

Vurdering af PCB emissionen fra shredder anlæg

Ole Schleicher

FORCE Technology

Indhold

Resume og konklusion.....	5
Forord.....	7
Indledning	9
1 Shredder anlæg.....	11
2 Kilder til PCB emission.....	13
2.1 PCB	13
2.2 Anvendelse af PCB.....	14
2.3 Emissionskilder for PCB	14
2.4 PCB i skrot der behandles i shredder anlæg.....	15
2.5 Sammensætning af shredder affald	16
2.6 PCB i shredder affald.....	17
3 Nye målinger af PCB og dl-PCB fra shredder anlæg.....	19
3.1 Emission af PCB fra Belgiske shredder anlæg.....	20
3.2 PCB emission og massebalance	23
4 PCB emissionsgrænseværdi.....	25
4.1 PCB emissionsgrænseværdi	25
4.2 PCB og B-værdi.....	25
4.3 Regulering af shredder anlæg i EU.....	26
4.4 Nationale reguleringer af PCB fra shredder anlæg.....	26
4.5 Sundhedsstyrelsens aktionsværdier for PCB i indeluft.....	26
4.6 Spredningsberegning for PCB med OML-modellen.....	28
5 Konklusion og anbefalinger	31
Litteratur.....	33

Bilag A. Sundhedsstyrelsens aktionsværdier for PCB

Resume og konklusion

Der findes 6 shredder anlæg i Danmark, som behandler op mod 1 mio. ton blandet skrot om året. Heraf udvindes op mod 800.000 t/år genanvendelige metaller, hovedsageligt jern, og op mod 200.000 t/år shredderaffald, som deponeres.

PCB er produceret og anvendt verden over fra 1930'erne og indtil midten af 1980'erne, med hovedparten af anvendelsen fra 50'erne til anvendelsen blev begrænset i 1976.

Foruden at være stabile kemiske stoffer, besidder PCB nogle tekniske fordelagtige egenskaber, så som høj antændelsestemperatur, høj viskositet, lav elektrisk ledningsevne og god termisk stabilitet.

PCB er teknisk velegnet til anvendelse i en række byggevarer som f.eks. fugemasse, lim, maling, lak, isolering, plast o.l. og bygninger hvor sådanne PCB-holdige byggevarer har været anvendt, kan have relativt høje koncentrationer af PCB i indeklimaet.

Det er efterhånden velkendt, at PCB-holdige byggevarer har været anvendt i mange byggerier, men der er mindre kendskab til udbredelsen af PCB i stålkonstruktioner, apparater og lignende, som ved bortskaffelse ender på et shredder anlæg, for at genvinde metallerne.

På basis af emissionsmålingerne er den samlede PCB emission fra de 6 danske shredder anlæg, målt som PCB₆ estimeret til at være op mod 8 kg/år. Den samlede emission af dl-PCB emission er estimeret til at være op mod 360 mg/år, hvilket er i samme størrelsesorden som emission af dioxin fra samtlige affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

Belgiske målinger viser emissioner af PCB fra shredder anlæg på samme niveau som fra danske anlæg, samt et forhøjet nedfald af PCB omkring shredder anlæg, som de dog konkluderer skyldes diffus støvemission og ikke emissionen via afkast.

Det er således en væsentlig emission af PCB fra shredder anlæg, men en spredningsberegning med OML modellen viser, at påvirkningen af omgivelserne med PCB omkring shredder anlæggene er beregnet til en maksimal middelkoncentration på 0,25 ng/m³. Ganget med 5 bliver det 1,25 ng/m³, hvilket er 240 lavere end Sundhedsstyrelsens acceptable niveau for boliger på 300 ng/m³ (som gælder for PCB₆ ganget med 5).

Emissionsgrænseværdien for PCB på 0,1 µg/m³ blev indført med Luftvejledning fra 1990, og er fastsat med henblik på regulering af anlæg til forbrænding af PCB-holdigt affald. Forbrændingsforsøg på Kommunekemi havde vist, at det med en effektiv forbrænding var muligt at overholde denne grænseværdi. Grænseværdien for PCB er videreført i Luftvejledningen fra 2001.

Ingen af de Danske shredder anlæg kan overholde PCB grænseværdien, idet emissionsmålinger viser overskridelser med en faktor fra 10 og op til 250 gange.

I 2003 udsendte Miljøstyrelsen 3. supplement til Luftvejledningen om emissionsgrænseværdi og målemetode for PCB. Heri gøres opmærksom på, at Luftvejledningen i princippet gælder for alle virksomheder. Men for eksisterende virksomheder, der ikke umiddelbart kan overholde grænseværdien for PCB, bør der foretages en teknisk/økonomisk undersøgelse af mulighederne for at bringe anlægget til at overholde grænseværdien. Alternativt eller supplerende bør det undersøges, hvilken grænseværdi virksomheden med rimelige omkostninger kan bringes til at overholde.

IE-Direktivet (revisionen af IPPC-direktivet) omfatter som noget nyt godkendelsespligt for shredder anlæg. Det betyder, at BAT for shredder anlæg skal udarbejdes i BREF dokumentet for affald, Waste Treatment Industri, og som vil ende op i en BAT-konklusion, som anlæggene har 4 år til som minimum at efterleve.

Venturiskrubbere, som er den almindeligt anvendte luftrenseteknologi over hele verden, har kun en ringe renseseffekt overfor PCB. Overholdelse af grænseværdien på shredder anlæg vil efter alt at dømme kun kunne ske efter etablering af rensning i posefilter med dosering af aktivt kul. Selvom det er en velkendt teknologi der anvendes på mange forskellige typer anlæg til rensning for bl.a. dioxin og kviksølv, så er det ikke en afprøvet teknologi på shredder anlæg, hvor der forudses store problemer med de hyppige eksplosioner, der er på shredder anlæg.

Hvis Miljøstyrelsen ønsker at bidrage med ny viden om PCB emission fra shredder anlæg, så bør følgende projekter overvejes:

1. En undersøgelse af kilderne til PCB i skrot, hvor en undersøgelse af PCB indholdet i forskellige fraktioner af shredder affald, kan anbefales som en indledende fastlæggelse af i hvilke materialer PCB hovedsageligt findes. På denne baggrund kan der nemmere gennemføres en undersøgelse af PCB indholdet i skrot, fordi de potentielt mest PCB holdige komponenter kan udsorteres og undersøges. Evt. suppleret med udvikling og test af teknikker til reduktion af PCB fra shredder anlæg.
2. Spredningen af PCB med diffust støv fra shredder anlæg, kan være langt større end spredningen fra afkastet, så der er et behov for viden om dette. En undersøgelse af PCB nedfaldet i omgivelserne med diffust støv, kan relativt simpelt foretages med vindretningsbestemte støvfaldsmålinger, som analyseres for indholdet af PCB (som kan suppleres med metalanalyser).

Forord

Miljøstyrelsen Referencelaboratorium for måling af emissioner til luften, har efter Miljøstyrelsens ønske udarbejdet denne rapport om PCB emissionskilder og emissionsgrænseværdien.

Projektets formål er:

- at afdække forholdene omkring emission af marker-PCB og dl-PCB (dioxinlignende PCB) i Danmark
- samle materiale og erfaring om BAT for shredder anlæg, som kan bruges som oplæg til input til et kommende BAT arbejde for shredder anlæg i EU

Standarden EN-1948 for måling af dioxin er udvidet med en del 4 om måling af PCB, og der er udført valideringsmålinger på et affaldsforbrændingsanlæg og et shredder anlæg. Grænseværdierne for indhold af dioxin i fødevarer og foderstoffer omfatter også dl-PCB, og standardens del 4 åbner mulighed for, at emissionsgrænseværdien for dioxin også kan komme til at omfatte dl-PCB.

Shredder anlæggene har generelt en emission af marker-PCB, der er 10 – 250 gange større end grænseværdien på 0,1 µg/normal m³, hvilket er dokumenteret i Ref-Lab rapport Nr. 34/2006 om Vurdering PCB grænseværdien. Grænseværdien håndhæves dog ikke, dels fordi anlæggene ikke kan overholde den, og dels fordi Miljøstyrelsen i september 2003 udsendte 3. supplement til Luftvejledningen, om Emissionsgrænseværdi og målemetode for PCB, hvori det fremgår, at grænseværdien kan fraviges for eksisterende anlæg efter en konkret vurdering.

