibermassen af de regulerede fibre og for den vurderede størrelsesorden af resuspensionsraten ligger "over" linien for 1.000 mg/kg TS.

Det konkluderes på baggrund af ovenstående beregninger af forskellige jordkoncentrationers potentiale til at skabe en maksimal flux baseret på resuspensionsraten, at fordelingen af forureningsmassen med asbest på forskellige fiberstørrelser er særdeles vigtig. Årsagen hertil er, at antallet af fibre per masseenhed væsentligt større for de mindste asbestfibre end for de største asbestfibre indenfor fibre reguleret af luftkvalitetskriteriet. Dette fremgår ligeledes af sidste kolonne i Tabel 5.2.

Det fremgår af figurene, at spændet i den samlede masse går fra under 10 mg/kg TS til over 1.000 mg/kg TS.

5.3 Beregninger og vurderinger

Med udgangspunkt i betragtningerne omkring resuspension er der foretaget beregninger af resuspensionen af asbestfibre fra en jordoverflade. Beregningerne er gennemført med ovenstående formelgrundlag, idet der er taget udgangspunkt i en konservativ estimering af størrelsesordenen på resuspensionsfaktoren og -raten.

5.3.1 Størrelsesfordeling af asbestfibre i jord

Det fremgår af beregningerne og figurene i afsnit 5.2.4, at fordelingen af den samlede masse af asbestfibre i jord indenfor de af luftkvalitetskriteriet regulerede asbestfibre har afgørende betydning for vurdering af den samlede flux af asbestfibre fra jordoverfladen til luften og dermed koncentrationen i luft.

Indenfor dette størrelsesinterval af asbestfibre kan der være fra mindre end 10 mg/kg TS af de mindste fibre (stort antal fibre) til større end 1.000 mg/kg TS af de største fibre (lille antal fibre) uden at begrænsningen på fluxen af fibre fra jordoverfladen overskrides.

Hertil kommer, at den samlede masse af asbestfibre desuden omfatter fibre af både større og mindre størrelse end ovennævnte fiberstørrelser.

Størrelsesfordelingen af den samlede masse af asbestfibre i jorden afhænger af dels årsagen til tilstedeværelsen af asbestfibre i jorden og dels de fysiske og

kemiske processer, der medvirker til fiberdeling og frigivelse fra bunden asbest.

Hvis årsagen til asbestfibre i eller på jorden er tilstedeværelsen af asbestholdigt materiale (ACM), så vil hovedparten af massen være tilstede i form af fibre, der ikke kan resuspendere, men der vil løbende blive dannet fibre der kan resuspendere, ligesom der løbende vil blive fjernet fibre gennem resuspensionen.

Hvis årsagen til asbestfibre i eller på jorden er afsætning af fibre fra en luftbåren kilde, så vil den samlede masse umiddelbart være væsentlig mindre, men koncentreret omkring fibre der kan resuspendere. Fibrene er afsat ved sedimentation, og derfor vil der i den samlede masse være en overvægt af de "største og tungeste" fibre. Der vil ligeledes her løbende blive dannet fibre, der kan resuspendere, ligesom der løbende vil blive fjernet fibre gennem resuspension.

I begge situationer må det forventes, at masse er tilført til jorden gennem de største fibre, mens masse fjernes gennem resuspension af de mindste fibre.

5.3.2 Beregninger af resuspension ved resuspensionsfaktoren

Loosmore (2002) fandt at resuspensionsfaktoren var rimeligt estimeret på baggrund af model C i Tabel 4.1.

For at tilvejebringe stor sikkerhed i beregningerne er det valgt at foretage et mere konservativt estimat af resuspensionsfaktoren, og på denne baggrund er det valgt at anvende model B i Tabel 4.1. Herved fås en større resuspensionsfaktor, og dermed en større luftkoncentration i forhold til overflade koncentrationen.

Med henblik på at estimere størrelsen af den samlede luftkoncentration over en jordforurening med asbestfibre er der udarbejdet en række beregningseksempler vedlagt i bilag A. Beregningseksemplerne er baseret på en jordkoncentration af asbestfibre på 100 mg/kg TS, og model B fra Tabel 4.1 over resuspensions faktorens udvikling med tiden, samt udført for 4 forskellige fordelinger af fibermassen.

Ved fastlæggelse af fordelingen af fibermasse er der taget udgangspunkt i oplysningerne fremkommet fra Figur 5.4 og Figur 5.5, således at der som model fibre er anvendt størrelserne "små", "mellem" og "stor" jf. Figur 5.3, og den samlede fibermasse i den mindste fraktion af "små" fibre varierer fra 33 mg/kg TS (1/3 af massen) til niveauet omkring 1 mg/kg TS.

I bilag A er de beregnede luftkoncentrationer sammenlignet med luftkvalitetskriteriet for asbestfibre på 10 F/m³.

Beregningseksemplerne viser, at der under de givne forudsætninger ikke fremkommer luftkoncentrationer af asbestfibre med størrelse "mellem" og "stor" over luftkvalitetskriteriet, mens asbestfibre af størrelse "små" vil kunne give væsentlige overskridelser af luftkvalitetskriteriet ved jordkoncentrationer af denne fraktion over ca. 3 mg/kg TS.

Beregningseksemplerne viser endvidere, at det samlede antal asbestfibre i luften er mindre end luftkvalitetskriteriet ved en samlet koncentration af asbestfibre på 100 mg/kg TS, såfremt andelen af "små" asbestfibre er mindre

end ca. 3 % af den samlede masse (jf. figur A.3 i bilag A). I fald koncentrationen af "små" fibre er af størrelsesordenen 33 mg/kg TS vil der beregningsmæssigt være overskridelse af luftkvalitetskriteriet i op til 4 år.

Det bemærkes, at asbestfibre større end fraktionen "store" ikke er med i den samlede fordeling, og at disse asbestfibre har afgørende indflydelse på den samlede masse af asbest i jorden, men som vist ikke indflydelse på risikoen.

5.3.3 Beregning af resuspension baseret på resuspensionsraten

Der er i afsnit 4.5.2 foretaget beregning af den maksimale flux af asbestfibre fra jordoverfladen i et eksponeringsscenario, hvor der foregår aktivitet (børns leg) på et asbestforurenede areal. Fluxen er beregnet for 2 situationer henholdsvis med meget svag vind (vindhastighed 1 m/s) og med frisk vind (vindhastighed 8 m/s). Den maksimale flux er beregnet til henholdsvis $8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$ og $64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$.

Ved at indsætte den maksimale flux i ligning [2] kan der beregnes en tilhørende overfladekoncentration for en given resuspensionsrate. På baggrund af diskussionen i afsnit 4.3 og 4.4 er det valgt at benytte resuspensionsrater for de angivne vindhastigheder på $10^{-10} - 10^{-9} \text{ s}^{-1}$ og at foretage multiplikation med en aktivitetsfaktor på 100.

