



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Termisk stripning af PCB fra sekundært og tertiært forurenede byggematerialer

Miljøprojekt nr. 1623, 2014

Titel:

Termisk stripning af PCB fra sekundært og tertiært forurenede byggematerialer

Forfattere:

Thomas Hougaard, Golder Associates A/S
John Mortensen, Roskilde Universitet

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2014

ISBN nr.

978-87-93283-35-0

Ansvarsfraskrivelse:

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.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning og konklusion	6
Summary and Conclusion	7
1. Indledning	8
1.1 Baggrund.....	8
1.2 Formål	8
1.3 Afgrænsning	9
2. Spredning af PCB	10
2.1 PCB og dets egenskaber.....	10
2.2 Anvendelse af PCB i byggeriet.....	11
2.3 Primære, sekundære og tertiære kilder	12
2.3.1 Primære kilder	12
2.3.2 Sekundære kilder	12
2.3.3 Tertiære kilder.....	12
2.4 Diffusion.....	13
2.5 Fordeling af PCB på forskellige materialer.....	14
2.6 Temperaturen indflydelse på damptrykket.....	15
2.7 Damptrykkets indflydelse på koncentrationen	15
2.8 Luftflowets indflydelse på fluxen	18
2.9 Temperaturen indflydelse på fluxen.....	19
2.10 Spredning af PCB via luften.....	21
2.11 Fordeling af PCB i sekundære og tertiære kilder efter ophør af primær påvirkning,	21
2.12 Halveringstider	22
2.13 Tilbageværende primære kilder	23
2.14 Sammenfatning.....	23
3. Metodik	25
3.1 Materialer.....	25
3.1.1 Størrelsesfordeling	25
3.1.2 Valg af eksperimentelle parametre.....	26
3.2 Fremgangsmåde og metodik	26
4. Resultater	28
4.1 Grunddata	29
4.2 Halveringstider	33
4.3 Fordeling af PCB på partikelstørrelse	35
4.4 Ekstraktionseffektivitet	36
4.5 Usikkerheder	37
4.6 Sandblæsningssand og tertiært forurenede træ	40
4.7 Sammenfatning.....	40
5. Diskussion	41
5.1 Betydningen af partikelstørrelse og temperatur på effekten	41
5.2 Koncentrationens indflydelse på effekten	41

5.3	Luftflowets betydning	41
5.4	Påvirkning fra primære kilder	42
5.5	Energiregnskab	42
6.	Konklusion.....	44
7.	Anbefalinger	45
7.1	Prøvetagning af beton og tegl	45
7.2	Kontrol af behandlede materialer	45
	Referencer	46

Bilag 1: Forsøgsopstilling

Bilag 2: Analyseprocedure

Bilag 3: Sigtekurve for Genbrugsstabil 0-32 mm.

Forord

Danmark har i mange år satset på, at sortere bygge- og anlægsaffald med det formål, at genanvende rene og uforurenede fraktioner som erstatning for naturlige råstoffer og materialer.

De sidste års øgede fokus på forekomst af PCB i vore bygninger har medført en øget viden om, at PCB spredt sig fra de primære anvendelser til andre bygningsmaterialer i ikke ubetydelige koncentrationer og dermed udgør et problem for fortsat genanvendelse af bl.a. beton og tegl som rene og uforurenede materialegrupper.

Projektet omfatter en systematisk afprøvning i laboratorieskala af mulighederne for at rense mineralsk byggeaffald forurenet med PCB via luft og diffusion ved hjælp af termisk stripning, d.v.s. ved at opvarme materialerne under kontrollerede forhold, til den tilstedeværende PCB fordampes og kan opsamles og destrueres under sikre forhold.

Formålet med projektet er at frembringe de nødvendige data for at kunne afprøve termisk stripning i industriel skala.

Projektet er igangsat og finansieret af Miljøstyrelsen under Miljøstyrelsens Tilskudsordning for Miljøeffektiv Teknologi.

Følgende personer har bidraget til projektet:

Thomas Hougaard, Golder Associates A/S

John Mortensen, lektor på Roskilde Universitet, Institut for Natur, Systemer og Modeller

Allan Nielsen, J. Jensen A/S.

Sammenfatning og konklusion

Projektet sigter på at afdække mulighederne for termisk stripning af mineralisk bygge- og anlægsaffald for PCB, så materialerne kan genbruges som rene og uforurenede materialer.

Mulighederne for at foretage termisk stripning i industriel skala er blevet undersøgt ved at gennemføre termisk stripning af PCB-forurenede materialer i laboratorieskala.

Undersøgelserne frembragte primære data for indflydelsen af temperatur, behandlingstid og partikelstørrelse på fjernelsen af PCB fra de forurenede materialer.

På baggrund af de primære data er der foretaget en vurdering af i hvilket omfang forekomst af primære kilder med høje koncentrationer vil påvirke effekten af termisk stripning.

Den samlede konklusion på forsøgene er, at termisk rensning af sekundært og tertiært forurenede materialer nedknust til en kornstørrelsesfordeling svarende til Genbrugsstabil 0-32 mm er mulig og at metoden er velegnet til at afprøve i stor skala.

Metoden er dog følsom over for forekomst af primære kilder med høje indhold af PCB. I værste fald vil forekomst af primære kilder hindre korrekt rensning og under alle omstændigheder medføre længere behandlingstider og øget energiforbrug.

Metodens energiforbrug er betydeligt og det anbefales derfor, at et anlæg i fuld skala opføres i tilknytning til et eksisterende forbrændingsanlæg, hvor varmen fra stripningen kan udnyttes og den fjernede PCB kan forbrændes sikkert.

Summary and Conclusion

The project aims to identify the possibilities of thermal stripping of Polychlorinated Biphenyls, PCB, from mineral demolition and construction waste in order to be able to recycle this waste fraction as clean and uncontaminated materials.

The study examined the possibilities for conducting thermal stripping at industrial scale by use of thermal stripping of PCB-contaminated materials at laboratory scale.

The studies produced primary data for the influence of temperature, treatment time and particle size on the removal of PCBs from the contaminated materials.

Based on the primary data an assessment of the influence of high concentration primary sources to the affect the efficacy of thermal stripping was made.

The overall conclusion of the tests is that thermal treatment of secondary and tertiary contaminated materials crushed to a grain size distribution similar to "Recycled stable gravel 0-32 mm" is possible and that the method is suitable to test on a large scale.

The method is sensitive to the presence of primary sources with high levels of PCBs. At worst, the presence of primary sources impedes proper cleaning and in any case lead to longer processing times and increased energy consumption.

The energy consumption is considerable and it is therefore recommended that a full scale plant built in connection to an existing incinerator facility where excess heat from stripping can be exploited and the removed PCBs can be destroyed safely.

1. Indledning

1.1 Baggrund

Baggrunden for nærværende projekt er, at PCB findes i meget store dele af den danske bygningsmasse og dermed også i affald fra renovering og nedrivning.

I Energistyrelsens kortlægning af PCB (Energistyrelsen, 2013) anføres det, at der i materialerne i de undersøgte bygninger er fundet koncentrationer af PCB over renhedskriteriet på 0,1 mg/kg i 75 % af de undersøgte en- og tofamiliehuse, 90 % af etageejendommene og i 80 % af kontorejendommene og offentlige kontorer. Bygningerne var opført i perioden 1950 til 1977.

Disse tal er i god overensstemmelse med erfaringerne fra miljøtekniske undersøgelser af mere end 300 bygninger foretaget af Golder Associates A/S i perioden 1998 til 2013.

PCB blev anvendt i en række materialer med meget lille volumen, så som elastiske fuger, forseglingslim i termoruder, tykfilmsmalinger og kondensatorer i lysstofarmaturer. Det er tidligere antaget at PCB-holdige bygningsmaterialer havde en udfasningstid på 10 – 35 år og at udfasningen ville toppe i 2001 og gradvist dale derfra. Denne antagelse har vist sig ikke at holde (Jensen et al, 2009). Årsagen er i et vist omfang, at udfasningstiden for PCB-holdige bygningsmaterialer lader til at være væsentligt længere end 10 – 35 år.

En anden, og ind til for nylig upåagtet årsag er, at PCB spreder sig fra de primære kilder; de produkter, hvor PCB oprindeligt blev anvendt, til andre materialer i bygningerne og til overfladerne på omkringliggende bygninger, se Afsnit 2.3.

I praksis må men derfor påregne, at en meget betydelig del af den beton og tegl, der ellers kunne genanvendes som erstatning for naturlige råstoffer indeholder PCB i koncentrationer over 0,1 mg/kg. Det gælder i et vist omfang også for affald fra bygninger, hvor PCB aldrig har været anvendt.

Der er derfor brug for metoder, der på økonomisk og energimæssigt favorable vilkår kan fjerne PCB fra materialer, der er blevet forurenede fra primære kilder og således sikre at materialerne atter kan indgå som konstruktionsmaterialer uden risiko for mennesker og miljø.

1.2 Formål

Projektet har overordnet til formål, at undersøge i hvilket omfang det er muligt, at fjerne PCB fra tertiært forurenede materialer ved hjælp af termisk stripping. Det vil sige ved at varme materialerne op til den tilstedeværende PCB er fordampet, således at de behandlede materialer kan genanvendes som rene materialer til erstatning af naturlige råstoffer.

Der er i den sammenhæng opstillet 4 delmål for undersøgelserne:

- A. Afklaring af materialedimensionernes betydning for fjernelsen af PCB.
- B. Bestemmelse af hvilken indflydelse temperatur og luftflow har på fjernelsen af PCB.

- C. Betydningen af tilstedeværelse af primært og sekundært forurenede materialer for fjernelsen af PCB.
- D. Opstilling af regnskaber for energiforbrug og driftsudstyr ved stripning af forskellige materialefraktioner i fuld skala.

1.3 Afgrænsning

Projektet afgrænser sig til undersøgelse af sekundært og tertiært forurenede mineralske byggematerialer ved behandling op til 250 °C.

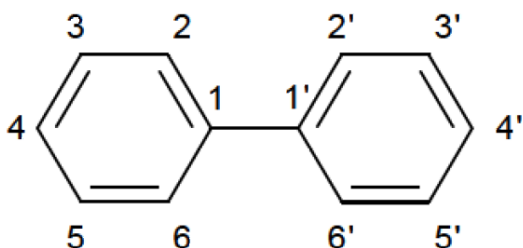
Afgrænsningen i materialevalg bunder i, at mineralske byggematerialer i form af beton, tegl og kalksandsten udgør langt den største andel af byggeaffaldet og efter nedknusning finder udstrakt anvendelse som rene genbrugsmaterialer til erstatning af naturlige råstoffer.

Den maksimale temperatur på 250 °C skyldes ønsket om, at begrænse den mulige dannelse af polychlorerede dibenzofuraner og dioxiner ved opvarmning. Ved temperaturer over 250 °C øges dannelsen af disse stoffer dramatisk og kan ved tilstedeværelse af chlor medføre dannelse af betydelige mængder af de pågældende stoffer (Environment Australia, 1999), hvilket absolut bør undgås.

2. Spredning af PCB

2.1 PCB og dets egenskaber

PCB er en blanding af i alt 209 forskellige kongener med 1 til 10 chloratomer på et skelet af to forbundne phenylringe, se **Billede 1**.



Billede 1

Generel struktur af PCB. Positionerne 1 til 6 og 1' til 6' kan uafhængigt af hinanden være besat med enten brint eller chlor.

De enkelte kongener benævnes med et nummer, der stiger efter antallet af chloratomer og deres placering på molekylet. PCB 1, PCB 2 og PCB 3 er således betegnelserne for de tre letteste kongener, med kun et chloratom. De adskiller sig fra hinanden ved, at chlor-atomet sidder på forskellige steder i molekylet. PCB 209 er med ti chloratomer den tungeste PCB.

Ved analyse af materialer for indhold af PCB analyserer man for 7 kongener: 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Mængden af disse syv kongener benævnes PCB₇. Den samlede koncentration af alle 209 kongener, betegnet PCB_{Total} beregnes i tertiære forureninger som 5 gange koncentrationen af PCB₇.

I det følgende er alle koncentrationer opgivet PCB_{Total}.

Selv om PCB til dagligt omtales som ét stof, er der stor forskel på de fysiske egenskaber af de enkelte kongener, selv inden for den samme isomergruppe med samme antal chloratomer og dermed samme molekylvægt.

Som det fremgår af Tabel 1, varierer diffusionskoefficienten for de forskellige isomergrupper kun med en faktor på ca. 1,6 mens damptrykket varierer med mere end 55.000 gange.

TABEL 1

FYSISKE EGENSKER FOR ISOMERE PCB-GRUPPER I FAST OPLØSNING. EFTER (MACKAY ET AL., 2006).
DIFFUSIONSKOEFFICIENTER ER BEREGNET UD FRA MOLEKYLEMASSEN PÅ BAGGRUND AF FUGACITETSMODULET I
MILJØSTYRELSENS JAGG-MODEL (MILJØSTYRELSEN, 1998).

Antal chloratomer	Molvægt g/mol	Damptryk Pa v. 25 °C	Diffusions- koefficient. m ² /s
1	188,7	1,15550	7,50*10 ⁻⁰⁶
2	223,1	0,14190	6,90*10 ⁻⁰⁶
3	257,5	0,07830	6,42*10 ⁻⁰⁶
4	292	0,00273	6,03*10 ⁻⁰⁶
5	326,4	0,00480	5,70*10 ⁻⁰⁶
6	360,9	0,00081	5,42*10 ⁻⁰⁶
7	395,3	0,00003	5,18*10 ⁻⁰⁶
8	429,8	0,00003	4,97*10 ⁻⁰⁶
9	464,2	-	4,78*10 ⁻⁰⁶
10	499,7	0,00000005	4,61*10 ⁻⁰⁶

Alle kongener af PCB er tungt flygtige, også benævnt semivolatile eller SVOC. Det vil sige, at de fordampes meget langsomt fra de materialer hvori de befinder sig. Baseret på målinger af indhold og fordampningshastigheder fra f.eks. elastiske fuger, kan man beregne, at fordampningen kan vedblive at finde sted over årtier eller århundreder.

De store forskelle i specielt damptrykket bevirker, at de lette kongener er langt mere flygtige end de tungere kongener og dermed fordampes hurtigere fra PCB-holdige materialer end de tungere kongener. Dette modvirkes dog i et vist omfang af den lille forskel i diffusionskoefficienterne, der bevirker, at diffusionen af de forskellige kongener i faste materialer er stort set ens for alle kongener.

2.2 Anvendelse af PCB i byggeriet

PCB har været anvendt som bl.a. blødgørere og brandhæmmer i en række byggematerialer fra ca. 1950 til 1. januar 1977 (Trap et al., 2006).

I 1977 blev PCB forbudt i såkaldt åbne anvendelser. Med åbne anvendelser menes anvendelser, hvor der er mere eller mindre direkte adgang til de PCB-holdige materialer som ved f.eks. forseglingslim i termoruder, elastiske fugemasser, lim, maling mv. (Andersen, 2013).

Frem til 1986 var det tilladt at anvende PCB i lukkede anvendelser i bl.a. transformatorer og kondensatorer (Center for Miljø, 2012).

Det er vigtigt at holde sig for øje, at PCB blev anvendt på grund af sine enestående tekniske egenskaber. PCB var et relativt dyrt kvalitetsprodukt. Indholdet af PCB har medført en meget lang levetid for disse produkter og som en konsekvens heraf er mange af disse produkter fortsat i brug. Det har medført, at PCB-holdige byggematerialers levetid er blevet underestimeret, og det forventede fald i mængden af PCB-holdigt byggeaffald er derfor ikke indtruffet (Jensen et al., 2009).

Hertil kommer, at da Miljøprojekt 1984 (Trap et al., 2006) blev udarbejdet, var man ikke opmærksom på den luftbårne spredning af PCB til andre materialer og de meget store mængder affald med relativt lave koncentrationer af PCB det medfører.

2.3 Primære, sekundære og tertiære kilder

Man skelner mellem tre kategorier af PCB-holdige materialer, kaldet kilder; primære, sekundære og tertiære.

2.3.1 Primære kilder

Primære kilder er materialer der fra starten har indeholdt PCB. Det kan være elastiske fuger, forseglingslim, maling, kondensatorer m.m.