Denne rapport samler ny viden om emissionsniveauer, rensningsmuligheder og omkostninger dertil.

Indledning

Luftvejledningen angiver en emissionsgrænseværdi for PCB på $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, men uden at der angives hvilke af de 210 PCB kongener den gælder for.

Miljøstyrelsen Referencelaboratorium for måling af emissioner til luften udarbejdede i 2003 Metodebladet nr. MEL-11, om ”Bestemmelse af koncentrationen af Polychlorerede Bifenylter (PCB) i strømmende gas. Heri blev målemetoden fastlagt, og at emissionsgrænseværdien gælder for summen af de 6 marker eller DIN PCB kongener, med numrene 28, 52, 101, 138, 153 og 180.

I Miljøstyrelsens 3. Supplement til Luftvejledningen om ”Emissionsgrænseværdi og målemetode for Polychlorerede Bifenylter (PCB)” dateret den 30. september 2003, blev MEL-11 fastlagt som målemetode for PCB, i forhold til den gældende emissionsgrænseværdi.

Ifølge 3. Supplement til Luftvejledningen er Miljøstyrelsen bekendt med, at shredder anlæggene kan have problemer med at overholde grænseværdien, og hvis det er tilfældet, selvom renseanlægget fungerer optimalt, så kan en højere grænseværdi være en mulighed. Miljøstyrelsen angiver også at ville rådgive herom.

Referencelaboratorier har derefter udarbejdet rapporten Vurdering af PCB emissionsgrænseværdien, Rapport nr. 34, 2006, hvor det blev dokumenteret, at ingen af de Danske shredder anlæg kan overholde grænseværdien med den nuværende renseteknologi. Selv ved optimal drift er de målte PCB emissioner mellem 10 og 250 gange større end emissionsgrænseværdien.

Rapporten opsummerer også generel og specifik viden om emissionsgrænseværdier, anden regulering og målinger af PCB i andre lande. Mulighederne for at rense afkastluften for PCB beskrives, og tekniske og økonomiske problemer heri beskrives.

Miljøstyrelsen har ønsket en opdatering af den eksisterende viden om PCB i relation til emissionsgrænseværdien, bl.a. med ny viden om emissionen af dl-PCB, en mere vidtgående og kritisk vurdering af emissionsgrænseværdien, samt eventuelt ny viden om PCB emissionsbegrænsning på shredder anlæg.

Denne rapport indeholder denne opdaterede viden, som i høj grad er en supplerings af Rapport 34 om Vurdering af PCB emissionsgrænseværdien. Denne rapport skal derfor i høj grad læses sammen med rapport 34, for den indeholder primært den nye viden, i forhold til rapport 34. Kun i det omfang det er nødvendigt for forståelsen præsenteres data, der allerede findes i rapport 34.

1 Shredder anlæg

Der findes 6 shredder anlæg i Danmark, som behandler blandet metalkrot, som vist i Tabel 1.

TABEL 1. SHREDDERANLÆG DER BEHANDLER BLANDET METALSKROT I DANMARK

Beliggenhed	Ejer
København	Stene Jern & Metal
Roskilde	Stene Jern & Metal
Odense	H.J. Hansen Genvindingsindustri A/S
Hadsund	H.J. Hansen Genvindingsindustri A/S
Grenå	Uniscrap A/S
Skive	Aa. Espersen & Søn A/S

Tre af anlæggene har en kapacitet på mindre end 40 t/h, mens de tre andre har kapaciteter, der er større end 75 t/h.

Alle former for metalaffald behandles i shredder anlæg, for at separere metal fra andre materialer. Store emner neddeles eventuelt først til mindre stykker, så de kan komme ind i den aktuelle shredder.

Processen er meget kort:

1. Via et transportbånd føres skrottet ind i shredderen, hvor det neddeles til mindre stykke.
2. De tunge dele fra shredderen føres videre via transportbånd, hvor magnetisk jern først sorteres ud via en elektromagnettromle og shredderaffald fjernes i en vindsigte. Den tilbageværende ikke magnetiske metalfraktion sorteres yderligere i andre anlæg.
3. Luften fra vindsigten recirkuleres efter rensning i en cyklon, men en delstrøm renses sammen med udsugning af finere partikler fra shredderen i en cyklon efterfulgt af en venturiskrubber.

Shredderaffald fra vindsigte cyklonen er en grov fraktion, mens affaldet fra cyklonen før venturiskrubberen er en finere fraktion. Begge fraktioner bortskaffes ved deponering. Fra venturiskrubberen udskilles en våd affaldsfraktion, som også bortskaffes som farligt affald ved deponering.

Mængden af shredderaffald afhænger af skrottet, og derfor kan der findes mange forskellige opgivelser for indholdet af shredderaffald i skrot, men størrelsesordenen er normalt omkring 20 %.

Der findes ikke præcise opgørelser over de mængder af skrot der behandles i de seks danske shredder anlæg. Ifølge Miljøstyrelsens Affaldsstatistik 2007 og 2008, blev der i 2008 produceret lidt over 1 mio. tons skrot til genbrug, men

denne mængde indeholder også rene metaller der ikke er forarbejdet i shredder anlæg /11/. Der er heller ikke præcise oplysninger om mængden af shredderaffald fra selve shredderprocessen.

Flere kilder mener, at der i runde tal behandles omkring 1 mio. ton skrot om året, hvoraf der produceres ca. 800.000 t/år metaller til genbrug, og ca. 200.000 t/år shredderaffald. Disse tal er behæftet med en betydelig usikkerhed, bl.a. er de sandsynligvis for høje for 2008/9, pga. produktionsnedgang i forbindelse med den økonomiske krise.

2 Kilder til PCB emission

2.1 PCB

PCB eller polychlorerede bifenyl er en familie af 209 beslægtede stoffer (congener), og handelsprodukterne var olieagtige blandinger af indtil 100 af disse stoffer. PCB er blødgørende og meget stabilt overfor varme og inert overfor kemiske påvirkninger, og da det samtidig er elektrisk isolerende, blev det tidligere især brugt i store mængder i elektriske apparater, som fx kondensatorer og transformatorer.

PCB er svært nedbrydeligt i naturen (persistent); det er fedtelskende (lipophil) og akkumuleres med tiden i dyr og menneskers fedtvæv. Det opkoncentreres gennem naturens fødekæder, så organismer højt i fødekæden bliver særligt udsat for stoffets skadelige og uønskede virkninger på især enzym-, hormon-, nerve- og immunsystemer. PCB vurderes desuden til at være muligt kræftfremkaldende i mennesker.

Siden 1. november 1986 har alt salg og anvendelse af PCB været forbudt i Danmark, ligesom i hele den vestlige verden. Senere regler bestemte, at indholdet af PCB i større transformatorer og kondensatorer skulle være helt bortskaffet senest den 1. januar 2000.

PCB er produceret og anvendt verden over fra 1930'erne og indtil midten af 1980'erne i en række tekniske produkter. PCB er dog hovedsageligt produceret i perioden fra 2. verdenskrigs begyndelse og frem til 1975. Det vurderes, at den samlede produktion i verden har været 2-3 mio. ton. De største kendte producenter var Bayer i Tyskland, Monsanto i USA og England og Kaneka i Japan. Produktionen stoppede i Japan i 1972, England i 1976 og USA i 1977 men fortsatte indtil 1984 i Tyskland.

PCB kendes under produktnavne som Apirolio, Aroclor, Clophen, Delor, Elaol, Fenchlor, Kanechlor, Phenoclor, Pyralene, Pyranol, Pyroclor, Santhotherm, Sovol, Sovtol m.fl.

PCB er aldrig blevet produceret i Danmark, men indgik i en række lokale og importerede materialer og produkter indtil anvendelsesbegrænsningen i 1976, hvor anvendelsen af PCB i koncentrationer over 0,1 vægtprocent med en række undtagelser, for eksempel i visse lukkede systemer, blev forbudt. I 1986 kom i Danmark et totalforbud mod salg af produkter, der indeholdt PCB.

Der findes ikke viden om de præcise mængder PCB, der er anvendt i Danmark, men flere undersøgelser har forsøgt at opgøre forbruget. Dette arbejde vanskeliggøres af manglende statistik og dokumentation.