Resultaterne af beregningerne fremgår af nedenstående Tabel 5.3, idet der i beregningerne er anvendt en omregningsfaktor fra m^2 til kg TS på $1,6 \text{ kg TS/m}^2$. Denne omregningsfaktor er baseret på en tør bulkdensitet af jord på 1.600 kg/m^3 og et minimalt jordvolumen pr m^2 på $0,001 \text{ m}^3$, svarende til den øverste mm af jordoverfladen.

Vindhastighed	1 m/s	8 m/s
Flux	$8 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$	$64 \text{ F/m}^2 \cdot \text{s}$
Resuspensionsrate	10^{-10} s^{-1}	10^{-9} s^{-1}
Aktivitetsfaktor	100x	100x
Korrigeret resuspensionsrate	10^{-8} s^{-1}	10^{-7} s^{-1}
	Andel af masse i fluxen	Beregnete jordkoncentrationer mg/kg TS
Små fibre (E)	0,34	2,9
Mellem fibre (F)	0,33	46,2
Store fibre (G)	0,33	264,0
Sum	1,00	313,1
		244,7

TABEL 5.3 BEREGNING AF JORDKONCENTRATIONER UD FRA RESUSPENSIONSRATER VED AKTIVITET (BØRNS LEG) PÅ ET ASBESTFORURENET AREAL. MASSEN AF ASBESTFIBRE ER FORDELT LIGE MELLEMLIGT DE TRE FIBERSTØRRELSER.

Det ses af de beregnede jordkoncentrationer i Tabel 5.3, at den samlede masse af asbestfibre i jorden kan overstige 300 mg/kg TS , men også at massen af de helt små fibre (E) som tidligere vist udgør den kritiske fraktion med

hensyn til resuspension. Tilsvarende kan det beregnes (ikke vist her), at hvis de "små fibre" udgør 100 % af fibermassen, så vil den beregnede jordkoncentration være 8,5 mg/kg TS ved en vindhastighed på 1 m/s og 6,8 mg/kg TS ved en vindhastighed på 8 m/s i scenariet med aktivitet.

5.4 Samlet vurdering

Det fremgår af beregningerne i afsnit 5.3, at der med de givne forudsætninger for beregningerne vil være risiko for overskridelse af luftkvalitetskriteriet, såfremt der er et indhold af respirable asbestfibre i jorden på af størrelsesordenen 1 – 100 mg/kg TS.

Det samlede indhold af asbest i jorden udgøres imidlertid både af respirable asbestfibre og af ikke-respirable asbestfibre, hvoraf hovedparten af den samlede masse i jorden udgøres af de ikke-respirable asbestfibre.

Det vurderes på baggrund af resultaterne af beregningerne i denne rapport og erfaringer fra Holland (RIVM, 2003), se afsnit 6.4.3, at såfremt det samlede indhold af asbest i jorden er mindre end 100 mg/kg TS, så vil det samlede indhold af respirable asbestfibre være mindre end ca. 3 mg/kg TS. Der vil da ikke være risiko for uacceptabel eksponering hverken generelt eller ved børns leg på et asbestforurenet areal.

6 Analysemetode for asbest i jord

6.1 Indledning

Der er foretaget en litteratursøgning efter egnede analysemetoder til bestemmelse og kvantificering af asbest og asbestholdigt materiale i jord eller materialeprøver med henblik på at sikre det analysetekniske grundlag for fastsættelse af et kvalitetskriterium for jord.

Søgningen efter egnede metoder har bestået af en almindelig søgning på Internettet, og har omfattet søgekriterier relateret til analytisk bestemmelse af asbest i jord (asbestos, analysis, soil etc.), samt referencer fremkommet i forbindelse med gennemlæsning af den fremkomne litteratur om asbest, bestemmelse af asbestfibre i jord og resuspension.

Forud for projektets start var der kendskab til, at der i Holland var udarbejdet en norm for undersøgelse, prøvetagning og analyse af asbest og asbestholdigt materiale i jord (NNI, 2003), samt at der i England var udarbejdet en vejledning i prøvetagning, analyse og frigivelsesprocedurer i forbindelse med håndtering og fjernelse af asbestholdigt materiale (ACM) fra kontaminerede lokaliteter (HSE, 2005).

Begge disse dokumenter har været inddraget i overvejelserne omkring at fastlægge en analysemetode til anvendelse i sammenhæng med det foreslåede kvalitetskriterium for jord.

6.2 Generelle overvejelser

Målsætningen for anbefaling af en analysemetode til kvantificering af asbest i jord har været at sikre, at målemetoden så vidt muligt afspejler risikoen ved tilstedeværelsen af asbest i jord, og i fald dette ikke kan opnås da, at målemetoden i kombination med grundlaget for fastsættelse af kvalitetskriteriet for jord afspejler risikoen. Denne målsætning sikrer at den anbefalede analysemetode for jord eller alternativt at analysemetoden i kombination med jordkvalitetskriteriet belyser risikoen for eksponering med asbestfibre resuspenderet fra jorden til luften.

Det er velkendt, at asbestfibre splittes op i længderetningen og neddeles til mindre størrelser. Massen af asbestfibre i den størrelsesfraktion, der udgør den største risiko, vil derfor til stadighed ændres. Der vil dels blive tilført masse ved deling af større fibre, og dels fjernet masse ved yderligere neddeling til størrelser mindre end afgrænsningen for fibre reguleret af luftkvalitetskriteriet. Endvidere må der forventes en konstant fjernelse af masse ved vindspredning fra et kildeområde, og over tid en nedtrængning i jordmatricen, hvorved masse fjernes fra resuspensionszonen på overfladen.

Det fremgår af redegørelsen i kapitel 3 og kapitel 4, samt beregningerne i kapitel 5, at risikoen ikke er givet ved det totale indhold af asbest i en jordprøve. Risikoen er knyttet specifikt til jordens indhold af respirable

resuspendérbare og frie asbestfibre, og i mindre grad til jordens indhold af større asbestfibre og bunden asbest, der ved fiberdeling og frigørelse kan blive respirable og resuspendérbare.

Beregningerne i bilag A viser, at risikoen fra den respirable del af asbestfibre i overvejende grad er knyttet til massen af de "små" fibre indenfor størrelsesområdet af respirable fibre, der i bilaget er angivet som henholdsvis "store", "mellem" og "små".

På denne baggrund bør analysemetoden sikre, at der skabes indblik i sammensætningen af asbestindholdet i jorden, herunder både indholdet af bunden asbest og løs asbest, samt sikres mulighed for at kvantificere indholdet af respirable fibre.

Herud over bør analysemetoden sikre, at såvel overfladeforureninger forårsaget af eksempelvis spredning af asbestfibre efter brand, som forureninger forårsaget af tilførsel og opblanding af asbestholdigt materiale i overjord og fyldjord, kan undersøges og indholdet af asbest så vidt muligt kvantificeres.

6.3 Potentielle analysemetoder

Søgningen efter egnede analysemetoder for kvantificering af asbestfibre og asbestholdigt materiale i jord har ikke frembragt yderligere metoder end den hollandske og engelske metode.