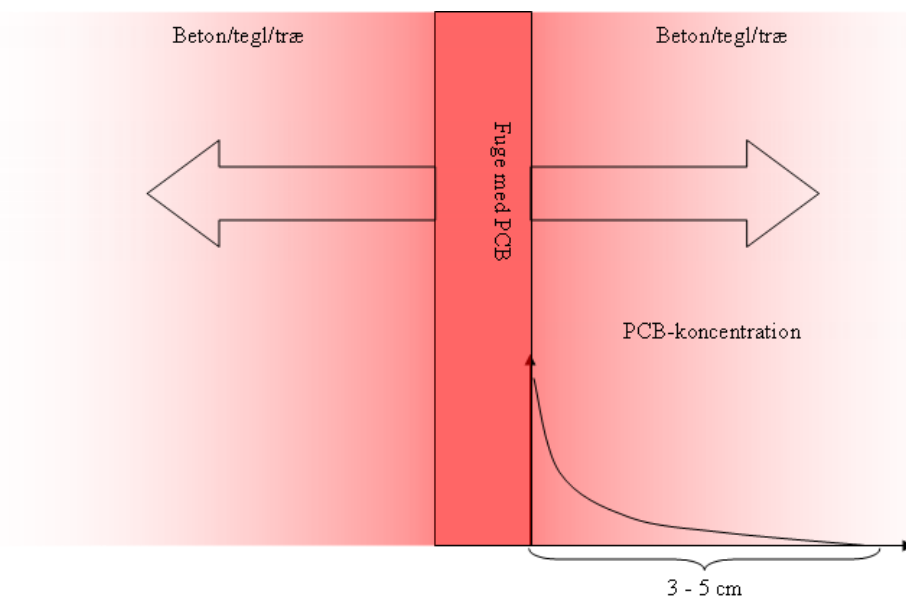
Primære kilder er karakteriserede ved en jævn fordeling af PCB i hele emnet. Koncentrationerne varierer meget fra 1000 – 5000 mg/kg i vindueskit omkring termruder til op til mellem 200.000 og 400.000 mg/kg (20 og 40 %) i elastiske fuger.

2.3.2 Sekundære kilder

Sekundære kilder er materialer, der har været i direkte fysisk kontakt med primære kilder og er blevet forurenede med PCB via kontaktdiffusion, se Billede 2.

Typiske materialer er beton, tegl og karmtræ til døre og vinduer.

Sekundære kilder er karakteriserede ved en kraftigt faldende koncentration af PCB fra kontaktfladen med den primære kilde. De højeste koncentrationer i sekundære kilder overstiger sjældent 1000 – 2000 mg/kg.



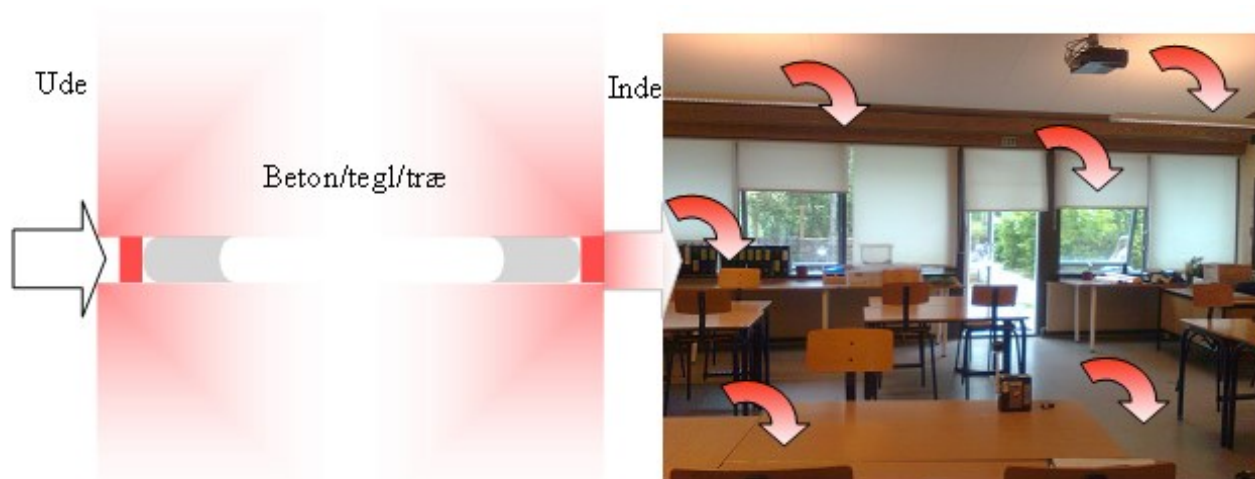
Billede 2 Skematisk fremstilling af dannelsen af sekundært forurenede kilder via kontaktdiffusion fra den primære kilde i form af en PCB-holdig fuge.

I beton, kalksandsten og tegl aftager koncentrationen typisk til under 0,1 mg/kg inden for en afstand af 5 cm fra den primære kilde. I gasbeton ses ofte koncentrationer over 0,1 mg/kg 15 – 20 cm ind i materialet.

2.3.3 Tertiære kilder

Tertiære kilder er materialer, der er blevet forurenede med PCB via luften, se Billede 3.

Tertiære kilder er karakteriserede ved overfladenære forureninger med koncentrationer, der sjældent overskrider 100-200 mg/kg. Typisk aftager koncentrationen til under 0,1 mg/kg inden for en afstand på 5 mm fra den eksponerede overflade.



Billede 3 Spredning af PCB fra primære kilder til tertiær forurening gennem luften. I det afbillede eksempel spredes PCB med luft, der trænger ind langs med PCB-holdige fuger i klimaskærmen, til indre overflader i form af gulvbelægninger, inddækninger, møbler, maling og bøger.

Man er generelt først blevet opmærksom på tertiære forureninger inden for de sidste 3-4 år. Ind til da skelnes der typisk ikke mellem sekundære og tertiære forureninger.

2.4 Diffusion

Diffusion er betegnelsen for spontan transport af et stof i materialer fra områder med høj koncentration af stoffet til områder med lavere koncentration.

I faste materialer, er det enkelte molekyles gennemsnitlige bevægelsesenergi ikke høj nok til at bryde de intermolekylære bindinger og diffusionen er derfor ringe eller ikke eksisterende. Alligevel observerer man ofte diffusion af stoffer i faste materialer. De stoffer der diffunderer, er ikke bundet i det faste stof, men kan i et vist omfang bevæge sig frit i dette.

I de tilfælde, hvor molekylernes gennemsnitlige bevægelsesenergi overstiger de intermolekylære bindingsenergi, er der tale om en væske eller gas. Her er de enkelte molekyler ikke, eller kun i ringe grad bundet til nabomolekylerne, og molekylerne kan bevæge sig relativt frit i forhold til hinanden. I gasser og væsker skyldes spredningen af et stof ud over diffusion også omrøring og strømning.

Diffusionen skyldes, at hvert enkelt molekyle altid er i konstant tilfældig bevægelse. Mens retningen for det enkelte molekyles bevægelse er tilfældig, medfører bevægelserne over tid, at der foregår en nettotransport fra områder med høj koncentration til områder med lav koncentration, således, at koncentrationen i et homogent materiale over tid udjævnes.

Betragter man forurenede beton og tegl som homogene systemer, kan diffusion af PCB beskrives med Ficks første lov (Mehrer, 2007):

Ligning 1. Ficks første lov.

$$J = -N \cdot D \frac{C_2 - C_1}{x_2 - x_1}$$

Hvor J er fluxen i $\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$; N er en materialekonstant; D er stoffets diffusionskoefficient i luft i m^2/s ; $C_2 - C_1$ er koncentrationsforskellen over afstanden $X_2 - X_1$, også kaldet gradienten.

Det ses, at der er en retlinet relation mellem fluxen og gradienten, $C_2 - C_1 / X_2 - X_1$, i og med, at jo mindre leddet er, d.v.s. jo kortere afstand stof skal diffundere gennem et andet materiale og jo højere koncentrationsforskellen hen over materialet er, jo større er massetransporten, fluxen, hen over et givet areal pr tidsenhed.

Temperaturafhængigheden af Ficks første lov kommer ind med diffusionskoefficienten, se Ligning 2, der udviser en eksponentiel afhængighed af temperaturen (Mehrer, 2007).

Ligning 2.
$$D = D_0 \exp \frac{-\Delta H}{RT}$$

Hvor D er diffusionskoefficienten til temperaturen T , D_0 er en konstant benævnt den præeksponentiale faktor, ΔH er aktiveringsenthalpien i J/mol og R er Gaskonstanten i J·mol/Kelvin.

I praksis medfører det, at jo højere temperaturen og PCB-koncentrationen er i et materiale, jo større diffusion vil der være til tilstødende materialer og jo højere overfladeafdampning til luften kan man forvente.

2.5 Fordeling af PCB på forskellige materialer

I heterogene, sammensatte, materialer vil koncentrationen af et givet stof ikke nødvendigvis udjævnes helt med tiden. Afhængigt af de enkelte materialer affinitet til det givne stof, vil man se, at i områder med høj affinitet, vil der findes højere koncentrationer, end i områder med lav affinitet.

Det udnytter man f.eks. i filtre med aktivt kul, hvor kullene har højere affinitet til det givne stof, end den luft eller vand, der passerer kullene, hvorved stoffet opkoncentreres på kullene.

PCB har generelt større affinitet for apolære stoffer som olier, fedtvæv m.m. end for polære stoffer som vand, beton m.m.. Grænsen er dog ikke skarp, idet indholdet af chlor, der er elektronegativt, medfører, at de enkelte kongener udviser forskellig grad af intern ladningsforskydning i molekylet. PCB som helhed evner derfor at fælde ud på og trænge ind i materialer med meget varierende polaritet.

Det er en del af årsagen til, at der ofte ses store forskelligheder i de tertiære koncentrationer i forskellige materialer i samme lokale, der har været udsat for PCB i luften over længere tid; fede malinger og lak med et højt indhold af organisk kulstof optager lettere den luftbårne PCB end beton og sten, der kun dårligt optager PCB.

Træ ligger mellem de før nævnte grupper og optager generelt kun i ringe grad PCB. Det er således sjældent at se tertiære koncentrationer på mere end 5- 10 mg/kg. Den ringe affinitet til PCB må til dels tilskrives, at træets hovedbestanddele i form af cellulose og lignin er kraftigt polære på grund af deres store indehold af ilt.

De resulterende forskelle i koncentration kan være betydelige og strække sig over flere størrelsesordener.

2.6 Temperaturenens indflydelse på damptrykket

Damptrykkets afhængighed af temperaturen kan generelt beskrives ud fra Antoinés ligning (Speight, 2005).

Ligning 3. Antoinés ligning $\log P = A - \frac{B}{T} \Rightarrow P = 10^{(A - \frac{B}{T})}$ er
Hvor P er damptrykket i N/m², A og B er materialespecifikke konstanter og T den absolutte temperatur.

Det ses, at damptrykket stiger med temperaturen.

Der er dog ikke noget enkelt forhold mellem temperaturen og damptrykket i systemer, hvor et stof, S1, er opløst eller fordelt i et andet stof, S2, idet damptrykket af S1 påvirkes kraftigt af egenskaberne for S2.

Egenskaberne i S2 vil også være påvirket af temperaturen og vil ændre sig med denne.

Forholdet kompliceres yderligere i tilfælde, hvor S1 forekommer i høje koncentrationer, som f.eks. er tilfældet med høje koncentrationer af PCB i elastiske fuger. Her vil egenskaberne af S2 være påvirket af koncentrationen af S1, således at systemets samlede karakteristika ændrer sig med tiden efterhånden som mængdeforholdet mellem S1 og S2 ændres

2.7 Damptrykkets indflydelse på koncentrationen

Sammenhængen mellem damptrykket for et stof og mætningskoncentrationen, C_{Maks} , i luften beskrives med en omgruppering af idealgasligningen, se Ligning 4.

Ligning 4.
$$C_{Maks} = \frac{P \cdot m}{R \cdot T}$$

Hvor P er damptrykket, m er molmassen, R er Gaskonstanten og T den absolutte temperatur.

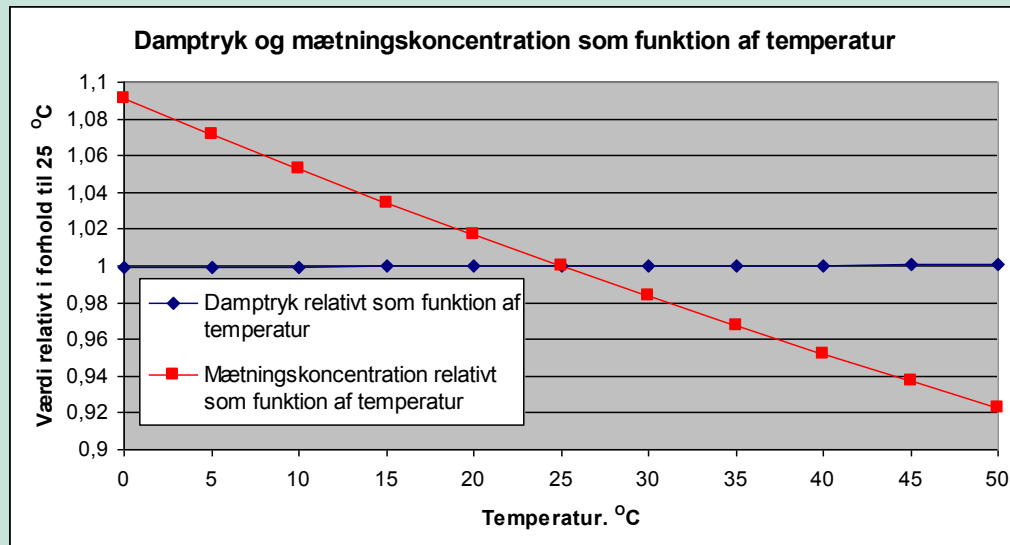
Det ses, at ved stigende temperatur falder mætningskoncentrationen reciprok med temperaturen.

Udtrykket i Ligning 4 tager imidlertid ikke højde for, at også damptrykket, P , er temperaturafhængigt.

Ved at kombinere Ligning 3 og 4 fås Ligning 5, hvor også damptrykkets afhængighed af temperaturen inddrages.

Ligning 5
$$C_{Maks} = \frac{m \cdot 10^{(A - \frac{B}{T})}}{R \cdot T}$$

Det ses, at selv ved at inddrage damptrykkets temperaturafhængighed, fås at mætningskoncentrationen falder med temperaturen. Mætningskoncentration og damptryk som funktion af temperaturen er vist på Figur 1.



FIGUR 1:
RELATIVE DAMPTRYK OG MÆTNINGSKONCENTRATIONER I LUFT SOM FUNKTION AF TEMPERATUR

Det betyder, at så længe luftkoncentrationen er mindre end mætningskoncentrationen, stiger af-dampningen fra faste materialer indtil mætningskoncentrationen nås. Derefter falder mætningskoncentrationen og PCB i luften vil udfældes indtil den lavere mætningskoncentration er nået. Til daglig har denne mekanisme ikke nogen betydning, da luftkoncentrationerne i selv kraftigt forurenede bygninger er flere størrelsesordner under mætningskoncentrationerne.

TABEL 2

MÆTNINGSKONCENTRATIONER I MIKROGRAM/M³ FOR ISOMERE CONGENER I LUFT SOM FUNKTION AF TEMPERATUREN VED KONSTANT TRYK. VÆRDIERNE ER BEREGNET UD FRA LIGNING 5 OG GRUNDDATA FRA TABEL 1. MÆTNINGSKONCENTRATIONEN FALDER MED 0,0033 GANGE PR °C FOR ALLE ISOMERE GRUPPER. DER FINDES IKKE RELEVANTE DATA FOR DEN NÆSTTUNGESTE ISOMERGRUPPE MED 9 CHLORATOMER.

Antal Cl	1	2	3	4	5	6	7	8	10	Sum	Sum Cl ₃₋₁₀
0 °C	95992	13937	8876	351	690	129	5,22	5,68	0,0110	119986	1181
5 °C	94280	13689	8718	345	677	126	5,13	5,58	0,0108	117846	1159
10 °C	92628	13449	8565	339	666	124	5,04	5,48	0,0106	115781	1140
15 °C	91033	13217	8418	333	654	122	4,95	5,38	0,0104	113787	1119
20 °C	89491	12993	8275	327	643	120	4,87	5,29	0,0103	111860	1100
25 °C	88001	12777	8137	322	632	118	4,79	5,20	0,0101	109998	1082
30 °C	86560	12568	8004	316	622	116	4,71	5,12	0,0099	108196	1064
35 °C	85166	12365	7875	311	612	114	4,63	5,04	0,0098	106453	1047
40 °C	83815	12169	7750	306	602	112	4,56	4,96	0,0096	104765	1030
45 °C	82507	11979	7629	302	593	111	4,49	4,88	0,0095	103130	1015
50 °C	81239	11795	7512	297	584	109	4,42	4,80	0,0093	101545	999
100 °C	62138	9022	5746	227	446	83	3,38	3,67	0,0071	77670	763
200 °C	50309	7304	4652	184	361	67	2,74	2,98	0,0058	62884	618
250 °C	45952	6672	4249	168	330	62	2,50	2,72	0,0053	57438	565
300 °C	42264	6136	3908	155	304	57	2,30	2,50	0,0048	52828	521
400 °C	36437	5290	3369	133	262	49	1,98	2,15	0,0042	45544	448
500 °C	32022	4649	2961	117	230	43	1,74	1,89	0,0037	40026	394

Det fremgår yderligere af Tabel 2 at forskellen i mætningskoncentration mellem de letteste og tungeste kongener er ca. 8,7 millioner gange. De lave mætningskoncentrationer for den tungeste isomergruppe, PCB 209, med 10 chloratomer, har næppe praktisk betydning ved termisk stripping, da denne congen kun optræder i meget små koncentrationer i kommercielle produkter, se Tabel 3.