Det blev anslået, at der i alt i Danmark i perioden 1950-83 er forbrugt 600-1200 tons PCB i elektriske og elektroniske apparater. I begyndelsen af 1980'erne var der skønsmæssigt 50.000 PCB-holdige transformatorer, og der blev solgt over 8

millioner små PCB-holdige kondensatorer. Der er formentlig fortsat et antal større eller mindre apparater i brug med indhold af PCB, f.eks. små PCB-kondensatorer i lysstofarmaturer og disse vil fortsat kunne ende i shredder anlæg.

Der foreligger ikke mange oplysninger om de åbne anvendelser af PCB i Danmark. I Sverige og Norge vurderes anvendelsen af PCB-holdige materialer i byggeriet for betydelig, og en større undersøgelse foregår i Norge, hvor der i byggesektoren indtil 1978 blevet brugt mere end 220 tons PCB i maling, fugemasse, beton og gulvmaterialer.

2.2 ANVENDELSE AF PCB

PCB er teknisk velegnet til anvendelse i en række byggevarer som fx fugemasse, lim, maling, lak, isolering, plast o.l. I byggeriet indgik PCB således i en årrække som blødgører i fugemasser, lime og forseglingsmaterialer til termoruder, som plastificering i puds, beton, maling, samt spartel- og gulvmasser, som brandhæmmer i fx kondensatorer, kabler, maling m.m. Der er en relativt stor viden om anvendelse af PCB i byggerier, fordi der i nogle lande siden starten af 90'erne har været fokus på de sundhedsmæssige problemer, der er forbundet med afgivelse af PCB til indeklimaet. En tilsvarende viden om anvendelse af PCB i produkter og materialer, der ender i shredder anlæg findes ikke, men der kan drages en del analogier til anvendelse af PCB i byggevarer.

Det er yderst vanskeligt at finde materiale om anvendelsen af PCB, fordi der ikke har været noget krav om registrering af anvendelsen. Det er specielt vanskeligt at finde data for indhold og mængde af PCB i importerede materialer og produkter, hvor importøren ofte ikke har været vidende om indholdet.

Den samlede mængde PCB, der er blevet anvendt i Danmark kendes derfor ikke særlig præcist, og de opgørelser af forbruget, der er foretaget, kan være meget underestimeret.

Der har i de sidste par år været en stigende fokus på PCB i byggematerialer, og deraf følgende høje koncentrationer i indeklimaet, både fra myndigheders og de store boligselskabers side. Erfaringerne herfra vil formentlig også kunne give større viden om anvendelser i metalkonstruktioner og produkter, som ender på shredder anlæggene. F.eks. er der meldinger om et hyppigere fund af PCB-holdig maling end forventet, hvilket kan indikere, at der måske har været væsentlig anvendelse af PCB-holdige korrosionshindrende malinger, som antages at kunne være en væsentlig kilde til PCB emission fra shredder anlæg.

2.3 EMISSIONSKILDER FOR PCB

Da PCB hverken produceres eller anvendes, og da det heller ikke dannes som biprodukt ved nogen kendte processer (f.eks. som dioxin der dannes ved forbrændingsprocesser) er der ingen direkte industrielle kilder til emission af PCB i dag.

Der findes stadig store mængder PCB i mange forskellige materialer, hvorfra PCB til stadighed frigives til miljøet, f.eks. ved fordampning, migrations eller små partikler.

Kilder til PCB emission er derfor altid en mere eller mindre diffus spredning af tidligere anvendt PCB. Central behandling af affald, som kan indeholde PCB, anses for at kunne være de største punktkilder for PCB emission. Her er shredder anlæg kendte kilder, men anden affaldsbehandling, f.eks. nedrivning af bygninger, der indeholder PCB-holdige byggematerialer, kan også være store kilder, men de er det normalt kun i en meget kort periode.

Afdampning af PCB fra PCB-holdige byggematerialer er formentlig samlet en meget stor kilde til spredning af PCB, men mængden fra hver enkelt kilde/bolig/lejlighed er meget lille.

2.4 PCB I SKROT DER BEHANDLES I SHREDDERANLÆG

Generelt kan PCB-holdige fugemasser, spartelmasser, lime, brandhæmmende isoleringsmaterialer være anvendt i alle former for stålkonstruktioner, fra industrielle bygninger, produktionsapparater og faciliteter, til mindre metalholdige bygningsdele og apparater, som også kan komme fra husholdninger.

Der kan også være PCB i kondensatorer i lysstofarmaturer af metal og måske også i andre elektriske installationer, som kabler, ledninger, kontakter, spoler, dækkasser mv.

PCB giver en meget fleksibel maling der er meget holdbar på udendørs konstruktioner (både beton og metal), der udsættes for mekaniske og/eller temperaturbetinget bevægelser. Ifølge tysk erfaring, er PCB brugt som blødgører i bindemidlet i korrosionsbeskyttende maling i tidsrummet 1947 til 1972. Fra Schweiz er der viden om anvendelse af maling med PCB til radiatorer og stålkonstruktioner.

Anvendelsen af PCB i korrosionsbeskyttende malinger til stålkonstruktioner kan være mere udbredt end diverse undersøgelser viser, og derved være en væsentlig kilde til PCB i det skrot, der behandles i shredder anlæg.

I Schweiz blev der i tidsrummet 1947 til 1972 brugt PCB som blødgører i bindemidler af chlorkautsjuk og PVC-co-polymere for korrosionsbeskyttende maling. I 2000 udsendte BUWAL (Miljøministeriet i Schweiz) en publikation om PCB emission fra korrosionsbeskyttelse /18/. I den anslås, at der i perioden blev anvendt ca. 3.000 tons korrosionsbeskyttende maling i Schweiz, som indeholdt mellem 150 og 300 tons PCB. Schweiz er arealmæssigt lidt mindre end Danmark, men befolkningsmæssigt en halv gang større. Hvis anvendelse og forbrug af PCB-holdig maling i Danmark er sammenligneligt med det i Schweiz, så kan der have været brugt i størrelsesordenen 100 til 200 tons PCB i korrosionsbeskyttende malinger i Danmark.

Tidligere var biler, der blev skrottet formentlig en væsentlige kilde til PCB fra shredder anlæg, men de biler, der skrottes i dag er hovedsageligt produceret efter PCB forbuddet. De indeholder derfor ikke PCB, og kan ikke være en væsentlig kilde, hvilket både emissionsmålinger og analyser af shredderaffald bekræfter.

Der er således mange potentielle kilder for tilførsel af PCB til shredder anlæg, og på grund af de store mængder meget forskelligt skrot der tilføres shredder anlæggene, er det en opgave, der kræver store ressourcer at spore de konkrete kilder.

Hvis de store kilder f.eks. er korrosionsbeskyttende maling, så er der nogen mulighed for at stoppe dem inden levering til shredder anlæggene. F.eks. ved krav om, at industrielle leverandører skal undersøge malet nedrivningsstål fra før 1975 for indhold af PCB. Det næste problem er dog, hvad man så skal stille op med PCB-holdige stålkonstruktioner. Ubrændbart PCB-holdigt affald deponeres på kontrolleret deponi, men der er normalt tale om materialer, der genbrugsmæssigt ikke er så værdifulde som metaller. Man kan naturligvis indrette et shredder anlæg med PCB rensning af afkastluften, men her er der et uafklaret forhold omkring økonomien i et sådan anlæg.