Det skal dog bemærkes, at den amerikanske miljøstyrelse har arbejdet med at fastsætte rammer for undersøgelser af asbest forurenedede lokaliteter (US-EPA, 2008). Amerikanerne konkluderer i dette nye dokument fra september 2008, at der på nuværende tidspunkt ikke findes fuldt validerede metoder for nøjagtig og præcis kvantitativ måling af asbest i jord under et koncentrationsniveau på omkring 0,25 % (2,5 g/kg TS).

Den engelske metode er baseret på almindelig mikroskop teknik (polariseret lys mikroskopi – PLM) og fremstår ganske enkel i fremgangsmåden (HSE, 2005). Metoden oplyses at have en detektionsgrænse på 1 ppm (mg/kg TS), og fremstår i metodebeskrivelsen som en teoretisk grænse.

Den hollandske metode omfatter en procedure for både prøvetagning og analyse, herunder kvantificering på flere forskellige niveauer og fraktioner afhængig af forudgående resultater (NNI, 2003). Metoden oplyses at have en detektionsgrænse på omkring 0,2 – 25 mg/kg TS afhængig af hvilken fraktion der undersøges og metode der anvendes.

Med udgangspunkt i ovenstående er det valgt at beskrive den hollandske metode nærmere, samt at indhente oplysninger om erfaringer og prisniveauer for denne analysemetode fra hollandske analyselaboratorier.

I tilknytning til analysemetoden er der fastlagt en protokol for at gennemføre en undersøgelse og vurdere risiko. Protokollen er udarbejdet af det hollandske ministerium for Byggeri, Planlægning og Miljø (VROM, 2008). Protokollen er nærmere beskrevet i afsnit 6.4.3 og indeholder nærmere angivelser af de hollandske kravværdier.

6.4 Den hollandske analysemetode NEN 5707

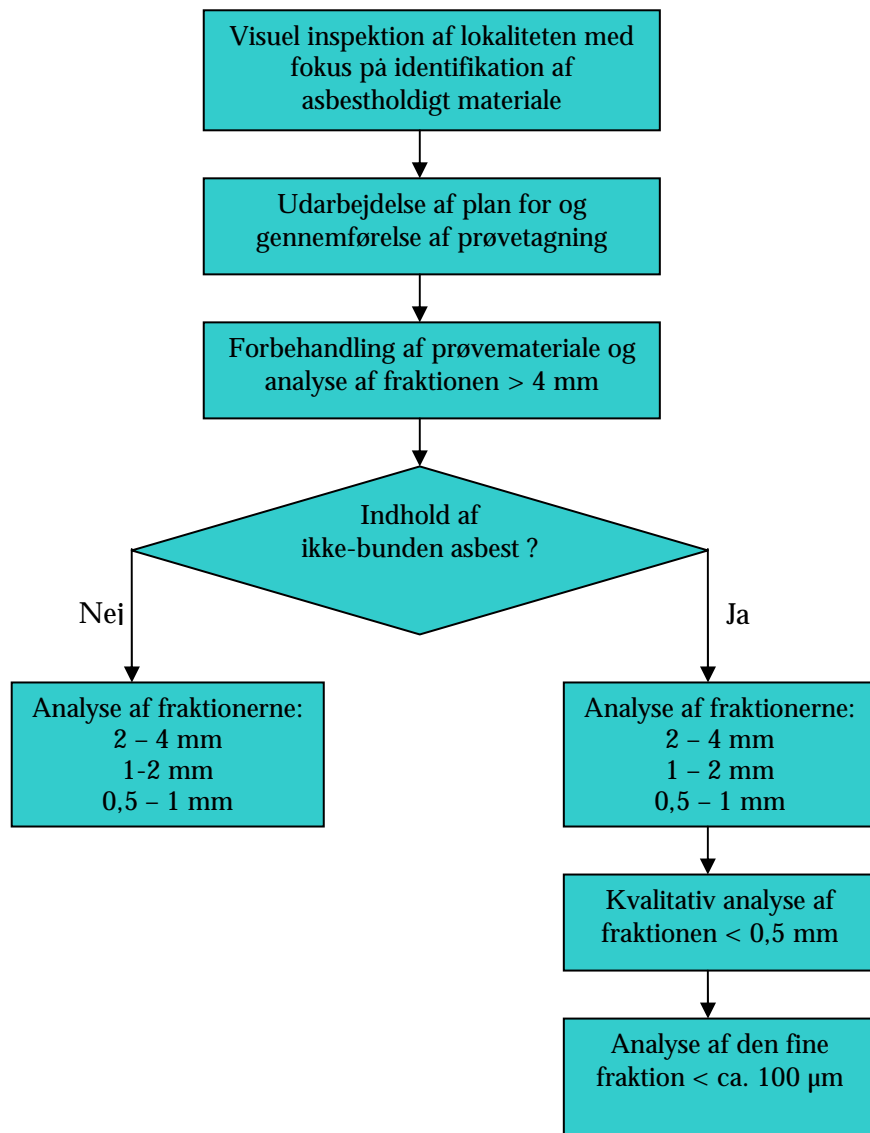
6.4.1 Omfang, metode og principper

Metoden indeholder beskrivelser af metodik for inspektion, prøvetagning og kemisk analyse i forbindelse med undersøgelser af lokaliteter, der kan være forurenet med asbest og asbestholdigt materiale. Der er beskrevet en fremgangsmåde, hvor den samlede undersøgelse bliver gennemført i 3 trin, dog med mulighed for at afslutte undersøgelserne såfremt resultaterne betinger dette i de indledende trin.

Udgangspunktet for metoden er en systematisk tilgang til beskrivelse af risikoen for forurening med asbest i jorden på lokaliteten. Først foretages en inspektion af lokaliteten og en identifikation af potentielt asbestholdigt materiale, hvorefter der udarbejdes en plan for prøvetagning på lokaliteten. Grundlaget for prøvetagningsplanen er lokalitetens størrelse, beskrivelse og lokalisering af kilden, samt afklaring om asbest er afsat på jorden eller lokaliseret i jorden. Planen beskriver omfang og metodik for prøvetagning og indledende analyse.

Generelt gennemføres de kemiske analyser i den hollandske metode ved tørring af jordprøven, fraktionering ved sigtning, og identifikation af asbest og asbestholdigt materiale i fraktionerne ved mikroskopi. I fald der alene konstateres indhold af bunden asbest i fraktionen større end 4 mm, foretages der almindelig mikroskopisk undersøgelse og bestemmelse af indholdet af asbest i fraktionerne ned til 0,5 mm (500 μm). I fald der træffes indhold af fri asbest i fraktionen større end 4 mm, foretages supplerende en kvalitativ bestemmelse af asbestindhold i fraktionen $< 500 \mu\text{m}$, samt yderligere en våd fraktionering af sigtefraktionen $< 500 \mu\text{m}$ og efterfølgende bestemmelse af asbestfibre mindre end 100 μm med scanning elektronmikroskopi og røntgenmikroanalyse (SEM/RMA) jf. ISO 14966.