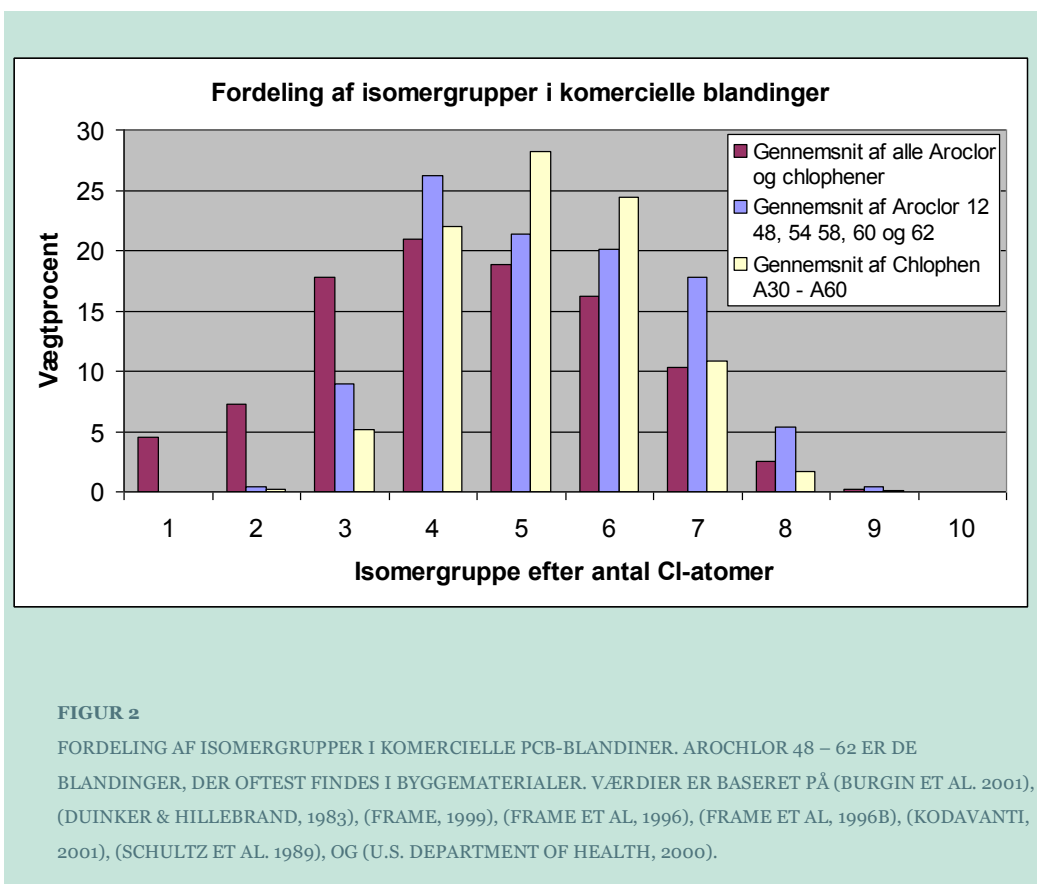
TABEL 3

FORDELING AF ISOMERGRUPPER I KOMERCIELLE PCB-BLANDINGER. VÆRDIER ER BASERET PÅ (BURGIN ET AL. 2001), (DUINKER & HILLEBRAND, 1983), (FRAME, 1999), (FRAME ET AL, 1996), (FRAME ET AL, 1996B), (KODAVANTI, 2001), (SCHULTZ ET AL. 1989), OG (U.S. DEPARTMENT OF HEALTH, 2000).

	1016	1221	1232	1242	1248	1254	1258	1260	1262	A30	A40	A50	A60
Mono	0,35	62,8	29,0	0,50	0,03	0,01	0,05	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Di	14,6	31,9	26,6	12,7	0,32	0,08	1,56	0,04	0,15	18,5	0,62	0,00	0,00
Tri	45,3	4,32	24,3	44,3	21,7	0,81	21,3	0,15	0,69	43,4	15,4	0,10	0,00
Tetra	22,4	0,95	16,1	31,9	57,3	18,5	54,6	0,48	0,40	22,6	47,4	17,7	0,90
Penta	0,49	0,20	3,82	7,95	19,2	54,2	21,0	9,35	3,20	6,71	24,4	44,8	15,4
Hexa	0,03	0,00	0,13	0,61	1,46	24,5	1,63	44,0	28,8	1,69	3,52	22,6	47,2
Septa	0,00	0,00	0,01	0,18	0,20	3,04	0,02	37,5	47,9	0,20	0,72	3,23	28,7
Octo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	7,6	19,0	0,00	0,00	0,43	4,68
Nona	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,70	1,57	0,00	0,00	0,00	0,18
Deca	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	83,2	100	99,9	98,2	100	101	100	99,9	102	93,0	92,0	88,8	97,0

Det er derimod sandsynligt, at de maksimale koncentrationer for PCB med 4 - 8 chloratomer, der udgør langt den største del af PCB i bygningsmaterialer, se Tabel 3, kan nås ved stripping, hvor den samlede mætningskoncentration ligger mellem ca. 0,5 og 1 mg/m³ luft.

Det kan på den baggrund fastslås, at termisk stripping kræver meget store mængder luft. Regner man med, at kilderne i gennemsnit indeholder 1 mg PCB/kg bestående af congenerer med 4 - 10 chlor-atomer, medfører det, at der som minimum skal bruges mellem 1 og 2 m³ luft for hvert kilo materialer, for ikke at opnå mætning af luften over materialerne. Det vil sige, at massen af luft til den termiske stripping vil overgå massen af strippede materialer.



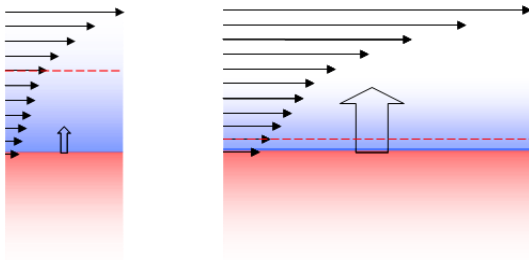
2.8 Luftflowets indflydelse på fluxen

Ved overgangen fra en fast overflade til den omgivne luft, danner luften et næsten stillestående lag kaldet grænselaget. Grænselagets tykkelse falder med stigende lufthastighed langs overfladen.

Forholdet har den praktiske betydning, at øget omrøring i luften i en bygning kan medføre øget afdampning af PCB fra primære kilder og tilsvarende øget udfældning til tertiære kilder, idet grænselaget i nogle tilfælde lader til at udgøre en barriere for afdampningen fra en overflade.

Fænomenet gør sig gældende i stor skala, så som afdampning af PCB fra opgravet sediment (Korfatis et al, 2003) og i lille skala, som afdampning fra en PCB-holdig fuge (á Brúnni & Jensen, 2010).

Ved undersøgelse af afdampningen af di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) fra en vinylflise med et indhold på ca. 15 %, fandt man, at fluxen steg med ca. 6 gange ved øgning af luftflowet over flisen med 7 gange (Clausen et al, 2010). Målingerne viser, at den indre diffusion således ikke udgjorde en barriere for fordampningen fra overfladen.

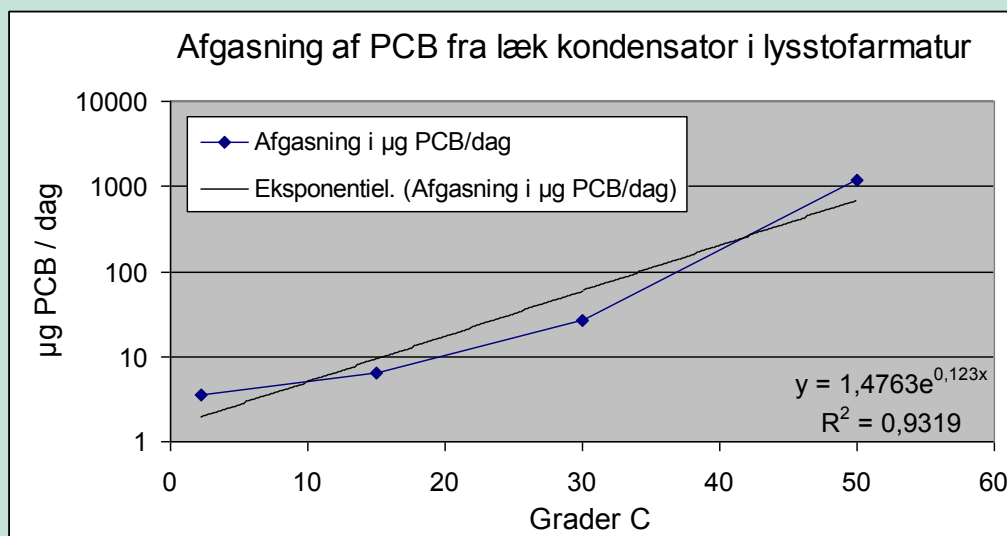


Billede 4 Skematisk fremstilling af grænselagets tykkelse, markeret med stiptet linje, som funktion af lufthastigheden langs en overflade og den tilsvarende øgning af fluxen fra en overflade, symboliseret med en pil.

Med en molvægt på 390.56 g/mol, har DEHP en molekylvægt der svarer til kongener med 7 chloratomer.

2.9 Temperaturen indflydelse på fluxen

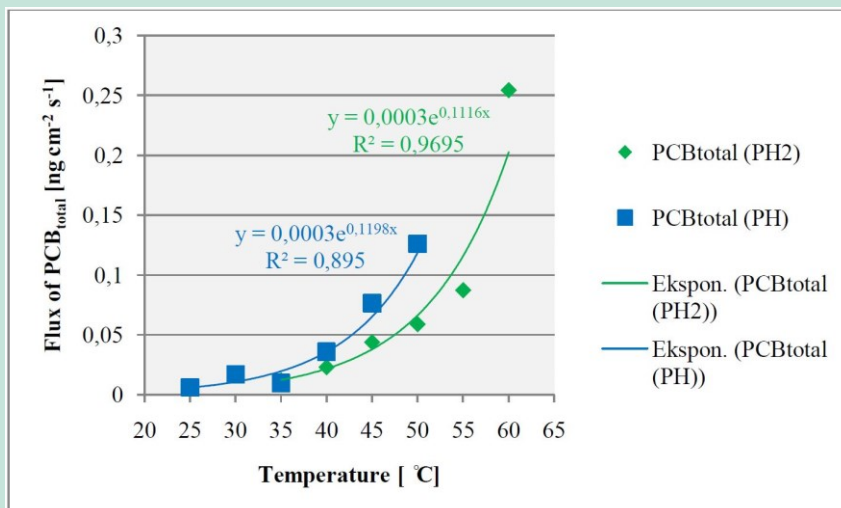
PCB fordampner langsomt fra de materialer hvori det findes og jo højere temperaturen er, jo større er fordampningen. Det forhold gør sig gældende både i lille skala indendørs (Hosomi, 2005), (Á Brúnni & Jensen, 2010), se Figur 3 & Figur 4 og i stor skala på regionalt niveau (Marco & Harrad, 2000).



FIGUR 3

TEMPERATURENS INDFLYDELSE PÅ FORDAMPNING AF PCB FRA EN LÆK KON-DENSATOR I ET LYSSTOFARMATUR. GENGIVET EFTER (HOSOMI, 2005)

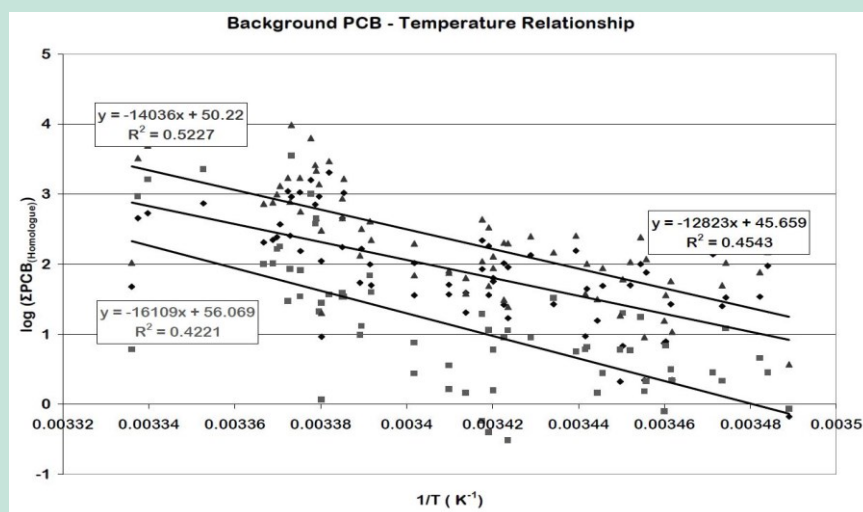
Generelt vil afdampningen, fluxen, af et stof fra et fast materiale stige med temperaturen. Der er dog ikke nogen enkel sammenhæng mellem damptryk og flux. Fluxen påvirkes af materialeegenskaberne, benævnt N i Ligning 1, i det materiale hvorfra fordampningen foregår og den dertil knyttede diffusionshastighed inde i materialet, der bringer det flygtige stof ud til overfladen, hvorfra det kan fordampe.



FIGUR 4

AFDAMPNING AF PCB FRA ELASTISKE FUGER SOM FUNKTION AF TEMPERATUR. (Á BRÚNNI & JENSEN, 2010)

Både (Hosomi, 2005) og (á Brúnni & Jensen, 2010) finder, at afdampningen stiger med ca. tre gange for hver 10 °C temperaturen stiger. Dette lader til at gælde for fordampning fra både kondensatorer med flydende opløsning af PCB og fra fugematerialer, hvor der er tale om en faststofopløsning.



FIGUR 5

MÅLTE BAGGRUNDSKONCENTRATIONER I INDELUFTEEN I ET LABORATORIUM, HVORI DER BLEV FORETAGET MÅLINGER AF PCB-AFDAMPNING FRA SEDIMENT. TEMPERATURFORSKELLENE KAN KUN TILSKRIVES 40 - 50 % AF VARIATIONERNE, (KORFIATIS ET AL, 2003)

Det skal bemærkes, at de mange forhold der har indflydelse på fordampningen, medfører at sammenhængen mellem temperatur og afdampning kan variere kraftigt, selv under kontrollerede forhold, se Figur 5, hvor forholdet mellem PCB-koncentrationer i luften som funktion af temperatur er angivet.

Den temperaturafhængighed som damptryk og mætningskoncentration udviser på Figur 5, kan dermed ikke alene forklare de observerede stigninger i flux og luftkoncentrationer som funktion af temperatur.

2.10 Spredning af PCB via luften

En lang række undersøgelser fra perioden 1987 til 1998 har vist, at koncentrationen af PCB i udeluften i Storbritannien, Nordamerika og Vesteuropa varierer mellem ca. 0,04 og 19 ng PCB_{Total}/m³ (Marco & Harrad, 2000).

Indendørs er koncentrationer på mere end 100 ng PCB_{Total}/m³ ikke ualmindelige. I Energistyrelsens undersøgelse af PCB i den danske bygningsmasse (Energistyrelsen, 2013) fandt man således mere end 100 ng PCB_{Total}/m³ i 15 % af de gennemførte målinger.

Efter at være fordampet, vil en del af den fordampede PCB atter udfælde på de overflader, det kommer i kontakt med. Der opstår dermed en dynamisk ligevægt mellem koncentrationen i luften og de overflader hvorpå/i der udfældes PCB.