2.5 SAMMENSÆTNING AF SHREDDERAFFALD

I Miljøstyrelsens Arbejdsrapport nr. 90/1997 er sammensætningen af shredder affald undersøgt, og det viser, at det typisk indeholder:

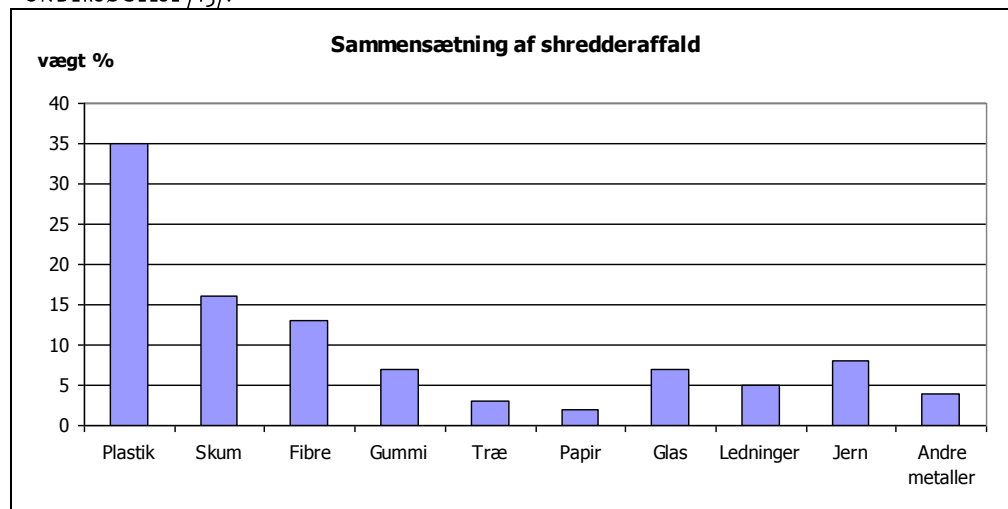
- Tekstiler
- Læder
- Skumplast
- Hård plast
- Pap
- Træ
- Gummi
- Tråde af kobber og andre metaller
- Alufolie

Der er også en del mindre og helt fine partikler af især uorganisk partikler, som primært består af:

- Glas
- Jord
- Sten
- Maling

I en australsk undersøgelse er der sat tal på indholdet af forskellige fraktioner i shredder affald, som vist i Tabel 2.

TABEL 2. DEN PROCENTVISE SAMMENSÆTNING AF SHREDDERAFFALD FRA BILER FRA AUSTRALSK UNDERSØGELSE /13/.



Der er ikke fundet nogen undersøgelse af PCB indholdet i de forskellige affaldsfraktioner, hvilket ellers kunne indikere oprindelsen af PCB. F.eks. ville en meget høj koncentration af PCB i de helt fine partikler pege på maling som en sandsynlig kilde.

Ønskes mere viden omkilderne til PCB i skrot, så kan måling af PCB indholdet i fraktioneret shredderaffald være en mulighed for at identificere de skrottyper, der kan indeholde PCB.

2.6 PCB I SHREDDERAFFALD

Resultaterne af en svensk undersøgelse fra 2000 /9/, om PCB indholdet i shredderaffald fra forskellige typer skrot, er vist i Tabel 3.

TABEL 3. PCB I SHREDDERAFFALD FRA SVENSK UNDERSØGELSE /9/.

Anlæg	Skrot type	PCB koncentration		Vægtandel affald i % af skrot		Vægtet middel PCB indhold	
	Affalds fraktion	>10-17mm	<10-17mm	>10-17mm	<10-17mm	Samlet affald	
	Enhed	mg/kg	mg/kg	%	%	mg/kg affald	g/t skrot
1	Mixed cars	1,1	41	15,5	12,6	19	5,3
	Mixed waste	12	77	12,3	9,6	40	8,9
	White goods	34	114	16,2	8,9	62	16
	Industrial waste	24	62	6,5	7,4	44	6,1
2	Mixed cars	1,5	14	12,5	10,8	7,3	1,7
	Mixed waste	39	217	7,1	9,9	143	24
	White goods	102	254	4,5	11,6	212	34
	Industrial waste	25	295	2,9	7	216	21
Middel	Middel	30	134	9,7	9,7	82	16
	Middel biler	1,3	28	14,0	11,7	13	3
	Middel andet	39	170	8,3	9,1	108	19

PCB niveauerne er højere end forventet i forhold til, at anvendelsen af PCB har været forbudt i Sverige siden 1978.

Resultaterne i Tabel 3 viser tydeligt store variationer i PCB indholdet, men også klart, at PCB indholdet er markant mindre ved behandling af biler alene, i forhold til alt andet skrot. Der er ikke nogen opgivelser for hvilke PCB congener, der er analyseret, men de store værdier antyder, at det kan være total PCB.

I en stor tysk undersøgelse fra 2003 med 784 prøver var medianen 5 mg total PCB/kg shredderaffald, og 20 % af prøverne oversteg 50 mg/kg /14/. Middelværdien var ikke opgivet, og den kan være betydeligt højere end medianen, hvis der har været mange prøver med meget lavt indhold af PCB, f.eks. fra behandling af biler alene eller andre lav PCB-holdige metalfraktioner.

I en Belgisk undersøgelse fra 2005 er der rapporteret resultater af PCDD/F, dl-PCB og PCB₇ i tre prøver af cyklonstøv, som vist i Tabel 4 /5/. Der er ikke nogen oplysninger om anlæggets luftrensesystem og heller ikke hvilken cyklon og affaldsfraktion der er tale om.

TABEL 4. TRE CYKLONSTØVPRØVER FRA SHREDDERANLÆG I BELGIEN /5/.

Shredderanlæg	PCDD/F	dl-PCB	PCB ₇
	ng TEQ/kg TS	ng TEQ/kg TS	mg/kg TS (= ppm)
	95 - 157	473 - 2.396	7 - 28

I en måling på et Dansk shredderanlæg fra 2005 blev der i slammet fra venturi skrubberen fundet 17 mg PCB₇ per kg tørstof. Slammængden som tørstof blev målt til 7,4 kg/t skrot, så PCB indholdet i slammet svarer til 125 mg/t skrot.

Der findes ingen nyere kendte undersøgelser af PCB indholdet i dansk shredderaffald, men på baggrund af ovennævnte referencer antages det, at PCB indholdet i dansk shredderaffald er i størrelsen mellem 5 og 100 mg/kg shredderaffald. Med et affaldsindhold i skrottet på 20 %, svarer det til en emissionsfaktor for PCB₇ på mellem 25 og 500 mg/t skrot. Med en samlet mængde skrot, der behandles i de danske shredderanlæg, på op mod 1 mio. ton om året, svarer emissionsfaktoren til, at der er mellem 25 og 500 kg PCB om året i shredderaffaldet.

3 Nye målinger af PCB og dl-PCB fra shredderanlæg

PCB omfatter 209 forskellige kongener, hvor 17 af dem skiller sig ud, ved at have samme toksikologiske mekanismer som dioxiner, og de benævnes dioxinlignende PCB, som forkortes dl-PCB.

Alle kommercielle PCB blandinger har indeholdt små mængder dl-PCB, og derfor findes det alle steder, hvor PCB har været anvendt, men normalt i langt lavere koncentration. Ved opkoncentrering i fødekæden er det lidt anderledes, fordi dl-PCB er mere persistente end de øvrige PCB, og de opkoncentreres derfor i højere grad i fødekæden. Da de har samme toksiske virkning som dioxiner, så indgår de i EU's grænseværdier for indholdet af dioxin og dioxinlignende PCB i fødevarer og foderstoffer.

WHO har fastsat toksicitets-ækvivalent-faktorer (TEF værdier) for de 17 dl-PCB i samme skala som dioxiner og furaner, så der kan beregnes en samlet toksicitet for dioxiner og dl-PCB. I mange fødevarer og foderstoffer indgår dl-PCB med et større toksisitet end dioxinerne.

PCB dannes ikke ved forbrænding som dioxiner gør, og derfor findes de normalt ikke fra forbrændingsprocesser, med mindre de forekommer i det, der brændes, f.eks. affaldsforbrænding og smeltning af genbrugsmetaller, hvor en meget lille del kan slippe uforbrændt igennem. Flere målinger dokumenterer, at dl-PCB toksiciteten er mindst en faktor 5-10 gange mindre end dioxinernes toksicitet i røggasser fra affaldsforbrænding, og de er derfor ikke væsentlige i forhold til dioxin.

Med udgangspunkt i en stigende interesse i emissionen af dl-PCB, er den Europæiske Standard EN 1948 for måling af emission af dioxin, blevet udvidet med en del 4, om måling af emissionen af dl-PCB (og PCB₆), som blev publiceret i 2007 som en teknisk specifikation (Technical Specification CEN/TS 1948-4:2007) /6/.

For at kunne hæve den Tekniske specifikation til en standard, hvilket skete i 2010 /22/, blev der i sommeren 2007 udført valideringsmålinger af både dl-PCB og PCB₆ på et affaldsforbrændingsanlæg, og på et shredderanlæg i foråret 2008. Resultaterne fra målingerne på shredderanlægget gengives her.

Målingerne blev udført med to samtidige prøver udtaget over 6 timer på 5 dage indenfor en periode på 8 arbejdsdage. Shredderanlægget behandler blandet skrot, med en kapacitet på omkring 100 t/h. Resultaterne af målingerne er vist i Tabel 5.