En skematisk oversigt over fremgangsmåden i den hollandske metode er vist i nedenstående Figur 6.1



Figur 6.1 Skematisk oversigt over fremgangsmåden i den hollandske metode NEN 5707

Samlet fremstår den hollandske metode som velbeskrevet og gennemtænkt, med mulighed for løbende at tilpasse omfanget af undersøgelser og analyser til de opnåede resultater.

6.4.2 Erfaringer med den hollandske metode og prisniveau

Der er rettet henvendelse til i alt 7 hollandske laboratorier pr. mail, og der er kommet svar fra de 4 af laboratorierne. Efterfølgende er der indhentet uddybende svar og kommentarer fra de 4 laboratorier.

Laboratorierne har generelt gode erfaringer med analyse for indhold af asbest i jordprøver efter NEN 5707. Analysetiden er ca. 5 dage, og prøvemængden skal være af størrelsesordenen 10 – 12 kg.

Prisniveauet i 2008 for den grundlæggende identifikation og kvantifikation af asbest og asbestholdigt materiale i prøverne er af størrelsesordenen 130 – 150 Euro, mens prisniveauet for bestemmelse af fri asbestfibre i den mindste fraktion med SEM/RMA efter våd fraktionering er af størrelsesordenen 170 – 190 Euro.

6.4.3 Den hollandske asbest protokol

Der er i Holland fastlagt en protokol, der udgør basis for bestemmelse af uacceptabel risiko i situationer, hvor der findes en jordforurening med asbest (VROM, 2008). Protokollen omfatter beskrivelse af fremgangsmåder og angivelser af kriterier for vurdering af risiko, og er nært knyttet til den hollandske analysemetode NEN 5707 som beskrevet i afsnit 6.4.

Udgangspunktet for protokollen er lokaliteter, hvor asbest er til stede i koncentrationer over den hollandske interventions værdi på 100 mg/kg TS bestemt som koncentrationen af serpentin asbest + 10 x koncentrationen af amphibol asbest. Hensigten med protokollen er gennem en systematisk fremgangsmåde og fastlagte retningslinier at bestemme, hvorvidt en jordforurening med asbest udgør henholdsvis en uacceptabel risiko eller ingen uacceptabel risiko.

Protokollen er opdelt i tre niveauer, og på hvert niveau er fastlagt kriterier for, hvorvidt en jordforurening med asbest på det foreliggende grundlag vil kunne udgøre en risiko.

På første niveau bestemmes, hvorvidt der på lokaliteten eksisterer en jordforurening med asbest af et omfang større end interventionsværdien på 100 mg/kg TS. Kriteriet knytter sig til gennemsnitskoncentrationen af asbest per arealenhed på 1.000 m² og er fastlagt ved fremgangsmåden i den hollandske norm.

På andet niveau bestemmes, hvorvidt overskridelsen af interventionsværdien er så kraftig, at der potentielt kan være en uacceptabel risiko knyttet til jordforureningen med asbest. Kravene er her, at forureningen skal være knyttet til de øverste 0,5 m af jorden og at koncentrationen af bunden asbest skal være større end 1.000 mg/kg TS og/eller koncentrationen af fri asbest skal være større end 100 mg/kg TS. I fald disse kriterier er opfyldt, og det forurenede areal endvidere ikke er fuldstændig dækket med vegetation, så vil der kunne være en uacceptabel risiko.

På tredje niveau bestemmes den lokalitetsspecifikke risiko, herunder den i normen beskrevne bestemmelse af respirable fibre mindre end 100 µm i jorden, samt bestemmelse af asbestfibre i udeluft, samt eventuelt indeluft og husstøv. Til vurdering af lokalitetsspecifik uacceptabel risiko har man i Holland fastsat en grænseværdi på 10 mg/kg TS for indhold af respirable asbestfibre i jord. Denne grænseværdi er fastsat på baggrund af undersøgelsesresultater og vurderinger fremkommet i forbindelse med fastlæggelse af grundlaget for den hollandske interventionsværdi på 100 mg/kg TS, og er baseret på, at andelen af respirable asbestfibre erfaringsmæssigt ikke overskrider 5 – 10 % af det totale indhold (RIVM, 2003).

7 Procedure for prøvetagning

7.1 Indledning

I dette afsnit er der opstillet en strategi for prøvetagning af jord og jordens overflade på lokaliteter, hvor en potentiel forurening med asbestfibre og/eller asbestholdigt materiale (ACM) skal kvantificeres og belyses i omfang og udbredelse.

Strategien er udarbejdet i lyset af eksisterende vejledninger for prøvetagning og analyse af jord (Miljøstyrelsen, 1998c) og håndbog for prøvetagning af jord og grundvand (Amternes Videntcenter for Jordforurening, 2003), hvortil der henvises for generelle overvejelser omkring prøvetagning af jord.

Den udarbejdede strategi bygger i væsentlig grad på den hollandske protokol for undersøgelse af potentielt asbestforurenede lokaliteter, hvor undersøgelserne inddeles i tre trin (VROM, 2008) I de første to trin foretages indledende en identifikation af kilde og spredning, og efterfølgende en screening med identifikation og overordnet kvantificering af asbest og asbestholdigt materiale, mens der i tredje trin foretages en uddybende undersøgelse og kvantificering af koncentrationen af asbest.

Formålet med at opstille en strategi for prøvetagning er, at der bliver tilvejebragt et sikkert grundlag for en risikovurdering, samt for at kunne rådgive om forholdsregler og eventuelle muligheder for at kunne afskære forureningen eller gennemføre egentlige afværgeforanstaltninger.

Strategien for prøvetagningen skal sikre, at den anvendte fremgangsmåde afspejler forureningens opståen og spredning (den konceptuelle model), og sker efter en overordnet fastlagt fremgangsmåde, der anviser størrelsen og antallet af prøvetagningsfelter og -punkter (den strategiske model), samt metoden for prøvetagning og analyse.

Det bemærkes, at den hollandske norm for undersøgelse af potentielt asbestforurenede lokaliteter er ganske omfattende og detaljeret. Det har ikke været målet i dette projekt, at opnå en tilsvarende beskrivelse af en procedure for prøvetagning.

7.2 Den konceptuelle model - målet

Forud for enhver prøvetagning er det vigtigt, at identificere placeringen af kilden til en eventuel forurening, og at belyse mulige spredningsveje for forureningskomponenterne.

Ved at opstille en konceptuel model, der beskriver kilde, skæbne og spredning, kan der opstilles en hypotese for omfang og placering af et potentielt forurennet areal eller jordvolumen. Den konceptuelle model udgør derved grundlaget for at bestemme omfang og fremgangsmåde ved den efterfølgende prøvetagning.

Kilder, hvorfra asbestfibre og ACM kan blive spredt, er i langt de fleste tilfælde overjordiske, men i tilfælde hvor asbestfibre og ACM findes i fyldjord og nedknuste materialer vil blotlægning af dybereliggende partier af materiale eller jord kunne udgøre en forureningskilde.