Fra det øjeblik PCB udfældes på en overflade, diffunderer lette og tunge kongener ind i materialet med omtrent samme hastighed, Tabel 1, mens de lette kongener, på grund af deres markant højere damptryk, fordampes igen hurtigere end de tungere kongener. Det medvirker over lang tid til, at kongenersammensætningen i tertiært forurenede materialer kommer til at ligne den, der findes i de primære kilder. Man finder således ofte høje koncentrationer af højt chlorerede kongener i tertiært forurenede materialer, sammenlignet med sammensætningen i luft, der typisk er kraftigt domineret af let chlorerede kongener.

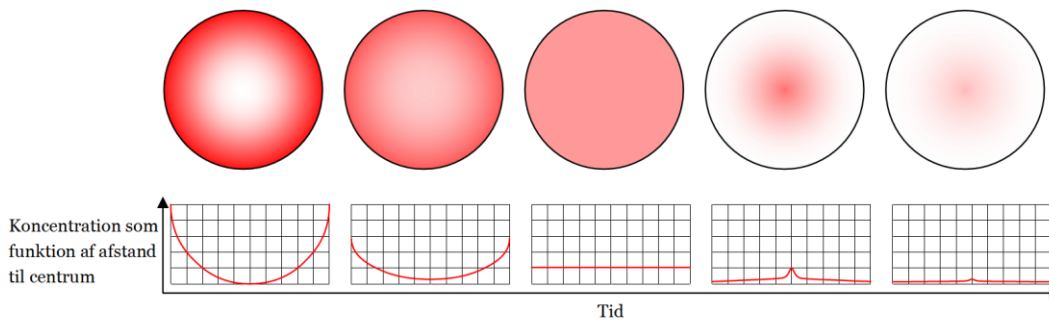
De tertiære kilders koncentrationer varierer meget både mellem forskellige bygninger og internt i samme bygning.

I bymæssig bebyggelse finder man typisk op til mellem 0,01 og 1 mg/kg i tertiært forurenede udvendig maling og fuger. Det formodes, at PCB'en stammer fra udfældning fra udeluften. Beregninger af ligevægtskoncentrationer mellem en maling med et indhold på 20 % organisk kulstof og luftkoncentrationer på mellem 2 og 10 ng PCB 28, tetrachlorobiphenyl pr kubikmeter, foretaget v.h.a. fugacitetmodul i Miljøstyrelsens JAGG-model (Miljøstyrelsen, 1998), viser således værdier på mellem på ca. 0,1 og 1 mg/kg i malingen.

Ligesom man indendørs finder langt højere koncentrationer af PCB i luften end udendørs, finder man også indendørs højere koncentrationer i tertiært forurenede materialer med værdier op til 500-1000 mg/kg. De fleste tertiære forureninger med forekomst af primære kilder i samme bygning ligger dog på et langt lavere niveau på ca. 20 – 30 mg/kg.

2.11 Fordeling af PCB i sekundære og tertiære kilder efter ophør af primær påvirkning.

Når de primære kilder fjernes, ændres de sekundært og tertiært forurenede materialer fra netto at optage PCB til netto at afgive PCB. Det medfører, at koncentrationsfordelingen i materialerne ændres med tiden, se Billede 5.



Billede 5 Idealiseret afbildning af udviklingen i koncentrationsfordelingen i en tertiært forurenede partikel efter den primære påvirkning er ophørt. Over tid udjævnes koncentrationen og ender med at være højest i midten af partiklen.

Efter at have fordelt sig jævnt i materialet, vil fordampningen fra overfladen over tid medføre, at de højeste koncentrationer ikke længere vil være at finde i overfladen men derimod i de centrale dele af materialet. Samlet set vil både mængder og koncentrationer falde som resultat af fordampningen.

2.12 Halveringstider

Fordampningen af PCB fra et materiale er omtrent proportional med koncentrationen, se Ligning 3 og falder med tiden efterhånden som koncentrationen i materialet falder.

Faldet i både fordampning og tilbageværende koncentration som funktion af tiden er eksponentielt og kan beskrives som et første ordens henfald (Wolkoff & Nielsen, 1993), se Ligning 6.

Ligning 6. Første ordens henfald
$$C_t = C_0 \cdot e^{-k \cdot t}$$

Hvor C_t er koncentrationen til tiden t , C_0 er startkoncentrationen og k er henfaldskonstanten.

For første ordens henfald gælder, at en halvering af en given koncentration altid tager lige lang tid uanset startkoncentrationen. Dette tidsrum benævnes halveringstiden, $T_{1/2}$.

Halveringstidens længde bestemmes af henfaldskonstanten.

Ligning 7. Halveringstid for første orden henfald
$$T_{1/2} = \frac{\ln(2)}{k}$$

Halveringstiden for naturlig afdampning af PCB fra primære kilder ligger i størrelsesordenen 10 – 1000 år, mens den for sekundært og tertiært forurenede materialer typisk vil være 1 – 10 år. Forholdet er dog dårligt belyst og er under yderligere afklaring.

Ved termisk stripping udnyttes det forhold, at afdampningen og halveringstiden for den tilbageværende mængde PCB falder ved opvarmning, hvorved processen accelereres fra år til timer.

TABEL 4
SAMMENHÆNG MELLEM ANTAL HALVERINGSTIDER FOR ET FØRSTEORDENS HENFALD OG DEN TILBAGEVÆRENDE KONCENTRATION I FORHOLD TIL UD GANGSKONCENTRATIONEN.

Antal halveringstider	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
-----------------------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---

Tilbageværende koncentration i %	100	50	25	12,5	6,25	3,13	1,56	0,78	0,39	0,2
----------------------------------	-----	----	----	------	------	------	------	------	------	-----

Tilbageværende koncentration i mg/kg ved startkoncentration på 50 mg/kg	50	25	12,5	6,25	3,13	1,56	0,78	0,39	0,20	0,10
---	----	----	------	------	------	------	------	------	------	------

Ved et startindhold på 50 mg PCB/kg skal koncentrationen halveres 9 gange, før den tilbageværende koncentration er nede på renhedskriteriet for PCB på 0,1 mg/kg, se Tabel 4

2.13 Tilbageværende primære kilder

De lange halveringstider medfører, at man næsten altid kan identificere de primære kilder i en bygning, da de stadig indeholder relativt høje koncentrationer i forhold til sekundære og tertiære kilder.

Kondensatorer og anden elektronik med indhold af PCB udgør dog en markant undtagelse herfra. De genstande i form af lysstofarmaturer, radioer, fjernsyn m.v. der indeholdt, og måske afgav, PCB, er i de fleste tilfælde for længst fjernet fra bygningen, uden at efterlade sig andre spor end tertiære kilder. Da anvendelser i elektronik som regel medfører opvarmning, er der overvejende sandsynligt, at disse kilder har kunnet give anledning til ret høje afdampningsrater og som følge deraf kraftige tertiære kilder.

Der er ikke nogen viden om betydningen af denne spredningsvej.

2.14 Sammenfatning

PCB er i perioden fra 1950 til 1977 blevet anvendt i en række specialiserede bygningsmaterialer med en meget lille samlet volumen.

Materialerne, der benævnes primære kilder, omfatter bl.a. elastiske fuger, forseglingslim, tykfilmsmalinger og kondensatorer.

PCB i primære kilder har med tiden spredt sig til de omgivne bygningsdele, herunder beton og tegl, i koncentrationer, der er så høje, at disse materialer ofte ikke kan anvendes frit, selv efter de primære kilder er blevet fjernet.

Spredningen fra de primære kilder sker både via kontaktdiffusion, hvor der er direkte fysisk kontakt med primærkilden, hvilket resulterer i dannelsen af sekundære kilder, og gennem luften via fordampning og genudfældning, hvilket resulterer i tertiære kilder. Den samlede mængde materialer, hvori der i dag forekommer PCB i koncentrationer, der påvirker mulighederne for at genbruge materialerne, er derfor mange gange større, end den mængde hvori der oprindeligt er anvendt PCB.

Der er mange faktorer, der indvirker på hvor meget en primær kilde påvirker de omgivne materialer. Det er derfor ikke muligt at forudsige i hvilket omfang de primære kilder har givet anledning til dannelse af sekundære og tertiære kilder.

Den langsomme fordampning betyder imidlertid, at der fortsat kan forventes betydende koncentrationer af PCB i sekundære og tertiære kilder mange år fremover.

Hastigheden hvormed PCB fordampes fra kildematerialerne stiger eksponentielt med temperaturen. Eksperimenter viser, at den forøges med ca. tre gange for hver ti grader Celsius temperaturen stiger. Fordampningen er proportional med koncentrationen i et materiale.

PCB har lave damptryk og luften mættes derfor med PCB ved relativt lave koncentrationer, der ved stuetemperatur falder fra ca. 95 mg/m³ for PCB med et chloratom til 0,01 mg/m³ for PCB med 10 chloratomer.

PCBs lave damptryk medfører tilsvarende lave mætningskoncentrationer på mellem 0,5 og 1 mg/m³ for congener med 4 – 10 chloratomer. Mætningskoncentrationerne falder med temperaturen med ca. 3 gange i intervallet 0 til 500 °C, svarende til en hældning op 0,033 gange pr grad.

3. Metodik

Forsøget er opbygget med henblik, at de fremkomne resultater direkte kan finde praktisk anvendelse ved videre arbejder med termisk stripping af materialer forurenet med PCB.

Resultaterne vil i et vist omfang også kunne anvendes ved andre forureninger af beton og tegl med semivolatile forbindelser, så som kviksølvforbindelser, der har været anvendt som mughæmmer i plastikmaling og chlorparaffiner, der i vidt omfang har erstattet PCB i fuger og lim.

De praktiske trin fra udvælgelse af materialer til analyse er gennemgået i Tabel 5.

3.1 Materialer

Der er i hovedforsøget anvendt sekundært og tertiært forurenede materialer i form af forurenede kalksandsten.

Derudover er der gennemført en række enkeltstående forsøg med, sandblæsningssand fra rensning af malede overflader, sekundært forurenede karmtræ og tertiært forurenede parketgulv til forsøgene¹.

Det var oprindeligt planlagt at anvende tertiært forurenede materialer. Det blev imidlertid hurtigt klart, at det ikke var muligt, at anvende tertiært forurenede materialer alene, idet PCB-koncentrationerne i de nedknuste materialer var under detektionsgrænsen på ca. 0,01 mg/kg, på grund af fortyndingen med de underliggende rene dele af stenene. Dette problem blev løst ved at anvende sekundært forurenede materialer med højere koncentrationer af PCB.

Alle de anvendte materialer i hovedforsøget er blevet indsamlet, emballeret og leveret af J. Jensen A/S til laboratoriet på Roskilde Universitet, Institut for Natur, Systemer og Modeller i lukkede beholdere.

Materialerne stammer fra en række nedrivninger af bygninger hvori der har været anvendt PCB-holdige fuger.

3.1.1 Størrelsesfordeling

De materialer, der fremkommer ved nedrivning af bygninger har meget forskellige størrelser. I en del tilfælde knuses materialerne på pladsen, i andre transporteres brokker, elementer, bjælker m.v. til en virksomhed, der derefter nedknuser materialerne til et anvendeligt materiale.

I de fleste tilfælde nedknuses beton og tegl til et produkt kaldet Genbrugsstabil 0-32 mm; en standardvare med en veldefineret kornstørrelsesfordeling, der har mange anvendelser indenfor byggeriet.

Den maksimale kornstørrelse i produktet er 63 mm og ved en maskestørrelse på 31,5 mm, er gennemfaldsprocenten typisk mellem 98 og 99, Se Bilag 3.

¹ De indledende undersøgelser viste, at det ikke ville være muligt, at gennemføre forsøg med disse materialer med den valgte forsøgsopstilling. Der er derfor ikke foretaget yderligere forsøg med disse materialefraktioner. De indledende resultater medtages dog og anvendes i diskussion og anbefalinger.

Der er i forsøget forudsat, at de behandlede materialer nedknuses til en kornkurve svarende til Genbrugsstabil 0-32 og at der dermed ikke forefindes partikler med en diameter større end 63 µm.

De i forsøget anvendte materialer blev derfor knust ned til en størrelse på 20 – 50 µm, svarende til de største ca. 25 % af Genbrugsstabil 0-32. Derved sikres, at data er repræsentative for alle partikler, idet de største partikler samtidig er de vanskeligste at behandle.

3.1.2 Valg af eksperimentelle parametre

Forsøgene blev gennemført som en række måleserier hvor hhv. temperatur og opholdstid blev ændret, således, at hver af parametrene indflydelse på afdampningen af PCB fra prøvematerialet kan vurderes.

Før hver måleserie blev der foretaget et antal målinger af PCB-koncentrationen i materialerne til etablering af udgangskoncentrationen.

Efter opvarmning blev koncentrationen i de enkelte prøver målt som gennemsnittet af to enkeltprøver.

Skiftet fra tertiære til sekundære kilder medførte, at de oprindeligt planlagte undersøgelser af luftflowets betydning ikke kunne gennemføres som oprindeligt planlagt. Data herfor er derfor i muligt omfang hentet fra parallelle studenterprojekter.

3.2 Fremgangsmåde og metodik

Efter ankomst til laboratoriet er de primære kilder i form af fuger omhyggeligt blevet fjernet i hånden før den videre prøveforberedelse.

Stenene blev efter rensning delt ned til en partikelstørrelse på 20 - 50 µm før opvarmning. Neddelingen af materialerne foregik i hånden. Denne metode valgtes dels for at hindre ukontrollerede temperaturstigninger i materialet under nedknusningen dels for at kunne fremstille relativt ensartede materialer

Før analyse nedknustes de enkelte sten i hånden til en partikelstørrelse på maksimalt 2 mm for at lette ekstraktionen af PCB.

Ekstraktions- og analyseprocedure er gennemgået nærmere i Bilag 2.

TABEL 5
 RUTEDIAGRAM OVER GENNEMFØRELSE AF FORSØGENE FRA UDVÆLGELSE AF MATERIALER I INTAKTE
 BYGNINGER TIL ANALYSERESULTATER FORELIGGER

Praktiske trin i forsøgets gennemførelse	
1	Før nedrivning udpeges relevante materialer i bygninger ud fra placering af primære kilder, maling m.v.
2	Oplysninger om materialernes brug og placering dokumenteres
3	Udvalgte materialer udtages i forbindelse med renovering eller nedrivning
4	Prøver emballeres for at hindre sammenblanding og krydskontaminering
5	Primære kilder og maling fjernes efter ankomst til laboratorium
6	Prøven neddeles til den ønskede partikel-størrelse eller fordeling
7	Prøven gennemgår trin 10 – 12 til etablering af udgangskoncentrationer
8	Det neddelte materiale opvarmes til den ønskede temperatur i det ønskede tidsrum
9	Prøven fjernes fra ovn, køler ned og knuses før ekstraktion
10	Det nedknuste materiale ekstraheres fire gange med hexan i ultralydsbad
11	Der tilsættes en kendt koncentration af ^{13}C mærket PCB 52 og inddampes til 1-3 ml
12	Ekstraktet renses for interfererende stoffer med svovlsyre og neutraliseres med bikarbonat
13	Det oprensede ekstrakt analyseres v.h.a. GC-MS
14	De fundne koncentrationer kvantificeres v.h.a. ^{13}C standarden

4. Resultater

Resultaterne af undersøgelserne viser generelt, at jo højere temperatur materialerne behandles ved, jo større er afdampningen, men billedet er langt fra entydigt.

Tilsvarende viser forsøgene, at jo højere udgangskoncentrationerne er, jo længere behandlingstid før materialernes koncentration når ned på et givet niveau.

Endelig viser forsøgene, at jo længere opvarmningen varer, jo lavere er slutkoncentrationerne i de behandlede materialer.

Grunddata i form af udgangskoncentrationer og koncentrationer efter opvarmning er gengivet i Afsnit 4.1.

Halveringstiderne for koncentrationerne i de behandlede materialer er gennemgået i Afsnit 4.2

Som indledning til forsøgene blev der gennemført en række målinger af ekstraktionseffektivitet og af fordelingen af PCB mellem forskellige størrelsesfraktioner. Disse resultater er gennemgået i Afsnit 4.1, 4.3 og 4.4.