TABEL 5. VALIDERINGSMÅLINGER FOR EMISSION AF PCB₆ OG DL-PCB FRA SHREDDERANLÆG

Prøve Nr.	PCB ₆ µg/m ³ (n,t)		dl-PCB ng WHO-TEQ/m ³ (n,t)	
	Enkeltprøver	Middel af 2 prøver	Enkeltprøver	Middel af 2 prøver
1A	6,1	4,8	0,43	0,40
1B	3,5		0,36	
2A	19,1	22,6	0,81	0,88
2B	26,2		0,94	
4A	7,8	8,4	0,35	0,37
4B	8,9		0,38	
6A	5,3	7,3	0,29	0,42
6B	9,3		0,55	
7A	18,5	18,3	0,69	0,70
7B	18,2		0,70	
	Samlet middelværdi	12,3	Samlet middelværdi	0,55

Den målte emission af PCB₆ stemmer fint overens med tidligere målinger, som i rapport 34 er angivet med et gennemsnit på 11,3 µg/m³(n,t).

Der findes kun få målinger af dl-PCB emissionen fra shredderanlæg. Francois et al. (2004) rapporterer 10 målinger af dl-PCB og PCDD/F fra tre shredderanlæg /4/. dl-PCB varierer fra 0,025 til 1,06 ng WHO-TEQ/m³(n,t) med en middelværdi på 0,39 ng WHO-TEQ/m³(n,t). Det er pænt i overensstemmelse med den middelværdi på 0,55 WHO-TEQ/m³(n,t) i Tabel 5.

På baggrund af luftmængden i afkastet og den gennemsnitlige mængde skrot, der behandles i anlægget per time, er emissionsfaktorerne per ton skrot beregnet og vist i Tabel 6.

TABEL 6. ÅRLIG DANSK PCB EMISSION FRA SHREDDERANLÆG UD FRA VALIDERINGSMÅLINGERNE

	Emissionsfaktor per ton skrot	Landsemission ved 1 mio. t/år skrot
PCB ₆	8 mg/t	8 kg/år
dl-PCB [WHO-TEQ]	360 ng/t	360 mg/år

Den estimerede årlige emission af dl-PCB fra shredderanlæg på 360 mg svarer nogenlunde til den samlede emission af dioxiner fra de danske affaldsforbrændingsanlæg i 2006 på 380 mg, som beregnet i Ref-Lab rapport nr. 43, 2007 /12/.

3.1 EMISSION AF PCB FRA BELGISKE SHREDDERANLÆG

I Belgien er der på baggrund af målinger af nedfald af dioxin og PCB (målt som PCB-126) fundet forhøjede værdier omkring shredderanlæg. På den baggrund blev der udført målinger af nedfald omkring fire shredderanlæg i perioden fra april 2003 til april 2004 /4/. Resultaterne herfra er vist i Tabel 7.

TABEL 7. NEDFALD AF PCDD/F OG PCB-126 OMKRING TRE BELGISKE SHREDDERANLÆG /4/.

Deposition målt nær shredder anlæg:	PCDD/F pg TEQ/m ² *dag		PCB-126 pg TEQ/m ² *dag	
	Middel	Min. - Max.	Middel	Min. - Max.
1	16	7 - 25	43	8 - 102
1	27	12 - 41	66	23 - 123
2	29	11 - 54	52	17 - 83
3	29	10 - 45	137	21 - 223
4	27	17 - 34	86	14 - 142
Middel	26	7 - 54	77	8 - 223

Det er tydeligt, at nedfaldet af PCB er større end PCDD/F, og da PCB-126 kun er en af de 17 dl-PCB kongener, så er forskellen betydelig større end tallene i tabellen viser. I referencen konkluderes det, at der ikke er nogen sammenhæng mellem PCDD/F og dl-PCB, og at der derfor sandsynligvis er tale om forskellig oprindelse.

Francois et al. referer også emissions målinger fra 3 shredder anlæg med luftmængder omkring 75.000 m³/h, som vist i Tabel 8.

TABEL 8. EMISSIONER FRA SKORSTEN PÅ TRE BELGISKE SHREDDERANLÆG /4/.

Shredder anlæg	PCDD/F ng TEQ/normal m ³	dl-PCB ng TEQ/normal m ³
1	0,0098	0,048
	0,012	0,41
	0,0048	0,073
	0,0004	0,025
2	0,077	0,74
	0,043	1,06
	0,022	0,3
3	0,0088	0,171
	0,37	0,34
	0,025	0,73
Middel	0,06	0,39

Her ses det ligesom for nedfaldsmålingerne, at koncentrationen af dl-PCB er betydeligt større end koncentrationen af PCDD/F (6,5 gange større). Middelværdien for emissionen af dl-PCB på 0,39 mg/m³ er også meget tæt på valideringsmålingernes middelværdi på 0,55 mg/m³ (se Tabel 5). Francois et.al konkluderer, at de målte emissioner bidrager til belastningen af omgivelserne, men at de ikke kan være hovedkilden til de målte nedfald i omgivelserne i Tabel 7. På den baggrund, antages diffus emission af støv for at være hovedkilden til de forhøjede nedfald omkring shredder anlæggene.

Francois et al. har i 2005 rapporteret resultaterne af yderligere målinger af PCDD/F og dl-PCB emissionen fra 12 anlæg, heraf 7 shredder anlæg, og resultaterne herfra er vist i Tabel 9 /5/.

TABEL 9. EMISSIONSMÅLINGER PÅ 7 BELGISKE SHREDDERANLÆG /5/.

Shredder anlæg	Flow	Støv	PCDD/F		dl-PCB	
	normal m ³ /h	mg/normal m ³	ng TEQ/normal m ³	mg TEQ/y	ng TEQ/normal m ³	mg TEQ/y
1 (non-ferrous)	33.000	6,2	0,0027	0,2	0,012	0,8
2A	25.600	7,6	0,116	6	2,2	114
2B	42.700	1,32	0,0052	0,5	0,067	5,8
3	20.000	250	0,129	2,7	3	49,9
		178	0,009		0,19	
		17,6	0,12		1,58	
4	83.500	10,2	0,01	1,3	0,23	23,5
		7,9	0,011		0,18	
5	62.500	12,2	0,009	17,3	0,17	53,4
		22	0,37		0,34	
		14,6	0,025		0,73	
6	72.000	23	0,077	29,5	0,74	444
		3	0,043		1,06	
		3,6	0,022		0,3	
7	80.000	4,4	0,0098	1,5	0,048	24
		1,8	0,012		0,41	
		3	0,0048		0,073	
		3,2	0,0004		0,025	
Middel/sum		31,6	0,05	59	0,63	715

Her ses det ligesom for nedfaldsmålingerne, at koncentrationen af dl-PCB er betydeligt større end koncentrationen af PCDD/F. I gennemsnit er dl-PCB 19 gange større end PCDD/F, men med en variation fra 1 til 63 gange. Det underbygger, at de har forskellig oprindelse, hvor PCB menes udelukkende at stamme fra skrottet. Men PCDD/F både kan komme fra skrottet og dannes i shredderen, hvor der lokalt kan forekomme høje temperaturer.

Middelværdien for emissionen af dl-PCB på 0,63 mg/m³ er højere end de tidligere målinger på 0,39 mg/m³ (Tabel 8), men stadig meget tæt på valideringsmålingernes middelværdi på 0,55 mg/m³ (se Tabel 5). Variationerne er sandsynligvis bare udtryk for de variationer der forekommer i sammensætning og PCB indhold i det skrot, der behandles i anlæggene, samt den udsugede luftmængde per ton skrot der behandles.

Middelværdien for støvemissionen på 31,6 mg/normal m³ er noget større end den emissionsgrænseværdi på 20 mg/normal m³, de gælder for de fleste danske shredder anlæg. Hvis middelværdien beregnes uden shredder anlæg 3, som har nogle meget høje støvemissioner, så bliver middelværdien 9,7 mg/normal m³, hvilket er på samme niveau, som støvemissionen fra de danske shredder anlæg.

For at verificere at kilden til PCB nedfald i omgivelserne var de belgiske shredderanlæg, blev der målt PCB i prøver af overfladestøv fra 5 anlæg, som vist i Tabel 10.