Hovedparten af kilderne med asbestfibre er vedvarende indbygget i faste materialer, hvorfra der sker en begrænset frigivelse, der dog i særlige tilfælde kan udgøre et arbejdsmiljømæssigt eller indeklimateamæssigt problem.

I de tilfælde, hvor disse faste kilder bliver mekanisk neddelte, bliver nedbrudt eller ødelagt, eller bliver påvirket af eksplosionsagtig brand, vil asbestfibre og ACM blive fordelt i det neddelte materiale eller blive spredt til det omgivende miljø.

Med udgangspunkt i ovenstående overvejelser er det muligt at vurdere følgende:

- hvilket eller hvilke arealer, der kan forventes at være tilført eller indeholde asbestfibre og ACM,
- om asbestfibre og ACM kan forventes på overfladen af jorden, i overfladejorden eller i et specifikt jordvolumen.

Med udgangspunkt i denne vurdering kan fremgangsmåden for prøvetagning fastlægges.

7.3 Den strategiske model - fremgangsmåden

I det følgende er der beskrevet en procedure for prøvetagning, der grundlæggende bygger på fremgangsmåden i den hollandske norm NEN 5707 (NNI, 2003) for undersøgelse, prøvetagning og analyse af asbest i jord.

Proceduren bygger som udgangspunkt på en forudsætning om, at lokaliteten eller undersøgelsesarealet er rimeligt tilgængeligt for inspektion og prøvetagning, samt at området er nogenlunde frit for oplag, affald, høj vegetation og højere græsdække. Inspektion og prøvetagning kan ikke gennemføres i fald arealet er dækket med visne blade eller sne, samt hvis jordoverfladen er frossen eller stærkt vandholdig.

7.3.1 Inspektion

Indledningsvis gennemføres en inspektion af lokaliteten/arealet med henblik på identifikation af kildenære områder og opdeling i delområder med ensartede belastninger.

Udføres inspektionen af en erfaren person og under gode forhold, vil der ved inspektionen kunne identificeres fragmenter af potentielt asbestholdigt materiale (ACM), og en indledende visuel inspektion af indsamlede objekter kan med god sikkerhed fastslå om disse indeholder asbest.

Gode forhold omfatter i denne sammenhæng tilstrækkeligt godt lys og tørre vejrforhold, og dermed kan en inspektion ikke gennemføres under regn, hagl eller snevejr, under tåge og dårligt sigt, samt under solopgang eller solnedgang.

7.3.2 Prøvetagning

Prøvetagning skal udføres af personer med erfaring i udtagning af jordprøver, der kan indeholde forureningskomponenter.

Ved prøvetagning af jord er det nødvendigt at sikre sig, at jorden ikke indeholder væsentlige fremmedelemerter, der ikke er repræsentative for jorden (Amternes Videntcenter for Jordforurening, 2003). Under normale forhold for prøvetagning vil sådanne fremmedelemerter blive fjernet under prøvetagningen, idet andelen og arten af fremmedelemerter dog bliver beskrevet.

Det er i sammenhæng med asbestforureninger væsentligt, at jordens indhold af fremmedelemerter med karakter af asbestholdigt materiale bestemmes, og prøvetagningen skal derfor gennemføres som udtagning af en samlet jordprøve, der efterfølgende håndteres efter en nøje planlagt procedure.

7.3.2.1 Prøvetagning af materiale i prøvetagningsfelter

Asbestforurening lokaliseret på overfladen af jorden udgør i forhold til eksponering den største risiko. Det er derfor væsentligt indledningsvis at kunne afgøre, hvorvidt der på overfladen af jorden er en forurening med asbest eller asbestholdigt materiale, der vil kunne udgøre en risiko.

Lokaliteten inddeles på baggrund af den konceptuelle model i arealer, hvor belastningen forventes at være rimeligt ensartet. Hvert areal inddeles i delområder af ca. 200 m², og indenfor hvert af disse delområder markeres op til 5 prøvetagningsfelter af hver 1 m x 1 m.

Hvert prøvetagningsfelt inspiceres visuelt og fragmenter af potentielt asbestholdigt materiale med en størrelse >20 mm indsamles. Materialeprøven undersøges i laboratoriet og massen af asbestholdigt materiale bestemmes.

Med et jordkvalitetskriterium på 100 mg/kg TS som foreslået i kapitel 5 og en beregnet masse af jord tørstof (TS) på ca. 50 kg på 1 m², må der med et indhold på 10 – 15 % asbest i asbestcement maksimalt kunne indsamles af størrelsesordenen 50 – 75 gram ACM pr. m².

Antages denne fraktion højst at måtte udgøre 50 % af den samlede masse pr. m² må der maksimalt kunne indsamles af størrelsesordenen 25 – 37,5 gram ACM pr. m².

7.3.2.2 Overfladeprøve af jord i prøvetagningsfelter

Indenfor hvert prøvetagningsfelt af 1 m x 1 m udtages prøver af overfladejorden til ca. 5 cm under terræn med egnet prøvetagningsudstyr - spartel, murske eller lignende. Den samlede masse af jordprøve afstemmes i forhold til analysemetodens krav.

Overfladeprøver af jord fra prøvetagningsfelter indenfor samme delområde sammenstikkes til en blandeprøve, idet der udtages samme mængde jord fra hver enkelt prøvetagningsfelt. Enkeltprøver fra hvert prøvetagningsfelt opbevares for eventuel efterfølgende inspektion og analyse.

Den sammenstukne prøve analyseres for indhold af asbest og asbestholdigt materiale jf. forskrifterne i analysemetoden.

7.3.2.3 Jordprøvetagning

Prøvetagning af fyldjord og lignende materialer kan gennemføres ved udtagning af prøve fra borerer eller fra gravninger på lokaliteten.

Ved prøvetagningen udtages en større jordmængde i hver enkelt delprøve, således at indhold af fraktionen >20 mm kan frasorteres og bestemmes separat.