4.1 Grunddata

TABEL 6

GRUNDDATA FOR MATERIALER STRIPPET VED 135 °C. ALLE KONCENTRATIONER ER I MIKROGRAM/KG. BEHANDLINGSTIDEN ER ANGIVET I FØRSTE KOLONNE

Min	PCB 8	PCB 18	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 70	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 124	PCB 138	PCB 151	PCB 153	PCB 180	PCB 52 ¹³ C	Sum 5xPCB ₇
0	0	0	0	0	0	2317	0	19944	0	0	0	26845	9461	37581	15328	25	410354
132	0	0	0	0	0	202	0	2374	0	0	0	0	8312	11900	0	23	60511
132	0	0	0	0	0	181	0	2263	0	0	0	10370	7672	12480	1410	26	122204
1440	0	0	0	0	0	247	0	2544	0	0	0	13070	8688	14500	3084	21	154505
1440	0	0	0	0	0	213	0	2318	0	0	0	8984	7330	11130	2322	24	113247
1785	0	0	0	0	0	81	0	151	0	0	0	5859	644	1107	1652	24	43495
7880	0	0	0	0	0	46	0	122	0	0	0	4770	4314	7698	3985	26	82496

TABEL 7

GRUNDDATA FOR MATERIALER STRIPPET VED 165 °C. ALLE KONCENTRATIONER ER I MIKROGRAM/KG.. BEHANDLINGSTIDEN ER ANGIVET I FØRSTE KOLONNE

Min	PCB 8	PCB 18	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 70	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 124	PCB 138	PCB 151	PCB 153	PCB 180	PCB 52 ¹³ C	Sum 5xPCB ₇
0	115	299	33	24	74	613	409	738	1476	2663	6444	557	1545	6044	3354	2622	70015
0	58	71	118	89	316	2921	1897	3622	7265	11665	29956	2289	7491	28434	13686	822	313679
39	7	34	3	4	10	46	57	109	616	930	1960	308	343	1912	3040	243	31739
39	58	69	0	0	0	45	104	175	831	1248	2734	361	463	2708	3051	299	37943
74	28	3	7	8	10	70	46	77	134	270	514	54	130	491	211	324	5894
151	0	1	1	0	9	11	8	11	23	49	71	8	18	67	39	289	930

TABEL 8

GRUNDDATA FOR MATERIALER STRIPPET VED 170 °C. ALLE KONCENTRATIONER ER I MIKROGRAM/KG.. BEHANDLINGSTIDEN ER ANGIVET I FØRSTE KOLONNE

Min	PCB 8	PCB 18	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 70	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 124	PCB 138	PCB 151	PCB 153	PCB 180	PCB 52 13C	Sum 5xPCB ₇
0	0	23	2	43	36	51	382	45	221	215	282	1056	0	330	1019	169	229
0	0	18	2	35	29	41	310	36	175	173	228	852	0	266	821	136	184
30	30	14	0	20	16	22	160	23	76	87	116	411	0	133	381	72	98
30	30	17	1	30	24	36	248	109	175	230	305	1085	0	190	1095	224	118
60	60	3	0	6	7	10	26	25	41	136	153	435	0	138	579	337	190
60	60	2	3	4	4	0	16	9	18	28	21	103	3	85	117	42	295
120	120	2	1	2	3	3	13	9	14	22	31	87	0	60	95	30	32
120	120	2	1	2	3	2	10	6	7	21	11	63	0	67	77	29	27
240	240	2	0	2	2	2	6	4	0	8	14	16	0	50	30	11	25
240	240	2	1	3	4	2	9	6	0	12	15	24	0	78	48	17	20
347	347	1	0	1	2	1	4	3	6	8	0	24	0	31	29	10	12

TABEL 9

GRUNDDATA FOR MATERIALER STRIPPET VED 200 °C. ALLE KONCENTRATIONER ER I MIKROGRAM/KG.. BEHANDLINGSTIDEN ER ANGIVET I FØRSTE KOLONNE

Min	PCB 8	PCB 18	PCB 28	PCB 31	PCB 52	PCB 44	PCB 70	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 124	PCB 138	PCB 151	PCB 153	PCB 180	PCB 52 13C	SUM 5XPCB 7
0	6	28	17	12	1038	38	200	337	464	806	2262	168	597	1942	550	314	24284
0	8	28	15	11	669	36	189	317	457	834	2238	160	564	1979	575	222	22753
30	1	18	2	2	31	4	21	34	115	207	431	56	84	391	287	174	5040
30	1	25	3	4	50	10	49	97	280	491	1153	133	230	1040	670	133	12427
60	1	3	3	3	24	6	8	18	30	29	121	16	14	116	65	191	1351
60	1	2	1	2	12	3	8	13	30	74	108	16	21	99	75	122	1444
150	2	1	1	2	52	0	9	12	26	45	77	8	20	73	26	311	1082
150	0	0	1	1	7	0	7	9	17	22	74	10	18	64	31	130	720

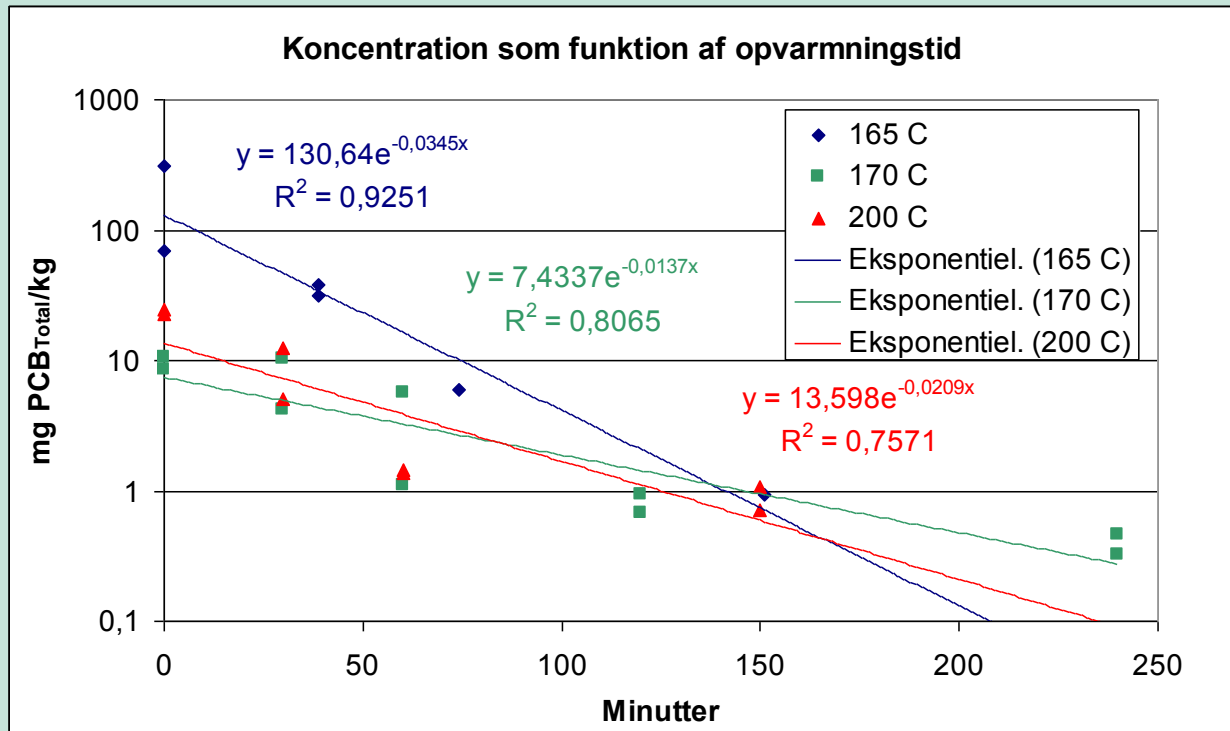
TABEL 10

GRUNDDATA FOR MATERIALER STRIPPET VED 250 °C. ALLE KONCENTRATIONER ER I MIKROGRAM/KG.. BEHANDLINGSTIDEN ER ANGIVET I FØRSTE KOLONNE

Min	PCB 8	PCB 18	PCB 28	PCB 31	PCB 44	PCB 52	PCB 70	PCB 101	PCB 105	PCB 118	PCB 124	PCB 138	PCB 151	PCB 153	PCB 180	PCB 52 13C	Sum 5xPCB ₇
0	1	1	2	2	3	12	0	65	0	58	0	152	0	95	105	31	2150
0	1	1	2	2	3	12	0	69	0	55	0	139	0	91	100	34	2060
0	1	2	5	4	6	17	0	80	0	70	0	118	0	79	64	28	1815
0	0	1	2	2	3	11	0	62	0	45	0	88	0	58	37	26	1282
30	0	2	5	4	6	14	0	40	0	30	0	55	0	37	26	26	887
30	0	1	1	1	2	7	0	34	0	26	0	50	0	35	28	27	777
60	0	0	1	1	1	3	0	13	0	14	0	24	0	14	9	23	390
60	0	0	1	1	1	5	0	16	0	16	0	29	0	17	11	23	394
120	0	1	2	1	2	3	0	49	0	16	0	28	0	16	10	24	538
120	0	0	1	1	1	3	0	14	0	21	0	41	0	21	15	25	473
180	0	0	1	0	0	2	0	9	0	12	0	19	0	11	7	25	244
180	0	0	1	1	1	2	0	8	0	11	0	19	0	11	7	23	239
300	0	0	0	0	0	1	0	2	0	2	0	4	0	2	6	22	79
300	0	0	0	0	18	1	0	2	0	2	0	4	0	3	5	21	76

4.2 Halveringstider

Ved at afbilde koncentrations fald som funktion af tiden i den enkelte måleserie på en logaritmisk skala, se Figur 1, ses, at faldet i koncentrationerne er tæt ved retlinet, svarende til at indholdet af PCB er eksponentielt aftagende med tiden, svarende til et første ordens henfald, se Ligning 6 og 7.



FIGUR 1

HENFALDSKURVER SOM FUNKTION AF OPVARMNINGSTID OG TEMPERATUR. KONCENTRATIONERNE ER EKSPONENTIELT AFTAGENDE.

Som det fremgår af Tabel 11, er der ikke nogen klar tendens for udviklingen af halveringstiden med behandlingstemperaturen i intervallet 135 til 250 °C. Alle halveringstider i intervallet 165 til 250 °C ligger på mellem 16 og 75 minutter.

TABEL 11

HALVERINGSTIDER FOR ENKELTCONGENER I MINUTTER SOM FUNKTION AF TEMPERATUR. DER ER UDTAGET PRØVER FOR HVER CA. 30 MINUTTER OP TIL 150 - 240 MIN.

* DATA REPRÆSENTERER KUN DE FØRSTE 60 MINUTTERS OPVARMNING.

BLANKE FELTER INDIKERER, AT DEN PÅGÆLDENDE CONGENER IKKE HAR KUNNET DETEKTERES.

Antal Cl-atomer	Antal PCB	T/°C	Gennemsnit														Standardafvigelse		Standardafvigelse i %	
			2	3	3	3	4	4	4	4	5	5	5	5	6	6	6	7		
	8	135	2407	1471	8133	6695			4676									4676	2804	60,0
	18	165	38,3	19,6	8,7	10,5	39,3	23,3	22,9	21,4	20,6	21,8	19,6	20,3	20,1	19,6	19,1	21,7	8,1	37,2
	28	170	31,6	25,0	19,8	32,3	28,9	22,9	43,5	26,8	36,2	30,0	31,1		55,7	33,8	50,2	33,4	10,2	30,4
	31	200	18,8	16,6	19,3	24,2	19,1	10,6	13,0	13,5	15,2	14,4	14,0	17,9	11,8	14,3	19,9	16,2	3,7	22,6
	44	250	62,7	70,3	85,2	90,3	70,4	81,8				83,3		73,3		66,1	69,1	75,3	9,2	12,3
	52	250*	31,3	35,8	44,5	41,4	35,7	37,7		27,2		31,2		26,9		25,6	21,8	32,6	7,0	21,5
	70	Gnms																		
	101	165 – 250 °C	36,5	33,5	35,5	39,7	38,7	35,3	26,5	29,6	24	36,1	21,6	46,1	29,2	31,9	36,0	35,8	8,5	28,3

Den meget kraftige reduktion i halveringstiden fra 135 til 165 °C viser, at en eller flere faktorer med en stærkt ulineær afhængighed af temperaturen har indflydelse på afdampningen. Der er ikke fundet nogen umiddelbar forklaring på fænomenet.

Den observerede stigning i halveringstid fra 200 – 250 °C lader sig i et vist omfang forklare ved, at der indledningsvist kan være opnået koncentrationer i luften i ovnkammeret, der nærmer sig mætning med hensyn til PCB.

Ved 200 hhv. 250 °C er den maksimalt mulige koncentration 63 og 57 µg PCB/liter luft i ovnen, se Tabel 2. Det svarer til 102 og 109 µg PCB/normal liter, idet det skal huskes, at molekylætheden i ovnen er omvendt proportional med den absolutte temperatur, se Ligning 4.

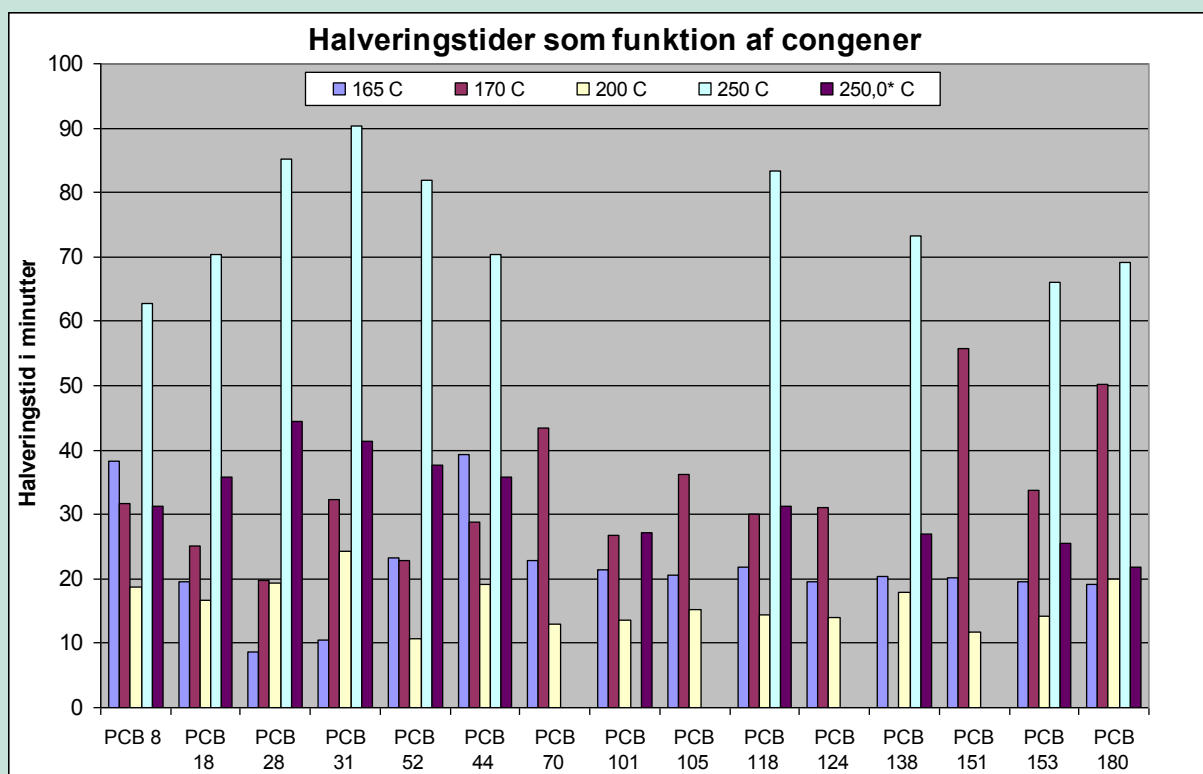
Ved et luftflow på 2 normal liter pr. minut, medfører det, at luften maksimalt kan fjerne ca. 200 µg PCB i minuttet.

Med samlede prøvemasser på 150 – 300 gram og udgangskoncentrationer på hhv. ca. 24 og 2 mg/kg for de to måleserier, se Tabel 9 og Tabel 10, medfører det, at der indledningsvist kan være opnået mættede koncentrationer i luften i ovnkammeret.

Mætningen slår dog ikke igennem i det samlede billede, idet der ikke er den øgning af halveringstiden med øget chlorindhold, se figur 2, som er forventeligt ud fra de kraftigt faldende maksimal-koncentrationer som funktion af chlorindhold.

Samlet set viser beregninger og forsøg, at maksimalkoncentrationerne for de enkelte isomergrupper skal medtages i designet af et fuldskalaanlæg.

Målingerne ved 250 °C er blevet gentaget for de første 60 minutter og selv om disse har væsentligt lavere halveringstid, end den første serie ved 250 °C, er de stadig væsentligt over, hvad man skulle forvente. Det indikerer, at der også i dette temperaturinterval er ulineære faktorer, der påvirker afdampningen.