TABEL 10. OVERFLADEPRØVER FRA SHREDDERANLÆG

Shredderanlæg	PCDD/F	dl-PCB	PCB7
	ng TEQ/kg TS	ng TEQ/kg TS	mg/kg TS (= ppm)
1 - 2	75 -189	1.007 - 2.125	9 - 35
3	25 -151	818 - 1.355	3 - 18
4	12 - 79	41 - 1.463	7 - 20
5	47 -159	435 - 2.986	6 - 31
Middel (n=20)	74	1.167	15

Koncentrationerne af PCB₇ er på niveau med indholdet af PCB i shredderaffald i afsnit 2.6 PCB i shredderaffald på side 17.

3.2 PCB EMISSION OG MASSEBALANCE

På baggrund af målte og estimerede emissionsfaktorer, og en årlig behandlet mængde skrot på 1 mio. tons, er den samlede årlige emission af PCB beregnet, som vist i Tabel 11.

TABEL 11. SAMLET ESTIMERET PCB₆ EMISSION FRA DANSKE SHREDDERANLÆG

Estimeret landsemission af PCB ₆ ved 1 mio. t/år skrot	Emissionsfaktor mg/t skrot	Landsemission kg/år
Emission via afkast	8	8
Diffus støvemission	?	(>> 10)
Slam fra veturiskrubber	125	125
Shredderaffald	25 - 500	25 - 500
Samlet, ekskl. diffus støvemission	160 - 635	159 - 633

Emissionen af PCB med diffus støvemission ender hovedsageligt som nedfald i området umiddelbart omkring shredderanlægget.

Emissionen af PCB via afkastet er den mindste kilde til spredning af PCB, men det er kun PCB fra dette afkast samt den diffuse støvemission, der reelt spreder PCB i miljøet, fordi slam og shredderaffaldet deponeres under kontrollerede forhold.

Spredningen af PCB med den diffuse støvemission vurderes i den Belgiske undersøgelse at være meget større end emissionen fra afkastet. Det kan skyldes specielle forhold på Belgiske shredderanlæg, så det ikke direkte kan overføres til danske forhold. Spredningen af PCB med diffust støv fra danske shredderanlæg kan relativt nemt udføres med retningsbestemte støvfaldsmålinger, hvor nedfaldet analyseres for indholdet af PCB.

4 PCB emissionsgrænseværdi

4.1 PCB EMISSIONSGRÆNSEVÆRDI

I den første udgave af Luftvejledningen fra 1990, blev der fastsat en emissionsgrænse for PCB på $0,0001 \text{ mg/normal m}^3$ ($= 0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3 = 100 \text{ ng/m}^3 = 100.000 \text{ pg/m}^3$).

Grænseværdien var ledsaget af følgende formulering: ”Nogle stoffer er så betænkelige, at særligt lave emissionsgrænser yderligere bør anvendes. Det gælder PCB, hvor en emissionsgrænse på $0,0001 \text{ mg/norm.m}^3$ bør anvendes.”

Der blev imidlertid ikke angivet hvilken analysemetode, grænseværdien refererede til, og heller ikke hvilke PCB congener, den gjaldt for. Dermed var den vanskelig at kontrollere.

Grænseværdien blev fastholdt uændret i den nye luftvejledning fra 2001, hvor det angives, at en analysemetode annonceres på et senere tidspunkt, hvilket er sket med udgivelsen af metodebladet MEL-11 om måling af PCB i 2002 /15/.

PCB grænseværdien blev fastsat på baggrund af forsøg med destruktion af PCB-holdigt affald på Kommunekemi i Nyborg. Forsøgene blev gennemført som kontrolforsøg med anlæggets evne til destruktion af forskellige kemiske stoffer. Under forsøgene med indfyring af PCB-holdigt affald var emissionen af PCB mindre end $0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$. PCB emissionsgrænseværdien blev altså fastsat med henblik på regulering af anlæg, der forbrænder PCB-holdige affaldsprodukter, hvor en effektiv forbrænding kunne sikre overholdelse af grænseværdien.

Da PCB grænseværdien blev fastsat, var der ingen viden om, at der kunne være en emission af PCB fra shredder anlæg, og derfor har der ved fastsættelsen ikke været nogen overvejelser om, at bruge den til regulering af shredder anlæg.

Den nationale regulering af anlæg, der forbrænder affald blev ændret ved bekendtgørelserne om forbrænding af affald og farligt affald trådte i kraft i 1997 /16/, /17/, som gennemførte EU-direktiver. Bekendtgørelsen om forbrænding af farligt affald indeholdt en emissionsgrænseværdi for dioxin på $0,1 \text{ ng/m}^3$, hvilket sandsynligvis også sikrer, at PCB emissionen er mindre end grænseværdien på $0,1 \text{ } \mu\text{g/m}^3$.

4.2 PCB OG B-VÆRDI

Der findes ingen B-værdi for PCB, ligesom der heller ikke gør for dioxin, fordi disse stoffer er så uønskede, at der i princippet ikke er nogen øvre grænse for en acceptabel udledning og belastning af omgivelserne. Det er desuden den samlede dosis og indtagelse gennem hele livet, der er afgørende for den toksiske effekt af PCB. Emissionen af både dioxin og PCB er uønsket, og

emissionen skal derfor begrænses mest muligt, som også er kravet i POP forordningen under Stockholm konventionen.

4.3 REGULERING AF SHREDDERANLÆG I EU

Hidtil har der ikke været fælles regulering af shredderanlæg i EU, så de reguleres udelukkende efter nationale regler. Det er almindeligt, at shredderanlæg har krav til støvemissionen og eventuelt nogle metaller. Der anvendes normalt venturiskrubber til kontrol af støvemissionen, da den teknologi er tilstrækkelig robust til at klare de eksplosioner, der jævnligt sker i shredderanlæg, og samtidigt tilstrækkelig effektiv til at reducere støvemissionen til under de gældende miljøkrav. I Danmark har flere anlæg også krav til emissionen af PCB, dioxin, PAH, TOC, benzin og benzen, hvilket er stoffer, der slet ikke, eller kun i meget ringe grad, kan renses fra luften i en venturiskrubber.

Med revisionen af IPPC-direktivet er shredderanlæg med en behandlingskapacitet der er større end 75 t/dag blevet omfattet af IE-Direktivet. Alle de seks danske shredderanlæg har en kapacitet der er væsentlig større end 75 t/d, så de er alle omfattet. Shredderanlæg vil derfor også blive omfattet af BREF dokumentet for affaldsbehandling (Waste Treatment Industries), som revideres med opstart i 2013. Hvis den reviderede udgave indeholder nogen BAT-konklusioner for shredderanlæg, f.eks. krav til emissioner til luften, så skal kravene opfyldes inden fire år.

4.4 NATIONALE REGULERINGER AF PCB FRA SHREDDERANLÆG

I Rapport 34 er der redegjort for andre EU landes regulering af shredderanlæg, med special fokus på emissionen af PCB. Ud over den danske grænseværdi for PCB, er der kun fundet en gammel Italiensk grænseværdi for PCB på 500 µg/m³, samt en hollandsk opnåelig værdi ved anvendelse af BAT til rensning for dioxin og dl-PCB på 0,1 ng/normal m³ PCB-TEQ.

Den Italienske grænseværdi effektueres tilsyneladende ikke, og selvom den gjorde, så vil alle shredderanlæg ifølge de kendte emissionsmålinger have en emission der er langt under grænseværdien.

Den hollandske opnåelige værdi er uddybet i den hollandske luftvejledning NeR (the Netherlands Emission Guidelines), under 3.2 General emission standards /20/. Her indgår PCB, sammen med bl.a. dioxin, i gruppen af Very High Risk Substances, hvor der gælder en emissionsgrænseværdi på 0,1 ng TEQ/normal m³, hvis emissionen overstiger 20 mg TEQ/år. Grænseværdien gælder for dl-PCB, da det kun er dem, der har en officiel TEQ faktor. Grænseværdien effektueres tilsyneladende ikke overfor shredderanlæg.

4.5 SUNDHEDSSTYRELSENS AKTIONSVÆRDIER FOR PCB I INDELUFT

På baggrund af en stigende fokus på afdampning af PCB fra PCB-holdige byggematerialer, som kan forårsage relativt høje koncentrationer af PCB i indelufte, indførte Sundhedsstyrelsen (SST) i marts 2009 aktionsværdier for PCB i indeluft i Danmark, svarende til de værdier der blev indført i Tyskland i

1997 (se Bilag A). Aktionsværdierne, der gælder for PCB, gange med 5, som den tyske praksis, er vist i Tabel 12.