7.3.3 Analyse og kvantificering

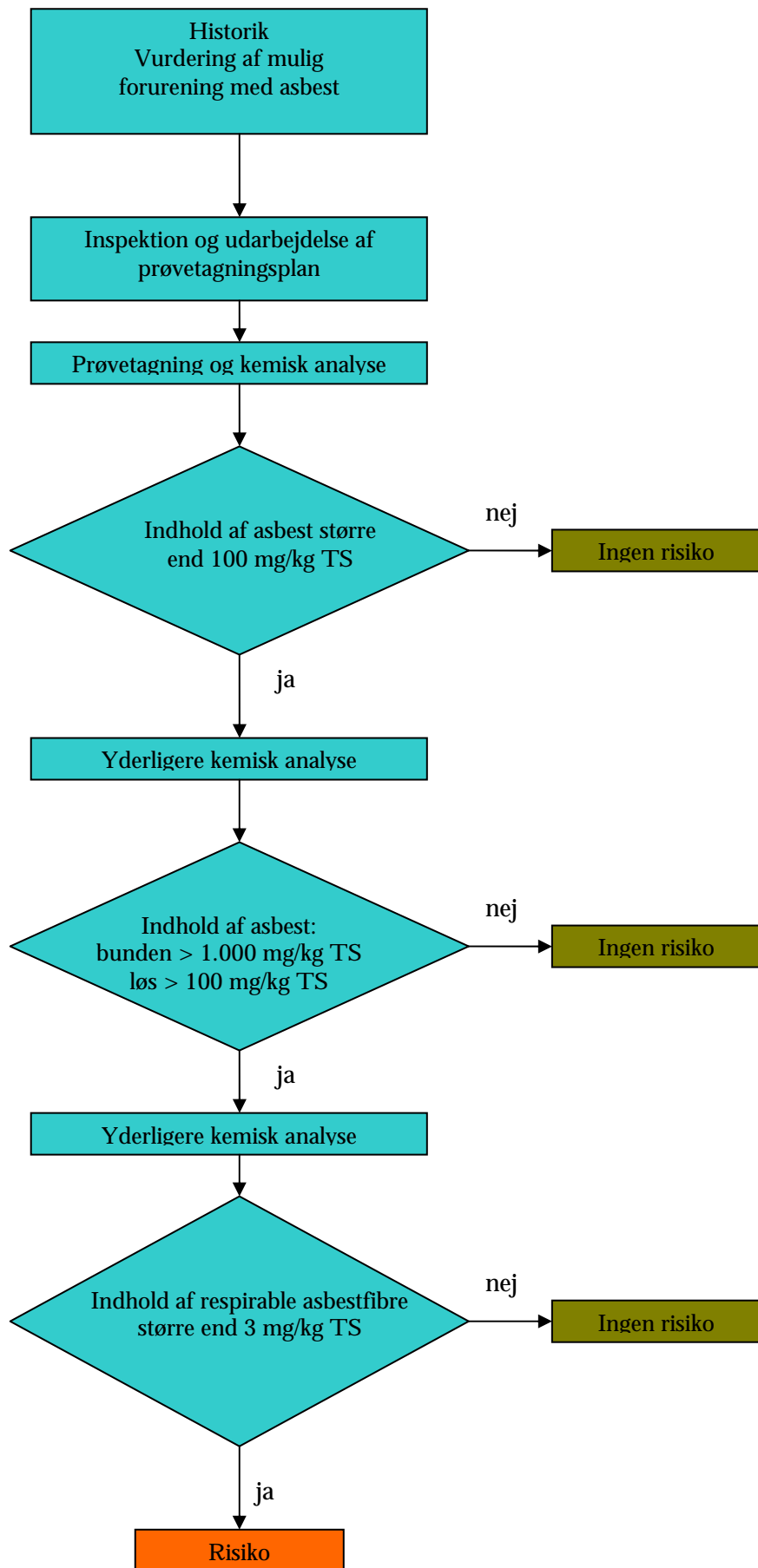
Der gennemføres en analyse af de udtagne jordprøver jf. den valgte analysemetode, og indholdet af asbest kvantificeres ifølge analysemetodens retningslinier. I fald den hollandske analysemetode vælges vil der kunne forventes en detektionsgrænse på mindre end 10 mg/kg TS, hvilket vil kunne opfylde kravet om en detektionsgrænse på mindst 1/10 af kravværdien.

7.3.4 Protokol for vurdering af risiko

Den beskrevne fremgangsmåde for inspektion, prøvetagning og analyse af jord på en lokalitet vurderes at kunne frembringe det nødvendige grundlag for at bestemme risikoen ved en jordforurening med asbest.

Det fremgår imidlertid af diskussionerne og beregningerne i denne rapport, at det ikke er tilstrækkeligt at belyse det totale indhold af asbest i jorden, men også at belyse om den påviste asbest er bunden eller løs, samt i tilfælde af kraftigt indhold af asbest, da også at kvantificere indholdet af respirable asbestfibre i jorden.

På denne baggrund er der udarbejdet et forslag til beslutningsprotokol for en samlet fremgangsmåde ved undersøgelse af en lokalitet for jordforurening med asbest. Beslutningsprotokollen er vist i Figur 7.1



Figur 7.1 Beslutningsprotokol for undersøgelse af jordforurening med asbest

7.4 Anbefalinger vedrørende procedure for prøvetagning

Ovenstående forslag til procedure for prøvetagning og beslutningsprotokol bygger i væsentlig grad på den hollandske norm, men er langt fra så uddybende i beskrivelserne og omfattende i udførelsen som normen fra Holland.

I forbindelse med indhentning af oplysninger om det hollandske prisniveau for at udføre analyse for indhold af asbest og asbestholdigt materiale i jordprøver, er der fremkommet enkelte oplysninger om erfaringer med den hollandske norm. Ud af syv adspurgte laboratorier oplyser tre positivt, at man jævnligt gennemfører analyse for indhold af asbest, mens et laboratorium ikke har givet svar på dette spørgsmål.

Generelt savnes der danske erfaringer med undersøgelse for asbest i jord, og på denne baggrund må det anbefales, at der både arbejdes videre med at fastlægge et kvalitetskriterium for jord med tilknyttet analysemetode og prøvetagningsprocedure, og at der skabes et fundament af praktisk erfaring med undersøgelser for asbest og asbestholdigt materiale på potentielt forurenede lokaliteter.

8 Konklusioner og anbefalinger

Asbestholdigt materiale (ACM) og asbestfibre afsat på eller i jorden kan udgøre en potentiel risiko for eksponering af mennesker. Eksponeringen sker gennem resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen, mens asbestfibre i underjorden alene udgør en potentiel risiko ved senere blotlægning. Resuspension af asbestfibre fra jordoverfladen sker ved vindpåvirkning og i forbindelse med aktivitet.

Den maksimalt tilladelige størrelse af resuspensionen med henblik på at overholde luftkvalitetskriteriet for asbestfibre er i nærværende rapport beregnet ud fra henholdsvis resuspensionsraten og resuspensionsfaktoren. Herved er der frembragt sammenhæng mellem koncentrationen af asbestfibre på jordoverfladen eller i jorden, og koncentrationen i luften. Beregningerne er gennemført for 2 scenarier svarende til henholdsvis et generelt niveau for eksponering og et scenarium med eksponering under børns leg på et asbestforurenede areal.

Det konkluderes på baggrund af beregningerne, at den væsentligste risiko for eksponering ved resuspension med respirable asbestfibre svarende til et niveau omkring luftkvalitetskriteriet er relateret til den mindste fraktion af de respirable fibre. Såfremt koncentrationen i jord af denne fraktion er mindre end ca. 3 mg/kg TS vil resuspension af asbestfibre fra jorden være mindre end kravet i luftkvalitetskriteriet.

Den samlede masse af asbest i jorden udgøres af henholdsvis bunden og frit asbest, der yderligere kan inddeles efter størrelsesforhold. Den mindste fraktion – de respirable asbestfibre – udgør i denne sammenhæng alene en mindre del af den samlede masse. Det foreslås derfor, at et kvalitetskriterium for asbest i jord fastsættes til 100 mg/kg TS. Dette niveau vurderes at sikre mod, at fraktionen af de mindste fibre i det respirable område på intet tidspunkt udgør en koncentration på mere end 3 mg/kg TS, som er beregnet til at være den kritiske grænse.