FIGUR 2

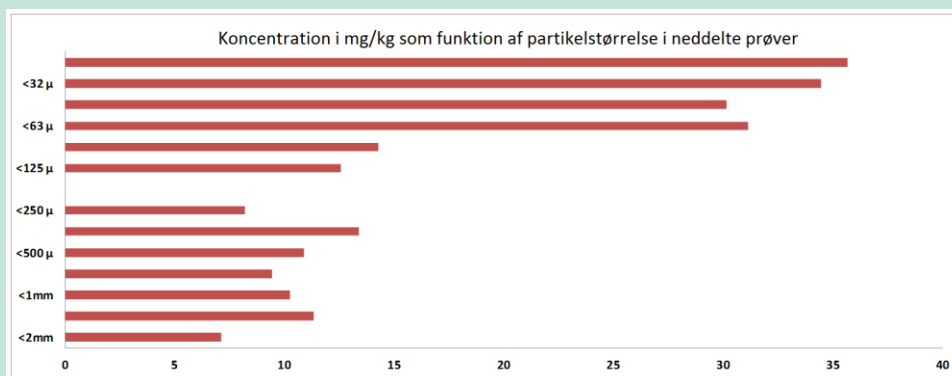
HALVERINGSTIDER FOR ENKELTKONGENER I FORHOLD TIL BEHANDLINGSTEMPERATUR

Afdampningen af lette og tunge kongener i intervallet 165 – 250 °C varierer med op til 4,5 gange i de enkelte måleserier og i gennemsnit over hele intervallet 165 – 250 OC med 2,1 gange uden nogen entydig tendens i forhold til molekylvægt, se Tabel 11. De lette kongeners højere damptryk har således ikke den dominerende effekt, som man umiddelbart kunne forvente ud fra Ligning 4.

4.3 Fordeling af PCB på partikelstørrelse

Som en del af egenkontrollen blev der indledningsvist gennemført en række analyser af forskellige størrelsesfraktioner af de samme prøver med henblik på at fastsætte hvor fint, det er nødvendigt, at knuse prøven ned, for at få et retvisende analyseresultat.

Prøverne blev knust ned til en maksimal diameter på 2 mm og tørsigtet i fraktioner fra 32 µm til 2 mm, se Figur 3.



FIGUR 3

KONCENTRATION AF PCB_{TOTAL} SOM FUNKTION AF PARTIKELSTØRRELSE I DEN NEDKNUSTE PRØVE

Analyserne viste, at materialer fra den samme prøve giver forskellige koncentrationer alt efter, hvor langt den knuses ned. Forholdet kan forklares med, at den kalkholdige binder, matrix, i beton og kalksandsten både er blødere og har en langt større overflade end tilslaget, der hovedsageligt består af kvarts, flint og granit, der kun vanskeligt knuses ned og hvis tætte struktur kun i ringe omfang optager PCB.

Ud fra tallene kan det ses, at der er en standardafvigelse på ca. 1.6 mg/kg i middel og koncentrationen i stenene for prøver større end 63 µm indeholder 10.8 mg/kg i middel. Det svarer til en usikkerhed på prøvemålingen på omkring 15 %.

På baggrund af resultaterne nedknustes alle prøver i selve forsøget til en maksimal kornstørrelse på 200 µm før ekstraktion.

4.4 Ekstraktionseffektivitet

Som en del af egenkontrollen blev der indledningsvist gennemført en række sekventielle ekstraktioner af de samme prøver med det formål, at kontrollere ekstraktionseffektiviteten.

TIDLIGERE ARBEJDER HAR VIST, AT EKSTRAKTIONSEFFEKTIVITETEN VED TRE PÅ HINANDEN FØLGENDE EKSTRAKTIONER AF PULVERISERET PCB-FORURENET TEGLSTEN, VAR LINEÆRT AFTAGENDE, MED EN INITIAL EFFEKTIVITET PÅ CA. 55 % (JENSEN ET AL. 2011), SE TABEL 12

TABEL 12

EFFEKTIVITETEN AF GENTAGNE EKSTRAKTIONER AF PCB PÅ PRØVEMATERIALE I FORM AF NEDKNUSTE TEGLSTEN.

Ekstraktion	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3
PCB-koncentration i µg/kg mursten	1121	534	32

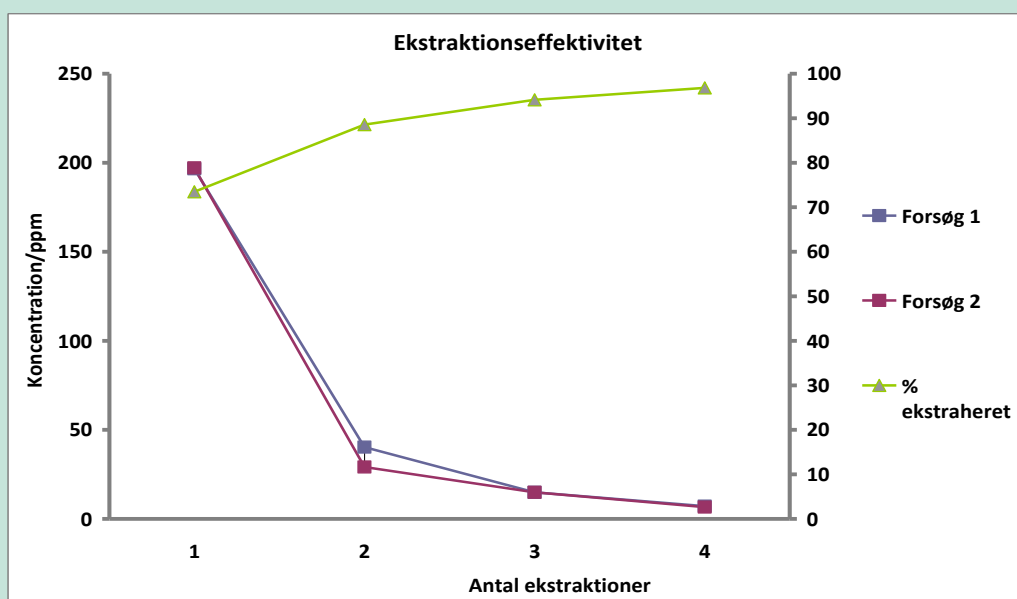
Nærværende forsøg viste, at hver ekstraktion med hexan (30 min i ultralydsbad) medførte ekstraktion af i snit 68 % af den tilstedeværende PCB uafhængigt af koncentrationen, se Tabel 13, svarende til en eksponentielt aftagende koncentration i eluatet.

TABEL 13
EFFEKTIVITETEN AF GENTAGNE EKSTRAKTIONER AF PCB PÅ PRØVETMATERIALE I FORM AF NEDKNUSTE
KALKSANDSTEN.

Ekstraktion	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Gennemsnit
Ekstraktionseffektivitet				
Serie 1	0,73	0,65	0,67	0,69
Ekstraktionseffektivitet				
Serie 2	0,77	0,57	0,69	0,68

Som konsekvens af den ringe ekstraktionseffektivitet, blev alle prøver ekstraheret i ultralydsbad 4 gange før analyse.

Ved fire ganges ekstraktion er den forventede kumulerede ekstraktionseffektivitet ca. 99 % :
($100 \cdot (1 - (1 - 0,68)^4)$), se Figur 4, hvilket blev vurderet, at være tilfredsstillende.



FIGUR 4
EFFEKTIVITET AF GENTAGNE EKSTRAKTIONER AF PCB MED HEXAN.

4.5 Usikkerheder

Fordelingen af PCB i sekundært og tertiært forurenede tegl og beton har vist sig at være meget uregelmæssig.

Ofte spænder koncentrationerne fra kontaktfladen med den primære kilde eller med luften hvorfra den udfældede PCB stammer, med 3-5 størrelsesordner inden for få cm, fra mindre end 0,01 til over 100 mg/kg.

Selv på tertiært forurenede flader, hvor der ikke er indlysende grunde til at koncentrationen varierer, ses ofte forskelle på mere end en størrelsesorden.

Det er derfor forventeligt, at usikkerhederne på de gennemførte målinger er stærkt varierende, hvilket har vist sig at være tilfældet, se Tabel 14.

De relative standardafvigelser varierer fra ca. 5 % til over 100 %. Dette til trods for, at prøverne har en vægt på ca. 4 gram før ekstraktion og er neddelt til under 200 μm , hvilket er væsentligt større prøvemængder og nedknusningsgrad end normalt anvendt ved analyser for PCB.

TABEL 14
RELATIVE STANDARDAFVIGELSER FOR DE GENNEMFØRTE MÅLESERIER.

Parameter	Måleserie	Congener															Midde l	
		8	18	28	31	44	52	70	101	105	118	123	138	151	153	180		
Temperatur °C	sten1	250 oC	5,3	4,2	0,1	0,6	10,5	1,1	-	4,4	-	3,1	-	6,6	-	3,3	3,0	3,8
	sten2	250 oC	38,7	35,2	67,0	51,3	51,1	31,1	-	17,9	-	30,4	-	21,0	-	22,0	38,5	36,7
		200 oC	11,7	1,1	5,8	2,1	3,9	30,6	4,1	4,2	1,2	2,4	0,7	3,2	4,0	1,3	3,2	5,3
		170 oC	15,3	15,3	15,2	14,5	15,2	14,8	16,2	16,3	15,2	15,2	15,2		15,2	15,2	15,1	15,3
Størrelses- fordeling		>2 mm	65,5	68,3	54,2	52,5	61,6	43,7	41,4	34,5	21,7	28,7	35,5	30,5	28,1	31,1	-	42,7
		>1mm	16,9	28,3	35,4	61,5	2,5	2,1	4,6	10,6	6,5	60,1	23,8		2,6		3,5	16,5
		>500µm	14,2	17,2	20,1	18,9	15,1	2,5	15,0	16,2	12,5	23,3	14,4	16,1	10,8	13,6	-	15,0
		>63µm	9,7	6,0	5,9	0,6	2,4	1,5	5,5	2,1	2,7	0,5	2,3	1,6	2,8	3,2	5,1	3,5
		>32 µm	5,5	3,3	9,6	2,6	2,9	7,2	2,7	4,2	6,7	4,0	1,4	2,2	3,0	1,7	12,4	4,6
Ekstraktions- effektivitet	1.ex	>2mm	24,6	31,1	28,3	28,0	29,4	19,0	31,5	32,6	29,7	32,2	30,5	32,4	30,8	30,0	-	29,3
		>500µm	10,5	11,6	10,2	8,9	9,0	8,1	11,1	9,9	11,6	6,5	11,2	13,7	8,9	10,1	0,9	9,5
		>250µm	34,1	36,2	26,5	9,6	44,2	7,6	38,1	35,1	36,3	38,7	32,8	32,5	34,8	29,5	-	31,1
	2. ex	>500mm	14,5	16,0	16,3	19,1	12,6	16,7	11,9	12,1	23,1	10,2	14,4	22,6	17,0	19,4	29,3	16,1

De fundne usikkerheder er af samme størrelsesorden som i andre arbejder med naturligt forurenede materialer (Jensen et al. 2011)

Variationer af den størrelsesorden, der er observeret i dette og andre arbejder med små sekundære og tertiære kilder, kan kun forklares ud fra, at der forekommer ganske få partikler, som indeholder høje koncentrationer PCB.

4.6 Sandblæsningssand og tertiært forurenede træ

De indledende analyser af blæsesand fra rensning af mure med 10 – 10 mg PCB/kg Maling, viste så lave indhold på grund af fortyndingen med sandet, at der ikke blev arbejdet videre med materialerne.

For tertiært forurenede træ var situationen den samme, omend tidligere analyser havde påvist et indhold på 10 – 20 mg/kg i materialernes overflader.

Det var ikke muligt, at genfinde PCB i de angivne koncentrationer. Der blev påvist en lang række andre uidentificerede forbindelser, der dels antages at stamme fra lak, dels fra træets naturlige indhold af harpiks og andre organiske forbindelser.

På flere af kromatogrammerne forekom kurveforløb ikke uligt hvad der ses for forskellige kommercielle PCB-blandinger. Ved gennemgang af ionfragmenterne i de enkelte toppe var det imidlertid tydeligt, at disse ikke indeholdt chlor. Chlor er let genkendeligt på fordelingen af ³⁵Cl og ³⁷Cl i forholdet 3:1, der giver anledning til dobbelttoppe i kromatogrammet.

4.7 Sammenfatning

De indhentede resultater viser, at halveringstiden i de opvarmede materialer falder som funktion af temperaturen.

Materialerne skal varmes op til mere end 135 °C for at bringe halveringstiden ned på mellem 16 og 75 minutter.

Der er ikke nogen klar tendens i forhold til hverken temperaturens eller chloreringsgradens indflydelse på halveringstiden i temperaturintervallet 165- 250 °C, hvilket til dels kan tilskrives PCB koncentrationer i luften nær mætningskoncentrationen, med nedsættelse af fluxen til følge.

Det har ikke været muligt, at gennemføre forsøg med forurenede træ og sandblæsningssand, da de fundne PCB-koncentrationer er så lave, at de ikke eller kun lige når op over detektionsgrænsen.

Usikkerheden på de fundne halveringstider er betydelig. Forholdet tilskrives dels den uensartede fordeling af PCB i prøverne, dels at der sandsynligvis er opstået mætning med højere chlorerede kongener i luften i ovnrømmet.

5. Diskussion

5.1 Betydningen af partikelstørrelse og temperatur på effekten

Sekundære PCB-forureninger har en relativt stor indtrængningsdybde på op til ca. 5 cm i beton og tegl, mens tertiære forureninger sjældent har indtrængningsdybder på mere end 5 - 10 mm i koncentrationer, der overstiger renhedskriteriet på 0,1 mg PCB_{Total}/kg.

Det betyder, at ved nedknusning til en kornkurve svarende til genbrugsstabil 0-32, vil de tertiære forureninger aldrig have en vandringsvej på mere end ca. 5 mm mens sekundære forureninger, der normalt har højere koncentrationer, kan have vandringslængder på op til 16 mm.

5.2 Koncentrationens indflydelse på effekten

Ved anvendelse af regressionsligningerne i Figur 1 kan behandlingstiden for materiale med den maksimalt tilladte koncentration på 50 mg PCB_{Total}/kg² beregnes.

TABEL 15
BEREGNET BEHANDLINGSTID FOR MATERIALE MED ET INDHOLD PÅ GRÆNSEN FOR FARLIGT AFFALD PÅ 50 MILIGRAM PCB_{TOTAL}/KG VED BEHANDLING VED HHV. 165, 170 OG 200 °C.

Temperatur	165	170	200
Behandlingstid fra 50 til 0,1 mg/kg i minutter	208	315	235

Forsøgene viser dermed, at forskellene i koncentrationer og vandringslængde mellem tertiære og sekundære kilder i nedknust form, ikke udgør nogen barriere for rensningen af materialerne og at det er muligt, selv ved temperaturer under 300 °C. Det kræver dog, at luftflowet er så stort, at der ikke opnås mætning af luften med PCB.

Et rationelt drevet anlæg vil sandsynligvis kræve højere behandlingstemperaturer, da opholdstider på mere end 10 – 20 minutter som udgangspunkt må formodes at være driftmæssigt urentable. Det har dog ikke været muligt, at indhente erfaringer i markedet til at underbygge vurderingen.

5.3 Luftflowets betydning

Projektet var oprindeligt planlagt til at måle på den PCB der fordampede fra de opvarmede materialer, idet det analyseteknisk ville give større følsomhed og mindre usikkerhed. Metoden måtte dog opgives allerede i planlægningsfasen på grund af udstyrmæssige forhold.

Det er som beskrevet i afsnit 2.8 tidligere vist, at hastigheden af luft, der strømmer over materialer, hvorfra der finder afdampning sted, har en væsentlig indflydelse på fluxen. Jo højere lufthastighed, jo større afdampning. hvilket skyldes, at grænselaget af luft ind mod den overflade hvorfra afdampningen finder sted, bliver tyndere eller helt ophører med at eksistere, når lufthastigheden stiger. Det svarer til, at gradienten, se Ligning 1, bliver større fordi afstanden, i dette tilfælde i form af grænselaget, bliver tyndere.

² I følge Stockholmkonventionen, er materialer med et indhold på mere end 50 mg PCB_{Total}/kg, at betragte som farligt affald. I Danmark skal farligt affald destrueres efter Miljøstyrelsens forskrifter.

Lofflowet har yderligere til formål, at sikre et luftskifte under opvarmningen, der er så stort, at der ikke opstår mættede zoner i materialet.

Der foreligger ikke data, der gør det muligt at angive en optimalt lufthastighed i et anlæg, der opererer i fuld skala. Det skyldes både, at fluxen som funktion af lufthastighed ikke kan bestemmes med tilstrækkelig nøjagtighed man også, at den optimale lufthastighed skal tage højde for behandlingstemperatur, genindvinding af varme, dannelse af støv og den samlede produktionskapacitet.