TABEL 12. SUNDHEDSSTYRELSENS AKTIONSVÆRDIER FOR PCB

<p>> 3.000 ng PCB/m³ luft</p>	<p>Højeste niveau, der kræver handling uden unødigt forsinkelse. Ved overskridelse af 3.000 ng/m³ i indeluften vurderer Sundhedsstyrelsen på det nuværende vidensgrundlag, at ophold over tid kan være forbundet med en betydende helbredsrisiko og det må betragtes som en nærliggende sundhedsfare. Det anbefales at der gribes ind uden unødigt forsinkelse. Varige løsninger – evt. fraflytning – bør sædvanligvis ske inden 6 måneder.</p>
<p>300 – 3.000 ng PCB/m³ luft</p>	<p>Mellemste niveau lægges der en plan for på sigt at nedbringe koncentrationen til under 300 ng PCB/m³ luft. v/2.000 – 3.000 ng PCB/m³ anbefales det at der maksimalt går ét år før varig løsning påbegyndes. v/300 – 2.000 ng PCB/m³ anbefales det at der maksimalt går to år til varig løsning påbegyndes. Indtil fraflytning og renovering, igangsættes midlertidige afværgeforanstaltninger, fx ventilation og rengøring.</p>
<p>< 300 ng PCB/m³ luft</p>	<p>Laveste niveau, der ikke vurderes at medføre forøget helbredsrisiko.</p>

På grundlag af aktionsværdierne kan der foretages en yderligere risikovurdering, baseret på opholdstid/eksponering i de konkrete sager.

Det tilrådes, at der ved niveauer over 3.000 ng/m³ sker følgende: Brugere/beboerne orienteres uden unødigt forsinkelse om fundet og rådgives om, hvilke tiltag der umiddelbart kan gøres for at mindske udsættelsen for PCB i indeluft. Der bør herefter laves en plan for, hvorledes problemstillingen løses mere permanent. Planen skal gennemføres uden unødigt forsinkelse. I situationer med eksponeringer over 3000 ng/m³, som ikke med andre tiltag umiddelbart kan reduceres, kan det komme på tale at de pågældende lokaler må erklæres sundhedsfarlige og kondemneres med kort varsel.

Ved niveauer over 300 ng/m³, men under 3.000 ng/m³, bør brugerne uden unødigt forsinkelse orienteres om fundet og rådgives om, hvilke tiltag der umiddelbart kan gøres for at mindske udsættelsen for PCB i indeluften. Der bør herefter laves en plan for, hvorledes problemstillingen på sigt løses mere permanent. Målet skal være at nedbringe niveauet til under 300 ng/m³. I situationer, hvor niveauet ikke umiddelbart kan reduceres til under 300 ng/m³ luft, kan det komme på tale at give påbud om nedbringelse af niveauet inden en fastsat frist med den konsekvens, at kondemnering af lokalerne træder i kraft, hvis påbuddet ikke er efterkommet ved fristens udløb.

Sundhedsstyrelsens aktionsværdier definerer således tydeligt, at en koncentration af PCB på 300 ng/m³ i boliger, hvor mennesker kan opholde sig døgnet rundt, er acceptabel. Koncentrationer helt op til 3.000 ng/m³ (= 3 µg/m³) kan desuden accepteres i en afgrænset periode.

Da aktionsværdierne gælder for PCB₆ ganget med 5, så skal emissionsgrænseværdien og målte emissionsværdier for shredder anlæg ganges med 5, før de kan sammenlignes med Sundhedsstyrelsens aktionsværdier.

Den danske grænseværdi på 0,1 µg/m³ (= 100 ng/m³) ganget med 5 er 0,5 µg/m³ (=500 ng/m³). Emissionsgrænseværdien er således meget lav i forhold til Sundhedsstyrelsens aktionsværdier.

Sundhedsstyrelsens aktionsværdier er kopieret fra de regler, der gælder i Tyskland, som blev fastsat i 1997 og dermed er baseret på toksikologisk viden om PCB fra tiden før. Flere eksperter mener, at med den nuværende toksikologiske viden om PCB, burde det acceptable niveau på 300 ng/m³ i boliger være 10 til 50 gange lavere.

4.6 SPREDNINGSBEREGNING FOR PCB MED OML-MODELLEN

I Rapport 34 er der udført spredningsberegning for PCB med OML-modellen for en emission på 11,3 µg/m³, hvilket svarer til middelværdien af de daværende nyeste emissionsmålinger. Dette tal er stadig repræsentativt for senere emissionsmålinger, som dog har emissioner op til knap omkring den dobbelte værdi.

Inddata til OML-beregningen, der svarer til de fysiske forhold på et af de danske anlæg, er vist i Tabel 13.

TABEL 13. INDDATA TIL OML-BEREGNING

PCB ₆ emission	Luftflow	Temperatur	HS	HB	DSI	DSO
µg/normal m ³	normal m ³ /h	°C	m	M	m	M
11,3	57.000	20	20	8	1,4	1,42

Da det er den samlede belastning over lang tid, der er afgørende for den toksiske virkning af PCB, anvendes middelværdien over hele beregningsåret, fordi det er bedre mål for den belastning, naboerne kan være udsat for, end 99 % fraktilen.

Den højeste middelværdi, der optræder i 200 meters afstand fra shredder anlægget, er 0,5 ng/m³.

Da OML-modellen yderligere regner med en konstant emission året rundt, hvor shredder anlæg antages kun at være i drift i maksimalt 10 timer om dagen i ca. 230 dage om året. Det svarer til ca. 1/4 af årets timer, og den reelle maksimale gennemsnitlige belastning af omgivelserne svarer derfor til 1/4 af den beregnede koncentration, dvs. ca. 0,12 ng/m³. Regnes der med den højest målte emission, som er cirka det dobbelte, så bliver belastningen af omgivelserne maksimalt 0,25 ng/m³. Selvom det ganget med 5 (= 1,25 ng/m³), så er det alligevel 240 lavere end Sundhedsstyrelsens acceptable niveau for boliger på 300 ng/m³.

Til sammenligning er PCB niveauer i atmosfæren normalt 0,1-10 ng/m³. Wittlinger og Ballschmiter har målt baggrundskoncentrationen af PCB i luft

med en meget følsom metode /21/. I byer fandt de 0,35-2,60 ng PCB/m³ og på landet 0,125-0,232 ng PCB/m³. Gennemsnittet var 0,83 ng PCB/m³. Koncentrationerne var meget afhængige af meteorologiske forhold (lufttemperatur, fugtighed, vind). I øde områder var 80 % på dampform, i byer og ved industrier forekom PCB i højere grad adsorberet til partikler/støv.

5 Konklusion og anbefalinger

Emissionsgrænseværdien for PCB på $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, der blev indført med den første Luftvejledning fra 1990, er fastsat med henblik på regulering af anlæg til forbrænding af PCB-holdigt affald. Forbrændingsforsøg på Kommunekemi havde vist, at det med en effektiv forbrænding var muligt at overholde denne grænseværdi.

PCB grænseværdien er ikke fastlagt ud fra nogen overvejelser om de tekniske og økonomiske muligheder for shredder-anlæg til at kunne overholde den. Venturiskrubber, som er den almindeligt anvendte luftrenseteknologi over hele verden, har kun en ringe renseseffekt overfor PCB. Overholdelse af grænseværdien vil efter alt at dømme kun kunne ske efter etablering af rensning i posefilter med dosering af aktivt kul. Selvom det er en velkendt teknologi der anvendes på mange forskellige typer anlæg til rensning for bl.a. dioxin og kviksølv, så er det ikke en afprøvet teknologi på shredder-anlæg, hvor der forudses store problemer med hyppige eksplosioner på shredder-anlæg.

Ingen af de Danske shredder-anlæg kan overholde PCB grænseværdien, idet emissionsmålinger viser overskridelser med en faktor fra 10 og op til 250 gange. På basis af emissionsmålingerne er den samlede PCB emission fra de 6 danske shredder-anlæg, målt som PCB₆ estimeret til at være op mod 8 kg/år. Den samlede emission af dl-PCB emission er estimeret til at være op mod 360 mg/år, hvilket er i samme størrelsesorden som emission af dioxin fra samtlige affaldsforbrændingsanlæg i Danmark.