Ved oprensning af asbestfibre fra jord anbefales det at benytte en hollandsk metode til undersøgelse, prøvetagning og kvantificering af asbest i jord. Metoden bygger på en trinvis evaluering af omfanget af en forurening med asbest i jorden.

9 Referencer

American Council on Science and Health (ACHS), 2007

Asbestos exposure: How risky is it?

A position paper of the American Council on Science and Health

October 2007

Amternes Videncenter for Jordforurening, 2003

Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand

Teknik og Administration – nr. 3 – Hovedrapport

Arbejdstilsynet, 2004

Bekendtgørelse nr. 1502 af 21. december 2004

Bekendtgørelse om asbest.

Arbejdstilsynet, 2007

Grænseværdier for stoffer og materialer

At-Vejledning – Stoffer og materialer – C.0.1

DGF, 1995

Vejledning i Ingeniørgeologisk prøvebeskrivelse.

Larsen, G.; Frederiksen, J.; Villumsen, A.; Fredericia, J.; Gravesen, P.; Foged,

N.; Knudsen, B.; Baumann, J.

Udgivet af Dansk Geoteknisk Forening.

Europakommissionen, 2005

Management of Construction and Demolition Waste

Workind document no. 1. DB.ENV.E.3

EU-JRC, 2002

Guidance document on the determination of particle size distribution, fibre length and diameter distribution of chemical substances.

European Commission – Joint Research Centre

HSE, 2005

Health and Safety Executive

Asbestos: The analysts' guide for sampling, analysis and clearance procedures.

IAEA (1992)

Modelling of resuspension, seasonality and losses during food processing

International Atomic Energy Agency

Loosmore, G.A. (2002)

Evaluation and Development of Models for Resuspension of Aerosols at Short Times after Deposition

U.S. Department of Energy – Lawrence Livermore National Laboratory

Miljøstyrelsen (1998a)

Oprydning på forurenede lokaliteter – Hovedbind

Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 6.

- Miljøstyrelsen (1998b)
Oprydning på forurenede lokaliteter – Appendikser
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 7.
- Miljøstyrelsen (1998c)
Prøvetagning og analyse af jord
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 13.
- Miljøstyrelsen (2001)
Luftvejledningen. Begrænsning af luftforurening fra virksomheder.
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2
- Miljøstyrelsen (2002)
B-værdivejledningen – Oversigt over B-værdier
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 2.
- Miljøstyrelsen (2006)
Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på beskyttelse af sundheden.
Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5.
- Miljøstyrelsen (2007)
Måling af asbestforurening i forbindelse med tagrenovering. Udarbejdet af Teknologisk Institut.
Miljøprojekt nr. 1154, 2007.
- Miljøstyrelsen (2008a)
Asbestfibre i jordmiljøet – vurdering af skæbne og sundhedsmæssige risiko.
Udarbejdet af Rambøll
Miljøprojekt nr. 1221, 2008
- Miljøstyrelsen (2008b)
Projektbeskrivelse – Undersøgelsesmetode for Asbest i miljøet efter brand mv.
Miljøstyrelsen/Rambøll – september 2008.
- NNI (2003)
NEN 5707 – Bodem – Inspectie, monsterneming en analyse van asbest in bodem. (Soil – Investigation, sampling and analysis of asbestos in soil).
Nederlands Normalisatie-Institut - NNI
- RIVM (2003)
Beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging met asbest.
RIVM rapport 711701034/2003
- RIVM (2007)
GGD-richtlijn medische milieukunde: asbest in de bodem en gezondheid
RIVM rapport 609330003/2007
- US-EPA (2004)
Methods for estimating fugitive air emissions of radionuclides from diffuse sources at DOE facilities. – Eastern Research Group, Inc.
U.S. Environmental Protection Agency

US-EPA (2008)
Framework for Investigating Asbestos-Contaminated Superfund Sites.
OSWER Directive #9200.0-68
U.S. Environmental Protection Agency

VROM (2008)
Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, The Netherlands
Soil Remediation Circular 2006, as amended on 1 October 2008.

Witschger, O. (2005)
Adequacy of Existing Aerosol Samplers for Monitoring NORM Exposures
Proceedings of the 9th EAN ALARA Workshop, Augsburg, Germany

WHO – World Health Organization (1986)
Environmental Health Criteria 53
Asbestos and other natural mineral fibres
World Health Organization

WHO – World Health Organization (1997)
Determination of airborne fibre number concentrations
World Health Organization

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

1 Beregninger – koncentration af respirable fibre på 100 mg/kg TS

1.1 Indledning

Ved udarbejdelsen af et jordkvalitetskriterium for asbest er det nødvendigt at foretage estimering af luftkoncentrationer baseret på koncentrationen i jord, og jordkoncentrationens fordeling på asbestfibre af forskellig størrelse.

I nærværende bilag A er der foretaget beregninger af luftkoncentrationen for 3 fiberstørrelser – små, mellem og store jf. afsnit 5.2.2 til 5.2.4 – baseret på forskellige fordelinger af den samlede masse af asbestfibre på de 3 fiberstørrelser. Den samlede fibermasse er sat til 100 mg/kg TS.

Beregningerne er udført ved anvendelse af en model for resuspensions faktorens udvikling over tid med en initial faktor på 10^{-7} m^{-1} . Begrundelse for anvendelse af den valgte model og den valgte initiale værdi for resuspensions faktoren er givet i rapportens afsnit 5.3.

1.2 Beregningseksempel 1

I dette beregningseksempel er der forudsat en ligelig fordeling af fibermassen i jorden mellem hhv. små, mellem og store fibre.

Beregningerne er vist i figur A.1.

Fordeling af fiberstørrelse					Kontrol
	små	mellem	store		
fordeling	0,9350	0,0550	0,0100		1,0000
Fibre	935	55	10		1000
masse	1,58E-05	1,54E-05	1,59E-05		
Samlet masse	4,72E-05				
Massefraktion	0,335	0,327	0,338		1,000
Fibre per mg	5,92E+07	3,57E+06	6,27E+05		

m2 --> kg TS	1,6	1,6	1,6	
C =	100	33	33	34 mg/kg TS
S =	63	21	20	21 mg/m2

$$K = \frac{C_{air}}{S_{surface}} \quad K(t) = [10^{-9} + 10^{-7} \times \exp(-0,6769t)]$$

$$S = C/K \quad C_{air} (F/m^3) > 10$$

t (år)	K(t)	C(t)	C(t)	C(t)	Sum
0,1	9,45E-08	117,02	6,88	1,25	125,16
1	5,18E-08	64,20	3,78	0,69	68,66
2	2,68E-08	33,23	1,95	0,36	35,55
3	1,41E-08	17,50	1,03	0,19	18,72
4	7,67E-09	9,50	0,56	0,10	10,16
5	4,39E-09	5,44	0,32	0,06	5,82
6	2,72E-09	3,37	0,20	0,04	3,61
7	1,88E-09	2,32	0,14	0,02	2,48
8	1,44E-09	1,79	0,11	0,02	1,91
9	1,23E-09	1,52	0,09	0,02	1,62
10	1,11E-09	1,38	0,08	0,01	1,48
15	1,00E-09	1,24	0,07	0,01	1,33
20	1,00E-09	1,24	0,07	0,01	1,33
25	1,00E-09	1,24	0,07	0,01	1,33
30	1,00E-09	1,24	0,07	0,01	1,33

Figur A.1 Beregnede luftkoncentrationer

1.3 Beregningseksempel 2

I dette beregningseksempel er der forudsat en fordeling af fibermassen i jorden mellem hhv. små, mellem og store fibre, hvor massen af den mindste fraktion er mindre end ca. 10 mg/kg TS.

Beregningerne er vist i figur A.2.

Fordeling af fiberstørrelse				
	små	mellem	store	Kontrol
fordeling	0,8500	0,0850	0,0650	1,0000
Fibre	850	85	65	1000
masse	1,44E-05	2,38E-05	1,04E-04	
Samlet masse		1,42E-04		
Massefraktion	0,101	0,168	0,731	1,000
Fibre per mg	5,92E+07	3,57E+06	6,27E+05	

m2 --> kg TS	1,6	1,6	1,6		
C =	100	10	17	73 mg/kg TS	
S =	63	6	11	46 mg/m2	
$K = \frac{C_{air}}{S_{surface}} \quad K(t) = [10^{-9} + 10^{-7} \times \exp(-0,6769t)]$					
$S = C/K \quad C_{air} (F/m^3) > 10$					
t (år)	K(t)	C(t)	C(t)	C(t)	Sum
0,1	9,45E-08	35,37	3,54	2,71	41,62
1	5,18E-08	19,41	1,94	1,48	22,83
2	2,68E-08	10,05	1,00	0,77	11,82
3	1,41E-08	5,29	0,53	0,40	6,22
4	7,67E-09	2,87	0,29	0,22	3,38
5	4,39E-09	1,64	0,16	0,13	1,93
6	2,72E-09	1,02	0,10	0,08	1,20
7	1,88E-09	0,70	0,07	0,05	0,83
8	1,44E-09	0,54	0,05	0,04	0,64
9	1,23E-09	0,46	0,05	0,04	0,54
10	1,11E-09	0,42	0,04	0,03	0,49
15	1,00E-09	0,38	0,04	0,03	0,44
20	1,00E-09	0,37	0,04	0,03	0,44
25	1,00E-09	0,37	0,04	0,03	0,44
30	1,00E-09	0,37	0,04	0,03	0,44

Figur A.2 Beregnede Luftkoncentrationer

1.4 Beregningseksempel 3

I dette beregningseksempel er der forudsat en fordeling af fibermassen i jorden mellem hhv. små, mellem og store fibre, hvor massen af den mindste fraktion er mindre end ca. 2 mg/kg TS.

Beregningerne er vist i figur A.3.

Fordeling af fiberstørrelse				
	små	mellem	store	Kontrol
fordeling	0,5000	0,3000	0,2000	1,0000
Fibre	500	300	200	1000
masse	8,45E-06	8,41E-05	3,19E-04	
Samlet masse		4,12E-04		
Massefraktion	0,021	0,204	0,775	1,000
Fibre per mg	5,92E+07	3,57E+06	6,27E+05	

m2 --> kg TS	1,6	1,6	1,6		
C =	100	2	20	78 mg/kg TS	
S =	63	1	13	48 mg/m ²	
$K = \frac{C_{air}}{S_{surface}} \quad K(t) = [10^{-9} + 10^{-7} \times \exp(-0,6769t)]$					
$S = C/K \quad C_{air} \text{ (F/m}^3\text{)} > 10$					
t (år)	K(t)	C(t)	C(t)	C(t)	Sum
0,1	9,45E-08	7,17	4,30	2,87	14,35
1	5,18E-08	3,94	2,36	1,57	7,87
2	2,68E-08	2,04	1,22	0,81	4,07
3	1,41E-08	1,07	0,64	0,43	2,15
4	7,67E-09	0,58	0,35	0,23	1,16
5	4,39E-09	0,33	0,20	0,13	0,67
6	2,72E-09	0,21	0,12	0,08	0,41
7	1,88E-09	0,14	0,09	0,06	0,28
8	1,44E-09	0,11	0,07	0,04	0,22
9	1,23E-09	0,09	0,06	0,04	0,19
10	1,11E-09	0,08	0,05	0,03	0,17
15	1,00E-09	0,08	0,05	0,03	0,15
20	1,00E-09	0,08	0,05	0,03	0,15
25	1,00E-09	0,08	0,05	0,03	0,15
30	1,00E-09	0,08	0,05	0,03	0,15

Figur A.3 Beregnede luftkoncentrationer

1.5 Beregningseksempel 4

I dette beregningseksempel er der forudsat en fordeling af fibermassen i jorden mellem hhv. små, mellem og store fibre, hvor massen af den mindste fraktion er mindre end ca. 1mg/kg TS.

Beregningerne er vist i figur A.4.

Fordeling af fiberstørrelse				
	små	mellem	store	Kontrol
fordeling	0,2500	0,3500	0,4000	1,0000
Fibre	250	350	400	1000
masse	4,22E-06	9,81E-05	6,38E-04	
Samlet masse		7,40E-04		
Massefraktion	0,006	0,133	0,862	1,000
Fibre per mg	5,92E+07	3,57E+06	6,27E+05	

m2 --> kg TS	1,6	1,6	1,6		
C =	100	1	13	86 mg/kg TS	
S =	63	0	8	54 mg/m2	
$K = \frac{C_{air}}{S_{surface}}$				$K(t) = [10^{-9} + 10^{-7} \times \exp(-0,6769t)]$	
$S = C/K$				$C_{air} (F/m^3) > 10$	
t (år)	K(t)	C(t)	C(t)	C(t)	Sum
0,1	9,45E-08	1,99	2,79	3,19	7,98
1	5,18E-08	1,09	1,53	1,75	4,38
2	2,68E-08	0,57	0,79	0,91	2,26
3	1,41E-08	0,30	0,42	0,48	1,19
4	7,67E-09	0,16	0,23	0,26	0,65
5	4,39E-09	0,09	0,13	0,15	0,37
6	2,72E-09	0,06	0,08	0,09	0,23
7	1,88E-09	0,04	0,06	0,06	0,16
8	1,44E-09	0,03	0,04	0,05	0,12
9	1,23E-09	0,03	0,04	0,04	0,10
10	1,11E-09	0,02	0,03	0,04	0,09
15	1,00E-09	0,02	0,03	0,03	0,08
20	1,00E-09	0,02	0,03	0,03	0,08
25	1,00E-09	0,02	0,03	0,03	0,08
30	1,00E-09	0,02	0,03	0,03	0,08

Figur A. 4 Beregnede luftkoncentrationer