5.4 Påvirkning fra primære kilder

Tilstedeværelsen af primære kilder, der ofte indeholder 10 – 30 % PCB, svarende til 100.000 til 300.000 mg/kg, vil udgøre en væsentlig hindring for rensning af sekundære og tertiære kilder. Med sine høje koncentrationer vil afdampningen fra de primære kilder mætte luften i ovnen og dermed hindre afdampning fra andre materialer. Det er endda sandsynligt, at dele af den fordampede PCB fra de primære kilder vil fælde ud på andre materialer og medføre yderligere forurening af disse.

Det er derfor nødvendigt, at alle primære kilder er omhyggeligt udsortet, før sekundære og tertiære kilder stripkes termisk.

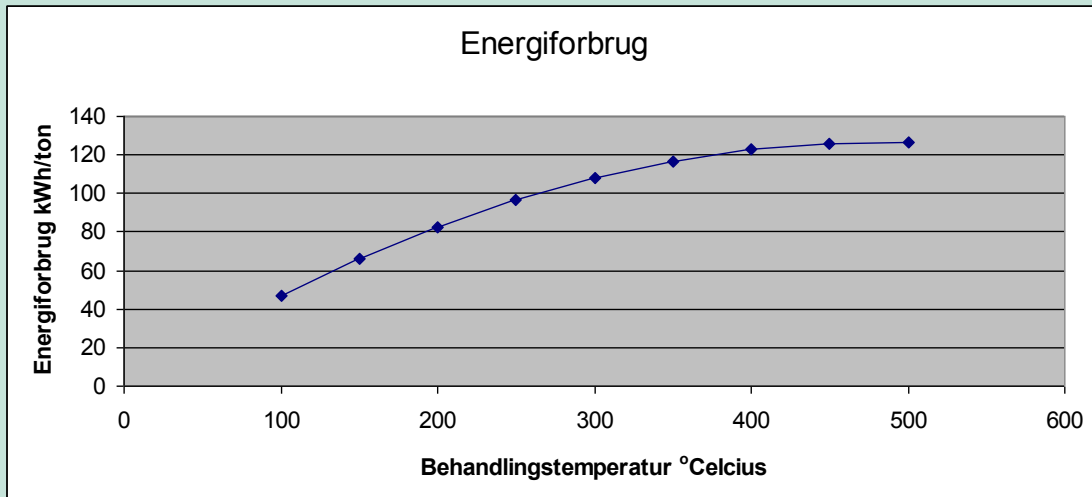
5.5 Energiregnskab

En vigtig faktor ved termisk stripning af PCB-forurenede materialer er energiforbruget. Der findes ikke i dag anlæg til termisk stripning af byggeaffald, det har været muligt at skaffe data fra.

Uden viden om hvordan et anlæg, herunder varmegenindvindingsenheder, designes, er det kun muligt at give et groft skøn over energiforbruget.

Grafen på Figur 5 viser energiforbruget i kWh/ton behandlet materiale ved termisk stripning i temperaturintervallet 100 – 500 °C. Det er taget udgangspunkt i at beton har en varmekapacitet på 2,4 MJ pr ton pr grad C og et varmetab på 70 % ved 100 °C faldende til 32 % ved 500 °C, omtrent svarende til en kontinuert ovn med modløb. I fald man kobler behandlingsenheden på et eksisterende forbrændingsanlæg for på den måde, at forbrænde den frigjorte PCB, vil det sandsynligvis være muligt at opnå større energieffektivitet.

Energiforbruget vil også afhænge af mængden af PCB i de behandlede materialer, idet høje koncentrationer kræver større fortynding i luftfasen end lave koncentrationer, før der opstår mætning i luften. Energiforbruget vil stige med større luftmængder. Hvor stor stigningen bliver, vil i vidt omfang afhænge af systemets udformning.



FIGUR 5

ESTIMERET ENERGIFORBRUG VED TERMISK STRIPNING AF BETON VED FORSKELLIGE BEHANDLINGSTEMPERATURER. DER ER ANVENDT EN LINEÆRT STIGENDE FORØGELSE AF VARMEGENINDVINDINGEN PÅ 4 PROCENTPOINT PR 50 °C, FRA 30 % VED 100 °C TIL 62 % VED 500 °C.

Det skal bemærkes, at vandindholdet i de behandlede materialer vil have en betydelig indvirkning på energiforbruget. For hver procentpoint vandindholdet stiger forøges energiforbruget til fordampning af vandet med omkring 6,3 kWh/ton. Kondensering af vanddampen og genindvinding af varmen kan i nogen grad mindske energitabet.

På baggrund af mætningskoncentrationerne som funktion af temperatur i luft, se Tabel 2, fremgår det, at man ved lave luftflow risikerer mætning af luften ved høje koncentrationer i de behandlede materialer.

Ved en total koncentration i de behandlede materialer på f.eks. 1 mg PCB 138/kg, der har 6 chloratomer, risikerer man mætning af luften ved et materiale/luft forhold på ca. 1 kg til 10 – 20 m³ luft, idet mætningskoncentrationen ved 200 – 500 °C ligger mellem 67 og 43 µg/m³.

Med andre ord, vil massen af den nødvendige luftmængde være 15 til 30 gange større end massen af de opvarmede materialer, hvilket stiller store krav til genindvinding af varmen i luftfasen for rentabel drift af anlæg i fuld skala.

6. Konklusion

Den samlede konklusion på forsøgene er, at termisk rensning af sekundært og tertiært forurenede materialer er mulig og at metoden er velegnet til at afprøve i stor skala.

I den oprindelige projektbeskrivelse, var der som gennemgået under formålet i afsnit i 1.2 opsat fire delmål for undersøgelserne

A: Afklaring af materialedimensionernes betydning for fjernelsen af PCB.

Ved nedknusning til en partikelfordeling svarende til stabilgrus 0-32 kan alle partikler med koncentrationer op til 50 mg PCB_{Total}/kg forventes rensed ned til et indhold på mindre end 0,1 mg PCB_{Total}/kg i løbet af maksimalt 3 – 5 timer afhængigt den valgte behandlingstemperatur op til 200 °C. Ved højere behandlingstemperaturer vil behandlingstiden kunne forkortes betydeligt under forudsætning af, at der tilføres tilstrækkeligt luft, til at der ikke opstår mætning i gasfasen.

B: Betydningen af tilstedeværelse af primært og sekundært forurenede materialer for fjernelsen af PCB.

Metoden er i stand til at rense både sekundært og tertiært forurenede kilder for PCB. Der er således ikke er nogen teknisk grund til, at holde sekundært og tertiært forurenede materialer adskilt ved eventuel fremtidig anlæg til termisk rensning af PCB-forurenede materialer.

Tilstedeværelse af primære kilder med høje indhold af PCB vil have en kraftig negativ effekt på processen, da de høje koncentrationer vil forårsage lokal mætning af gasfasen med specielt tungere congener og mulighed for tertiær udfældning på andre materialer. Det er derfor vigtigt, at primære kilder er fjernet, fra materialer, der skal undergå termisk stripping.

Det kan yderligere konkluderes, at både neddeling af prøver før ekstraktion og selve ekstraktions-effektiviteten har en ikke ubetydelig indvirken på analysekvaliteten.

C: Bestemmelse af hvilken indflydelse temperatur og luftflow har på fjernelsen af PCB.

Det kan konkluderes, at højere temperatur giver hurtigere fjernelse af PCB fra de opvarmede materialer og at luftflowet har stor betydning for rensningseffektiviteten, da luften risikerer at blive mættet med PCB under opvarmningen, hvis luftflowet er for lille. Dette vil i særlig grad gøre sig gældende ved tilstedeværelse af primære kilder med høje indhold af PCB.

D: Opstilling af regnskaber for energiforbrug og driftsudstyr ved stripping af forskellige materialefraktioner i fuld skala.

Det kan slutteligt konkluderes, at energiforbruget ved termisk stripping er betydeligt. Dette er særligt tilfældet, hvis et anlæg til stripping ikke kan anvende den varme luft fra processen som indfyngningsluft i et forbrændingsanlæg og derved genanvende varmen og destruere den frigjorte PCB, eller på anden måde kan genindvinde varmen og opfange den frigjorte PCB til senere destruktion.

7. Anbefalinger

Gennemførelsen af forsøgene har vist, at der er en række problemstillinger som ikke er beskrevet i den oprindelige projektformulering, der bør tages stilling til i den videre beslutningsproces for omgang med sekundært og tertiært forurenede materialer.

7.1 Prøvetagning af beton og tegl

Det har altid været en udfordring, at udtage repræsentative prøver af materialer med ujævne fordelinger af de stoffer man ønsker at undersøge.

Udfordringen er så meget større, når der er tale om materialer, hvor fordelingen ikke blot varierer internt i den enkelte materialeprøve men også på det samme materiale fra forskellige steder i en bygning.

Forklassificering foregår i dag v.h.a. spidsværdier, hvor prøverne udtages der, hvor der vurderes, at være de højeste koncentrationer i den pågældende materialefraktion.

Der er ikke regler eller præcedens for, om man kan anvende samleprøver eller skal anvende enkeltprøver.

Der er heller ikke regler for prøvfrekvensen i form af en norm for hvor mange ton materialer en prøve kan repræsentere, sådan som det er tilfældet med jord.

Det anbefales på den baggrund, at der udarbejdes en retningslinje for forklassificering af sekundært og tertiært forurenede materialer, således at modtagere og behandlere af disse materialer har en høj grad af sikkerhed for, hvilke materialer de modtager og hvordan de efterfølgende skal behandles.

Det anbefales videre, at der udarbejdes en retningslinje for analyse af materialerne, da forskellig forbehandling og ekstraktion vil have markant indflydelse på de fundne koncentrationer.

Det er ønskeligt, at disse retningslinjer også inkluderer andre uønskede stoffer, der vides at være anvendt i beton og tegl.

7.2 Kontrol af behandlede materialer

Den meget store fortynding, der finder sted af de fundne overfladekoncentrationer ved nedknusning af materialerne medfører, at det næppe er praktisk muligt, at kontrollere effekten af den termiske behandling direkte på de behandlede materialer, da koncentrationerne typisk vil ligge betydeligt under detektionsgrænsen.

Det bør på den baggrund afklares, om der skal gennemføres kontrol af de behandlede materialer og i fald der skal, på hvilket grundlag kontrollen skal baseres.

Referencer

Andersen, H., V. (2013): Undersøgelse og vurdering af PCB i bygninger. Anvisning 241. Statens Byggeforskningsinstitut

á Brúnni, K. J., Jensen, S., F. (2010): Evaporation of PCBs from elastic sealants. Student Thesis Roskilde University.

Burgin, D., E., Diliberto, J., J., Derr-Yellin, E., C., Kannan, N., Kodavanti P., R., S., Birnbaum, L., S. (2001): Differential Effects of Two Lots of Aroclor 1254 on Enzyme Induction, Thyroid Hormones, and Oxidative Stress. *Environ Health Perspect* 109:1163–1168

Center for Miljø, Københavns Kommune (2012): Vejledning om PCB-holdigt affald i byggeriet.

Clausen, P., A., Liu, Z., Xu, Y., Kofoed-Sørensen, V., Little, J. C. (2010): Influence of air flow rate on emission of DEHP from vinyl flooring in the emission cell FLEC: Measurements and CFD simulation. *Atmospheric Environment*, 44 (23), 2760–2766.

Duinker, J., C., Hillebrand, M., T., J., (1983): Characterization of PCB components in Clophen formulations by capillary GC-MS and GC-ECD techniques. *Environ. Sci. Technol.*, 17(8):449–456

Energistyrelsen (2013): Kortlægning af PCB i materialer og indeluft. Fase 2 rapport.

Environment Australia (1999): Incineration and Dioxins: Review of Formation Processes, consultancy report prepared by Environmental and Safety Services for Environment Australia, Commonwealth Department of the Environment and Heritage, Canberra.

EPA 3560: Environmental Protection Agency, (2007): Ultrasonic Extraction – Revision 3 - in *Test Methods for Evaluating solid Waste, SW-846* – online:
<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3550c.pdf>

EPA 8080: Environmental Protection Agency, (1990): “EPA Method 8080A. Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Biphenyls by Gas Chromatography Revision 1” in *Test Methods for Evaluating solid Waste, SW-846, 3rd Ed. Update* (Washington D.C.: Environmental Protection Agency, Nov. 1990f), 27 pp.

EPA 8081: Environmental Protection Agency. “EPA Method 8081. Organochlorine Pesticides and Polychlorinated Byphenyls by Gas Chromatography : Capillary Column Technique, Revision 0” in *Test Methods for Evaluating solid Waste, SW-846, 3rd Ed. Update* (Washington D.C.: Environmental Protection Agency, 1990h), 38 pp.

Frame, G., M., Wagner, R., E., Carnahan, J., C., Brown, Jr. J., F., May, R., J., Smullen L., A., Bedard, B., L., (1996): Comprehensive, quantitative, congener-specific analyses of eight aroclors and complete PCB congener assignments on DB-1 capillary GC columns. *Chemosphere*, 33(4):603-623

Frame, G., M., Cochran, J., W., Bøwadt, S., S. (1996): Complete PCB Congener Distributions for 17 Aroclor Mixtures Determined by 3 HRGC Systems Optimized for Comprehensive, Quantitative, Congener-Specific Analysis. *Journal of High Resolution Chromatography* 19:657-668

Frame G., M. (1999): Improved Procedure for Single DB-XLB Column GC-MS-SIM Quantitation of PCB Congener Distributions and Characterization of Two Different Preparations Sold as "Aroclor 1254". *J. High Resol. Chromatogr.* 22(10):533-540

Hosomi, M. (2005): Volatilization of PCBs from PCB-containing Ballast in Fluorescent Lamp and Indoor PCB pollution: Odor of PCBs. *J. Japan Association on Odor Environment* 36(6):323-330.

Jensen, A.A., Schleicher, O., Sebastian, W., Trap, N., Zeuthen, F. (2009): Forekomst af PCB i en- og tofamiliehuse. Rapport til Erhvervs- og Byggestyrelsen, Miljøstyrelsen og Arbejdstilsynet, EBST sagsnr. 09/02028.

Jensen, B., E., Knudsen, C., M., H., Heinrichsen, A., S., (2011): Eliminering af PCB i kontaminerede mursten. 5. semester projekt NSM. Roskilde Universitet.

Kodavanti, P., R., S., Kannan, N., Yamashita, N., Derr-Yellin, E., C., Ward, T., R., Burgin, D., E., Tilson, H., A., Birnbaum, L., S. (2001): Differential Effects of Two Lots of Aroclor 1254: Congener-Specific Analysis and Neurochemical End Points. *Environ Health Perspect* 109:1153-1161

Korfiatis, G., P., Hires, R., I., Reinfelder, J., R., Totten, L., E., Eisenreich, S., J. (2003): Monitoring of PCB and Hg air emissions in sites receiving stabilized harbor sediment. Final Report to the New Jersey Marine Sciences Consortium and New Jersey Department of Transportation Office of Maritime Resources.

Mackay, D., Shiu, W., Y., Ma, K., C. (2006): Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals Second Ed. Vol II. Halogenated Hydrocarbons. CRC - Taylor & Francis Group, LLC

Marco, G. M., Harrad S. (2000): Factors Influencing Atmospheric Concentrations of Polychlorinated Biphenyls in Birmingham, U.K. *Environmental Science and Technology* 34:78-82

Mehrer, H., (2007): Diffusion in Solids. Fundamentals, Methods, Materials, Diffusion-Controlled Processes. Springer.

Miljøstyrelsen (1998): Oprydning på forurenede lokaliteter. Appendikser. Vejledning fra Miljøstyrelsen Nr. 7.

Miskewitz, R., Hires, R., I., Korfiatis, G., P. (2005): Measurement of PCB fluxes to the atmosphere from stabilized dredged material. Final Report to the New Jersey Marine Sciences Consortium and New Jersey Department of Transportation Office of Maritime Resources

Schulz, D., E., Petrlick, G., Dulnker, J., C. (1989): Complete Characterization of Polychlorinated Biphenyl Congeners in Commercial Aroclor and Clophen Mixtures by Multidimensional Gas Chromatography-Electron Capture Detection. *Environmental Science and Technology* 23(7):852-859

Speight, J., G. (2005): Lange's Handbook of Chemistry, 16th ed. McGraw-Hill.