Belgiske målinger viser emissioner af PCB fra shredder-anlæg på samme niveau som fra danske anlæg, samt et forhøjet nedfald af PCB omkring shredder-anlæg, som de dog konkluderer skyldes diffus støvemission og ikke emissionen via afkast.

Det er således en væsentlig emission af PCB fra shredder-anlæg. En spredningsberegning med OML modellen viser, at påvirkningen af omgivelserne med PCB omkring shredder-anlæggene er beregnet til en maksimal middelmiddelt koncentration på $0,25 \text{ ng}/\text{m}^3$.

Hvis Miljøstyrelsen ønsker at bidrage med ny viden om PCB emission fra shredder-anlæg, så er der specielt to projekter, der bør overvejes:

1. En undersøgelse af kilderne til PCB i skrot, hvor en undersøgelse af PCB indholdet i forskellige fraktioner af shredder-af-fald, kan anbefales som en indledende fastlæggelse af i hvilke materialer PCB hovedsageligt findes. På denne baggrund kan der nemmere gennemføres en undersøgelse af PCB indholdet i skrot, fordi de potentielt mest PCB-holdige komponenter kan udsorteres og undersøges. Evt. suppleret med udvikling og test af teknikker til reduktion af PCB fra shredder-anlæg.

2. Spredningen af PCB med diffust støv fra shredder anlæg, kan være langt større end spredningen fra afkastet, så der er et behov for viden om dette. En undersøgelse af PCB nedfaldet i omgivelserne med diffust støv, kan relativt simpelt foretages med vindretningsbestemte støvfaldsmålinger, som analyseres for indholdet af PCB (som kan suppleres med metalanalyser).

Litteratur

- /1/ Schleicher O, Jensen A A. Vurdering af PCB emissionsgrænseværdien. [Ref-Lab rapport nr. 34, 2006](#).
- /2/ Jensen A A. Schleicher O, Blinksbjerg P. [Baggrundsdokument for emissionsgrænseværdi for PCB](#). Miljøprojekt, 2002.
- /3/ Börjeson, L, et al. Characterization of automotive shredder residues from two shredding facilities with different refining processes in Sweden. *Waste Management & Res.* 2000; 18: 358-366.
- /4/ Francois F, et al. Diffuse emission of PCDD/F and dioxin-like PCB from industrial sources in the Flemish region (Belgium). *Organohalogen*, 66:2004: 921-927
- /5/ Francois F, et al. Dioxin-like PCB emission in the Flemish Region (Belgium). *Organohalogen*, 67:2005: 2140-2143;
- /6/ CEN/ TS 1948-4:2007. Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of PCDDs/PCDFs and dioxin-like PCBs - Part 4: Sampling and analysis of dioxin-like PCBs.
- /7/ Bavel, B v. Field Test Experiments and Validation for EN 1948-4. Standardization mandate to CEN for standard measurement methods for the determination of dioxin-like PCBs from stationary sources. November 2008. CEN, European Committee for Standardization. Contract M/388 EN SA/CEN/ ENV/388/2006/30.
- /8/ Metodeblad nr. [MEL-11](#). Bestemmelse af koncentrationen af Polychlorerede Bifenyl (PCB) i strømmende gas.
- /9/ Börjeson L, Löfvenius G, Hjelt M, Johansson S, Marklund S. Characterization of automotive shredder residue from two shredding facilities with different refining processes in Sweden. *Waste Management & Research* 2000; 18:359-366.
- /10/ Guidelines on BAT and Guidance on BEP. Part III Source category (k): Shredder plants for the treatment of end-of-life vehicles. December 2006.
- /11/ Affaldsstatistik 2007 og 2008. Miljøministeriet/Miljøstyrelsen
- /12/ Schleicher O. Frederiksen T G. Dioxin emission fra affaldsforbrænding 1999-06. Ref-Lab rapport nr. 43, 2007.

-
- /13/ Environmental Impact of End-of-Life Vehicles: [An Information Paper](#). Environment Australia. Department of the Environment and Heritage.
 - /14/ Abfalldatenblatt Shredderabfälle: Leichtfraktion und Filterstaub aus Abluftreinigung. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 26 pp. LUA NRW (2003).
 - /15/ Bestemmelse af koncentrationen af PolyChlorerede Bifenylter (PCB) i strømmende gasser. Metodebladet MEL-11. Revision 1 (revideret 2003) - første udgave 2002.
 - /16/ Bekendtgørelse om affaldsforbrændingsanlæg. Bek. nr. 41 af 14. januar 1997 (Historisk)
 - /17/ Bekendtgørelse om godkendelse m.v. af anlæg, der forbrænder farligt affald. Bek. nr. 660 af 11. august 1997 (Historisk).
 - /18/ Stolz J. [PCB-Emissionen beim Korrosionsschutz](#). BUWAL, Bern 2000.
 - /19/ [PCB og sundhed](#). Sundhedsstyrelsens aktionsværdier for PCB fra hjemmesiden www.sst.dk.
 - /20/ The Netherlands Emission Guidelines (NeR), 3.2 General emission standards. Findes kun som internet udgave. [http://www.infomil.nl/uk/subjects/air/netherlands-emission/ner-pdf-\(english\)/](http://www.infomil.nl/uk/subjects/air/netherlands-emission/ner-pdf-(english)/)
 - /21/ Wittlinger R, Ballschmiter K. Global baseline pollution studies XI. Chemosphere 1987;16: 2497-2513.
 - /22/ EN 1948-4:2010. Stationary source emissions - Determination of the mass concentration of PCDDs/PCDFs and dioxin-like PCBs - Part 4: Sampling and analysis of dioxin-like PCBs.
 - /23/ BREF document for affaldsbehandling. Integrated Pollution Prevention and Control. Reference Document on Best available Techniques for the waste treatment industries. August 2006.

Sundhedsstyrelsens aktionsværdier for PCB

Nedenstående er en kopi af Sundhedsstyrelsens anbefalinger om aktionsværdier for luftens indhold af PCB i boliger, som findes på hjemmesiden www.pcb-guiden.dk.

Direkte link til: [Aktionsværdier for indeluften](#)

De efterfølgende sider er Sundhedsstyrelsen bidrag til tværministeriel fakta ark om PCB og sundhed. Direkte link til fakta arket: [PCB og Sundhed](#)

Aktionsværdier for indeluften

07.06.2011

PCB eksponeringen i indeklimaet og helbredsrisikoen bliver vurderet ud fra koncentration PCB pr. m³ luft, i relation til Sundhedsstyrelsens anbefalede aktionsværdier.

Nedenstående tabel viser aktionsværdier for indeklimaets indhold af PCB og hvordan man skal reagere på resultatet af målinger for PCB i indeklimaet. Aktionsværdierne er baseret på, at brugere og beboere kan opholde sig i bygningen 24 timer i døgnet hele året rundt.

Selvom der er fundet PCB i indeklimaet er det ikke givet, at der er en øget helbredsrisiko. Kommunen vurderer evt. i samråd med embedslægen de konkrete måleresultater og fastslår, om der er forøget helbredsrisiko.

Tabel over aktionsværdier for ophold i en bygning.

> 3.000 ng PCB/m ³ luft	Højeste niveau, der kræver handling uden unødigt forsinkelse. Ved overskridelse af 3.000 ng/m ³ i indeluften vurderer Sundhedsstyrelsen på det nuværende vidensgrundlag, at ophold over tid kan være forbundet med en betydende helbredsrisiko og det må betragtes som en nærliggende sundhedsfare. Det anbefales at der gribes ind uden unødigt forsinkelse. Varige løsninger – evt. fraflytning – bør sædvanligvis ske inden 6 måneder.
300 – 3.000 ng PCB/m ³ luft	Mellemste niveau lægges der en plan for på sigt at nedbringe koncentrationen til under 300 ng PCB/m ³ luft. v/2.000 – 3.000 ng PCB/m ³ anbefales det at der maksimalt går ét år før varig løsning påbegyndes. v/300 – 2.000 ng PCB/m ³ anbefales det at der maksimalt går to år til varig løsning påbegyndes. Indtil fraflytning og reovering, igangsættes midlertidige afværgeforanstaltninger, fx ventilation og rengøring.
< 300 ng PCB/m ³ luft	Laveste niveau, der ikke vurderes at medføre forøget helbredsrisiko.