Trap, N., Lauritzen, E.K., Rydahl, T., Egebart, C., Krogh, H., Malmgren-Hansen, B., Høeg, P., Jakobsen, J.B. & Lassen, C. (2006): Problematiske stoffer i bygge- og anlægsaffald – kortlægning,

prognose og bortskaffelsesmuligheder (Miljøprojekt 1084, 2006). København: Miljøstyrelsen.
Lokaliseret på: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2006/87-7052-040-2/pdf/87-7052-041-0.pdf>

U.S. Department of Health and Human Services. Public Health Service. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (2000): Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyles (PCBs)

Wolkoff, P., Nielsen, P., A. (1993): Indeklimamærkning af byggevarer. De1 2. Faglig og teknisk dokumentation af en prototypeordning, SBI Rapport 233 - AT & SBI 1993.

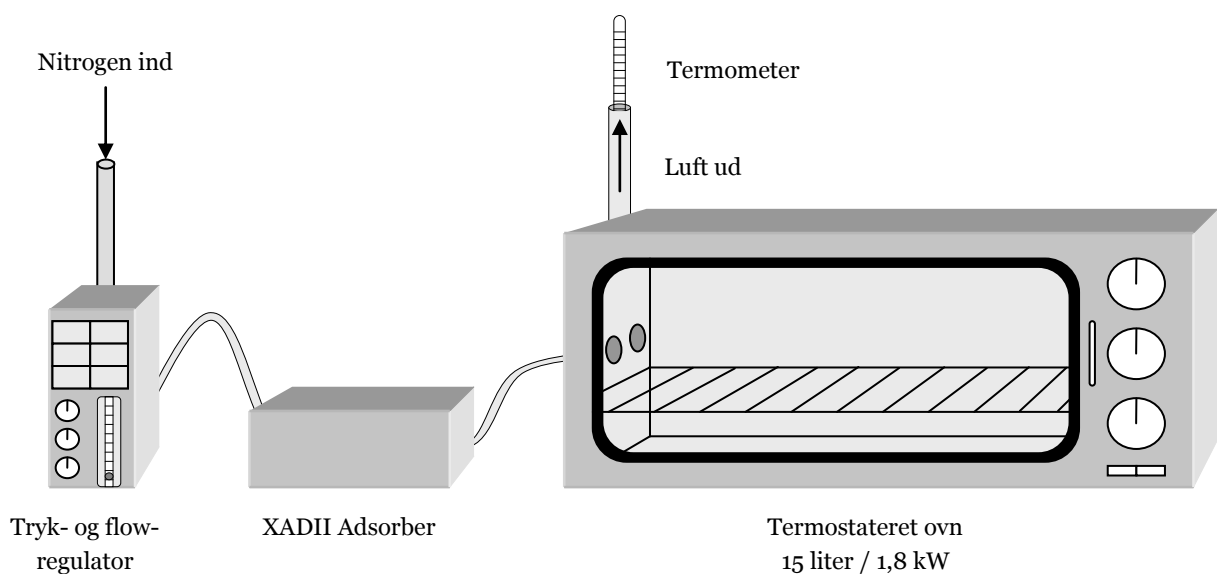
Bilag 1: Forsøgsopstilling

Forsøgene blev gennemført med en relativt simpel opstilling.

Efter neddeling blev materialerne placeret på en emaljeret metalplade og varmet op v.h.a. strålevarme i en termostateret elektrisk ovn.

For at sikre så ens varmefordeling som muligt, foregik opvarmningen med kombineret over- og undervarme og der blev blæst luft gennem ovnkammeret med et flow på 2 liter/min svarende til et luftskifte på 8 gange i timen. Den tilførte luft bestod af nitrogen forfiltreret over XADII med det formål, at fjerne eventuelle spor af PCB fra luften før den nåede ovnen.

Som ekstra kontrol af ovnens termostat blev udgangsluftens temperatur løbende kontrolleret med et termometer.



Billede 6 Skematisk oversigt over opstilling til opvarmning af forsøgsmaterialer.

Bilag 2: Analyseprocedure

Metoden til analyse af PCB i sten er baseret på EPA 8080, EPA 8081 og indeholder følgende komponenter:

1: Ekstraktion med hexan: 2-6 g af prøven - evt. findelt/knust- tilsættes ca. 6 ml hexan og der ekstraheres på ultralydsbad i 1/2 time. Proceduren repeteres fire gange og hexanfaserne kombineres. (metode EPA 3560)

2: Oprensning er delvist udført med svovlsyre efterfulgt af neutralisering med bikarbonat, men prøverne har været så rene, at der ofte ikke er forskel på resultaterne med og uden oprensning.

TABEL 16

TABEL MED FOREKOMST AF INDIVIDUELLE CONGENER I FORSKELLIGE AROCLOR-TYPER. KUN CONGENER, DER OPTRÆDER I KONCENTRATIONER OVER 4 % ER MEDTAGET. EFTER (EPA 8081).

Congener No. (PCB No.)	Chlorine substitution (IUPAC No.)	Aroclor 1016	Aroclor 1242	Aroclor 1248	Aroclor 1254	Aroclor 1260
4	2,2'	4.36	3.99			
8	2,4'	10.30	8.97			
18	2,5,2'	10.87	9.36	9.95		
28	2,4,4'	14.48	13.30			
31	2,5,4'	4.72	4.53	9.31		
42	2,3,2',4'			7.05		
52	2,5,2',5'	4.35	4.08	8.36		
53	2,5,2',6'			6.30		
70	2,5,3',4'			6.38	4.75	
91	2,3,6,2',4'				5.00	
99	2,5,2',3',4'				6.10	
101	2,4,5,2',5'				6.98	5.04
110	2,3,6,3',4'				8.51	
118	2,4,5,3',4'				8.09	
138	2,3,4,2',4',5'					5.01
149	2,3,6,2',4',5'					9.52
153	2,4,5,2',4',5'					8.22
180	2,3,4,5,2',4',5'					7.20
185	2,3,4,5,6,2',5'					5.65

3: Måling på GC/MS i SCAN og SIM modes. Søjlen er DB-XLB, 30 meters længde – 0.25 mm indre diameter og 0.25 µm filmtykkelse fra Agilent J&W. Søjlen er specielt velegnet til PCB analyse. SIM og splitless modes er som regel brugt til analyserne. SIM ionerne er fundet ud fra måling på en standard – PCB-mix 7, PCB mix 3 og PCB mix41 fra Dr. Ehrenstorfer GMBH med SCAN, hvorefter

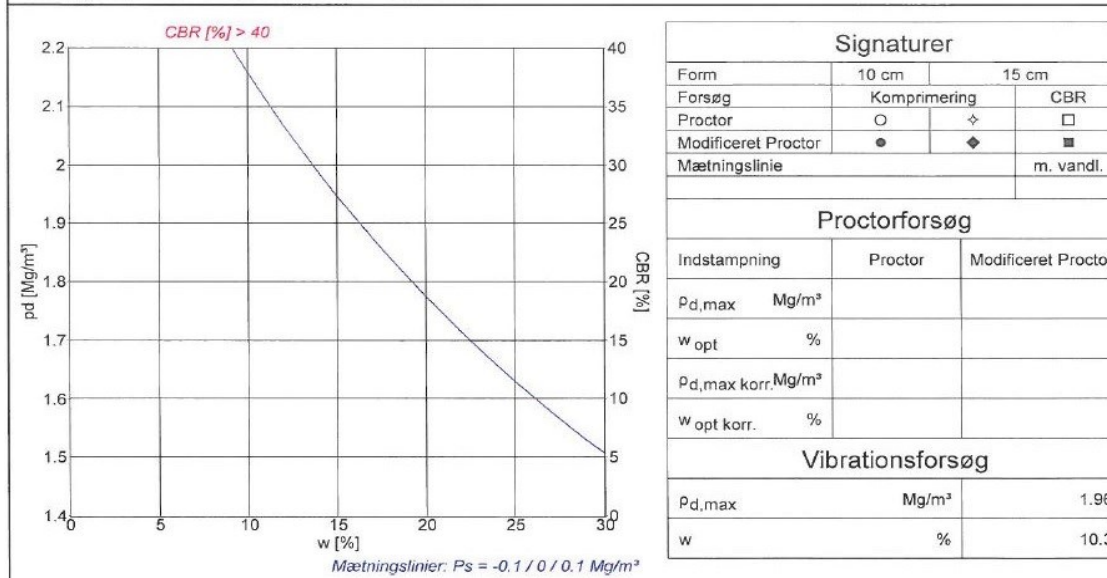
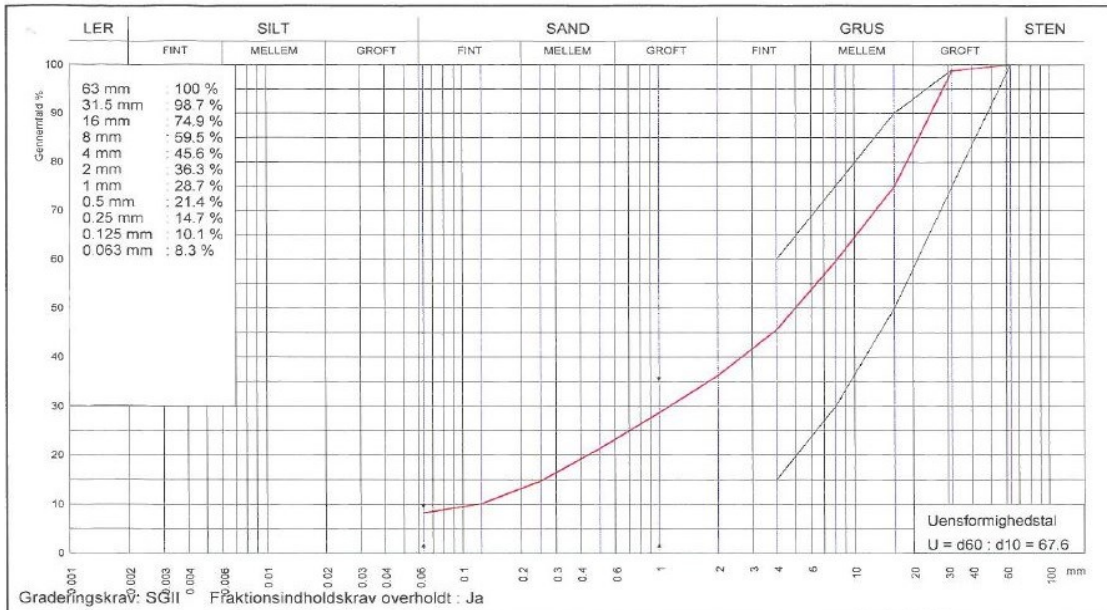
specielle ioner er udvalgt for de enkelte kongener ved de relevante retentionstider. Den kvantitative måling er udført ved hjælp af intern standard: C¹³ -mærket PCB 52, som også findes i PCB mix 7.

Retentionstider af mærket og umærket PCB 52 er ens. C¹³ mærket PCB-52 blev købt hos Greyhound Chromatographics.

Tabel 16 giver et overblik over koncentrationer af PCB i forskellige typer Aroclor, som blev brugt i fuger (EPA 8081). Kun værdier over 4 % er angivet. De kongener, der er kvantificeret nærværende arbejde er fremhævet med fed.

Som totalkoncentration gives 5 x PCB₇, hvor PCB₇ er summen af PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Bilag 3: Sigtekurve for Genbrugsstabil 0-32 mm.



Signaturer		
Form	10 cm	15 cm
Forsøg	Komprimering	CBR
Proctor	○	◇
Modificeret Proctor	●	◆
Måtningslinie		m. vandl.
Proctorforsøg		
Indstampning	Proctor	Modificeret Proctor
$p_{d,max}$ Mg/m ³		
w_{opt} %		
$p_{d,max}$ korr. Mg/m ³		
w_{opt} korr. %		
Vibrationsforsøg		
$p_{d,max}$ Mg/m ³		1.96
w %		10.3

Gennemfald 0.063 mm	8.3 %	Frasigtet > 16 mm	s	25.1 %	Frasigtet > 80 mm	%
Flydegrænse w_L		Plasticitetsgrænse w_P		Plasticitetsindeks I_P		
Korndensitet(0-0.063mm) ρ_s	Mg/m ³	Korndensitet(0-16mm) ρ_s	Mg/m ³	Korndensitet, filler p_f	Mg/m ³	
Kalkindhold(0-1mm) ka	%	Kalkindhold(0-16mm) ka	%	Kalkindhold(>16mm) ka	%	
Glødetab gl	%	Glødetab reduceret gl_{red}	%			
Sandækvivalent (0-4mm) SE_4	%	Humusindhold				
Vurderet frostfare		Vandindhold in situ w_{nat}	%			

Prøvebeskrivelse: Genbrugsstabil 0-32 mm Rap.nr. R-13-105A				 Mrk. Nordhavn	
Rekvirent: Norrecco A/S		 LABORATORIET A/S VEJ-BYGGERI-MILJØ		Station / Boring	
Sted: K-Vej, Prøvestenen.				Dybde / Kote	
Udt. d.: 31-01-2013		Modt. d.:		Sag nr.: 132416001	
Tegn.: MAR		Godk.:		Lab. nr.: 105A-2	
				Bilag/side nr.: 4/5	

Billede 7 Eksempel på sigtekurve for Genbrugsstabil 0-32.

LØBENDE STATISTIK UDARBEJDET AF VBM LABORATORIET A/S

Norrecco A/S, K-Vej 19, Prøvestenen afd. Nordhavnen



LABORATORIET A/S
VEJ - BYGGERI - MILJØ

Statistik udskrevet den 07-feb-13

Materiale: Genbrugsstabil 0-32mm (asfalt/beton) / KAB II

Godkendt af:

Pr.nr. Dato	118A-2 02.02.12	330A-1 02.04.12	614A-1 31.05.12	1312A-1 28.09.12	1663A-1 03.12.12	105A-2 31.01.13	Gennem- snit	St.afv.	Min. værdi	Max værdi
SIGTE, mm										
63	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	0,0	100%	100%
31.5	97,1	97,0	99,6	100,0	98,9	98,7	98,6	1,1	75%	99%
16	72,6	67,7	72,3	74,1	78,8	74,9	73,4	3,3	50%	90%
8	52,1	50,2	57,6	54,2	63,1	59,5	56,1	4,4	30%	75%
4	37,0	35,0	42,9	40,0	44,6	45,6	40,9	3,9	15%	60%
2	27,1	26,0	33,4	31,3	33,8	36,3	31,3	3,7		
1	18,8	18,2	24,5	23,7	24,1	28,7	23,0	3,6	2%	35%
0.5	12,5	12,2	16,9	17,6	15,4	21,4	16,0	3,2		
0.25	7,8	7,3	10,6	12,2	8,8	14,7	10,2	2,6		
0.125	4,7	4,2	6,6	7,9	5,4	10,1	6,5	2,0		
0.063	3,5	3,2	5,0	6,0	4,7	8,3	5,1	1,7	0%	9%
VI t/m ³	2,00	2,00	1,97	2,06	1,97	1,96	1,99	0,03	1,96	2,06
Wopt. %	8,6	8,4	8,6	7,8	7,6	10,3	8,6	0,9	7,6	10,3
DS/EN 933-1 Fraktionsindhold										
8-16 mm	20,50	17,50	14,70	14,70	15,70	15,40	16,4	2,1	5%	35%
4-8 mm	15,10	15,20	14,70	14,70	18,50	13,90	15,4	1,5	5%	35%
DS/EN 933-11 (Renhedegrad Rc+Ru (%))	63,1	56,5	47,0	58,4	52,1	68,5	57,6	7,0	60%	95%
DS/EN 933-11 (Renhedegrad Rb (%))	1,8	0,9	1,1	0,8	0,7	0,6	1,0	0,4	≤ 5%	
DS/EN 933-11 (Renhedegrad Ra (%))	35,1	42,6	51,9	40,8	47,2	30,9	41,4	7,0	5%	40%
DS/EN 933-11 (Renhedegrad Rg (%))	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	≤ 2%	
DS/EN 933-11 (Renhedegrad X (%))	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	≤ 1%	
DS/EN 933-11 (Renhedegrad FL (cm ³ /kg))	1,7	2,7	0,7	3,9	1,7	3,8	2,4	1,2	≤ 10	

Billede 8 Løbende statistik for kornstørrelsesfordeling af Genbrugsstabil 0-32 mm.

Termisk stripning af PCB fra sekundært og tertiært forurenede byggematerialer

Projektet omfatter en systematisk afprøvning i laboratorieskala af mulighederne for at rense mineralisk byggeaffald forurenet med PCB ved hjælp af termisk stripning. Rapporten konkluderer, at termisk rensning af sekundært og tertiært forurenede materialer er mulig og velegnet til at afprøve i stor skala.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk