

PCB i betong

Lars Evensen Paulsrud

Lektorutdanning med master i realfag

Oppgaven levert: Juni 2011

Hovedveileder: Trond Peder Flaten, IKJ

Biveileder(e): Rolf Tore Ottesen, IKJ

Forord

Jeg er først og fremst takknemmelig for at jeg har fått muligheten til å skrive en så spennende masteroppgave. En takk rettes derfor spesielt til min veileder Rolf Tore Ottesen, for gode råd og smitende entusiasme. Deretter vil jeg takke min andre veileder Trond Peder Flaten, for gode råd i forbindelse med skrivearbeidet. Videre vil jeg også takke Dokken AS for at jeg fikk lov til å delta i så stor grad i prosessene tilknyttet rivingen av St. Olavs Hospital.

En stor takk rettes også til min familie som har hjulpet meg mange ganger i forbindelse med min studentkarriere, og andre venner som har vært med på å gjøre studenttiden til uforglemmelig opplevelse.

Videre vil jeg takke alle mine studiekamerater for hyggelig sosialt samvær, og spesielt Ida Kristine Buraas da hun har hvert behjelpelig med gode notater når dette har vært nødvendig.

Sammendrag

Et større riveprosjekt ble igangsatt ved St. Olavs hospital høsten 2010. Riveprosjektet ble også kalt for Norges største riveprosjekt, og tidlige estimater anslo at opp til 50 000 tonn betongbygg skulle rives. I forbindelse med dette ble det gjennomført en miljøkartlegging av NGU Andersson et al. (2009b) som konkluderte med at mange av byggene var lavkontaminert med PCB. Entreprenørfelleskapet DOKKEN AS og PeWe sto for rivingen av sykehuset.

Dokken AS hadde samlet inn data som antydte at PCB vil oppkonsentreres i en finfraksjon (mhp kornstørrelse) ved knusing og påfølgende sikting. Dette ble min oppgave å undersøke. Videre ble det også gjennomført undersøkelser mhp spredning fra anleggsområdet, samt enkelte metallanalyser.

Hypotesen for undersøkelsen var: "PCB konsentrasjonen i betongmasser som inneholder puss og maling vil oppkonsentreres i en finfraksjon (mhp kornstørrelse) ved en knuseprosessen beskrevet av Dokken AS".

Det ble funnet at PCB ble oppkonsentrert i en finfraksjon (0-10 mm) med en prosentfaktor på omlag 87 %.

En massebalanse for PCB i et globalt og nordisk perspektiv har i tillegg blitt utarbeidet i forbindelse med skrivingen av masteroppgaven

Abstract

At St. Olavs Hospital (a regional hospital i Trondheim, Norway) a large scale demolition project was initiated as a phase to renew the Hospital. The buildings were typical municipal concrete buildings. A survey done by NGU (Norges Geologiske Undersøkelse) had shown that the buildings contained PCB in low concentrations.

The demolition company involved (Dokken AS) had previously collected data describing the tendency of PCB amounts to increase, in accordance with decreasing fraction size as a result of a crushing process followed by a fractionong process. The smaller the fraction, the larger the concentration of PCB where found and consequently smaller amounts in the bigger fractions. This effect could then be used as a means of removing PCBs from a mass of concrete, or at least reduce the amounts in the bigger fractions, wich then could be reused as for instance a filling compound at the construction site.

This master thesis is an attempt to investigate this effect applied to the concrete waste produced by the demolition of the hospital. The hypothesis was as follows: "The concentration of PCBs in concrete waste containing plaster and paint would show an increase as a consequence of declining fraction size by the crushing process described by Dokken AS "

This effect was found to be true, more specifcly it was found that the amount of PCBs present in a fraction of 0-10 mm was 87 % more than the fraction >10 mm.

In addition a massbalance approach of describing the occurance of PCBs globaly and localy was presented as a part of the theoretical part of the master thesis.

Innhold

1	Innledning	5
2	PCB - en miljøgift	6
2.1	Persistente Organiske Miljøgifter	6
2.1.1	Hvilke Persistente Organiske Miljøgifter finnes?	7
2.1.2	Kilder	7
2.1.3	Spredning og utslipp av persistente organiske miljøgifter	7
2.2	PCB	10
2.2.1	Kjemisk struktur	10
2.2.2	Nomenklatur	10
2.2.3	Stereokjemi	12
2.2.4	Fysiske Egenskaper	12
2.2.5	Toksisitet	12
3	PCB i et globalt perspektiv	17
3.1	PCB i verden	17
3.1.1	Kommersiell produksjon	17
3.1.2	PCB produkter	18
3.1.3	Mengde PCB produsert	21
3.1.4	Bruksområder	24
3.2	Nydannelse av PCB	28
3.3	PCB i et globalt kretsløp	28
3.3.1	Utslipp og spredning av PCB til atmosfæren	29
3.3.2	Hvor blir PCB av?	34
3.4	Oppsummering: transport og massebalanse	38
4	PCB i Norden	41
4.1	PCB i Norden	41
4.1.1	PCB i Norge	42
4.1.2	PCB i Sverige	44
4.1.3	PCB i Finland	45
4.1.4	PCB i Danmark	45
4.1.5	PCB på Island	46
4.1.6	Nordiske lands tilnærming og handlingsmåter	46
4.2	Nydannelse og spredning av PCB i de Nordiske landene	47
4.2.1	Utslipp	47
4.2.2	Oppsummering	51
4.3	Internasjonalt arbeid for reduksjon av PCB	52
4.3.1	Langtransportkonvensjonen (1998)	52
4.3.2	Stocholmkonvensjonen (2001)	52
4.3.3	Rotterdamkonvensjonen (1998)	53

4.3.4	Oslo-Paris konvensjonen (1992)	53
4.3.5	Helsingforskomisjonen	53
4.3.6	EU	53
4.4	PCB i Norge pr i dag	54
4.4.1	Politiske tiltak på nasjonalt nivå	55
4.5	PCB i bygg i Norden	57
4.5.1	Applikasjoner	58
4.5.2	Byggebransjens rolle i de nordiske landene	62
4.5.3	Kartlegging og Sanering av PCB i Norge	63
4.5.4	Kartlegging og Sanering av PCB i Sverige, Danmark, Finland og Island	65
4.5.5	Avfallshåndtering	65
4.6	Spredning av PCB fra bygg til omgivelser i Norge	65
4.6.1	PCB i stående bygningsmasse i Norge	68
4.7	Tilstandsklasser	70
4.7.1	Klassifisering av PCB-holdig riveavfall	71
4.8	Byggavfall i Norden	71
4.8.1	Avfallsmengder fra de nordiske landene	71
4.8.2	trender i de nordiske landene	72
4.8.3	Oppsummering	74
4.9	PCB-holdige rivemasser	74
4.9.1	Situasjonen i dag	74
4.9.2	Vurdering av gjeldende praksis mhp. lavkontaminert BA-avfall	75
4.9.3	Rapportering og gjennomføring av riveprosjekter	77
4.9.4	Forslag til tiltak	80
4.10	Knust betong	81
5	St. Olavs	83
5.1	St Olavs Hospital	83
5.1.1	Riving av bygg på St. Olavs	83
5.2	Miljøkartlegging på St. Olavs	84
5.2.1	Resultater fra miljøkartleggingen	86
5.2.2	Kongener-analyse for "rene" fraksjoner	89
5.3	Estimat av PCB i bygningsmassen revet ved St. Olavs	91
5.4	Utrekninger	93
5.4.1	Estimat presentert av Dokken AS før rivning	93
5.4.2	E1: Estimat over total mengde $\sum PCB_7$ i byggene fra St. Olavs for "positive" prøver	93
5.4.3	E2: Anvendelse av blandfraksjoner for beregning av total mengde PCB	95
5.4.4	Oppsummering	96
6	Undersøkelsen	99
6.1	Prøvetakning og metode	100
6.2	Resultater	104
6.2.1	Prøver fra St. Olavs	104
6.2.2	Heggstadmoen	105
6.2.3	Sandfangsanalyser	109
6.2.4	Tungmetallanalyser	110
6.2.5	Jordprøver	111
6.2.6	Mur ved fugemasse	111
7	Diskusjon	113
7.1	Estimat over total mengde PCB i byggene fra St. Olavs	113

7.1.1	Antatt mengde PCB	114
7.2	Gjennomgang av andre analyseresultater	117
7.2.1	Sandfangsanalyser	117
7.2.2	Betongprøvene fra St. Olavs	117
7.2.3	Mur ved fugemasse	118
7.2.4	Tungmetallanalyser	118
7.2.5	Prosjektet i en nasjonal skala	118
7.2.6	Fare med tanke på støv	118
7.2.7	Total massebalanse	119
7.3	Konklusjon og videre arbeid	119
Referanseliste		121
A Vedlegg		129
A.1	Ordliste medisin	129
A.2	Sandfang på St. Olavs	131
A.3	Prøvepunkter heggstadmoen	132
A.4	Analysedata hentet fra fra Andersson et al. (2009b)	133
A.5	Kongener-analyser (hentet fra Konieczny og Mouland (1997))	137
A.6	Utdrag analyserapport fra ALS laboratorier	141
A.7	Internt notat mhp PCB-kontaminasjon av støv	144

INNLEDNING

Et større riveprosjekt ble initiert på St. Olavs hospital høsten 2010. Riveprosjektet ble også kalt for Norges største riveprosjekt, og tidlige estimater anslo at opp til 50 000 tonn betongbygg skulle rives. I forbindelse med dette ble det gjennomført en miljøkartlegging av NGU Andersson et al. (2009b) som konkluderte med at mange av byggene var lavkontaminert med PCB. Entreprenørfelleskapet DOKKEN AS og PeWe sto for rivingen av sykehuset.

DOKKEN AS hadde samlet inn data som antydte at PCB vil oppkonsentreres i en finfraksjon (mhp kornstørrelse) ved knusing og påfølgende sikting. Dette ble min oppgave å undersøke. Videre ble det også gjennomført undersøkelser mhp spredning fra anleggsområdet, samt enkelte metallanalyser.

Hypotesen for undersøkelsen var: "PCB konsentrasjonen i betong med puss og maling vil oppkonsentreres i en finfraksjon (mhp kornstørrelse) ved en knuseprosess og påfølgende sikting".

Det har derfor blitt gjennomført en grundig kartleggingsundersøkelse for å undersøke om dette er tilfelle. Samme akkrediterte laboratorie (ALS) har blitt anvendt for analyse av samtlige prøver tatt i forbindelse med prosjektet. DOKKEN AS har dekket de økonomiske kostnadene forbundet med dette.

Tittelen på selve oppgaven er "5.49E-08% PCB". Dette gjenspeiler oppgavens teoretiske tilnærming til undersøkelsen, da en stor del av teorien i oppgaven redegjør for en massebalanse av PCB i et globalt og nordisk perspektiv. Denne delen inneholder en omfattende redgjørelse av hva PCB er, samt massebalanse for PCB i et globalt perspektiv. Videre ble denne massebalansetanken videreført til en beskrivelse av situasjonen i Norden. Denne delen av oppgaven kom som et resultat av mitt eget behov for å få en oversikt over PCB i verden generelt, og Norge og Norden spesielt. Da fokuset for undersøkelsen gjennomført i forbindelse med masteroppgaven var et mengdeestimat av PCB i en finfraksjon, ble spørsmål stillt videre til forekomsten av PCB utenfor St. Olavs Hospital. En grundig gjennomgang av dette ble da ett av målene ved oppgavens teoretiske del. Denne delen av teorien kan ses på som en redegjørelse for relevant litteratur på området, og en diskusjon og analyse av denne litteraturen foreligger ikke da dette anses å være utenfor oppgavens ramme. "Andre del" av oppgaven fokuserer i større grad på riveprosjektet ved St. Olavs og hvilke resultater som ble oppnådd av denne studien. Disse to delene kan i stor grad leses separat. KLIF og byggenæringen har vist interesse for prosjektets resultater, hvilket tolkes dit hen at denne type undersøkelser ikke har blitt gjennomført i stor grad i Norge.

Resultatene fra undersøkelsen har blitt nøye diskutert og hypotesen har blitt besvart. I tillegg til dette har det blitt utarbeidet et forslag på en standard anngående beregning av total mengde PCB i betongbygg der PCB foreligger i puss og maling.

PCB - EN MILJØGIFT

2.1 Persistente Organiske Miljøgifter

Persistente Organiske miljøgifter (POP) er en fellesbetegnelse på kjemikalier som kjennetegnes ved en relativt lang nedbrytningstid i miljøet (jord, sedimenter, luft, vann). Videre er persistente organiske miljøgifter generelt hydrofobe og lipofile, og vil kunne f.eks. lagres i fettvev hos dyr og mennesker. Av denne grunn vil slike miljøgifter lett kunne akkumulere oppover i næringskjeden, altså vil konsentrasjonen øke med økende alder til individet samt individets posisjon i næringskjeden. Persistente organiske miljøgifter kan lages ved en rekke forskjellige prosesser, men har ofte en antropogen opprinnelse (Jones og De Voogt, 1999).

De fysiske egenskapene POP kjennetegnes med er blant annet et damptrykk som tillater at de kan foreligge i gassfase under vanlige temperaturer, som videre fører til at disse miljøgiftene kan spres over større distanser ved f.eks. atmosfærisk langtransport (se seksjon 2.1.3). Persistente organiske miljøgifter vil altså være relativt stabile stoffer, som eksisterer både bundet til andre partikler og som gasser under de temperaturer som naturlig oppstår i miljøet. Med andre ord vil kombinasjonen av deres evne til å binde seg til aerosoler, opptre i gassfase og akkumuleres i næringskjedene bidra til deres utstrakte spredning (Jones og De Voogt, 1999).

Kort sagt vil persistente organiske miljøgifter kunne (Naturvårdsverket, 2005):

- Eksistere i miljøet over lang tid
- Kunne spres over større avstander
- Akkumuleres oppover i næringskjedene
- Oppkonsentreres over tid i individuelle organismer

Mennesker er primært eksponert for disse miljøgiftene gjennom kostholdet, spesielt fra animalsk fett. På grunn av miljøgiftenes tendens til å bindes til fettvev vil dyr med mer fettvev være større kilder til persistente organiske miljøgifter enn "slankere" dyr (Naturvårdsverket, 2005). Persistente organiske miljøgifter har blant annet blitt påvist i isbjørn fra arktiske områder, som generelt er lite eksponert for lokale antropogene forurensingskilder. Hvilket kan tyde på en langtransport av organiske miljøgifter, både atmosfærisk og gjennom biologisk spredning (spredning via dyr). Isbjørnens primære matkilde er ringsel, som har et meget tykt spekklag og vil derfor kunne virke som en kilde for POP (Kucklick, Struntz, Becker, York, O'Hara, og Bohonowych, 2002). En undersøkelse av PCB innhold i befolkning på Grønland påviste en markant forskjell i PCB-konsentrasjon som følge av diettforskjeller. Inuittene på grønland spiser generelt mye fisk og andre marine dyr. De inuittene som bor på østkanten av Grønland spiser i

tillegg isbjørnfett, og hadde en nesten femdoblet konsentrasjon av PCB i kroppen sett opp mot inuittene på vestkysten som spiser mer sel og hvalrossAmap (2003)

2.1.1 Hvilke Persistente Organiske Miljøgifter finnes?

Persistente organiske miljøgifter består av flere tusen forskjellige kjemikalier som ofte kommer fra forskjellige grupperinger av relativt like kjemikalier. Blant de viktigere grupperingene finnes klorinerte og bromerte aromatiske kjemikalier, som f.eks: polyklorinerte bifenyler (PCB), polyklorinerte dibenzo-p-dioxiner (PCDD) og furaner (Fs), polybromerte difenyl estere (PBEs) og klorerte pestisider (DDT, klordaner osv.) (Jones og De Voogt, 1999).

2.1.2 Kilder

Persistente organiske miljøgifter har både blitt produsert intensjonelt, og som biprodukter ved f.eks. forbrenningsprosesser. De intensjonelt produserte miljøgiftene har blant annet blitt anvendt som pesticider (DDT) og som tilsats i alt fra maling til transformatorer (PCB). Biprodukter vil være substanser som f.eks. PCDD og furaner, som blir produsert i forbindelse med forbrenning, metallindustri og andre kjemiske fremstillingsprosesser (Jones og De Voogt, 1999). Dioksiner er f.eks. en gruppe som aldri har blitt produsert bevisst, men som et biprodukt av forbrenning (Naturvårdsverket, 2005)

2.1.3 Spredning og utslipp av persistente organiske miljøgifter

Generelt vil miljøfarlige stoffer spres til miljøet via menneskelig aktivitet som en konsekvens av tre forskjellige fenomener: utilsiktede utslipp som følge av menneskelig aktivitet (branner, skipsvrak, ulykker osv.), avfallshåndtering (kloakk, fyllplasser osv.) og intensjonell anvendelse av kjemikalier (pesticider). Når miljøgiftene først har sluppet ut i miljøet er det mange faktorer som bestemmer videre spredning, som f.eks. damptrykk (vesentlig for kjemikaliets evne til å fordampe) og kjemikaliets nedbrytningsrate.

Enkelt kan miljøet deles opp i fire forskjellige deler: atmosfæren, hydrosfæren (overflatevann), litosfæren (jord/sedimenter) og biosfæren (levende organismer). Når miljøgiftene først har blitt spredd til miljøet, vil de avhengig av type kunne fordele seg i en eller flere av disse sfærene i forskjellig grad (Walker, 2006).

Fysiske egenskaper som bestemmer spredning

Faktorer som partisjonskoeffisienter, polaritet, damptrykk, stabilitet og løselighet vil være med på å avgjøre ett stoffs spredningstendens. Vannløselige stoffer vil i større grad foreligge i hydrosfæren, i motsetning til hydrofobe stoffer, som ofte foreligger i litosfæren.

Fordelingen av et stoff mellom to sfærer eller faser vil bestemmes av partisjonskoeffisienten, som er et mål på konsentrasjonen til et stoff mellom to faser (for eksempel vann og jord). Damptrykk er på den annen side en kvantifisering av et stoffs tendens til å fordampe. Når damptrykket til en væske når atmosfærisk trykk, vil den koke og følgelig fordampe. Jo høyere damptrykket er, jo lettere fordamper stoffet (Walker, 2006)

Hydrosfæren: primærspredning og transport

Primærspredning til hydrosfæren vil i hovedsak skje ved (Walker, 2006):

- Kloakkvann
- Avrenning fra kommersielle kilder
- Avrenning fra land: en rekke kjemikalier kan på denne måten spres til vann. Et typisk eksempel vil være forskjellige pesticider, eller andre kjemikalier som er spredt til jord
- Fra luften: utfelling i forbindelse med snø, regn eller støv (tørr og våtdeposisjon)
- Direkte dumping i sjø, som kloakk og annet giftig avfall som blir direkte dumpet
- Skipsvrak

Kjemikaliene vil i kontakt med vann kunne foreligge i forskjellige former, enten i fri form (oppløst) eller suspender som oljer eller som i forbindelse med kolloider. Avhengig av størrelse og tyngde vil partikulært materiale kunne sedimentere som er tilfellet ved elveutløp hvor tyngre sedimenter faller til bunnen som en konsekvens av minskende fart.

I elver vil miljøgifter kunne transporteres over varierende distanser alt avhengig av miljøgiftenes stabilitet og avhengig av elvens fart. Når miljøgiftene når havene vil de kunne bli transportert av strømmer over lengre distanser og fra kontinent til kontinent. Videre vil faktorer som temperatur og tettheten til vannet være av betydning, kaldt vann vil synke nedover i vannmassene og på denne måten kunne transportere miljøgifter ned til større dyp. På denne måten kan enkelte miljøgifter som i begynnelsen slippes ut i en elv nå havet og andre kontinenter (Walker, 2006).

Litosfæren: primærspredning og transport

Primærspredning til litosfæren vil i hovedsak skje ved (Walker, 2006)

- Avfallsdumping inkludert fyllplasser og industrielle avfallsplasser: En rekke miljøgifter blir på denne måten spredt til miljøet, spesielt ved dårlig avfallshåndtering.
- Pesticider anvendt i jordbruk/skogsdrift og som sykdomskontroll: Historisk sett har dette vært en viktig kilde til spredning av enkelte miljøgifter, som forhindringen av malariamygg og tsetsefluen
- Bruk av kloakkslam som gjødsel o.l.: Har bidratt til spredning av tungmetaller, nitrater og blekemidler
- Flommer: Ved større flommer vil det kunne tilføres en rekke miljøgifter til jord som tidligere ikke var forurenset
- Utfelling (våt og tørrdeposisjon) fra luft: miljøgifter assosiert med sot, støv og pesticider vil på denne måten kunne overføres til jorden.

Transport av kontaminert jord vil videre kunne skje ved flommer eller sedimenttransport. Industriell massetransport (ved utbygging, rivning o.l.) kan tenkes å være en kilde til lokal spredning rundt og i urbane områder, og på denne måten spre miljøgiftene videre.

Atmosfæren: primærspredning og transport

Primærspredning til atmosfæren vil i hovedsak skje ved: (Walker, 2006)

- Forbrenning: Spredning av en rekke organiske stoffer og hydrokarboner assosiert med røyk og forbrenning vil på denne måten slippe ut i atmosfæren
- Forbrenningsmotorer: karbondioksid og NO_x i tillegg til andre organiske forurensende stoffer
- Pesticider
- KFK gasser (kjølesystemer)

Persistente organiske miljøgifter har blitt funnet igjen over hele jorden, inkludert polarstrøkene, som kjennetegnes ved at de ligger langt unna primære antropogene kilder. Altså vil miljøgifter kunne transporteres over lengre avstander, rekkevidden vil imidlertid ofte avhenge av klima og kjemikaliet art.

Persistente organiske miljøgifter vil kunne eksistere både som dråper eller partikler, og som elementer i dråper og bundet til partikler/aerosoler i atmosfæren. Et eksempel vil være vanndråper som kan inneholde rekke forurensende stoffer. Når vanndråper dannes i atmosfæren vil miljøgiftene kunne inkorporeres i disse og på denne måten vaskes ut av atmosfæren (som NO_x). Videre vil støvpartikler kunne fanges av regndråpene og på denne måten vaskes ut av atmosfæren og overføres til litosfæren eller hydrosfæren. På samme måten kan støvpartikler fra litosfæren kunne virvles opp og bli en del av atmosfæren, i tillegg til direkte fordampning av enkelte miljøgifter (Walker, 2006).

Atmosfæren kan deles inn i troposfæren (0-10 km opp fra jordens overflate) og stratosfæren (10-50km opp fra jordens overflate). I troposfæren synker temperaturen med økende høyde, mens i stratosfæren øker temperaturen med økende høyde. Nærmere jordens overflate (0-4) km finnes et lag luft som er preget av turbulens og lokale luftstrømmer. Miljøgifter som eksisterer i denne sonen faller ofte relativt fort ned igjen, og vil ikke transporteres over lengre distanser. Lengre opp i troposfæren vil luftstrømmene innta en mer stabil karakter og regulære persistente luftstrømmer eksisterer, som vil kunne føre til transport over lengre distanser (Walker, 2006)

Biosfæren

Biosfæren utgjøres av levende dyr og organismer. Spredning av miljøgifter til biosfæren skjer i stor grad gjennom kontaminering av mat, eller ved direktekontakt med kjemikaliet. Finnes miljøgiftene bundet i planter o.l. vil disse videre overføres til dyr som spiser plantene. Er disse stoffene i tillegg av en slik grad at de bioakkumuleres vil konsentrasjonen av miljøgiften øke i takt med dyrets eksponering, og videre oppkonsentreres oppover i næringskjeden. Dyret vil så kunne spre miljøgiftene over lengre avstander som et resultat av vandring. Som et eksempel kan transport av PCB via laksevandring nevnes, da laksen ofte vandrer større avstander i forbindelse med gyting. Laks fra arktiske strøk vil vandre nedover mot stillehavet etter de blir født. Her er konsentrasjonen av PCB høyere enn i de arktiske sjøene / elvene de ble født i, når laksen så vandrer tilbake vil de bringe med seg PCB akkumulert etter oppholdet i Stillehavet. Når fiskene så dør etter gytingen vil PCB frigjøres til den aktuelle innsjøen (Bjerregaard, 2005).

Utveksling av stoffer mellom de forskjellige sfærene

Kjemikalierne kan bevege seg mellom hydrosfæren, atmosfæren og litosfæren via en rekke forskjellige prosesser. Kjemikalier felles ut fra atmosfæren gjennom tørrdeposisjon og våtdeposisjon. Tørrdeposisjon vil si at kjemikalier er bundet til partikler som felles ut fra luften, eller i form av gasser som oppløses i havet. Våtdeposisjon innebærer at kjemikalier felles ut fra atmosfæren med vanndråper som dannes ved nedbør, som gasser oppløst i vanndråpene eller kjemikaliebærende

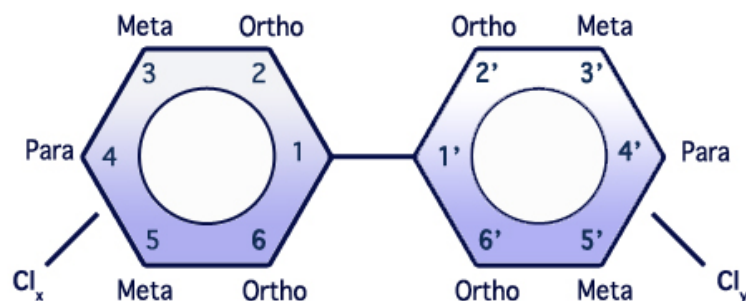
partikler som videre danner grunnlaget for dråpedannelse. Som nevnt ovenfor vil partisjonskoeffisienten eller fordelingskoeffisienten si noe om løseligheten i vann, jo høyere verdi jo større tendens til å bli transportert til sediment i akvatiske miljø. I tillegg kommer likevektfordelingen mellom vann og luft bestemt av Henrys konstant (Bjerregaard, 2005).

Jord består av både levende organismer, mineraler, organisk materiale og små partikler eller kolloider. I tillegg vil det i selve jorden være lommer med luft og vann, som miljøgiftene kan spre seg i, avhengig av løselighet, damptrykk, stabilitet og vannløselighet. For stoffer som er lite stabile vil de kunne brytes ned og gå over i andre former, polare stoffer vil ofte løse seg opp i vann og vil kun i et begrenset omfang adsorbere til jord-kolloider. Stoffer med lav vannløselighet som f.eks. PCB vil sterkt adsorberes til overflaten til leire og organisk materiale og ikke i noen særlig grad foreligge i vannfasen. Videre vil stoffer med høyt damptrykk kunne fordampe til "jord-luften" eller direkte til atmosfæren. Lipofile stoffer som PCB vil være meget sterkt bundet til jord-kolloider og vil av denne grunn i mindre grad kunne vaskes ut eller transporteres dypere ned i jorden (Walker, 2006)

2.2 PCB

2.2.1 Kjemisk struktur

Polyklorinerte bifenyler (PCB) er betegnelsen på en gruppe organiske kjemikalier som består av klorerte bifenyler (Erickson, 1986). Den generelle molekylformelen for PCB er $C_{12}H_{10-n}Cl_n$ der n er et tall mellom 1 og 10 (se figur 2.1)



Figur 2.1: PCB med n antall Kloratomer

2.2.2 Nomenklatur

Generelt har IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) definert et sett generelle regler som gjelder ved navnsetting av organiske forbindelser, i tillegg eksisterer det en rekke andre systemer som er utbredt ved navnsetting av PCB-forbindelser (Mills Iii, Thal, og Barney, 2007). Da den generelle navnsettingen ofte kan bli kompleks og vanskelig å skille fra hverandre er det utarbeidet et system der hver enkelt av de 209 forskjellige PCB-forbindelsene har fått sitt eget nummer fra 1-209 (Erickson, 1986). Ballschmiter og Zell, publiserte i 1980 en artikkel hvor de foreslo denne formen for navnsetting, som opprinnelig er basert på IUPAC sine regler for substituent-karakterisering av bifenyler. Numrene hver PCB-forbindelse får har i ettertid blitt kalt for BZ nummeret, eller "IUPAC nummeret", og viser til de numrene PCB

forbindelsene ble gitt etter en revidering utført i 1983 av Schulte og Malisch. CAS (Chemical Abstract Service) har i tillegg gitt hver PCB-forbindelse et nummer i samsvar med denne revidert versjonen av BZ-systemet (Mills Iii et al., 2007).

Videre kan de forskjellige PCB-forbindelsene grupperes alt etter hvor mange kloratomer de besitter, resulterende i en inndeling i 10 forskjellige grupper (mono-klorbifenyl til deka-klorbifenyl) som kalles monomere. Hver enkelt PCB-forbindelse benevnes kongener, og det eksisterer totalt 209 forskjellige kongener. Forskjellen mellom kongenene utgjøres av antall og posisjon til kloratomene på de to benzenringene. PCB-kongener innenfor den samme homologgruppen benevnes videre isomere (Erickson, 1986). Oppsummert gir dette følgende:

- 209 forskjellige kongener
- 10 forskjellige homologer
- 1-46 forskjellige isomere

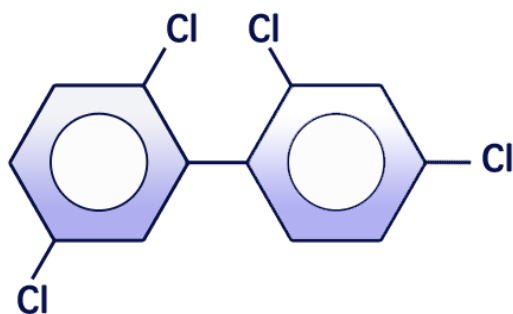
Tabell 2.1: Kjemisk sammensetning av PCB ^a

Homolog	Molekylvekt ^b	Prosent Klor	Antall isomere	Kjemisk formel
bifenyl	154.1	0	1	C ₁₂ H ₁₀
mono-PCB	188.0	19	3	C ₁₂ H ₉ Cl
di-PCB	222.0	32	12	C ₁₂ H ₈ Cl ₂
tri-PCB	256.0	41	24	C ₁₂ H ₇ Cl ₃
tetra-PCB	289.9	49	42	C ₁₂ H ₆ Cl ₄
penta-PCB	323.9	54	46	C ₁₂ H ₅ Cl ₅
hexa-PCB	357.8	59	42	C ₁₂ H ₄ Cl ₆
hepta-PCB	391.8	63	24	C ₁₂ H ₃ Cl ₇
okta-PCB	425.8	66	12	C ₁₂ H ₂ Cl ₈
nona-PCB	459.7	69	3	C ₁₂ HCl ₉
deka-PCB	493.7	71	1	C ₁₂ Cl ₁₀

a Tall hentet fra Erickson 1986 p. 7

b Basert på massen til; ³⁵Cl atomvekt: 34.969, ¹²C atomvekt: 12.00, ¹H atomvekt: 1.0079

Et eksempel som kan nevnes er PCB 49. Strukturnavnet på denne PCB-forbindelsen er 2, 2', 4,5' tetraklor-bifenyl. Videre er denne forbindelsen di-orto substituert på grunn av de to kloratomene i posisjon 2, 2' (se figur 2.2)



Figur 2.2: PCB 49

2.2.3 Stereokjemi

Benzenringene er koblet sammen med en enkelt C-C binding, og er i stand til å rotere rundt denne bindingen. Den steriske konfigurasjonen vil på grunn av dette variere fra en planar konfigurasjon hvor de to benzenringene ligger i det samme planet til en ikke-planar konfigurasjon hvor de to benzenringene har en 90° graders vinkel til hverandre. Graden av rotasjon bestemmes i stor grad av antall orto-substituerte kloratomer da disse utgjør en sterisk hindring for den frie rotasjonen til de to benzenringene (ATSDR, 1997). Alle PCB-forbindelser foreligger i utgangspunktet i en ikke-planar konfigurasjon, inkludert forbindelsene som ikke er orto substituert (McKinney og Singh, 1981). Ikke-orto-substituerte PCB-forbindelser vil i mye større grad være i stand til å oppnå en koplanar orientering i forhold til orto-substituerte PCB-forbindelser fordi kloratomene vil virke som en sterisk hindring på rotasjonen, og blir av denne grunn ofte betegnet som koplanare eller planare. Mono-orto-substituerte PCB-forbindelser blir også generelt betegnet som koplanare, da den steriske hindringen ikke er sterkt nok til å forhindre en viss grad av rotasjon rundt C-C båndet. Hvorvidt PCB-forbindelsene kan oppnå en koplanar konfigurasjon er en av de faktorene som bestemmer hvor toksisk en spesifikk PCB kogenener antas for å være. (ATSDR, 1997).

2.2.4 Fysiske Egenskaper

De fleste PCB-forbindelsene fremstår i ren form som lukt og fargeløse krystaller. De kommersielle PCB-blandingene er ofte tyktflytende fargeløse eller gulaktige væsker, der viskositeten øker med antall kloratomer (Erickson, 2001). Andre fysiske og kjemiske egenskaper varierer en del hos de forskjellige kogenene, men gjennomgående har PCB-forbindelsene høye kokepunkt ($>200^{\circ}$), er lite løselige i vann, har et lavt damptrykk, er svært stabile, lite nedbrytbare, har et høyt flammepunkt (170-380 C°), lav elektrisk ledeevne, høy termisk konduktivitet og er motstandsdyktige mot termisk nedbrytning (Henry og DeVito, 2003; Erickson, 1986; Ahlborg, Hanberg, og Kenne, 1992). PCB vil løses lett opp i de fleste organiske løsemidler, fett og oljer (Erickson, 2001).

Videre er PCB-forbindelsene motstandsdyktige mot en rekke oksiderende stoffer og andre kjemikalier. Selv ved høye temperaturer (opp mot 170°) og i nærheten av oksygen og aktive metaller forblir de intakte (IPCS, 1993).

2.2.5 Toksisitet

Den første som oppdaget PCB spredning til dyr og miljøet var Søren Jensen i 1966 (Erickson og Kaley, 2011; Jensen, 1972). Studien han gjennomførte i 1966 fokuserte i utgangspunktet på akkumulasjon av DDT i miljøet, men ved analyse av en havørn som ble funnet død i Sverige ble det oppdaget større konsentrasjoner av et ukjent stoff. Stoffet ble ved nøyere analyser bestemt til å være PCB (Jensen, 1972). Etter resultatene ble publisert har mengder studier som fokuserer på PCB-forbindelsenes toksiske egenskaper blitt produsert, og studien ble starten på en betydelig bevisstgjøring i forhold til utslipp og helseeffekter (Erickson og Kaley, 2011). Nedenfor kommer jeg i korte trekk til å redegjøre for de toksiske virkningene til PCB, da dette kan sies å være meget vesentlig med tanke på skadevirkningene PCB påfører miljøet, ordforklaring finnes i A.1.

Med tanke på PCB-forbindelsenes toksisitet skiller man ofte mellom dioksinlignende PCB-kongener og ikke dioksinlignende PCB-kongener, de dioksinlignende kongenerene omtales også ofte som planare eller koplanare PCB-forbindelser. 12 av PCB-forbindelsene defineres som dioksinlignende forbindelser, og virker gjennom aryl-hydrokarbon reseptoren (AHR) og gir en rekke toksiske effekter på samme måte som 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioksin (TCDD) (Giesy og Kannan, 1998). Ah-reseptoren foreligger i steroid hormon gruppen og virker ved å påvirke transkripsjonen av enkelte gener. Alle kjemikalier som påvirker Ah reseptoren gjør dette

omtrent på samme måte, men med forskjellige virkningsgrad (forskjellig toksisitet) (Carpenter, 2006).

Som et mål på toksisiteten til disse PCB-forbindelsene brukes ofte TEF (toksiske ekvivalens verdier) verdier, definert ved i hvor stor grad den toksiske effekten til en PCB-forbindelse er i forhold til TCDD. De PCB-forbindelsene som viser dioksinlignende effekter kjennetegnes med minimum fire substitusjoner i meta og para posisjon samt ingen eller bare en av ortoposisjonene til bifenylet. PCB-kogenene som viser denne type effekt er: 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 169, 156, 157, 167 og 189 (totalt 12 stk). 8 av disse er mono-orto substituerte og vil i tillegg til å påvirke AHR kunne gjøre skade gjennom andre mekanismer. De ikke dioksinlignende kogenene har også utvist en rekke helsefarlige egenskaper, og vil derfor være like viktige med tanke på skadevirkninger som de dioksinlignende PCB-forbindelsene (se tabell 2.2 for oversikt) (Giesy og Kannan, 1998).

Tabell 2.2: TEF verdier for PCB ^a

Stoff	TEF verdi
<i>Dioksin</i>	
2,3,7,8-TCDD	1
<i>Ikke orto-substituerte PCB-kogener</i>	
PCB 77	0.0001
PCB 81	0.0003
PCB 126	0.1
PCB 169	0.03
<i>Mono-orto-substituerte PCB-kogener</i>	
PCB 105 ^b	0.00003
PCB 114	0.00003
PCB 118 ^b	0.00003
PCB 123 ^b	0.00003
PCB 156	0.00003
PCB 157	0.00003
PCB 167	0.00003
PCB 189	0.00003

a Tallene er hentet fra Van den Berg, Birnbaum, Denison, De Vito, Farland, Feeley, Fiedler, Hakansson, Hanberg, Haws, et al. (2006) p. 234

b Estimer på globale utslipp av disse kongenerene har blitt gjort av Breivik et al. (2002b) senere revidert av (Breivik et al., 2007). De fant at kongener nr 105, 118 og 123 tilsammen utgjør 11.58% (153.53kt) av det totale globale utslippet (se seksjon 3.1). Dette vil utgjøre en samlet TEF verdi på 153.

Opptak og eksponering

Generelt så kommer mennesker i kontakt med PCB gjennom luft, drikkevann og mat. I USA har det blitt anslått at den daglige eksponeringen for PCB via luft til er 100 ng pr dag. Gjennom

drikkevann antas det en eksponering på <200ng pr dag og 3-5 ng/dag kg-kroppsvekt for voksne. Generelt så vil PCB-forbindelsene på grunnlag av deres lipofile karakter binde seg til fettvev i kroppen via gastrointestinalkanalen (mage-tarmsystemet). Videre kan PCB-forbindelsene trenge inn gjennom huden ved kontakt. Høyest konsentrasjon av PCB finnes ofte i leveren, fettvevet, hjernen og huden. For magefett har det blitt funnet en gjennomsnittskonsentrasjon på 5.1 mg PCB/kg. PCB har blant annet blitt funnet å kunne ha østrogenlignende effekter, men dette er kongeneravhengig og gjelder ikke for alle forbindelsene. I tillegg er det funnet at PCB kan hemme utvikling av spedbarn, samt øke kreftfaren (Faroon, Keith, Smith-Simon, og De Rosa, 2003). Bjerregaard og Young (1998) fant blant annet at det fødes flere jenter enn gutter på Grønland, noe som kan komme av endokrinforstyrrende miljøgifter som f.eks. PCB.

Typisk er fet fisk en av diettelementene som ofte er koblet til en høyere konsentrasjon av PCB i mennesker (Ahlborg, Hanberg, og Kenne, 1992). Amap (2003) nevner bla. at det svenske næringsmiddeltilsynet anbefaler og unge jenter samt unge kvinner og kun spise gjedde, kveite og ål en gang i uken. Sild fra østersjøen anbefales spist maks en gang i måneden. Når det gjelder laks anbefales det kun ett måltid i måneden uavhengig om den kommer fra østersjøen eller innsjøer i Sverige. For gravide og ammende mødre er kravene enda strengere. I Norge anbefales det på samme måte som i Sverige å utvise forsiktighet mhp. fisk i dietten for gravide og ammende kvinner. Andre matgrupper vil også kunne føre til større PCB-konsentrasjon, men en gjennomgang av disse vil ikke bli gjort i denne oppgaven.

Toksisitet

Det er meget skjelden at en person blir eksponert til bare dioksinlignende kongener, det heller ofte være en blanding av både dioksinlignende og ikke dioksinlignende kongener. De ikke dioksinlignende kongenerene vil virke på forskjellige systemer i kroppen, avhengig av den individuelle kongeneren. En gruppering av av PCB kongener har blitt foreslått på bakgrunn av klorinering, hvordan de påvirker enzymer eller deres hormonforstyrrende virkning. Forskjellige kongener vil f.eks. kunne påvirke enzymer som er ansvarlige for oksidative metabolismen av forskjellige rusmidler, steroider og kreftfremkallende stoffer (Carpenter, 2006).

Dioksiner og dioksinlignende PCB påvirker en rekke cytokromer, som resulterer i proliferasjon (økning) av endoplasmatisk retikulum (et nettverk av små ganger og blærer som fins i de fleste små celler, et viktig grunnlag for celledeling og proteinsyntese m.m. (Øyri, 2003)) i leverceller som resulterer i en økning i leverstørrelse, og endring i mange aspekter av leverfunksjon inkludert endring av endokrinfunksjon (hormonsyntese). Imunsystemets funksjon vil også forandres da størrelsen på *thymus* kjertelen reduseres (Carpenter, 2006). Fitzgerald et al. (2005) fant blant annet en økt metabolisme av kaffein hos individer eksponert for høye verdier av mono eller di-substituerte PCB-kongener.

Ortho-substituerte PCB-kongener som ikke påvirker Ah reseptoren vil kunne endre nerveceller, øke insulinproduksjon samt påvirke imunsystemet og forårsake en hurtig celledød. Dette er imidlertid ikke observert for koplanske PCB-kongener. Når det gjelder påvirkningen av det endokrine systemet, vil de koplanske og Ah-aktiverende kongener føre til en nedbrytning av østrogen i kroppen. På den annen side vil de fleste andre PCB-kongener etterligne østrogen. Da de fleste PCB-kongener ikke er koplanske eller Ah-aktiverende vil netto virkning være en østrogenhermende (Carpenter, 2006).

Generelt så vil mindre klorinerte PCB-kongener brytes raskere ned i kroppen sett i forhold til mer klorinerte PCB-kongener. Videre vil nedbrytningen i kroppen være en funksjon av totalt innhold, der et høyere innhold gir en høyere nedbrytningsrate (Carpenter, 2006).

Helseeffekter

PCB virker inn på en rekke sykdommer og infeksjoner, og vil generelt kunne bidra til utviklingen en rekke sykdommer. For en oversikt se tabell 2.3

Tabell 2.3: Sammedrag av sykdommer relatert til en høy PCB-eksponering ^a

Sykdom	Virkning
Kreft	PCB antas å være karsinogent men det har vist seg å være vanskelig å bevise en direkte effekt. Det har imidlertid blitt funnet at langvarig eksponering for PCB i høye konsentrasjoner har ført til DNA-skader og forandring av kromosonene. Det antas imidlertid at PCB kan være med på å øke risikoen for hjernekreft, brystkreft, kreft i mage-tarm systemet, leverekreft, lungekreft, malingt melanom (føflekk-kreft), Non-Hodkins lymfom, bukspyttkjertelkreft og prostatakreft
Infeksjoner	Ved å virke hemmende på immunforsvaret vil infeksjoner og kreft lettere kunne oppstå. Hyppige infeksjoner kan være et direkte resultat av PCB-eksponering.
Nevrobehaviorale effekter	Eksponering for PCB i livmoren har blitt koblet til en reduksjon av barnets kognitive funksjon (for eksempel IQ). For spebarn er morsmelk den primære kilden til PCB, i tillegg har det blitt funnet at foster kan bli utsatt for PCB gjennom livmoren.
Hypotyreoidisme	Mindre thyroidea-hormonproduksjon (i skjoldbruskkjertelen) som vil gi et lavere stoffskifte
Fertilitet og reproduktive effekter	Generelt vil en høy PCB eksponering kunne gi nedsatt fertilitet (ved for eksempel å hemme testosteronproduksjonen), i tillegg til redusert spermabilitet.
Kardiovaskulære sykdommer	PCB-eksponering har blitt koblet opp mot økt kolesterol og blodtrykk
Diabetes	PCB antas å kunne være en medvirkende årsak til utvikling av diabetes
Lever sykdommer	Som følge av økt leverstørrelse
Astma	Dioksin-eksponering antas å redusere astmatilfeller, er det motsatte antatt for PCB.
Leddgikt	PCB er knyttet til en økt risiko for å utvikle leddgikt

^a Carpenter (2006)

Når det gjelder eksponering og hvilke helseeffekter tilknyttet disse viste (Ahlborg et al.) (1992 p.56) til følgende oversikt (figur 2.3):

Merk at tallene er hentet fra forskjellige laboratorier, så en sammenligning er vanskelig å utføre.

Group	Level [#]	Symptoms
General population	12.0 (10-27) 4.6 <20	none none not studied
Non-fish-eaters	6.6 (<3-59.5)	not studied
Exposed to contaminated fish	21.4 (<3-202.7)	not studied
Occupationally exposed	80-100 21-117 33.4 (10-312) 81 18.2 (nd-424) 32.3 ± 20.6 88-1359 12.2 41-1319 <200 ≤40	dermatological abnormalities chloracne none none none minor liver enzymes minor enzyme affection some chloracne, liver affection none dermatological complaints breast-fed children affected
Yusho	1-30 (5 y post.exp.) 6 ± 4 (11 y post.exp)	Yusho typical
Yu-Cheng	39 ± 17 (6 m post.exp) 38 (10-720) (9-18 m post.exp)	Yusho typical

Figur 2.3: Oversikt over konsentrasjon og helseeffekter

Oversikten gir allikevel en hvis pekepin hva konsentrasjon og helseeffekter anngår. For yusho spesifikke symptomer se nedenfor (seksjon 2.2.5).

Videre kan PCB f.eks. forverre virkningsgraden til andre miljøgifter, AMAP (2011) nevner at høye PCB konsentrasjoner i sjømat kan øke virkningsgraden til miljøgiften kvikksølv i mennesker.

Yusho og Yu-Cheng ulykkene

Av de mest kjente ulykkene som involverer PCB utslipp finnes Yusho og Yu-Cheng ulykkene, I begge tilfeller ble større mengder risolje kontaminert med PCB som førte til en konsentrasjon i risoljen på henholdsvis 375 mg/kg og 53-99 mg/kg. Begge ulykkene førte til kontaminasjon av ca 2000 individer, som i snitt ble utsatt for et inntak på 633 og 973 mg PCB. Av de mest typiske effektene fra disse ulykkene er hudsykdommer (klorakne), i tillegg til enkelte tilfeller av luftveisproblemer (Ahlborg, Hanberg, og Kenne, 1992).

PCB I ET GLOBALT PERSPEKTIV

3.1 PCB i verden

PCB ble først syntetisert i 1881 av Schmidt & Schulz (Tanabe, 1988), men den kommersielle produksjonen av PCB begynte ikke før 1929 av Swann Chemical Company med tilholdssted i Aniston Alabama, USA. Theodore Swann hadde utviklet en prosess for å lage bifenyyl fra benzenringer ved å boble benzen gjennom smeltet bly. (Erickson og Kaley, 2011). Når denne metoden ble utviklet, ble det videre undersøkt en rekke anvendelser for bifenyylene, blant annet klorinering hvilket førte til polyklorinerte bifenylye (Penning, 1930; Jenkins, McCullough, og Booth, 1930). I 1935 ble Swann Chemical Company kjøpt opp av Monsanto Company, inkludert deres fabrikk i Aniston. Produksjonen av PCB fortsatte videre i Aniston under merkenavnet Aroclor[®] (Erickson og Kaley, 2011). General Electric var ett av de første selskapene som så PCB-produktenes muligheter som flammehemmende transformator væsker. Tidligere hadde mineralolje vært brukt til dette formålet, men nå ble PCB foretrukket i tilfeller hvor brannfaren var høy. Etter andre verdenskrig økte produksjonen og PCB ble anvendt i en rekke nye produkter, som f.eks: hydraulikkvæsker, varmeutvekslende væsker og som et plastiserende stoff. Monsanto ble etter hvert den største produsenten av PCB i et globalt perspektiv (se avsnitt 3.1.3).

3.1.1 Kommersiell produksjon

Hovedsakelig har produksjonen av PCB foregått ved å klorinere bifenylyer ved hjelp av klorgass (Erickson, 1986). Når den ønskede graden av klorinering var oppnådd ble råproduktet pumpet videre til en annen tank, og deretter raffinert ved hjelp av vakuumdestillering (Erickson og Kaley, 2011). Sammensetningen av de forskjellige PCB-kongenene eller homologene i kommersielle fremstilte produkter ble bestemt av denne prosessen, og ikke ved å tilsette spesifikke PCB-kongener til blandingen. Av denne grunn er fortsatt kongenerfordelingen i mange PCB-produkter ukjent. Homolog-fordelingen er imidlertid velkjent for kjente produkter som Aroclor. Denne produksjonsmetoden fører videre til at PCB-produkter med samme klorinnhold er også relativt like med tanke på homologfordeling uavhengig av produsent (Erickson og Kaley, 2011).

Mer spesifikt ligger klorinnholdet i de fleste kommersielt fremstilte PCB-produkter mellom 21-68% (w/w) (Ahlborg, Hanberg, og Kenne, 1992). Homologfordelingen for de fleste kommersielle produktene viser i tillegg en normalfordeling rundt det gjennomsnittlige klorinnholdet (Takasuga, Inoue, Ishida, og Ireland, 1996) I tillegg blir kommersielle PCB-blandinger solgt på grunnlag av deres fysiske egenskaper, hvilket fører til at den absolutte fordelingen av PCB-kongener og andre forurensende elementer i blandingene vil kunne variere fra batch til batch (Ahlborg, Hanberg, og Kenne, 1992).

3.1.2 PCB produkter

Det finnes mange forskjellige kjente merkevarenavn på kommersielt produserte PCB-blandinger. De forskjellige PCB-blandingene vil på grunn av produksjonsmetode være relativt like med tanke på homologfordeling og grad av klorinering. Nedenfor følger en oversikt over land og de mest kjente PCB-produktene produsert i disse.

USA

Ett av de mest kjente produktene fra USA er Aroclor. Som nevnt tidligere ble Aroclor produsert av Monasto Chemical Company (avsnitt 3.1). Produktnavnet Aroclor ble etterfulgt av fire tall der de første to tallene avgjorde hvilken produktgruppe produktet lå innenfor. For raffinerte PCB-blandinger ble tallet 12 brukt. De to siste tallene anga graden av klorinering. Aroclor1242 var da polyklorinerte bifenyler med et klorinnhold på 42%. Monsanto produserte også andre produkter som inneholdt PCB. I tillegg til Aroclor er også Askarel et kjent merkevarenavn, Askarel ble hovedsakelig benyttet i transformatorer, og besto av en blanding mellom Aroclor og triklorbenzen. (se seksjon 3.1.4). Produksjonen av PCB i USA foregikk i all hovedsak ved Monsanto sine to fabrikker (Anniston i Alabama og Sauget i Illinois) (Erickson og Kaley, 2011). Mye anvendte PCB-innholdige produkter fra USA omfatter (Koniczny og Mouland, 1997):

- Aroclor 1221, 2132, 1242, 1248, 1254, 1260, 1262, 1268, 1270 og Aroclor 1016
- Askarel

Sovjetunionen

De mest kjente PCB-produktene fra sovjetunionen er Sovol og blandinger av Sovol og triklorbenzener som kaltes for Sovotol, og kan sammenlignes med Askarel produsert i USA (Koniczny og Mouland, 1997). Produksjonen av PCB i sovjetunionen foregikk ved to fabrikker i nærheten av Moskva (Orgsteklo og Orgsintex). Det er hevdet at Sovol kan sammenlignes med Aroclor 1254, hvilket innebærer at Sovol vil ha et klorinnhold på 52% (Breivik et al., 2002a).

Velkjente produkter fra Sovjetunionen (Koniczny og Mouland, 1997)

- Sovol
- Sovotol 1, 2, 10

Øst-Tyskland

I Øst-Tyskland ble PCB produsert av Deutsche Soda Werken-VEB, under produktnavnet Orophene (Koniczny og Mouland, 1997).

Vest-Tyskland

PCB ble produsert i relativt store mengder i Vest-Tyskland av Bayer AG fra 1930 tallet, Bayer AG hadde tilholdssted i Leverkusen. Fra 1930 og frem till 1973 ble en tredjedel av blandingene produsert anvendt i lukkedesystemer, men 1973 ble det kun produsert PCB for lukkede systemer og hydraulisk utstyr til gruvedrift. Et velkjent produkt fra Vest-Tyskland er (Koniczny og Mouland, 1997):

- Clophen A30, A40, A50, A60, T64, T64N, T28, T241N, C og C1
- Thiokol

Klorinnholdet i Clophen A serien er henholdsvis 40-42%, 48%, 52-54% og 60% for A30 til A60 (Breivik et al., 2002a).

Frankrike

I Frankrike ble PCB produktene solgt av Prodelec (Paris) og produsert i to fabrikkanlegg, eid av Rhône-Poulenc og Atochem. Av de kommersielle teknisk produserte PCB-blandingene produsert i Frankrike finner man blant annet (Konieczny og Mouland, 1997):

- Therminol
- Phenoclor
- Prodelec 3010
- Pyraléne 1467, 1470, 1500, 1501, 2000, 3000, 3001, 3010, 3011, 5000, T1, T2, T4

Spania

Franske Rhône-Poulenc var deleier i fabrikkene som produserte tekniske PCB blandinger i Spania, sammen med SA Cros. Produktene ble produsert på fransk lisens og solgt videre gjennom Rhône-Pulenc España. Produktene fra Spania ble solgt under navnene (Konieczny og Mouland, 1997)

- Fenclor
- Pyralene

Italia

Den italienske produksjonen av PCB foregikk ved Caffaro fabrikkene, og PCB blandinger produsert her ble i større mengder eksportert til USA. Av kommersielle tekniske PCB blandinger fra Italia finnes blant annet (Konieczny og Mouland, 1997):

- Fenclor 42, 54, 64, 70
- Fenclor DK
- Apirolio 1431C, 1481T

Fenclor blandinger har vært mye anvendt som tilsetningsstoffer i maling, plast og som resinmyknere.

Storbritannia

I Storbritannia var det Monsanto Industrial Chemicals Co som var hovedprodusent av PCB innholdige blandinger. På samme måte som i USA gikk også produktene under merkevarenavnet Aroclor (se avsnitt 3.1.2). Produksjonsanlegget hadde tilholdssted i Newport og produserte PCB fra 1954 til 1977 (Konieczny og Mouland, 1997)

Japan

Produksjonen av tekniske PCB-blandinger ble utført av to forskjellige produsenter; Mitsubishi-Monsanto Co og Kanegafuchi Chemical Co, hvor Kanegafuchi sto for omtrent 96% av den totale PCB-produksjonen i landet (Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones, 2002a). Begge selskapene var lokalisert i Tokyo og stanset sin produksjon av PCB i 1972. De tekniske PCB-inholdige blandinger produsert i Japan er (Konieczny og Mouland, 1997)

- Kanechlor KC200, KC300, KC400, KC500, KC600, KC1000
- Santotherm

Tsjekkoslovakia

Chemko Co (Strazke) var produsenten av tekniske PCB-blandinger i det tidligere Tsjekkoslovakia. PCB-produktene ble videre solgt av Chempol PZO Co i Praha. Av kommersielle tekniske blandinger fra Tsjekkoslovakia som inneholder PCB finnes (Konieczny og Mouland, 1997):

- Delor 2, 3, 4, 5, 103, 105, 123
- Hydeler 103, 104, 105

Polen

I Polen ble Clorofen produsert. Clorofen har en kloreringsgrad på 63.3% og har blitt benyttet som hydraulikkolje i forbindelse med gruvedrift.

Oppsummering

Konieczny og Mouland (1997) Gir følgende oversikt (tabell 3.1) over de forskjellige kommersielle tekniske blandinger som inneholder PCB og hvilke bruksområder de forskjellige PCB-produktene har hatt.

Tabell 3.1: Oversikt over kommersielle PCB-produkter og deres anvendelse ^a

Produkter og anvendelse	Varemerke
<i>Elektriske systemer</i>	
Transformatorer og høyspentfordelere	Aroclor 1241, 1254, 1260, Askarel, Clophen A30, T64, T64N, Apirolio, KC-500 Dlor 103, 105, Sovol, Sovotol
Store kondensatorer	Aroclor 1016, 1221, 1254, Clophen C, C1, KC-300, Sovol Sovotol
Små kondensatorer	Aroclor 1242, 1254
<i>Olje, væske og gassystemer</i>	
Smøreolje for vakuumpumper og motorer	Aroclor 1221, 1242, 1248, 1254, Fenclor 42, 54, 64, 70
<i>Fortsetter...</i>	

Produkter og anvendelse	Varemerke
Hydrauliske væsker	Aroclor 1232, 1242, 1248, 1254, 1260, Clophen, Clorofen, Pydraul, Hydeler 103, 104, 105
<i>Maling og byggeprodukter</i>	
Blekk, trykksverte	Aroclor 1254
Pigmenter i maling, lakk, lim	Fenclor 42, 53, 64, 70, KC-600, Delor 103, 105
Fugemasse i hus av betongelementer og sement tilsats	Aroclor 1248, 1260, Thiokol (Clophen A30, A40 og A50)
<i>Produkter av papir og papp</i>	
Bleket papir, kartong	Aroclor 1242
Selvkopierende papir (NCP)	Aroclor 1242, KC-300, Clophen A30, Fenclor 42
<i>Diverse</i>	
Støvhindrende midler, overflatebehandling	Aroclor 1254, 1260

a Tabellen er hentet fra Konieczny og Mouland 1997 p. 14 og presentert her i en noe redusert form

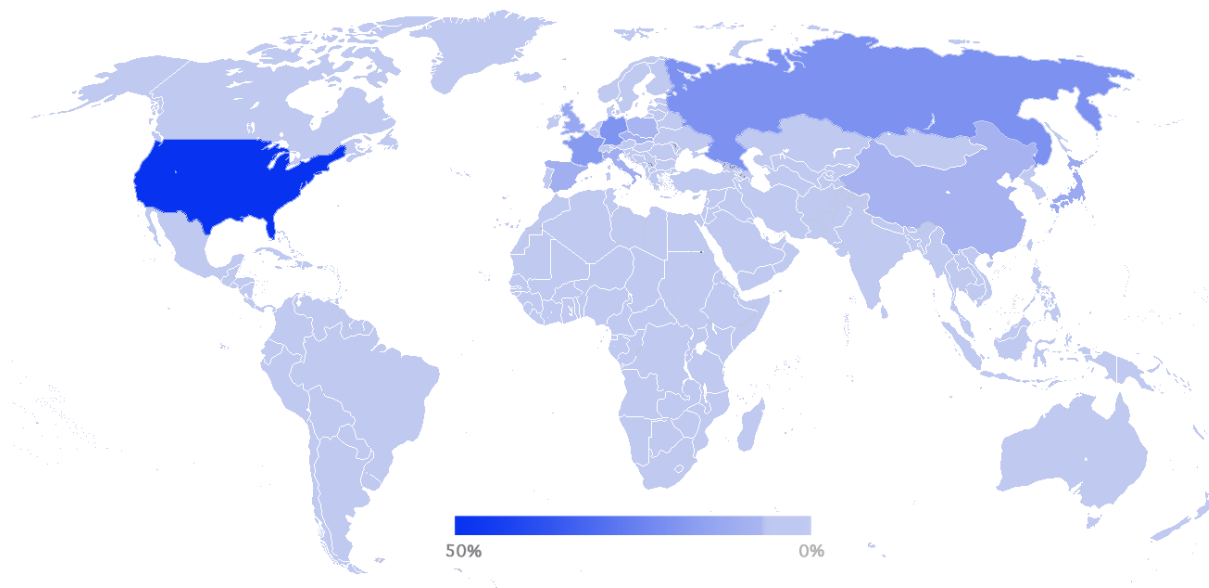
3.1.3 Mengde PCB produsert

En beregning gjennomført av Breivik et al. (2002a) og revidert i Breivik et al. (2007) konkluderer med at det har blitt produsert minst 1 325 810 tonn PCB fra 1930 og frem til 1993. Beregningene utført tar utgangspunkt i totalt 15 produsenter, hvorav Monsanto (USA) står for 48.4% av den totale globale PCB produksjonen. Videre bidrar Bayer (Vest-Tyskland), Prodelec (Frankrike) og Orgsteklo (Russland) med mer enn 10% av den totale globale produksjonen. I Europa har det blitt produsert totalt 441 844 tonn PCB fra 1930-1984, hvilket utgjør 33.3% av den totale globale PCB mengden produsert. Produksjon og bruk av PCB ble forbudt eller begrenset i USA og de fleste vesteuropeiske land mot slutten av 1970 tallet (Kim, Hirai, Kato, Urano, og Masunaga, 2004; Erickson, 1986) Selv om enkelte produsenter fortsatte produksjonen til begynnelsen av 1990 tallet (Orgsintez, Orgsteklo) (Kim et al., 2004; Breivik et al., 2002a). Se figur 3.1 for oversikt på kart.

Tabell 3.2: Oversikt over produsenter, land og mengde PCB produsert ^a

Produsent	Land	Start	Slutt	Mengde (tonn)	Prosent
Monsanto	USA	1930	1977	641,246	48.4
Bayer AG	Vest-Tyskland	1930	1983	159,062	12.0
Orgsteklo	Sovjetunionen	1939	1990	141,800	10.7
Prodelec	Frankrike	1930	1984	134,654	10.2
Monsanto	Storbritannia	1954	1977	66,542	5.0
Kanegafuchi	Japan	1954	1972	56,326	4.2
Orgsintez	Sovjetunionen	1972	1993	32,000	2.4
Caffaro	Italia	1958	1983	31,092	2.3
S.A. Cros	Spania	1955	1984	29,012	2.2

Fortsetter...



Figur 3.1: Produksjon av PCB på verdensbasis (% av total global produksjon). Tall hentet fra Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones 2007

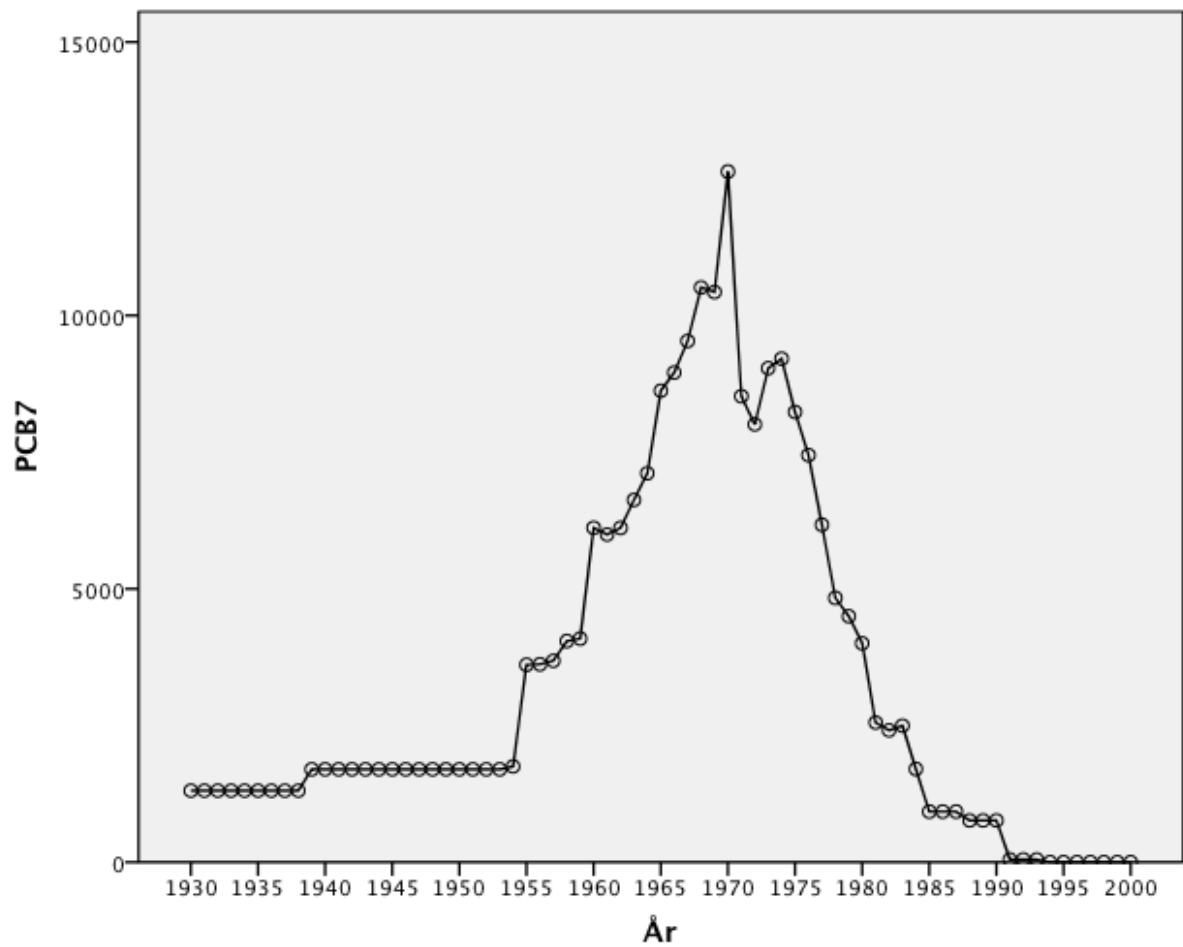
Produsent	Land	Start	Slutt	Mengde (tonn)	Prosent
Chemko	Tsjekkoslovakia	1959	1984	21,482	1.6
Xi'an	Kina	1960	1979	8,000	0.6
Mitsubishi	Japan	1969	1972	2,461	0.2
Electrochemical Company	Polen	1966	1970	1,000	<0.1
Zaklady Azotowe	Polen	1974	1977	679	<0.1
Geneva Industries	USA	1971	1973	454	<0.1
Total		1930	1993	1,325,810	100

a Tabellen er hentet fra Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones 2007 p. 299

Når det gjelder produksjon av spesifikke homologer utgjør tri, tetra og penta-PCB homologene 72.44% av den totale globale PCB produksjonen (Breivik et al., 2007). Videre er den totale anslåtte historiske produksjonen av $\sum \text{PCB}_{22}$ anslått til å være mellom 467.31 og 702.38 kt, med et middelestimat på 565.36 kt, hvilket utgjør en prosentandel på 41.65 % av total mengde produsert PCB (Breivik et al., 2007).

Tidstrender

Som vist i figur 3.2 er det en markant topp i år 1970, hvor det ble produsert 12630.9 tonn $\sum \text{PCB}_7$. Den globale produksjonen begynte ikke på alvor før i 1955, og stoppet opp rundt 1985. De årene hvor det ble produsert mest PCB er fra 1955 og frem til 1970 tallet, hvor produksjonen gradvis avtar frem mot 1985. I 1973 anbefalte OECD en rekke restriksjoner på bruk og produksjon av PCB innholdige stoffer, hvilket har bidratt til at de fleste OECD landene trappet ned på produksjonen og innførte begrensninger ved bruk av PCB-holdige stoffer på 1970 tallet (IPCS, 1993). Produksjonen av PCB antas å slutte i 1993 da produksjonen av Sovol stoppet i Russland (Breivik et al., 2002a).

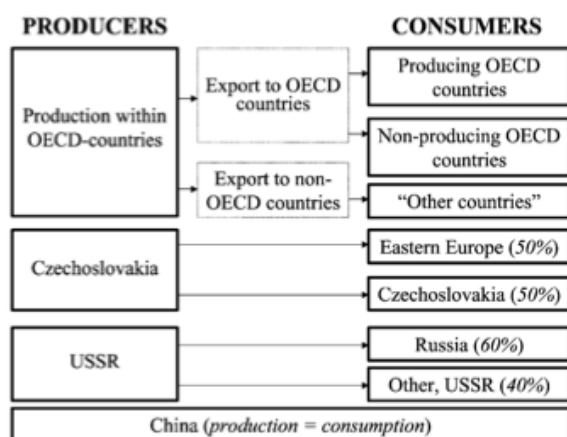


Figur 3.2: Produksjon av PCB fra 1930 og frem til 2000 i tonn \sum PCB₇. Tall hentet fra Breivik 2002 (for utdypende informasjon se Breivik et al. (2002a))

Eksport av PCB

PCB har ikke kun blitt brukt i de landene hvor det har blitt produsert, da import og eksport av PCB også ble gjennomført på linje med andre varer mellom verdenslandene. Breivik et al. (2002a) estimert eksport og importmengden mellom OECD landene, Tsjekkoslovakia og Sovjet. Når det gjelder Kina, antas det at de ikke har importert eller eksportert PCB i noen vesentlig grad. (Breivik et al., 2002a) estimerte at OECD eksporterte PCB til ca 69 forskjellige land. De landene som ble utelatt var de med en total GDP (Gross Domestic Product) mindre enn en billion US\$. Videre ble det antatt at OECD landene ikke eksporterte til Kina, Sovjet eller Østeuropa. På basis av dette antas det at OECD landene bidro med eksport av 148.3 kt eller 11.2% av total mengde PCB produsert.

Av PCB produsert i Tsjekkoslovakia ble omlag halvparten av denne eksportert til andre østeuropeiske land (Sabata, Friesová, Rericha, og Hetflejš, 1993). Tsjekkoslovakia produserte totalt 21 482 tonn PCB i perioden fra 1959-1984. Dette utgjør 1.6% av den totale mengden PCB produsert globalt. Når det gjelder Sovjet anses dette som et lukket marked, hvilket impliserer at all PCB produsert i det tidligere Sovjet ble benyttet innenfor disse grensene, nærmere bestemt 60% i selve Russland og de resterende 40% i de andre sovjetlandene.

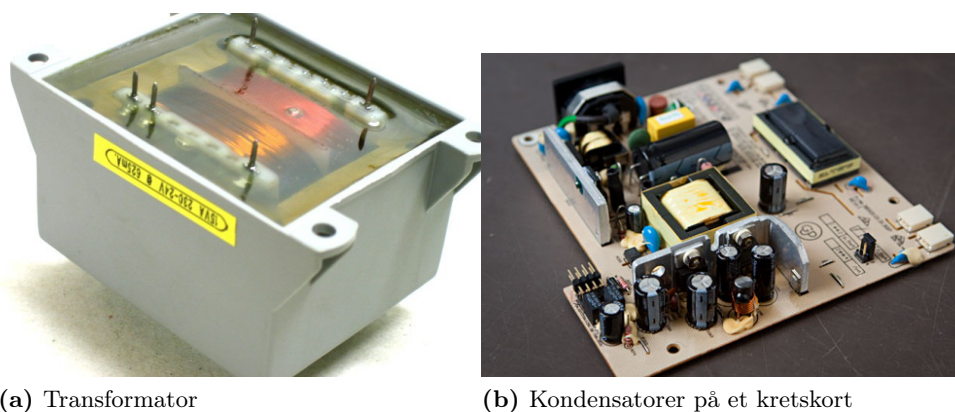


Figur 3.3: Eksport av PCB. Figur hentet fra Breivik et al. (2002a) p.193

3.1.4 Bruksområder

På grunn av de fysiske og kjemiske egenskapene til PCB, ble PCB anvendt i en rekke forskjellige produkter fra plastiserende stoffer i maling, selvkopierende papir (no carbon copy paper, NCP), fugemasser og i transformatorer. I 1970 ble 56 % av PCB produsert av Monsanto i USA brukt i kapasitatorer og transformatorer. IPCS 1993 deler bruken av PCB inn i tre forskjellige klasser:

- Helt lukkede systemer (elektrisk utstyr som kapasitatorer og transformatorer)
- Formelt lukkede systemer (hydrauliske og varmeutvekslingssystemer, vakuumpumper)
- Åpne systemer (Som plastiske stoffer i PVC, maling generelt, overflatebehandlende stoffer, blekk osv.)



(a) Transformator

(b) Kondensatorer på et kretskort

Figur 3.4: Transformator og kondensatorer, bildene er hentet fra hhv. <http://circuitboard1.com/category/pcb-transformer/> og <http://circuitboard1.com/category/pcb-capacitors/>

Lukkede Systemer

PCB-innholdige væsker har tidligere blitt brukt som isolatorer i både kondensatorer og transformatorer (se fig 3.4). I en transformator vil det kunne oppstå kortslutninger og gnister, derfor er man avhengig av å fylle opp transformatorene med en elektrisk isolerende væske. PCB-innholdige væsker har ofte blitt anvendt til dette formålet, grunnet PCB-fobindelsenes fysiske egenskaper som f.eks. deres lave flammepunkt (se seksjon 2.2.4). Transformatoren vil så enten bli forseglet, eller utstyrt med en ventilator som tillater volumendring av transformatoroljen (på bakgrunn av temperaturforandringer) (UNEP, 2002).

I kondensatorer har PCB-innholdige væsker også blitt anvendt som en elektrisk isolator. Kondensatorer er imidlertid i motsetning til transformatorer alltid forseglede, så en direkte utlekkingsrisiko foreligger ikke (UNEP, 2002)

Det som kjennetegner PCB-produktene som anvendes i transformatorer er at de ofte inneholder et høyt klorinnhold (54-60 %). Askarel var et produkt fra Monsanto som i tillegg til PCB også inneholdt tri og tetraklorbezen, og ble ofte brukt i transformatorer. Mot slutten av 70 tallet og begynnelsen av 80 tallet ble bruken av de fleste PCB-innholdige transformatorene faset ut, og den PCB forurensede oljen ble byttet ut med olje som ikke inneholdt PCB. I Norge startet denne prosessen i 1985. I Skandinavia har det imidlertid ikke i like stor grad som i f.eks. Frankrike vært anvendt PCB-innholdige oljer i transformatorene, da disse har vært plassert utendørs og konsekvensene ved brann har vært mindre. I Frankrike var de fleste transformatorene plassert innendørs, og den isolerende væskens flammepunkt hadde en mye større betydning (IPCS, 1993).

I USA har bruken av PCB-produkter vært desidert størst som isolerende væske i kondensatorer, og 45% av all PCB produsert fra 1930-1975 har blitt brukt til dette formålet. Transformatorer dominerer med en andreplass på 24% av bruken (Durfee, Contos, Whitmore, Barden, og Hackman, 1976). Kondensatorer kan videre kategoriseres i små og store kondensatorer, der små kondensatorer er definert som de man finner i husholdningselektronikk og biler. Disse små kondensatorene er også lukkede systemer, men når det gjelder utslippsfare vil de små kondensatorene bidra i stor grad til utslipp, dette i følge Breivik et al. (2002b) da hjemmeelektronikk ikke har hatt de samme kravene til avfallsbehandling som større kondensatorer.

Formelt lukkede systemer

Formelt lukkede systemer kjennetegnes ved at de i prinsippet er lukket, men lekkasjer kan oppstå (Breivik et al., 2002b). Eksempler er hydrauliske systemer, varmeutvekslingssystemer og vakuumpumper (IPCS, 1993). PCB-forbindelser har også blitt brukt som smøremidler i luft og gasskompressorer, i disse systemene ble PCB anvendt på bakgrunn av redusert brannfare og mindre vedlikehold da PCB-produktene ikke avsatte karbon på f.eks. kompressorventiler i forhold til mineraloljer. Spesielt var disse egenskapene attraktive for bedrifter som hadde ansvar for gasslinjer (naturgass), der høy temperatur og eksplosjonsfare var en . PCB-produktenes flammehemmende egenskaper var også verdsatt i varmeutvekslingssystemer, da brennbare væsker kunne føre til store problemer hvis en lekkasje oppsto eller ved andre uhell. I tillegg vil kjemisk stabilitet under høyere temperaturer være ønsket (Erickson og Kaley, 2011)

Hydraulikkolje fungerer i prinsippet som et medium for overføring av mekanisk energi. Væske anvendt til dette formålet må kunne virke smørende på systemet, være relativt stabilt (mhp. f.eks. viskositet), ikke påvirke gummipakninger samt være flammehemmende. Igjen ble PCB primært benyttet i tilfeller hvor brannfaren var relativt stor, som i gruveoperasjoner, bilproduksjon aluminiumindustri o.l. I tillegg ble PCB brukt som et tilsetningsmiddel til vanlig hydrauliske oljer som et smøremiddel, i systemer som ble utsatt for høyt trykk (Erickson og Kaley, 2011)

Oppsummert er PCB-forbindelsenes flammehemmende egenskaper en av de viktigste grunnene til PCB-forbindelsenes bruk i formelt lukkede systemer og i lukkede systemer, kombinert med deres stabilitet og elektriske isolerende egenskaper. (IPCS, 1993).

Åpne systemer

Åpne systemer kjennetegnes av betingelser hvor PCB-forbindelsene lett overføres til miljøet, eller ikke kan hentes inn igjen etter bruk. Eksempler vil være som plastiserende stoffer i f.eks. PVC og neopren, tilsetningsstoffer i maling og puss samt blekk og selvkopierende papir (IPCS, 1993).

Plastiserende stoffer kjennetegnes ved at de øker fleksibilitet og varigheten til polymerer, plastikk og belegg/dekkmiddel. PCB ble anvendt i maling og belegg hvor bla. kjemisk motstandsdyktighet, økt fleksibilitet i tillegg til andre faktorer som økt motstand mot vanngjennomtrengning var ønsket(Erickson og Kaley, 2011)

I selvkopierende papir (NCP) ble kommersielle PCB-blandinger anvendt som et løsemiddel for blekk, som videre ble innkapslet i små sfæriske kapsler ("microspheres") og påført den ene siden av papiret. Ofte ble Aroclor 1242 anvendt til dette formålet (Erickson og Kaley, 2011). Durfee et al. (1976) kalkulerte at 3.2% av denne typen papir besto av Aroclor

Maling tilsatt PCB ble ofte brukt i industrielle og militære sammenhenger, men sjeldent for vanlige bolighus og som innendørs maling. Igjen var det egenskaper som kjemisk stabilitet og et lavt flammepunkt som var ønskelig, i tillegg til å bedre malingens festeegne. PCB anvendt i maling ble ofte solgt til uavhengige distributører som solgte disse videre til produsentene av maling, hvilket har ført til at det er vanskelig å spore hvor mye PCB som har blitt anvendt og kjøpt til dette formålet.

PCB ble også tilsatt epoxy-lakk som ble brukt som overflatebehandler for polyeten og plastikkflasker for å gjøre disse føyelige, ugjennomtrengende og motstandsdyktige mot aromaer, syrer og baser(Erickson og Kaley, 2011).

Som tettingsmiddel ble PCB anvendt som et mykgjørende stoff for å kunne øke fleksibiliteten til tettingsmiddelet samt øke motstandsdyktigheten og forhindre gjennomtrengning av vann/fukt,

støv, luft, lyd og varme eller kulde. I andre tilfeller ble PCB anvendt i tettningsmidler som brannhemmere. Generelt ville PCB anvendt i tettningsmidler kunne øke middelets motstand mot vær og vind (Erickson og Kaley, 2011).



Figur 3.5: Prøvetatt fugemasse på St. Olavs hospital. Figur hentet fra Andersson et al. (2009a) p.7

Oppsummering: åpne, formelt åpne og lukkede systemer

Bruken av PCB innenfor disse tre grupperingene kom på grunnlag av PCB-forbindelsenes ønskelige egenskaper. Av de forskjellige egenskapene nevnt ovenfor vil PCB-blandingenes brannhemmende egenskaper være en av de viktigste grunnene til den utstrakte bruken av PCB, i tillegg til forbindelsenes kjemiske stabilitet, elektrisk isolerende og mykgjørende effekter. Størstedelen av bruken i USA består av kondensatorer og transformatorer, hvilket utgjør ca 75% av den totale bruken av PCB. Generelt antas det at bruken av PCB innenfor åpne, formelt åpne og lukkede systemer utgjør henholdsvis 26%, 13% og 61% av den totale produksjonen (Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones, 2002b).

Tabell 3.3: Industrielle kjøp av PCB i USA mellom 1930-1975^a

Bruk:	Kjøpt (tonn)	Prosent av salg
Tilsetning til bensin	450	0.08
Varmeutveksling	9100	2
Diverse industriell	12000	2
NCP	20000	4
Hydraulikk og smøremidler	36000	6
Plastiserende middel	52000	9
Kondensatorer	286000	50
Transformatorer	152000	27
Total	567550	100

a Tall hentet fra Durfee et al. (1976) p. 7

3.2 Nydannelse av PCB

Produksjonen av tekniske PCB-blandinger ble avsluttet på begynnelsen av 1990 tallet, og blir derfor ikke lenger benyttet. Det er imidlertid slik at PCB vil kunne oppstå fra *de novo* syntese ved f.eks. forbrenning. Ved forbrenning av organisk materiale i nærheten av klor vil PCB kunne nydannes, spesielt koplanare PCB-forbindelser (Yasuhara, Katami, og Shibamoto, 2003; Naturvårdsverket, 2005; Tame, Dlugogorski, og Kennedy, 2007; Espourteille, Altwicker, og Talbot, 1996). Mer spesifikt antas det at PCB dannes når eksosgassene fra forbrenningen kjøles ned (Naturvårdsverket, 2005). Dannelse av PCB har videre blitt koblet opp mot reaksjoner som skjer med flyveaske som katalysator (de Leer, Lexmond, og de Zeeuw, 1989; Stieglitz, Zwick, Beck, Bautz, og Roth, 1989). Som et eksempel har det blitt funnet nydannelse av koplanare PCB-kongener fra forbrenningsprosesser av impregnert (klorinnholdig) tre, dannelsen var videre avhengig av temperatur (høyere temperatur, mindre PCB) (Yasuhara, Katami, og Shibamoto, 2003). Koplanare PCB-forbindelser har også blitt funnet ved forbrenning av PVC innholdige substanser (Katami, Yasuhara, Okuda, og Shibamoto, 2002). Videre er det også antatt at dannelsen av PCB kan etterfølges av PAH og klor under gitte termiske betingelser (Weber et al., 2001). Brown et al. (1995) hevdet at mye av de koplanare PCB-kongenerene som fantes i miljøet kom fra forbrenningsprosesser.

Nydannelse av PCB har også blitt funnet i forbindelse med malingsproduksjon. Hu og Hornbuckle (2010) fant spesielt PCB 11 i relativt store konsentrasjoner i luften i Chicago. PCB 11 viste seg å dannes som et biprodukt ved produksjonen av enkelte pigmenter anvendt i maling. Spredningen til luften antas å komme fra fordampning fra anvendt maling.

PCB kan også nydannes under matlaging, en undersøkelse gjennomført av Dong et al. (2011) pekte på dannelse av dioksinlignende PCB-kongener primært kommer som følge PAH og klorsubstanser fra mat eller tilsetningsmidler i mat under gitte termiske betingelser. Spesifikt fra dampen fra matolje med sukralose eller klorpropanoler tilsatt.

PCB er antatt å kunne bli dannet ved vulkanutbrudd, som en konsekvens av forbrenning av større mengder organisk materiale som kommer i kontakt med lava (Pereira, Rostad, Taylor, og Klein, 1982).

3.3 PCB i et globalt kretsløp

PCB finnes i så og si alle deler av miljøet over hele jordkloden innkludert områder som ligger langt unna primærkilder for utslipp (som polområdene). Dette kommer som en konsekvens av utstrakt bruk, utslipp og atmosfærisk transport. For å forklare denne spredningen og konsentrasjonen i polområdene anvendes to teorier: kald-kondensering og global fraksjonering. Kald-kondensering kan ses på som en prosess hvor semi-flyktige kjemikalier (som enkelte PCB-forbindelser) som følge av en endring i temperatur vil felles ut fra atmosfæren som en konsekvens av kaldere temperatur. Som en følge av de globale temperaturforskjellene vil dette kunne føre til en oppkonsentrering av denne type kjemikalier i kaldere områder. Global fraksjonering anvendes som et begrep på prosesser hvor blandinger av forskjellige kjemikalier vil endre karakter som følge av transport. For PCB er det antatt at lettere PCB-kongener vil reise lengst, degradere raskere og spres enklere enn de tyngre PCB-kongenerene, og av denne grunn vil være å finne i større konsentrasjoner i polområdene (Wania og Su, 2004). Andre faktorer i tillegg til flyktighet som vil påvirke denne globale destilleringsprosessen også være de forskjellige isomerenes opptak til jord, mikrobiell nedbrytning og biotilgjengelighet (Nisbet og Sarofim, 1972). Teorien om global destillering og kald-kondensering impliserer at temperatur er et viktig element i utvekslingen og transport av PCB på jordkloden (Breivik, Alcock, Li, Bailey, Fiedler, og Pacyna, 2004; Wania, Haugen, Lei,

og Mackay, 1998).

3.3.1 Utslipp og spredning av PCB til atmosfæren

Primærspredning av PCB vil foregå via mange forskjellige veier, både som en direkte konsekvens av bruk og som en konsekvens av uhell og dårlig avfallsbehandling. (Erickson, 2001) påpeker tidligere åpen ukontrollert bruk, dårlig avfallsbehandling, ulovlig dumping og uhell som viktige grunner til spredningen av PCB.

Breivik et al. (2002b) Deler inn PCB utslipp til atmosfæren som et resultat av tre forskjellige fenomen. Disse er henholdsvis: primært antropogeniske utslipp som et direkte resultat av den historiske intensjonale produksjonen av PCB, fordampning av tidligere PCB utslipp fra oppbygde reservoarer som sjø-luft utveksling og uønsket dannelse av PCB som f.eks. et biprodukt i forbrenningsprosesser. Totalt anslår Breivik et al. (2002b) at alt fra mellom 440 og 91 722 tonn $\sum\text{PCB}_7$ har blitt sluppet ut i atmosfæren, med et middelestimat på 7 709 tonn. I sin undersøkelse tok de utgangspunkt i fire bruksområder for PCB (lukkede systemer, formelt lukkede systemer, åpen bruk og bruk av små kondensatorer). Videre ble det antatt at PCB-innholdige produkter ble intensjonelt "fjernet" ved enten fyllplasser, ved åpne branner, avfallsforbrenningssystemer eller destruering. I tillegg til utslipp skapt av lekkasjer av PCB til jord eller ved branner. I Breivik et al. (2002b) presenterer de en massebalanse for primærutslipp til atmosfæren. Jeg kommer nedenfor til å presentere de viktigste primærkildene for spredning av PCB til atmosfæren, og i hvilken grad Breivik et al. (2002b) har vektlagt disse.

Fyllplasser

Fyllplasser har historisk sett vært en viktig endestasjon for PCB-innholdige produkter, spesielt før restriksjoner på PCB-avfall ble innført (Breivik et al., 2002b; Lewis et al., 1985) og kan fortsatt anses som en eksisterende kilde til PCB-utslipp. PCB-avfallet som antas å finne veien til fyllplassene kommer fra åpne systemer, små kondensatorer, formelt lukkede systemer og lukkede systemer. En del av avfallet fra lukkede systemer vil også ha kunne blitt sendt til destruering i stedet for å gå direkte til en fyllplass, og på denne måten redusere mengden PCB som finnes på fyllplasser. I tillegg vil enkelte elementer fra åpne systemer, som f.eks. selvkopierende papir ha blitt brent istedenfor å ha blitt kastet på fyllplasser (Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones, 2002b). NRC (1979) anslår mengden av PCB i amerikanske fyllplasser som 140 kt (til og med 1978). Hvilket utgjør 21.8% av den totale produksjonen av PCB i USA (fra 1930-1977).

PCB har et tilstrekkelig høyt nok damptrykk til å kunne fordampe fra kontaminerte overflater, og kan videre frigjøres fra fyllplasser gjennom ventilasjonssystem og ved avrenning av vann (Lewis et al., 1985; Persson et al., 2005). Lewis et al. (1985) gjennomførte en undersøkelse på to fyllplasser, den ene fyllplassen var bygget for å forhindre spredning av PCB, mens den andre var en vanlig fylling hvor ingen miljøhensyn i større grad ble tatt mhp. PCB. Resultatene fra denne undersøkelsen viste at PCB fra den kontrollerte fyllingen lekket ut via ventilasjonssystemet som opprinnelig skulle forhindre oppbygging av metangass. Raten på lekkasjen ble anslått til å være 12.1 ng/s hvilket tilsvarer 0.38 gram/år med en snittkonsentrasjon på 105-141 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. I den ukontrollerte fyllingen ble det påvist en langt høyere konsentrasjon i luften rundt, med høyeste verdi på 18 000 ng/m^3 .

Murphy, Formanski, Brownawell, og Meyer 1985 påpeker at PCB i større grad vil frigjøres i større grad fra fyllplasser som inneholder organisk materiale (restavfall), da dette vil danne gasser som metan og karbondioksid grunnet bakterielle prosesser. Når disse gassene så stiger opp og slipper ut fra massene vil PCB sammen med andre flyktige organiske forbindelser og på denne måten kontinuerlig tilføre PCB til atmosfæren. Industrielle og deponier for farlig avfall vil i mindre grad

utgjøre samme fare for utslipp av PCB. Ved å undersøke konsentrasjonen av PCB i metangass anslo (Murphy et al., 1985) den årlige utslippsmengden av PCB fra fyllplasser med organisk materiale til å være 10-100kg pr år.

Persson et al. (2005) har gjennomført en undersøkelse som også omhandlet utslipp fra vann i tillegg til luft og evt. grunnvannsproblematikk. Fyllplassen ligger i Rasselbygd i Sverige, og var operativ fra 1965 til 1973. Fyllingen inneholder fra 10 000 - 18 000 kg PCB, og er dekket på toppen med jord og sagmugg. I tillegg er det laget en drengrop, hvor vannet videre pumpes ut i det kommunale kloakkanlegget. Målinger fra denne fyllplassen anslo årlig utlekking av PCB via vann til å være 150-570 mg $\sum\text{PCB}_{28}$. Transport av PCB ved adveksjon gjennom grunnvannet til skogsjord rundt ble anslått til å være 0.21-210 mg $\sum\text{PCB}_{28}$. Videre ble fordampningen fra fyllplassens overflate anslått til 160-440mg $\sum\text{PCB}_{28}$ pr år. Den totale utslippsmengden pr år ble anslått til å være 0.31-1.2 g $\sum\text{PCB}_{28}$. Videre beregnet de også mengden PCB-utslipp på bakgrunn av dyreaktivitet. Små dyr som mus og fugler vil grave, lage huler og på denne måten komme i kontakt med PCB. Disse vil så kunne føre dette videre når de evt flytter til en ny lokalisasjon. Mengden $\sum\text{PCB}_{28}$ transportert ut av mus alene ble anslått å være 3.5mg $\sum\text{PCB}_{28}$ pr generasjon.

En siste faktor som påvirker utslipp av PCB fra fyllplasser er branner (Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones, 2002b; Ruokojärvi, Ruuskanen, Ettala, Rahkonen, og Tarhanen, 1995; Lemieux, 2002). I USA er det i snitt 8 300 slike branner hvert år (fire administration, 2001). I Finland rapporteres det årlig om 380 branner, av totalt 633 fyllplasser som inneholder organisk materiale (Ettala et al., 1996). Ruokojärvi et al. (1995) fant en økning av PCB-konsentrasjonen i luft under slike branner, men påpekte at konsentrasjonen av PCB i luften rundt i disse tilfellene også er avhengig av mengde PCB-innholdig materiale før brannene. Målinger ble foretatt under en kontrollert brann, og etter en ukontrollert brann. Mengden PCB sluppet ut under to dager hadde en gjennomsnittsverdi 14 ganger høyere enn utslipp før brannen startet.

Før 1978 ble mye av PCB-innholdig avfall deponert på kommunale fyllplasser eller på ukontrollerte avfallsplasser for kjemisk avfall (Lewis, Martin, Sgontz, og Howes Jr, 1985). Av denne grunn antar Breivik et al. (2002b) at spredningen av PCB-innholdige produkter etter endt levetid kan sammenlignes med den generelle avfallsbehandlingen. Ved innføringen av strengere kontroller for PCB-innholdig materiale kan det videre antas at PCB i større grad ble destruert eller oppbevart under mer kontrollerte former. For lukkede applikasjoner som ikke ble destruert ble antatt å havne på fyllplasser.



Figur 3.6: Slukking av brann på fyllplass. Bildet er hentet fra Øygard, Måge, Gjengedal, og Svane 2005

Åpne branner

En annen viktig kilde for utslipp av PCB til atmosfæren er åpne branner som f.eks. hagebranner, bål (med PCB-kontaminert materiale) og husholdningsovner (Nisbet og Sarofim, 1972; Breivik et al., 2002b; Farrar et al., 2004; Lemieux, 2002). En større undersøkelse som omhandlet organiske miljøgifter som stammet fra åpen brenning utført av Lemieux (2002) pekte på brenning av husholdningsavfall som en viktig kilde for PCB-utslipp til atmosfæren. Slik form for brenning anvendes ofte i områder hvor den offentlige avfallsbehandlingen er mangelfull, som i rurale områder og større deler av den tredje verden. Ofte foregår denne form for brenning i metalltønner, som videre fører til dårlig forbrenning og større utslipp av miljøgifter som furaner, dioksiner og PCB (Lemieux et al., 2000). Det ble anslått at denne form for forbrenning slipper ut 0.126 mg / kg brent materiale, med en TEQ verdi på $1.34 \cdot 10^{-6}$ (Lemieux, 2002).

Andre faktorer som vil kunne bidra i mindre grad er f.eks. bålbrenning. En undersøkelse som målte konsentrasjonen av PCB i luften under den tradisjonelle "Bonfire Night" i England. Den 5. november hvert år tenes det tradisjonelt bål rundt om i hele Storbritannia som en feiring av pågripelsen av Guy Fawkes, som prøvde å drepe den britiske kongen (Kong James den første) i 1605. Det ble antatt at PCB-innholdig husholdsavfall, møbler, tekstiler og annet søppel ble brukt som brensel i tillegg til treverk. Farrar et al. (2004) fant en økning fra et bakgrunnsnivå til høyeste målte nivå med en faktor på 3.4, 3.5 og 1 for kongener nr 28, 52 og 180.

Branner i elektriske installasjoner og hus/industribygg vil videre kunne være en kilde til PCB-utslipp, i alle fall i et lokalt perspektiv (Ruokojärvi, Aatamila, og Ruuskanen, 2000; Erickson, 2001). Det er imidlertid slik at PCB-konsentrasjonen i materialet som brenner, i stor grad vil bestemme utslippsnivået (Kocan, Petrik, Chovancová, Neubauerova, og Bezacinski, 1991). Erickson (2001) Trekker frem PCB-branner, hvor typisk PCB-innholdige transformatorer er innblandet, mens det etter terrorangrepet og påfølgende brann i verdens handelssenter (twin towers) i USA ikke ble funnet PCB i større konsentrasjoner enn hva bakgrunnsverdiene skulle tilsi i støvet som falt rundt på Manhattan (Offenberg et al., 2003).

Breivik et al. (2002b) Understreker at åpen brenning uten tvil er en potensielt viktig kilde for avfallsbehandling for en rekke PCB-innholdige gjenstander, som anvendes i åpne systemer. Dette gjelder spesielt plastikk og papir, samt elektrisk avfall. I deres artikkel antas det videre at 20% av alle applikasjoner anvendt i åpne systemer har blitt brent på denne måten etter at de har blitt kastet. De legger videre til grunn et lite bidrag fra elementene som finnes i nominelt lukkede systemer. Større kondensatorer og transformatorer antas ikke brent intensjonelt som en form for avfallshåndtering.

Kommunale forbrenningsanlegg

Kommunale forbrenningsanlegg vil også på samme måte som åpne branner bidra til utslipp av PCB til atmosfæren. Målinger utført av PCB i forbrenningsanlegg finner varierende konsentrasjoner, men bidraget er såpass stort at det ikke kan avfeies (Kocan, Petrik, Chovancová, Neubauerova, og Bezacinski, 1991; Oehme, Mano, og Mikalsen, 1987; Sugita, Asada, Yokochi, Okazawa, Ono, og Goto, 1994). I tillegg til PCB-bidrag fra avfall vil PCB-bidraget fra disse forbrenningsanleggene også kunne komme fra nydannelse av PCB (såkalt *de novo* syntese) (Faengmark et al., 1993).

Spredning til atmosfæren via jord

Som et resultat av PCB-forbindelsenes lipofile karakter (se seksjon 2.2.4) hevder Travis og Hester (1991) at rundt 99% av PCB massene fordele seg i jord og sedimenter, i stedet for vann og luft.

(Harrad et al., 1994) estimerer at 93.1% av den totale PCB-byrden i Storbritannia foreligger bundet til jord.

Lekkasjer fra transformatorer, kondensatorer og andre potensielle kilder vil derfor kunne påvirke atmosfærisk konsentrasjon av PCB. Det har blitt estimert at ca 0.05% av det totale PCB innholdet i transformatorer og 1.6% for store kondensatorer blir sølt hvert år (Breivik et al., 2002b). Videre antar (Breivik et al., 2002b) at 25% av all lekkasje fra elektriske systemer havner i jorden.

Destruering

I tillegg vil det i begrenset grad være spredning fra destrueringsanlegg. Breivik et al. (2002b) antar en utslippsfaktor på 0.001 g/kg^{-1} . Destruering av PCB-innholdig avfall ble først innført i større grad på begynnelsen av 1970 tallet i OECD landene. Dette gjelder imidlertid for de applikasjonene hvor det er mulig å gjenhente PCB. For åpne systemer vil imidlertid dette være vanskeligere, og det antas at applikasjoner fra denne gruppen i liten grad har blitt destruert.

Oppsummering

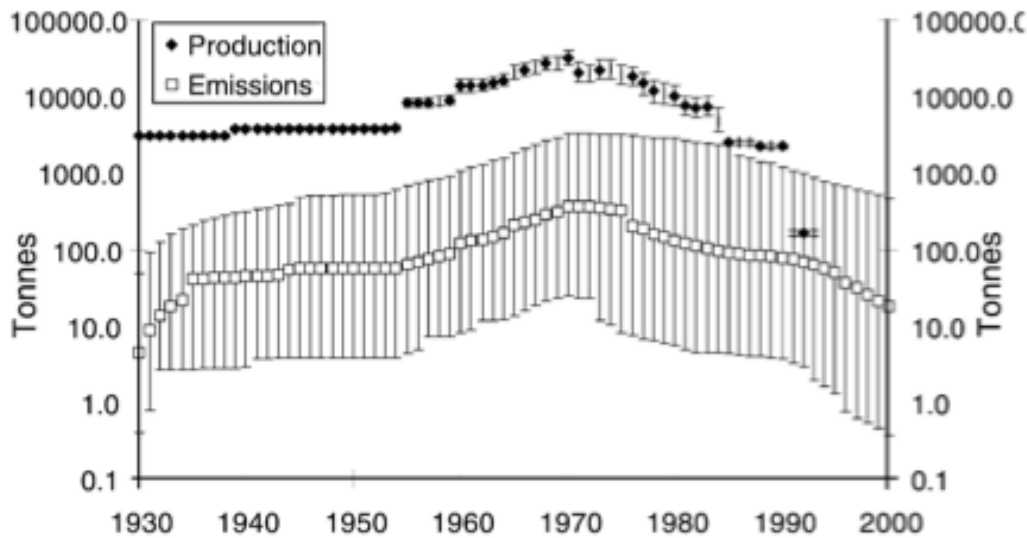
Av de fire forskjellige kategoriene for bruk Breivik et al. (2002b) legger til grunn for sine beregninger vil følgende spredningsruter foreligge:

Tabell 3.4: Spredning av PCB

Fyllplasser	PCB vil kunne fordampe fra kontaminert avfall. Spesielt vil faren være større for fyllinger etablert før 1978 pga. Manglende restriksjoner på PCB-innholdig avfall. Fyllplasser antas å være en kontinuerlig kilde for PCB spredning til atmosfæren. Videre antas det at størstedelen av PCB-innholdig avfall stammer fra åpne applikasjoner, små kondensatorer og formelt lukkede applikasjoner
Åpne branner	Åpne branner som en erstatning for statlig/kommunal avfallshåndtering har historisk sett blitt ansett som en viktig rute for utslipp av PCB til atmosfæren. Typiske eksempler vil være såkalt "backyard burning" hvor husholdningsavfall blir brent i tønner, av privatpersoner. I tillegg kommer branner fra f.eks. bolighus eller elektriske anlegg, hvor PCB er tilstedeværende. Denne form for utslipp anses som en av de viktigste for mer klorinerte PCB-forbindelser
Kommunale forbrenningsanlegg	Kommunale forbrenningsanlegg er et mye brukt alternativ for behandling av avfall, og vil derfor kunne bidra til utslipp av PCB. Videre vil PCB anvendt i mange av de samme systemene som nevnt for fyllplasser også være aktuelle for forbrenning
Jord	Utsiktete utslipp til jord fra transformatorer og kondensatorer vil videre kunne føre til fordampning og spredning til naturen.
Destruering	Det antas en begrenset spredning fra destrueringsanlegg.

Breivik et al. (2002b) understreker at estimatet over mengde PCB som har blitt sluppet ut til atmosfæren er relativt usikkert, og estimatene for total utslippsmengde PCB til atmosfæren varierer mellom 440 og 92 000 tonn med et middelestimat 7700 tonn $\sum \text{PCB}_{22}$. For middelestimatet vil dette tilsi en prosentandel på 1.4% sett i forhold til den totale produksjonen av PCB. Figur 3.7 viser tidstrender i utslipp og produksjon av PCB. Som vist i figuren er det en topp

for både produksjon og utslipp på begynnelsen av 1970 tallet. Utslippene av $\sum\text{PCB}_{22}$ er dominert av mindre klorerte PCB-kongenene, hvilket også er de mest flyktige. Videre viste undersøkelsen at PCB i bruk har stått for størsteparten av utslippene til atmosfæren, sett i forhold til utslipp fra fyllplasser, åpen brenning o.l. For mer klorerte kongener derimot er det åpne branner o.l. som har bidratt til størstedelen av kildene for utslipp av disse til atmosfæren.

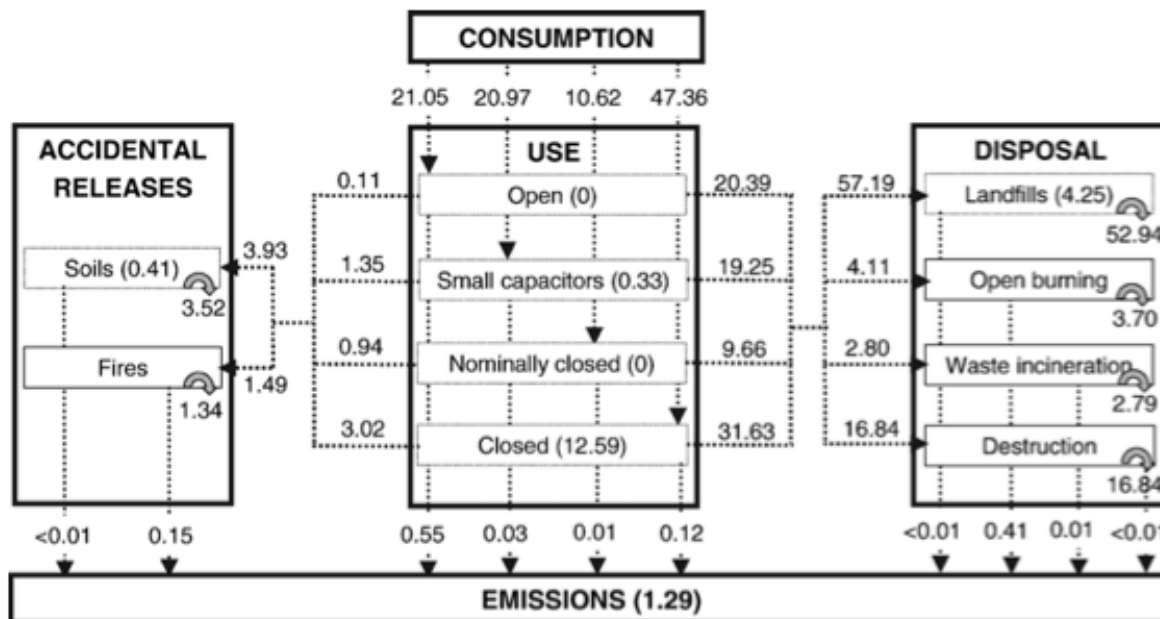


Figur 3.7: Utslipp og produksjon av PCB i et historisk perspektiv. De horisontale linjene angitt maks og minimumsestimater. Figuren er hentet fra Breivik et al. (2002b) p. 214

Tanabe (1988) kom frem til at ca 30% av totalt globalt produsert PCB er tilstede i miljøet. En revurdering av estimatet ovenfor (figur 3.7) ble gjennomført i av Breivik et al. (2007) og konkluderte med at mengden PCB i atmosfæren er høyere enn det laveste estimatet presentert ovenfor, mest sannsynlig middelestimatet (som presentert i figur 3.8) eller et høyere estimat (nevnt nedenfor). Videre ble det i denne revideringen konkludert med at 1.3% av total mengde $\sum\text{PCB}_{22}$ -produsert har blitt sluppet ut til atmosfæren til og med år 2005. Oppsummert så har de lavere kongenerene i størst grad sluppet ut gjennom åpent bruk (ved fordampning) og de tyngre kongenerene har i størst grad sluppet ut til atmosfæren ved åpen brenning.

Totalt så anslås det at 80.9% av all PCB produsert, ikke lenger er i bruk, men har blitt fjernet enten ved deponering på fyllplasser (57.2%), destruering (16.84 %), åpne branner (4.11%) eller ved kommunale forbrenningsanlegg (2.80%). 76.3% av all masse som har blitt fjernet antas permanent tapt ved degradering av PCB-forbindelsene, ved branner eller ved å bli nedgravd og dekket over på fyllplassene. Altså vil fortsatt 4.6 % av total masse fjernet kunne fungere som kilder til fortsatt PCB-spredning. Se figur 3.8 for komplett oversikt

Det høyeste estimatet presentert av Breivik et al. (2002b) antar at totalt 91 722 tonn $\sum\text{PCB}_{22}$ PCB har blitt sluppet ut til atmosfæren, hvilket utgjør en prosentandel på 13.0 % av all produsert $\sum\text{PCB}_{22}$. Det nyeste anslaget fra (Breivik et al., 2007) anslår imidlertid en litt lavere prosentandel på 11.81%. De nyere dataene gjelder imidlertid fra 1930 frem til 2005, hvilket er en ekstensjon med noen år fra undersøkelsen gjennomført i 2002.



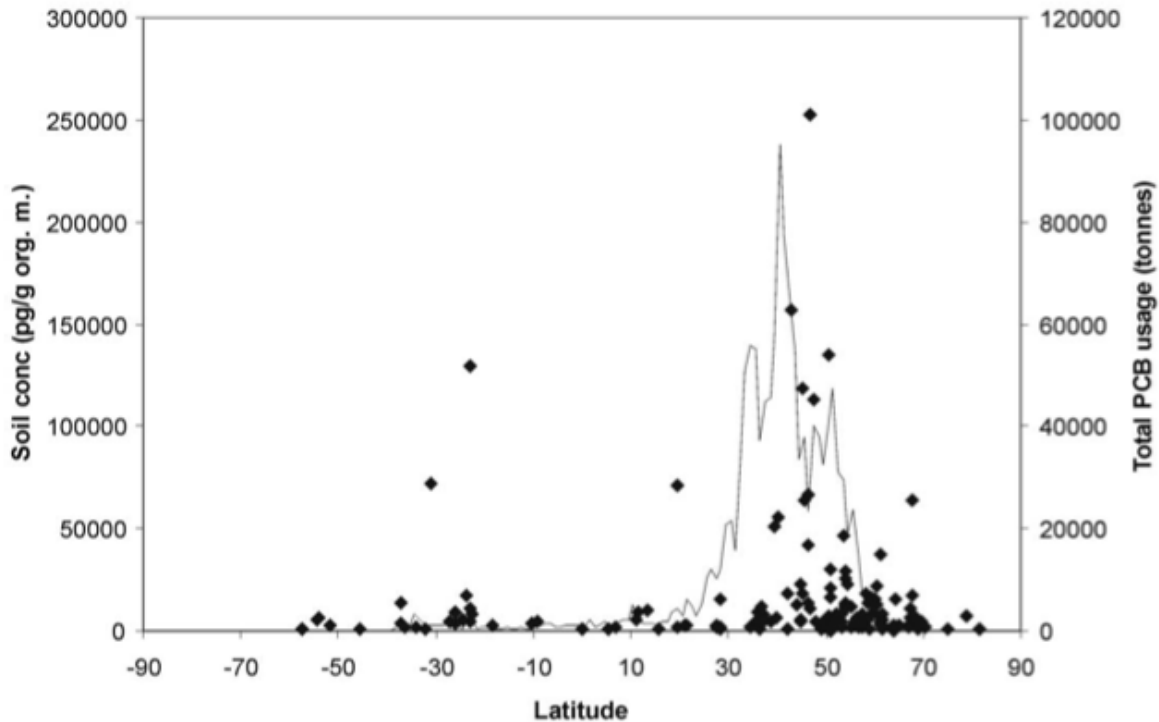
Figur 3.8: Totalt utslipp av $\sum\text{PCB}_{22}$ sett i forhold til totalt brukt PCB. Inkludert er også gjenværende PCB fortsatt tilgjengelig for utslipp. Figuren er hentet fra Breivik et al. (2007) p. 377

3.3.2 Hvor blir PCB av?

PCB i jord

Jord fungerer som et viktig reservoar for mange forskjellige persistente organiske miljøgifter, inkludert PCB. Direkte forurensing fra elementer som kommer i kontakt med jord (f.eks. lekkasje fra transformatorer, kloakk osv.) anses som relativt liten i forhold til forurensing fra atmosfæren. Da kun 0.04% av den globale landmassen er definert som urban vil rural-jordforurensing også spille en vesentlig rolle, og vil være mindre eksponert når det gjelder direkte forurensing. Det er videre estimert at jord inneholder ca 21 000 tonn PCB (Meijer, Ockenden, Sweetman, Breivik, Grimalt, og Jones, 2003) hvilket utgjør ca 1.6 % av den totale globale produksjonen (se tabell 3.2). Denne mengden foreligger ikke jevnt spredt over kloden, men ca 60% vil foreligge innenfor breddegradene 30-60° (se fig 3.9)). En av grunnen til den høye verdien av PCB i jord kan forklares gjennom fugasitet (Walker, 2006), spesifikt på grunn av PCB og andre persistente organiske miljøgifters affinitet for organisk materiale i jord (Dalla Valle et al., 2005). Sett bort i fra forurensing på grunnlag av atmosfærisk langtransport vil mye av PCB-forurensingen i jord oppholde seg relativt nært til primærkilden (se fig 3.9 (Ockenden, Breivik, Meijer, Steinnes, Sweetman, og Jones, 2003).

Jord viser en klar tendens til å "holde" på PCB når den først deponeres der, spesielt tyngre PCB-isomere. Da nedbrytningshastigheten til disse isomerene i tillegg er lav, vil prosesser som bevegelse opp og ned i jorden (adveksjon), tildekkelse av den forurensede jorden med annen jord/mose/planter. I tillegg vil en sterk affinitet til organisk karbon være med på å forhindre videre vandring. Da kun de øverste millimeterne vil være aktive kilder til refordampning vil PCB-forbindelsene ofte være relativt utilgjengelige for atmosfæren når de først er begravet (Ockenden et al., 2003). Det er imidlertid også slik at fordampning antas å være det som i størst grad "fjerner" PCB fra jord, mer nøyaktig har studier nevnt av Cousins og Jones (1998) funnet fordampningsrater på mellom 50-68% for lavere klorinerte PCB-forbindelser og mellom 18 og



Figur 3.9: Global PCB bruk (kurve) og konsentrasjon av PCB i overflatejord (diamanter) sett i forhold til breddegrad. Figur hentet fra Ockenden, Breivik, Meijer, Steinnes, Sweetman, og Jones 2003 p.77

41.5% for tyngre PCB-forbindelser.

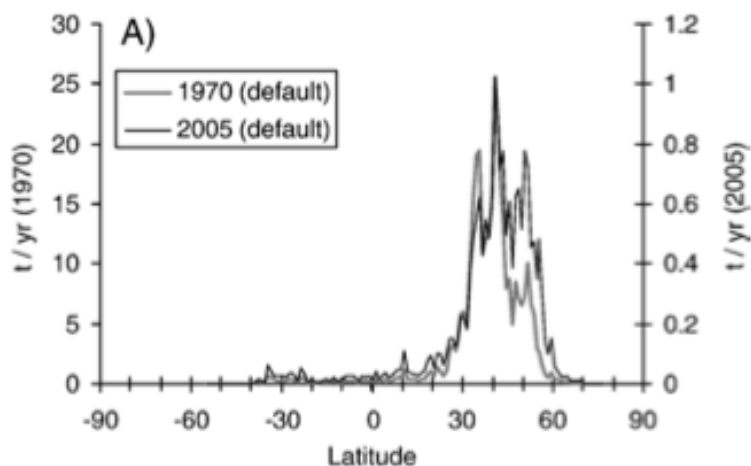
En undersøkelse på jord/luft utveksling i Storbritannia fant en tendens til opptak av PCB i rural jord i form av tørrdeposisjon fra atmosfæren, mens for jord med en kunstig høy konsentrasjon (tilsatt PCB) var tendensen den motsatte. Signifikante forskjeller ble målt for tre forskjellige PCB-kongener for jord med naturlig PCB-innhold, med en snitt økning i konsentrasjon av disse tre kogene (52, 101 og 138) på 70.5 %. For de forurensede prøvene ble det funnet en snittnedgang på 39.7 %. Hvilket tyder på at konsentrasjonen av PCB mellom luft og jord vil nærme seg en likevekt over tid. Tyngre PCB-forbindelser viste seg mer persistente i jord, hvilket er i samsvar med andre resultater (se avsnitt ovenfor). Fugasitets beregninger for utvalgte PCB-forbindelser i forbindelse med dette studiet, ble funnet til å være >1 , hvilket impliserer en tendens for bevegelse fra jorden til luften (Cousins og Jones, 1998). Når det gjelder nedbrytning av PCB i jord, vil dette også påvirke konsentrasjonen og utslipp til atmosfæren/biosfæren. Mikrobiell aktivitet, egenskapene til jorden (organisk materiale, fordeling mellom jord og "jord-vann" osv.) og temperatur / fuktighet i omliggende miljø vil spille inn på disse prosessene. Sinkkonen og Paasivirta (2000) fant som forventet at tyngre PCB forbindelser (PCB-180 med 7 kloratomer, molekylvekt på 395.32) ble antatt å ha en halveringstid på 37.67 år. Sett i forhold til PCB 28 med en halveringstid på ca 3 år (se fig 3.13).

Vann og hav

Estimater på hvor mye PCB som oppbevares i havet er i likhet med andre estimater som baserer seg på utslipp svært usikre. Estimater som varierer fra at mellom 100-700 tonn PCB blir fraktet til store havdyp hvert år (estimat basert på flux) og estimater som beregner konsentrasjonen i havdypene med et estimat på 1500 tonn. Det siste estimatet baserer seg på

en dypvannskonsentrasjon på 1 ng/m^3 , men konsentrasjonen vil kunne ha vært høyere på 1970 tallet da utslippene var vesentlig høyere. Dette argumentet vil også gjelde for første beregning, hvilket gjør det vanskelig å anslå total akkumulasjon av PCB i verdenshavene (Wania og Daly, 2002). Ved å gange snittavsetningen på 350 t pr år fra 1930 til 1993 (det året PCB-produksjon stoppet) vil man få et estimat på totalt 22050 t. Dette kan sammenlignes med mengde PCB som antas å foreligge i jord (21000 tonn, seksjon 3.3.2), da jord av enkelte hevdes å være et større reservoar for PCB enn sedimentering og oppkonsentrering av PCB på havdypene vil estimatet på 1500 tonn virke mer sannsynlig. Det er imidlertid vanskelig å konkludere sikkert da det er mange usikre variabler (nedbrytningsrate, årlig fordampning/deposisjon osv.).

Harrad et al. (1994) estimerer at av den totale mengden PCB som finnes i Storbritannia, så foreligger 3.5% av dette i sjøvann, hvilket tilsvarer 14 tonn. Disse beregningene tok utgangspunkt i en gjennomsnittskonsentrasjon på $120\text{ pg } \sum\text{PCB}_{31} / \text{liter}$, hvilket en mye høyere konsentrasjon sett i forhold til Wania og Daly (2002) sitt estimat om en global sjø-konsentrasjon på $1\text{ ng} / \text{m}^3$. Dette kan imidlertid forklares ved at størstedelen av PCB-utslippene har skjedd i områdene rundt Nordsjøen (se fig 3.10). Når det gjelder ferskvann ble den totale mengden $\sum\text{PCB}_{28}$ estimert til å utgjøre 30kg, hvilket utgjør en forsvinnende liten prosentandel ($7.5 \cdot 10^{-3} \%$) av PCB belastningen i Storbritannia.



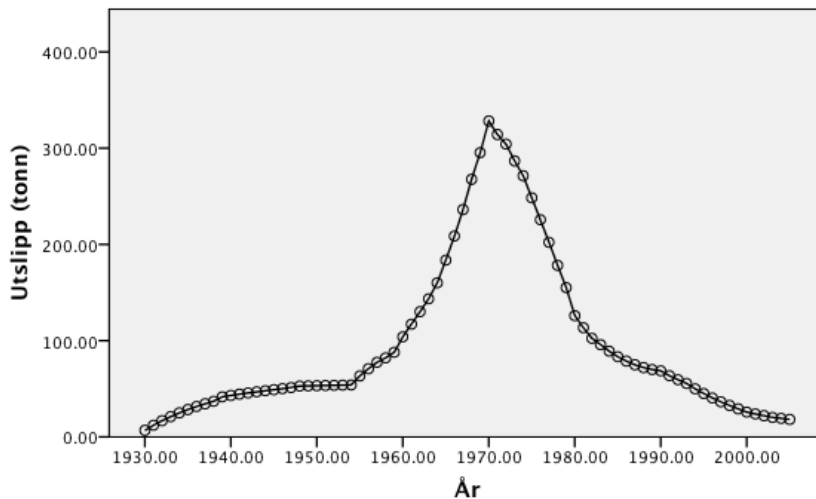
Figur 3.10: Estimert globalt utslipp av PCB sett i forhold til breddegrad. Figur hentet fra Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones 2007 p.303

Atmosfæren: transport og mengde

Atmosfærens lagringskapasitet med hensyn på PCB er i mindre grad vesentlig, sett i forhold til dens evne til å transportere PCB over større avstander gjennom varierende prosesser (se seksjon 3.3). Det er anslått at mellom 10-100 kg PCB foreligger i verdens atmosfære til enhver tid, hvilket utgjør en meget liten del av den totale produserte mengden PCB (Ockenden et al., 2003). Harrad et al. (1994) estimerte en snittkonsentrasjon på 170 og $1100 \sum\text{PCB}_{44} \text{ pg m}^{-1}$ for henholdsvis rural og byluft, som totalt utgjorde en samlet byrde i Storbritannia på 65 kg. Dette kan synes å være et relativt høyt estimat sett i forhold til Ockenden et al. (2003) sitt estimat. Som et siste eksempel konkluderte (NRC, 1979) med at det til enhver tid er 18 000 kg PCB i luften over USA til enhver tid, hvilket vil være et meget høyt anslag i forhold til de to andre.

En av grunnene til dette er at målingene beregningen er basert på ble gjort mot slutten av 1970 tallet hvor utslippene var høyere enn det de er i dag. Ved å ta utgangspunkt i tallene fra undersøkelsen til (Breivik et al., 2007) var 1970 det året med historisk sett høyeste utslipp (se

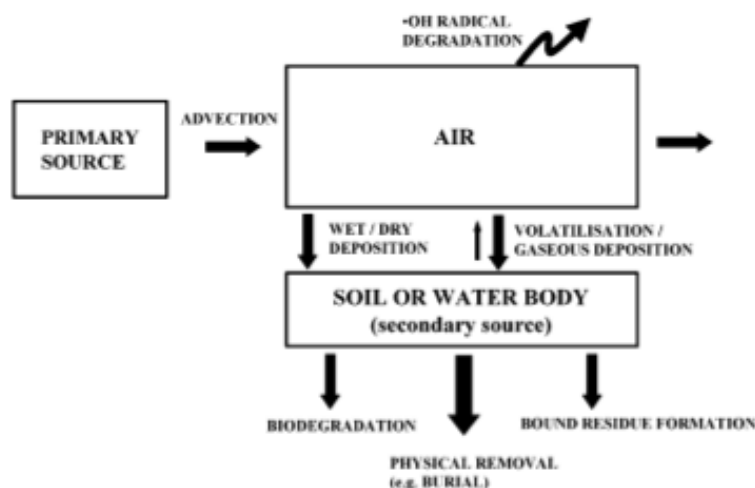
fig 3.11). En omregningsfaktor fra dagens utslipp til datidens faktor kan så regnes ut: $f = (\text{tonn utslipp i 1970}) / (\text{tonn utslipp i 2005}) = 328.24\text{t} / 18.20\text{t} = 10.03$. Antas det videre at atmosfærisk konsentrasjon kommer som en funksjon av primærspredning (se Meijer et al. 2003) vil anslaget på 18 000 kg tilsvare $18\ 000 / 10.03 = 1748$ kg. Hvilket ligger nærmere de andre anslagene. Merk at denne utregningen ikke på noen måte kan tilby et reelt estimat, men er tatt med for å påpeke at konsentrasjonen av PCB i atmosfæren har variert som følge av primærutslipp og at dette også er viktig å huske på ved anvendelse av tidligere estimater. Det kan med andre ord være vanskelig å gi et svar på hvor mye PCB som foreligger i atmosfæren og en grundigere gjennomgang av litteratur på området ligger utenfor denne oppgavens rammer, og vil derfor ikke bli gjort.



Figur 3.11: Utslipp av PCB fra 1930-2005 Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones 2007

Teorien om global fraksjonering som nevnt ovenfor (seksjon 3.3) går i korte trekk ut på at en global fraksjoneringsprosess finner sted på grunn av temperaturforandringer ved høyere breddegrad. Flyktige forbindelser antas å deponeres her, mens tyngre mindre flyktige forbindelser antas å ikke kunne reise så langt. Dette har blitt debattert av flere, men en gjennomgang av denne debatten ligger utenfor denne tekstens rekkevidde. Det har imidlertid blitt funnet en del resultater som kan tyde på denne effekten (Burkow og Kallenborn, 2000; Wania et al., 1998; Wania og Su, 2004; Gioia et al., 2006; Meijer et al., 2003). Gioia et al. (2006) fant f.eks. at lettere PCB-forbindelser som PCB-28 og 52 følger denne trenden mens konsentrasjonen av tyngre PCB kongener avtar jo lenger nord det ble målt. Konsentrasjonene viste i tillegg en klart høyere total konsentrasjon i nærheten av urbane områder. (Meijer et al., 2003) Fant en at lettere PCB-kongener i større grad dominerte PCB-kongenerene i atmosfæren jo lenger nord prøvene ble tatt, hvilket kan tyde på global fraksjonering.

PCB vil også degraderes i atmosfæren, primært som følge av OH radikaler. Anderson og Hites (1996) estimerte at totalt 8300 t år^{-1} PCB forsvant fra atmosfæren på grunnlag av denne effekten. Dette er et meget stort estimat sett i forhold til den årlige avsetningen til vann (mellom 100 og 700 tonn). Noe som tyder på at PCB-forbindelsene har en meget lav halveringstid i atmosfæren, hvilket også har blitt foreslått av andre (Sinkkonen og Paasivirta, 2000; Mandalakis, Berresheim, og Stephanou, 2003). Mengden av klorinering vil her også spille inn, mer klorinerte PCB-forbindelser reagerer i mindre grad med OH-radikalene enn mindre klorinerte PCB-forbindelser (Anderson og Hites, 1996; Mandalakis et al., 2003). Hvilket bygger oppunder antagelsen om at de tyngre PCB-forbindelsene er mer persistente.



Figur 3.12: Konseptuelt diagramm av input og tapsmekansimer som kontrollerer den atmosfæriske konsentrasjonen av PCB Meijer, Ockenden, Steinnes, Corrigan, og Jones 2003 p.455

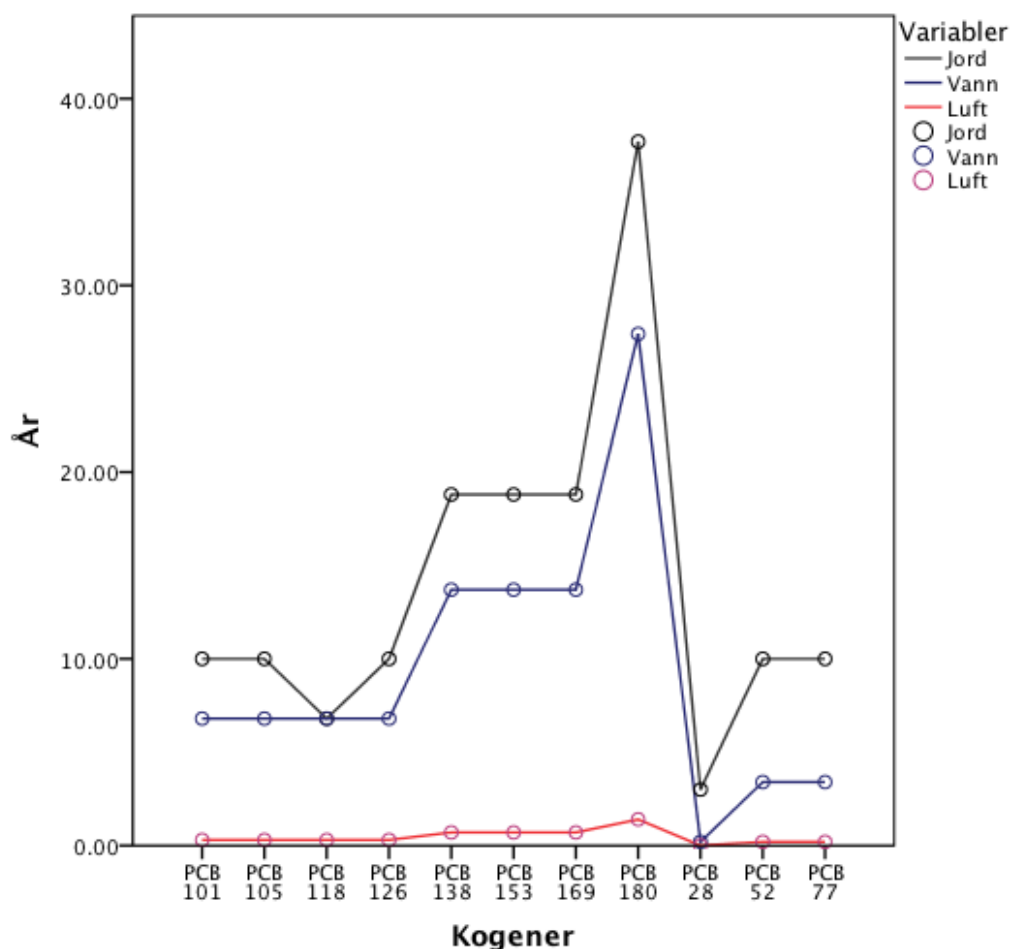
Degradering

Av degraderingsprosessene PCB er utsatt for vil som nevnt ovenfor reaksjon med OH radikaler utgjøre en vesentlig andel, i tillegg kommer prosesser som biodegradering hvor mikrobiell aktivitet spiller en rolle ved nedbrytning av PCB. I tillegg kommer faktorer som temperatur, jordsammensetning og anaerobisk nedbrytning i sedimenter. Nedenfor presenteres et estimat for halveringstidene til utvalgte PCB-kongener i forskjellige medier (jord, vann og luft) i betingelser som kjennetegner det baltiske miljø.

3.4 Oppsummering: transport og massebalanse

Som vist ovenfor er estimater på utslipp preget av stor usikkerhet, i tillegg til dette finnes det en rekke forskjellige modeller som kan anvendes for å estimere utslipp og spredning av persistente organiske miljøgifter (Wania og Mackay, 1999). Breivik et al. (2007) påpeker imidlertid at usikkerhetene knyttet til PCB-produksjon vil være vesentlig mindre enn usikkerhetene tilknyttet utslipp og påfølgende underkategorier, derfor vil det være hensiktsmessig å knytte utslippsmodellene opp mot mer kjente produksjonstall og på denne måten kunne kvalitetsikre disse modellene i noen grad.

Når det gjelder endestasjonene til PCB etter utslipp er disse mange, og inneholder blant annet jord, sedimenter, hav, ferskvann, is, atmosfæren og biologiske systemer. Gitt et totalt atmosfærisk utslipp på 1.29% av total produksjon (fig 3.8, tabell 3.2) vil dette tilsvare 17.1 kt PCB som primært kommer fra systemer fortsatt i bruk (åpne systemer). Et høyere estimat av (Breivik et al., 2002b; Breivik et al., 2007) konkluderer med at 11.81% som tilsvarer 156.58 kt PCB har sluppet ut til atmosfæren. Når PCB først slippes ut i atmosfæren, antas det at en stor mengde av dette binder seg til jord (ca 21 kt foreligger i jord fortsatt). Når det gjelder mengde PCB som fanges i havdypene er estimatene relativt sprikende og det er vanskelig å komme med et godt anslag. Ved å anta at 1.5 kt befinner seg på dypene i verdenshavene vil summen av PCB i jord og hav tilsammen utgjøre 22.5 kt, hvilken etterlater en relativt stor differanse sett i forhold til totale utslipp. Nedbrytning av PCB vil med andre ord spille en vesentlig rolle, skal en fjerning



Figur 3.13: Halveringstid for utvalgte PCB-forbindelser i antall år. Tall hentet fra Sinkkonen og Paasivirta 2000 p.947

av PCB fra atmosfæren som følger av OH-radikalenes nedbrytning tas med i beregningen vil dette fort vise seg å være den mest effektive kilden til nedbrytning. Antas det at OH-radikalene har fjernet 8.1 kt PCB fra atmosfæren hvert år, vil dette i løpet av de 63 årene PCB har blitt produsert utgjøre 510.3 kt. Et slikt estimat impliserer at all PCB sluppet ut allerede er brutt ned i atmosfæren, hvilket desverre ikke stemmer. Andre faktorer som utslippsrate over tid er ikke tatt med i disse beregningene, men de illustrerer at en klar oversikt er vanskelig å oppnå.

Global-fraksjonering finner i stadig større grad støtte (se 3.3.2) men er fortsatt ikke en akseptert sannhet. Det som imidlertid er klart er at persistente organiske miljøgifter foreligger over hele verden, også i artiske områder langt unna primærkilder til utslipp, som følge av atmosfærisk langtransport, vanntransport og evt. andre uforutsette spredningsmekanismer. Problemet er med andre ord et som gjelder hele kloden, og derfor vil spredningsmekanismer og rater være en viktig del av forskningen fremover.

Når det gjelder endestasjonene til PCB sett i forhold til jord, luft og vann er heller ikke dette estimater det foreligger en større enighet om. Som et kort eksempel kan studien til Harrad et al. (1994) nevnes, hvor det ble funnet at fordelingen av den totale PCB-byrden til Storbritannia forelå som følger:

- Jord 93.1%
- Sjøvann: 3.5%

- Marine sedimenter: 2.1%
- Ferskvanns-sedimenter, vegetasjon, mennesker og kloakkslam: 1.4%
- Luft og ferskvanns bidraget utgjorde en meget liten del

PCB I NORDEN

4.1 PCB i Norden

De forskjellige nordiske landene har hatt et relativt varierende forbruk av PCB. Når det gjelder mengder utgjør forbruket til Norden utgjør dette 0.48% av samlet globalt forbruk (se tabell 4.1 ($702983.28 \sum \text{PCB}_{22}$, beregnet med tall fra Breivik et al. 2002a). Forbruket i Storbritannia utgjør i forhold 2.86% av det samlede globale forbruket, Storbritannia har også et vesentlig høyere folketall på ca 58.8 millioner, mens Norden har et folketall på 25.5 millioner mennesker (Wikipedia, 2011). Det totale PCB-forbruket pr individ i Norden og Storbritannia blir da henholdsvis 0.31 mot 0.8 kg. Disse estimatene er basert på dagens folketall, og ikke historiske folketall i perioden hvor PCB faktisk ble brukt, og vil derfor ikke være helt nøyaktige. Det ble produsert PCB i Storbritannia, noe det ikke ble i Norden som i en hvis grad kan forklare forskjellen. Forskjellene over tid er også tydelige, og Sverige er klart det landet hvor det har blitt brukt mest PCB (se figur 4.1).

Tabell 4.1: Forbruk av PCB i de nordiske landene^a

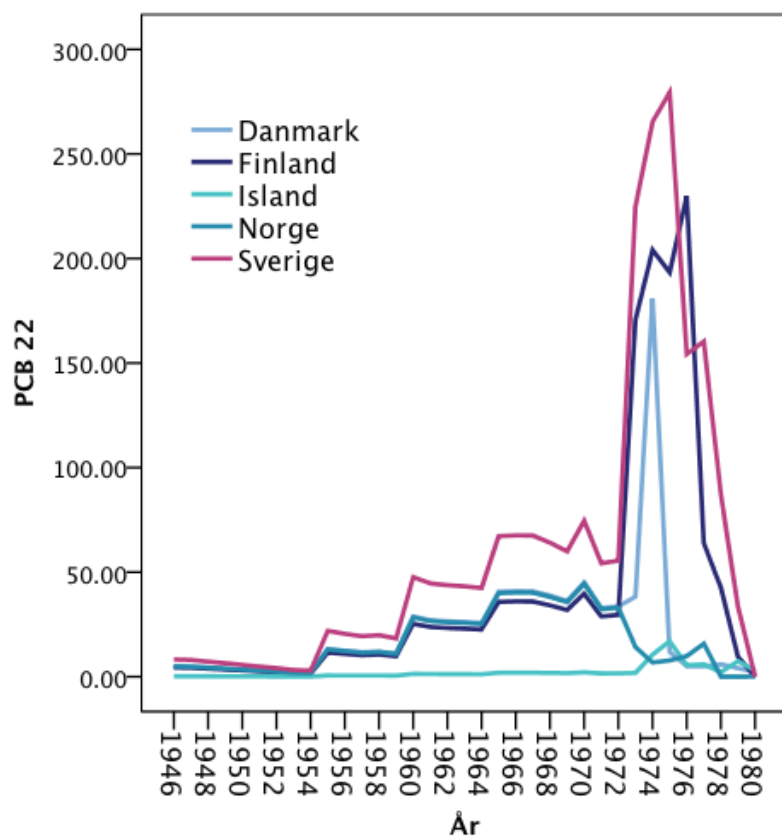
Land	Totalt forbruk (tonn) ^b	Gj.snitt ^c	Prosent
Danmark	1845.3	52.7	16.0
Finland	3241.8	92.6	28.1
Island	183.8	5.3	1.6
Norge	1358.9	38.8	11.8
Sverige	4889.8	139.7	42.4

a Tall hentet fra Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones (2002a) (det høyeste estimatet)

b En omregningsfaktor på 2.342 ble anvendt for å regne om fra $\sum \text{PCB}_{22}$ til total PCB (se Breivik et al. 2002a p. 189)

c Gjennomsnittet er beregnet fra 1946 til 1980, da det ikke var estimert noe forbruk før eller etter dette

Når det gjelder lovgivning så ble det innført begrensninger på PCB-bruk på følgende tidspunkter i Norden: Norge i 1980. Finland i 1985, Sverige i 1972, Danmark i 1986 og på Island på 1980 tallet (Faroon, Keith, Smith-Simon, og De Rosa, 2003; Environment og of Iceland, 2007).



Figur 4.1: Bruk av PCB (tonn) i de nordiske landene sett i forhold til årstall (Breivik et al., 2002a)

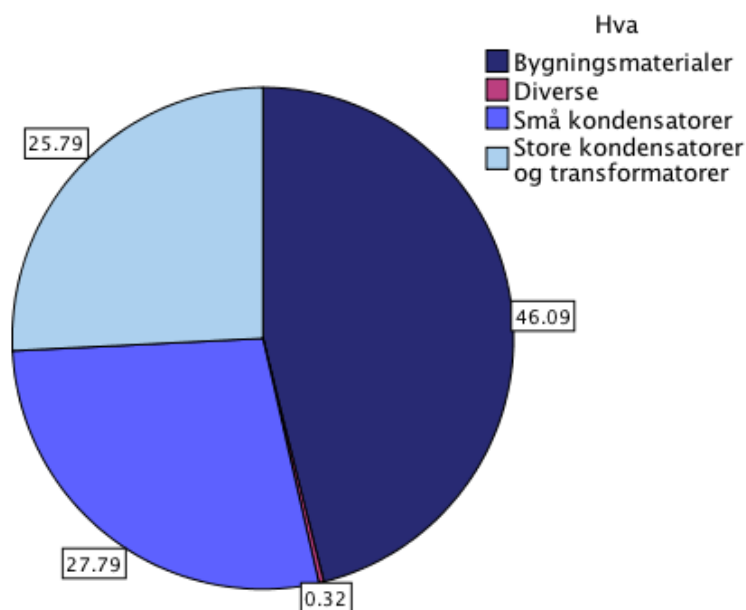
4.1.1 PCB i Norge

PCB har blitt anvendt i Norge fra ca 1950 tallet, selv om enkelte PCB-innholdige installasjoner kan ha kommet under andre verdenskrig i forbindelse med elektriske installasjoner. All ny bruk av PCB ble forbudt fra 1980. Fra 1995 ble videre all bruk av PCB-holdige transformatorer og kondensatorer forbudt. Det har ikke på noe tidspunkt blitt produsert PCB i Norge, hvilket innebærer at all PCB som eksisterer i Norge kommer som følge av import. Totalt så antas det at 1510-1540 tonn PCB har blitt anvendt i Norge til forskjellige formål (se figur 4.2) (Bjørnstad, 1996).

PCB har hatt en rekke forskjellige anvendelsesområder i Norge. De viktigste anvendelsesområdene er transformatorer og kondensatorer, i tillegg til tilsatsstoffer i maling, lim fugemasse og betong. Etter 1978 ble det ikke importert PCB til Norge, unntatt for bruk i isolerglasslim (Bjørnstad, 1996). PCB har også blitt funnet i asfalt i Norge (om enn i lave konsentrasjoner) (Andersson, Volden, og Jartun, 2005).

Kondensatorer og transformatorer

Frem til 1973 ble det produsert transformatorer og kraftkondensatorer som til sammen inneholdt 405 tonn PCB. I tillegg har det blitt eksportert kraftkondensatorer fra Norge. Avfallshåndteringen av kraftkondensatorene og transformatorene var tidligere preget av at bedriftene selv fikk pålegg om en forsvarlig egenlagring, da mulighetene for innlevering var små (Bjørnstad, 1996).



Figur 4.2: Fordeling (%) av PCB i Norge, basert på et totalestimat på 1572.3 tonn. Tall er hentet fra (Bjørnstad, 1996)

Små kondensatorer

Små kondensatorer har blitt anvendt i en rekke småelektriske produkter, som belysningsarmatur, hvitevarer, radio og fjernsynsapparater, kopi og datamaskiner og bilmotorer. Bruken av PCB er desidert størst i belysningsarmatur (61.74%), og det antas at ca 75% av de fleste belysningsarmatur produsert i Norge inneholder kondensatorer (se tabell 4.2). Totalt så antas det at 442-450 tonn PCB har blitt brukt i små kondensatorer, som er omtrent dobbelt mye som anvendt i kraftkondensatorer og transformatorer, 240-249 tonn PCB antas derfor å i stor grad foreligge på forskjellige fyllplasser. Før 1980 havnet det meste av hjemmeelektronikk direkte på fyllplasser, videre ble en del av bilvrakene og hvitevarene også oppbevart på fyllplasser og hos skraphandlere. (Bjørnstad, 1996).

Tabell 4.2: Små kondensatorer: applikasjoner og mengde ^a

Hva	Når	Mengde PCB (tonn)	Prosent
Belysningsarmatur	1952-1980	270	61.74
Hvitevarer	1952-1977	95	21.72
Oljebrennere	1952-1980	4.7	1.07
Radioer/fernsyn	1952-1978	40	9.15
Kopieringsmaskiner	1965-1975	0.3	0.07
Datamaskiner	1965-1980	0.3	0.07
Andre apparater		27	6.17
Sum	1952-1980	437.3	100

^a Tall hentet fra Bjørnstad (1996) p. 1

Bygningsprodukter

Bygningsprodukter omfatter maling, fugemasse, isolerglasslim og betongtilsats. I tillegg til dette har PCB blitt benyttet som mykgjører i gulvbelegg. Totalt så antas det at 735 tonn PCB har blitt anvendt til dette formålet i Norge (se tabell 4.3) (Bjørnstad, 1996).

PCB i maling og lakk ble anvendt hovedsakelig fra 1950-1973. Klorkautsjukmaling for skip antas å ha spilt en stor rolle i forbruken av PCB i maling (75%), i tillegg har PCB-innholdig maling blitt brukt på stålkonstruksjoner og betongvegger. PCB fines videre som en forurensing i enkelte pigmenter (ftalocyanin og diarulide-pigmenter) hvilket det har blitt omsatt rundt 60 tonn av pr år. Da konsentrasjonen av PCB i disse pigmentene er relativt lav (50mg/kg) utgjør dette en tilførsel på 3 kg pr år (Bjørnstad, 1996).

PCB har også vært benyttet i tiokolbasert fugemasse (eller polysulfid-tiokol-gummi), som i all hovedsak ble anvendt for tetning mellom fasadeelementer. Bruken av PCB i fugemasser ble avsluttet i 1973, og forbruket er beregnet til å ligge mellom 80 og 100 tonn, og en større del av dette antas å fortsatt foreligge i bygningsmassen (Bjørnstad, 1996).

Isolerglassruter kan ses på som dobbeltglassvinduer, altså vil det være en avstand mellom de to glassrutene. I limet anvendt til forsegling av disse har vært forurenset med PCB (Bjørnstad, 1996).

PCB har også blitt anvendt som mykgjører og tilsats til betong og mørtel. Spesielt ble det anvendt i produkter brukt til puss, avrettningsmiddel, oppretting og slitebelegg på gulv. Totalt er det anslått at ca 85 tonn PCB ble anvendt til dette formålet (Bjørnstad, 1996).

Tabell 4.3: Mengde PCB i anvendt byggematerialer ^a

Hva	Når	Mengde PCB (tonn)	Prosent
Maling ^b	1954-1972	80	11.03
Isolerglasslim	1958-1984	430	59.31
Fugemasse	1958-1972	100	13.79
Betongtilsatser	1962-1972	85	11.72
Sum		725	100

a Tall hentet fra Bjørnstad (1996) p. 16

b Av dette har 60 tonn (75%) PCB blitt anvendt som klorkautsjukmaling for skip

Ved rivning eller rehabilitering antas det at en del av riveavfallet har blitt levert direkte til kommunale avfallsbehandlingsanlegg, og en del kan ha blitt deponert på grovavfallsplasser og ikke-autoriserte fyllinger. Når det gjelder maling på skip, antas det at all malingen har blitt avfall ved rehabilitering (sandblåsning) av skipene, så mye som 60 tonn PCB kan ha "forsvunnet" på denne måte. Det antas at mellom 215-145 tonn PCB har blitt levert til fyllplasser (Bjørnstad, 1996).

4.1.2 PCB i Sverige

PCB har ikke blitt produsert kommersielt i Sverige, men de har blitt produsert som referansejemikalier. Tekniske PCB-blandinger har i all hovedsak blitt importert fra følgende produsenter: Monsanto, Bayer og Prodélec (se seksjon 3.1). Mye av PCB-blandingene som ble importert ble anvendt i produksjon av kondensatorer, og kraftkondensatorer og små kondensatorer som var PCB innholdige har blitt produsert i Sverige. Kun et begrenset antall PCB-transformatorer (ca 200) har blitt brukt i Sverige. Videre har PCB blitt anvendt i:

fugemasser, isolerglasslim, hydraulisk væske, varmevekslerveske, skipsmaling, gulvbelegg og selvkopierende papir (Inspectorate, 2006).

I 1973 ble all ny bruk i åpne applikasjoner forbudt, videre ble det i 1978 forbudt å bruke PCB-innholdige blandinger i lukkede systemer. Bruken i transformatorer og kraftkondensatorer ble forbudt i 1995 (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009), mengden PCB som er igjen finnes i bygningsmaterialer og små kondensatorer (Inspectorate, 2006). I Sverige pr i dag er en større oppmerksomhet vendt mot bygninger og spesielt fugemasser. PCB anses som et miljø og helseproblem (også for innemiljøet). På initiativ av byggeiere ble det f.eks. bestemt at all fugemasse med en PCB konsentrasjon på over 50 mg/kg skal saneres så fort som mulig. Lokalt i Sverige er det en rekke fylker og kommuner som også har kjørt en del prosjekter rundt kartlegging av PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Når det gjelder rapporterte mengder på PCB anvendt og importert til Sverige, er dataene noe mangelfulle. Et estimat på ca 8 000 10 000 tonn er gjort, og det antas videre at ca 50% av dette videre har blitt eksportert. Når det gjelder bruken av PCB i kraftkondensatorer ble dette estimert i 1983 til å være 1500 tonn og 500 tonn i transformatorer. Bruken av PCB i maling, tettningssmasse (som fugemasse), hydraulikkolje og varmeutvekslingsolje ble rapportert til å være henholdsvis 35 t år⁻¹, 40-45 t år⁻¹, 8-10 t år⁻¹ og 8-10 t år⁻¹ i 1971 (Inspectorate, 2006). Et estimat av totalforbruk er vist i tabell 4.1.

4.1.3 PCB i Finland

Det årlige forbruket av PCB i finnland var på 200 t år⁻¹ i 1969, videre ble den åpne bruken av PCB avsluttet tidlig på 1970 tallet, og bruken i lukkede elektriske systemer ble begrenset i 1979. I 1983 var det totalt 2050 tonn PCB igjen i elektriske systemer i form av transformatorer og kondensatorer (Elo, Vuojolahti, Janhunnen, og Rantanen, 1985) Videre ble det forbudt å lage, selge eller bruke PCB-innholdige applikasjoner i 1990 (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009). I senere tid er det bestemt at PCB-holdige installasjoner skal tas ut av bruk innen 1999, ved renovering skal også PCB-holdige fuger saneres på en adekvat måte, og PCB-avfall skal deponeres på et forsvarlig vis.

4.1.4 PCB i Danmark

PCB har i Danmark blitt anvendt som i de fleste andre land i kondensatorer og krafttransformatorer, i maling, i fugemasser og selvkopierende papir. Siden midten av 70 tallet ble det innført restriksjoner på anvendelse av PCB, og i 1977 ble åpne anvendelser forbudt (som PCB i maling, fugemasser, selvkopierende papir osv.). i 1986 ble det innført et totalforbud mot nybruk av PCB-innholdige apparater. Eksisterende PCB-holdige apparater som større transformatorer og kondensatorer har fortsatt vært i bruk frem til 1. januar 2000 (Maag og Lassen, 2000).

Når det gjelder forbruket av PCB i Danmark viser Maag og Lassen (2000) til en upublisert studie gjennomført av Hansen og Grove (1983) hvor følgende fordeling ble funnet:

Som vist i tabell 4.4 var det største bidraget til PCB-beholdningen store kondensatorer, etterfulgt av små kondensatorer. Etter forbudet mot anvendelse av PCB i åpne applikasjoner (1977) ble det videre forbudt å selge PCB eller produkter som inneholdt PCB i 1995 (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Danmark har historisk sett hatt et manglende fokus på PCB i bygg inntil nylig, og utstrekningen av PCB i bygg har inntil nylig vært mindre kjent (Miljøministeriet, 2009; Nordisk Ministerråd, 2007a). En nasjonal handlingsplan angående PCB i bygg etterlyses fortsatt av dansk byggenæring (Jensen, 2011). I senere tid har imidlertid enkelte undersøkelser blitt gjennomført (Jensen,

Tabell 4.4: Tidligere anvendelser av PCB i Danmark ^a

Hva	Når	Estimert totalforbruk (tonn) PCB ^b	Prosent
Store kondensatorer	1950-1981	600	38.7
Kraftkondensatorer	1950-1982	65	4.2
Små kondensatorer	1950-1980	250	16.1
Maling	1955-1973	200	12.9
Lim og fugemasser	1967-1981	200.5	12.9
Selvkopierende papir	1960-1973	200	12.9
Varmevekslervæske, hydraulikkolje, skjæreolje, immer- sjonsolje	1950-1967	5	0.3
Følgestoffer generelt	-	30	1.9
Sum		1550.5	

^a Tall hentet fra Maag og Lassen (2000) p. 14

^b I tilfeller hvor estimerer varierte mellom to tall, ble snittet av disse regnet ut og presentert i tabellen.

Schleicher, Walter, Trap, og Zeuthen, 2009), men som nevnt foreligger det ikke noen klare retningslinjer mhp. PCB i bygg (Nordisk Ministerråd, 2007a; Jensen, 2011).

4.1.5 PCB på Island

I følge rapporten for implementering av Stocholmkonvensjonen på Island ((Environment og of Iceland, 2007)) har 200 tonn PCB i form av transformator og kondensatorolje fra 1988 til 2004. Bruk av PCB i elektriske systemer ble begrenset fra 1980 tallet. Videre er det ikke dokumentert hvor mye PCB som har blitt brukt i lysarmatur, puss og isolerglassruter. Som vist i tabell 4.1 antas bruken av PCB til å være relativt liten på Island (totalt 183.3 tonn). Generelt har det vist seg vanskelig å få gode estimerer på PCB og gjenværende PCB fra Island, og forbruket på Island antas å være det laveste i Norden. Av denne grunn vil det i denne teksten være et mindre fokus på Island i forhold til de andre landene.

4.1.6 Nordiske lands tilnærming og handlingsmåter

Situasjonen i de nordiske landene mhp. på bruksområder av PCB er relativt lik. De største forskjellene finnes innenfor bruksområder for PCB i bygg. I alle de nordiske landene har bruken av PCB vært klart høyest innenfor elektriske applikasjoner (Nordisk Ministerråd, 2007a). Dette stemmer også overens med situasjonen i verden generelt (Breivik, Sweetman, Pacyna, og Jones, 2002a). Følgelig har arbeid med utfasing av PCB-applikasjoner innenfor elektronikksektoren (kondensatorer og transformatorer) også hatt størst fokus og resultater (Nordisk Ministerråd 2007a, se også seksjon 4.1).

Sverige var tidligst ute med sitt forbud mot PCB, og har derfor ikke hatt samme belastning mhp. PCB i småkondensatorer og isolerglassruter. Av denne grunn har de svenske myndigheter (ved Naturvårdsverket) ikke i like stor grad som f.eks. SFT arbeidet med PCB innenfor byggenæringen på samme måte. Når det gjelder arbeidet innenfor byggenæringen i Sverige, kan dette sies å starte med arbeidet med PCB-forurensing fra fugemasser gjennom prosjektet "PCB i bygnader" (1998-2003) (Nordisk Ministerråd, 2007a).

En detaljert oversikt over arbeidet gjennomført i Norge er å finne under seksjonen 4.4. Innenfor byggenæringen har KLIF gjort grundige kartleggingsundersøkelser og vurderinger. Tydelige strategier har blitt utarbeidet med tanke på PCB i isolerglassruter og kondensatorer i lysrørarmaturer. Videre har det blitt produsert veiledningsmateriale i samarbeid med byggenæringen og et samarbeid mellom KLIF og byggenæringen har blitt etablert og arbeider med videre kartlegging og utfordringer (Nordisk Ministerråd, 2007a).

I Danmark har situasjonen rundt PCB i bygg ikke vært i fokus før i nyere tid (se seksjon 4.1.4). Oppmerksomheten har heller vært rettet mot PCB i elektriske installasjoner. PCB anvendt i åpne applikasjoner har derfor i større grad enn i f.eks. Norge og Sverige blitt oversett, og følgelig foreligger ikke samme kunnskap om dette problemet i Sverige. Det foreligger også en brist i gode avfallsordninger for PCB-holdig byggeavfall. Fjerning av PCB-holdig avfall har vært regulert siden 1086 (senere revidert i 1998), og en PCB konsentrasjon på over 50 mg/kg anses som farlig avfall (0.05 vektprosent). Det er kommunene som har ansvaret for å samle inn dette avfallet (Nordisk Ministerråd, 2007a).

I Finland har ikke PCB-innholdige fugemasser blitt behandlet på samme omfattende måte som f.eks. i Norge. Disse fugemassene skal saneres når bygningen skal renoveres, men det har ikke foreligget noe krav til direkte fjerning av disse. Når det gjelder PCB-holdige installasjoner var det et krav om fjerning innen 1999 (Nordisk Ministerråd, 2007a).

På Island er fokuset rundt PCB relativt lite, og forekomsten anses å være størst i forbindelse med elkraft. Anvendelse av PCB i bygninger er derfor dårlig kjent, men antas å være begrenset til fugemasser og isolerglassruter. Det finnes også lokale forskjeller mhp. sanering av PCB-holdige fugemasser. Det er ikke kjent pr 2005 om det vil bli innført noen tidsfrister for utfasing av PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a).

4.2 Nydannelse og spredning av PCB i de Nordiske landene

Som en følge av en nedgang i primærutslipp av PCB, vil prosesser som gir nydanning av PCB være av interesse (se seksjon 3.2). Spesielt i forhold til rapportering i forbindelse med Stocholmkonvensjonen og andre avtaler de nordiske landene har forpliktet seg til å følge (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009). Nedenfor følger en utgreiing om forskjellige utslippsestimat i Sverige, Danmark, Finland og Norge (heretter omtalt som Norden)

4.2.1 Utslipp

En inndeling i definerte kilder og mobile kilder har blitt gjort for å beskrive utslippene fra de Nordiske landene.

Definerte kilder

Energisektoren i de nordiske landene er definert som petroleumsraffineringsanlegg og store forbrenningsanlegg. Når det gjelder petroleumsraffinering produserer Sverige mest raffinert olje (19920 kt i 2005) og de nordiske landene produserte til sammen 54396 kt i 2005. Utslipp fra denne industrien kan representere en viktig kilde for utslipp av PCB til atmosfæren. Bipro (2006) antok et utslipp på 1 mg/t PCB for raffinert olje. Dette vil gi et utslipp på 56.43 kg PCB i 2005. Større forbrenningsanlegg (100-300MW_{th}) inngår også i energisektoren, og antas å bidra til utslipp av PCB (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009). Dette er anlegg som f. eks brenner avfall for fjernvarme. Når det gjelder forbrenning av fossilt brennstoff antas utslippene av PCB å

være mindre enn forbrenning av husholdningsavfall da svovelinnholdet i brennstoffet til en hvis grad forhindrer *de novo* syntese av PCB. Da tilstedeværelse av SO₂ vil fjerne molekylært klor ved reaksjoner i gassfasen, svovel - klor forholdet antas å være lavere i husholdningsavfall hvilket vil føre til et økt PCB utslipp. I tillegg vil andre faktorer som kjøling av eksosgassen, mengden svevende aske, metallinnhold, karbon og klorinnholdet til sveveasken og tilstedeværelsen av fritt oksygen være med på å bestemme grad av *de novo* syntese. Fin-partikkel aske (sveveaske) vil også i seg selv kunne inneholde PCB, og vil derfor kunne utgjøre en trussel ved feildeponering på f.eks. fyllplasser (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Metallindustrien vil også i varierende grad kunne bidra til utslipp av PCB, avhengig av type industri. Jern og stålproduksjon skaper f.eks. større mengder avfall og utslipp og vil derfor kunne være en viktig kilde, spesielt gjelder dette gjenvinning av skrapmetall. Videre kommer sintringsanlegg, smelteovner og kull-produksjon. I Norden antas det at kun sintringsanlegg og elektriske forbrenningsovner ("electric arc furnaces") foreligger i industrisektoren. Begge disse vil kunne bidra til utslipp av PCB, enten direkte til atmosfæren eller i avfall tilknyttet prosessene (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Metallforedling hvor jern ikke er involvert dekker bla aluminiumsproduksjon, magnesiumproduksjon og kobberproduksjon. Mange av prosessene i denne type industri anvender rent klor som et tilsetningsmiddel, og vil derfor kunne bidra til utslipp (spesielt gjenvinning av aluminium, produksjon av magnesium og kobberproduksjon). Problemet med utslipp fra denne sektoren var imidlertid større før, og er pr i dag ikke en vesentlig kilde til utslipp (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Resterende definerte kilder vil være mineralindustri (betongproduksjon, glassproduksjon, keramikk-produksjon), kjemi-industri, avfallshåndtering og kloakkhåndtering bidra i forskjellig grad (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Diffuse kilder

Diffuse kilder er en gruppe som består av små enkeltkilder som totalt vil kunne utgjøre en signifikant utslipsgruppe. Under dette finnes mobile kilder, som er definert ved bruk av drivstoff. Av de mobile kildene finnes veitransport, shipping, flytrafikk og jernbane. Utslipp fra f.eks. veitransport som inkluderer alle kjøretøy som anvendes for transport av mennesker og gods (også mopeder og motorsykler) vil omfatte forbrenning av drivstoff, dekkslitasje, asfaltslitasje osv (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Videre kommer stasjonære diffuse kilder, som forbrenning i husholdningsovner, bruk av løsemidler i industri og husholdninger, landbruk, asfaltering, taklegging og distribuering av naturgass (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Utslipp

Som vist i tabell 4.5 dominerer Danmark det totale utslippet i Norden med tanke på utslipp skapt av aktiviteter som krever drivstoff. Både når det gjelder direkte kilder og mobile kilder. Det samlede Nordiske utslippet i denne kategorien er estimert til å være 194.5 kg år⁻¹. Danmark har til sammenligning det minste arealet av de Nordiske landene med i sammenligningen og det nest høyeste folketallet (Wikipedia, 2011). En av grunnene til det høye utslippet antas å være forbrenning av kull (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009)

Når det gjelder utslipp fra petroleumsraffineri presenteres anslagene i tabell 4.6. Det antas at utslippsfaktoren til atmosfæren fra raffinert petroleum er 1mg/t. Nivåene fra denne kategorien viser at dette er en viktig kilde, men fortsatt mindre enn veitransport. Det skal påpekes at i

Tabell 4.5: PCB-utslipp fra aktiviteter som forbruker brenselstoff til atmosfæren (kg år⁻¹)^a

Direkte kilder					
	Kull	Tre	OFA	Sum	Prosentandel
Danmark	55	1.051	2.871	58.58	30.3
Finland	4	13.103	0.296	17.23	8.9
Norge	1	0.441	0.572	2.396	1.2
Sverige	7	7.863	2.665	18	9.3
Diffuse kilder					
<i>Stasjonære Kilder</i>					
Danmark	0.147	1.917	0.013	2.10	1.1
Finland	0.013	3.977	-	3.99	2.10
Norge	0.003	1.574	-	1.577	0.8
Sverige	-	3.586	-	3.586	1.9
<i>Mobile kilder</i>					
<i>Fra bensin og diesel</i>					
Danmark	19.133			19.13	9.9
Finland	18.762			19.76	9.7
Norge	17.885			17.88	9.2
Sverige	30.404			30.40	15.7

a Tall hentet fra Thomsen, Nielsen, og Illerup (2009) p. 83

Norges implemeteringsplan av Stocholmkonvensjonen (NIP-rapporten) rapporteres det om et utslipp fra diffuse kilder på 10-30 g i 2003. Dette er klart et mindre estimat enn presentert i tabell 4.5, og vil tjene som en illustrasjon på usikkerhetene tilknyttet slike estimat. Estimater i NIP-rapporten baserer seg imidlertid på at utslippet av PCB er i samme størrelsesorden som dioksinutslippet fra de diffuse kildene, hvilket kan være en av grunnene til den store forskjellen (KLIF, 2006).

Når det gjelder utslipp fra industri (metall, mineral og kjemi), utgjør finnland det desidert største bidraget. Kjemi-industrien og spesielt produksjon av natriumsulfat er en viktig del av den Finske kjemi-industrien. Videre vil enkelte kilder innenfor denne industrien være dårlig representert i andre land.

Tabell 4.6: PCB-utslipp fra petroleumsraffinerier til atmosfæren i 2005 (kg år⁻¹)^a

Land	Utslipp	Prosentandel
Danmark	8.32	15.30
Finland	10.75	19.76
Norge	15.41	28.33
Sverige	19.92	36.62

a Tall hentet fra Thomsen, Nielsen, og Illerup (2009) p. 83

Tabell 4.7: PCB-utslipp fra industri til atmosfæren i 2005 (kg år⁻¹)^a

Land	Utslipp	Prosentandel
<i>Metallindustri</i>		
Danmark	0.068	0.17
Finland	10.991	28.14
Norge	2.289	5.86
Sverige	7.949	20.35
<i>Mineralindustri</i>		
Danmark	5.426	13.89
Finland	2.972	7.61
Norge	3.815	9.77
Sverige	5.551	14.21

a Tall hentet fra Thomsen, Nielsen, og Illerup (2009) p. 85

Når det gjelder utslipp av PCB fra avfallsbehandling er forbrenning av avfall en kilde til utslipp av PCB. Det er imidlertid observert en nedgang i utslipp på tross av økt forbrenning over de siste årene. Dette kommer mest sannsynlig av strengere utslippskrav til denne type behandling, samt økt kildesortering. Når det gjelder utslippskildene er det f.eks. i Danmark antatt at opphugging av metall står for mye av utslippene da noe PCB-innholdig avfall antas å havne her (som små kondensatorer). Det har ikke vært mulig å skille mellom forbrenning som tar vare på energien (som fjernvarmeanlegg) og forbrenning som ikke gjør dette (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009).

Tabell 4.8: PCB-utslipp fra forbrenningsanlegg til atmosfæren (gj.snitt fra 2004-2005, med og uten energiproduksjon) (kg år⁻¹)^a

	Utslipp	Prosentandel
<i>Farlig avfall</i>		
Danmark	0.43	0.87
Finland	36.07	72.49
Norge	2.87	5.77
Sverige	7.20	14.48
<i>Kommunalt avfall</i>		
Danmark	1.20	2.42
Finland	0.20	0.40
Norge	0.19	0.37
Sverige	1.59	3.20

a Tall hentet fra Thomsen, Nielsen, og Illerup (2009) p. 87

Når det gjelder det høye utslippet av PCB fra farlig avfall for Finland kan dette komme pga. import av farlig avfall fra f.eks. Danmark. I tillegg foreligger det forskjellige rapporteringsmetoder o.l. som gjør disse tallene relativt usikre (Thomsen, Nielsen, og Illerup, 2009)

4.2.2 Oppsummering

En prosentvis oppsummering om de forskjellige kildenes prosentvise påvirkning på utslipp er å finne i tabell 4.9. Oppsummert er de største utslippskildene for Danmark energiproduksjon, etterfulgt av utslipp fra veitransport og petroleumsraffinerier. For Finland er de viktigste kildene forbrenning av farlig avfall, etterfulgt av mobile kilder (veitransport) og energiproduksjon (ved forbrenning av tre). For Norge er de viktigste kildene veitransport og petroleumsraffinerier mens i Sverige er de viktigste kildene veitransport og petroleumsraffinerier.

Tabell 4.9: Prosentvis fordeling av de forskjellige utslippskildene for de respektive landene ^a

Utslippskilde	Danmark	Finland	Norge	Sverige
Direkte kilder	61.51	17.07	5.16	19.05
Diffuse kilder	2.18	3.95	3.40	3.81
Mobile kilder	20.09	18.58	38.52	32.30
Petroleumsraffineri	8.74	10.64	33.19	21.16
Metallindustri	0.07	10.89	4.93	8.44
Mineralindustri	5.70	2.94	8.22	5.90
Farlig avfall	0.45	35.73	6.18	7.65
Kommunalt avfall	1.26	0.20	0.40	1.69

^a Tall basert på tabell 4.5-4.8

Når det gjelder forholdet mellom de forskjellige landene er en prosentvis oppsummering vist i tabell 4.10. Danmark er størst i Norden når det gjelder utslipp fra energisektoren. Igjen antas det at dette kommer på grunn av de mange kullkraftverkene. Videre er Finland dominerende når det gjelder diffuse kilder som omfatter asfaltering, forbrenning i husholdninger, bruk av løsemidler (også i industri) osv. Sverige er størst når det gjelder mobile kilder, petroleumsraffinerier, mineralindustri og utslipp fra kommunalt avfall. Norge er i denne sammenligningen meget beskjeden.

Tabell 4.10: Prosentvis fordeling av de forskjellige utslippskildene mellom landene ^a

	Danmark	Finland	Norge	Sverige
Direkte kilder	60.93*	17.93	2.49	18.65
Diffuse kilder	18.50	35.53*	14.04	31.93
Mobile kilder	22.20	21.77	20.75	35.28*
Petroleumsraffineri	15.30	19.76	28.33	36.62*
Metallindustri	0.32	51.61*	10.75	37.32
Mineralindustri	30.54	16.73	21.48	31.25*
Farlig avfall	0.93	77.45*	6.16	15.46
Kommunalt avfall	37.85	6.19	5.85	50.11*

^a Tall basert på tabell 4.5-4.8

* Største verdi innenfor gitte kategori

Totalt så dominerer Finland tett etterfulgt av Danmark utslippene av utilsiktet produsert PCB i Norden. Generelt så ligger Finland, Danmark og Sverige ganske tett opp mot hverandre (se tabell 4.11). I følge estimatene til Breivik et al. (2002b) har Sverige vært den største bidragsyteren til

PCB historisk sett. Det må nevnes at disse sammenligningene nødvendigvis ikke er korrekte, da de er basert på forskjellige rapporteringsmetoder og analyselaboratorier. I tillegg er utslippene pr år også fra forskjellige år. Tallene må derfor behandles med forsiktighet og kan kun antas å ha en illustrativ effekt.

Tabell 4.11: Total fordeling i produksjon og utslipp av utilsiktet produsert PCB ^a

	Totalt (kg PCB år ⁻¹)	Prosentandel
Danmark	95.239	28.28
Finland	100.969	29.98
Norge	46.427	13.79
Sverige	94.137	27.95

a Tall basert på tabell 4.5-4.8

4.3 Internasjonalt arbeid for reduksjon av PCB

Nedenfor foreligger en gjennomgang av Langtransportkonvensjonen (ECE), Stocholmkonvensjonen (UNEP) og Rotterdamkonvensjonen, Oslo-Paris-konvensjonen (OSPAR) og Helsingforskomisjonen (HELCOM).

4.3.1 Langtransportkonvensjonen (1998)

Langtransportkonvensjonen (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) er en internasjonal avtale ratifisert eller godkjent av 32 forskjellige land. Målet med konvensjonen er at alle land skal anstrenge seg så langt som mulig til å gradvis redusere og forhindre luftforurensing, inkludert utslipp som spres ved atmosfærisk langtransport. Avtalen ble signert av de Nordiske landene i 1979 (inkludert Island), og videre ratifisert på begynnelsen av 1980 tallet. Konvensjonen har blitt utvidet med 8 forskjellige protokoller, bla. protokollen angående persistente organiske miljøgifter i 1998. Reguleringen av PCB i denne protokollen krever at de forskjellige nasjonene skal prøve å eliminere bruken av kjent PCB i applikasjoner som inneholder PCB i volum større enn 5 dm³ og med en PCB konsentrasjon lik eller større enn 0.05% så fort som mulig, men ikke senere enn 31 desember 2010. Visse unntak er gitt mhp. tid (frem til 2020) for visse betingelser (UNECE, 2008). Danmark har godkjent protokollen (i 2001), Finland har akseptert protokollen (i 2002), Island ratifiserte avtalen (i 2003), Norge ratifiserte avtalen (i 1999) og Sverige ratifiserte avtalen (i 2000). Alle de Nordiske landene signerte avtalen i 1998.

4.3.2 Stocholmkonvensjonen (2001)

Stocholmkonvensjonen (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants), ble vedtatt i 2001, er en global konvensjon opprettet med det formål å beskytte miljøet og helse mot persistente organiske miljøgifter. Medlemslandene som har signert konvensjonen forplikter å fase ut 12 av de farligste persistente organiske miljøgiftene (kalt "the dirty dozen", inkludert PCB), og forbyr eller begrenser fortsatt bruk av disse stoffene (NOU, 2009). Konvensjonen er videre implementert i et EU-direktiv (Stocholm Convention Secretariat, 2001).

Norge, Sverige, Finland og Island signerte konvensjonen i 2001 og ratifiserte konvensjonen i 2002. Danmark signerte konvensjonen i 2001 og ratifiserte konvensjonen i 2003. USA har ikke signert konvensjonen (Stocholm Convention Secretariat, 2001).

4.3.3 Rotterdamkonvensjonen (1998)

Rotterdamkonvensjonen har som mål å hindre import av uønskede kjemikalier samt dumping av farlige kjemikalier til land med svake kontrollmekanismer (særlig u-land). Videre fremmes et delt ansvar og informasjonsutveksling for å beskytte helse og miljø fra eventuelle skadevirkninger. Landene skal informere konvensjonens sekretariat om substanser de enkelte landene har forbudt eller som er under streng regulering. Hvis to stater fra to ulike regioner melder inn samme substans vil dette stoffet vurderes mhp. oppføring på PIC-listen ("Prior Informed Consent"). Stoffet på denne listen kan ikke eksporteres uten forhåndssamtykke fra importlandet. Ved eksport av stoffer den enkelte nasjon selv har forbudt, skal også importlandet informeres om dette (NOU, 2009). PCB og en rekke andre miljøgifter står oppført på PIC listen. Når det gjelder signering og ratifikasjon i de Nordiske landene er situasjonen som følger: Danmark signert og ratifisert i 1998 og 2004, Finland signert og aksesjonert i 1998 og 2004, Norge signert og akseptert i 1998 og 2001, Sverige signert og ratifisert i 1998 og 2003. Island har ikke signert denne konvensjonen (Rotterdam Convention Secretariat, 1998).

4.3.4 Oslo-Paris konvensjonen (1992)

Oslo-Paris konvensjonen (OSPAR) har som mål å beskytte det marine miljøet i det nordøstlige Atlanterhavet. OSPAR kan ses på som en videreføring av arbeidet i Oslokonvensjonen og Paris-konvensjonen, og omfatter 15 land samt EU-kommisjonen. Konvensjonen setter føringer for landbaserte utslipp, overvåkning av utslipp, dumping og forbrenning til havs samt olje og gassvirksomhet offshore. Landene som deltar informerer hverandre om utslippsmengder og konsekvenser av disse utslippene. Deltakerlandene kreves å stille de samme kravene til testing samt vurdering av de stoffer som brukes, spesielt mhp. nedbrytbarhet og bioakkumulering. Medlemslandene forplikter å oppnå en enighet om overvåkning og hvilke stoffer som skal slippes ut (NOU, 2009). Alle de Nordiske landene har godtatt denne konvensjonen (OSPAR, 2011).

Utslipp fra PCB har vært et av de prioriterte målene til OSPAR konvensjonen, som har hatt som mål at all PCB skal fases ut og destruert på en forsvarlig måte. På tross av diverse internasjonale avtaler fortsetter PCB å være et problem, spesielt fra ukontrollerte og ukjente kilder. OSPAR har konsentrert overvåkning av $\sum\text{PCB}_7$ og konkludert med at PCB fortsatt er en kilde til uheldige biologiske effekter i regionen som dekkes av OSPAR (se fig 4.3) (Commission, 2010).

4.3.5 Helsingforskomisjonen

Helsingforskomisjonen (HELCOM) har som mål å forhindre utslipp av miljøgifter til Østersjøen. Av de nordiske landene som bidrar finnes Danmark, Finland og Sverige. Ved å dele informasjon om den rådende tilstanden i Østersjøen, dette inkluderer også et krav om utfasing av PCB (Helsinki Convention Secretariate, 2011)

4.3.6 EU

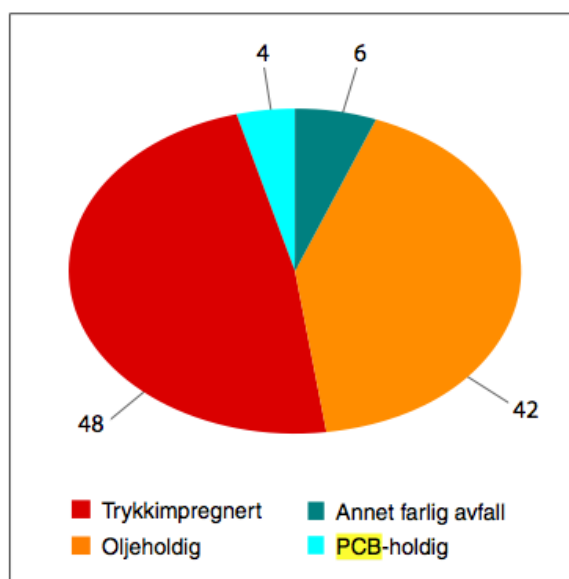
EU regulerer bruk av PCB gjennom EU-direktivet 96/59/EC samt regulering nr 596/2009, som innfører begrensninger og krav om utfasing når det gjelder bruk av PCB (EU, 2011)



Figur 4.3: Status av konsentrasjoner i sedimenter. En PCB konsentrasjon som anses som uakseptabel er markert med rødt, akseptabel med grønt og ikke eksisterende med blått. Figur hentet fra (Commission, 2010) p.2

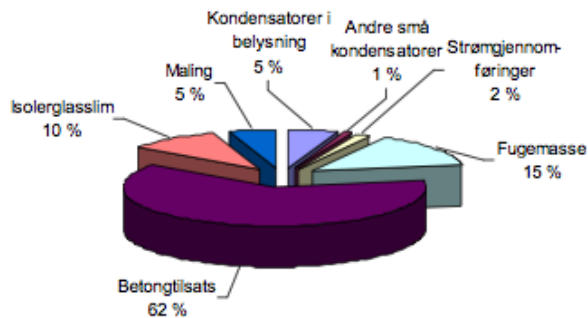
4.4 PCB i Norge pr i dag

Ved utgangen av 2008 ble det antatt at ca 90% av alle PCB-produktene i Norge skulle være tatt ut av bruk, og 630 tonn PCB antas å være forsvarlig destruert. Gjenværende PCB antas å foreligge i en størrelsesorden på 150 tonn (for fordeling se figur 4.5. Av de mest kjente gjenværende kildene for PCB er bygninger (fra 1940-1980), forurensede sedimenter og olje i strømgjennomføringer og kondensatorer. Det antas at 500 tonn PCB er disponert på ukjente måter etter endt bruk (Klif, 2009). Dette er et noe høyere antall enn i 2003 (se fig 4.4).



Figur 4.4: Farlig avfall på avveie i 2003 (kilotonn) (?) p.85

Pr i dag reguleres bruk av PCB gjennom: forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften) § 2-2 og § 3-1 og i avfallsforskriften kapittel 9, § 11-4 og kapittel 14 og 15 (Klif, 2009)



Figur 4.5: Gjenværende PCB i Norge (Klif, 2009) (vedlegg 1)

4.4.1 Politiske tiltak på nasjonalt nivå

Historisk sett har det vært en rekke tiltak mot PCB. Nedenfor listes en rekke hovedpunkter opp (Sørensen, 2008):

- *1979*: Den første forskriften om PCB ble fastsatt og trådte i kraft i 1980. Forskriften innebar et forbud mot å tilvirke, innføre, omsette og ta i bruk PCB eller PCB-holdige produkter. PCB-holdige produkter ble da definert som applikasjoner som inneholdt mer enn 50 mg/kg PCB (farlig avfall pr i dag). Import av PCB kunne kun skje for de som hadde gyldig tillatelse til å anvende stoffet.
- *1990*: Det ble innført et forbud mot å lage, importere / innføre, eksportere, omsette, ta i bruk eller behandle PCB som avfall eller produkter som inneholdt PCB uten tillatelse fra KLIF. Tillatelse fra KLIF ble påkrevet for alle virksomheter som skulle behandle PCB-innholdig avfall med en konsentrasjon høyere enn 50 mg/kg.
- *1995*: Et forbud mot kondensatorer med mer enn 1 kg PCB ble innført.
- *2000*: EU-direktivet om PCB og PCT ble implementert i den norske forskriften. PCB-produkter måtte nå merkes, samt et forbud på samme linje som i 1990 ble innført for alle produkter som inneholdt PCB, i tillegg til dette ble det også innført et forbud mot å gjenvinne PCB.
- *2004*: Alt avfall med en høyere eller lik konsentrasjon på 50 mg/kg PCB defineres som farlig avfall (avfallsforskriften). Videre ble fristen for utfasing av PCB-kondensator lysarmaturer fra 2005 til 2008 ble innført (gitt spesielle vilkår). Videre kom et krav om at importører og produsenter av isolerglass finansierte en innsamlings og behandlingsløsning for PCB-isolerglassruter.
- *2008*: PCB-isolerglass i bygg skal merkes, nye utslippstillatelser for deponier blir innført, som inneholdt bla. bunnsikring av deponier og målinger av miljøgiftutslipp. Forbud mot PCB-kondensatorer i lysarmatur inne og ute (hvis ikke spesielle vilkår oppfylles), krav om avfallsplan, miljøkartlegging og miljøsanering i byggesaker.
- *2009*: PCB som foreligger i strømgjennomføringer skal bli faset ut i løpet av 2010.

Tilsyn skal gjennomføres for å sikre at de gjeldende kravene om utfasing samt sanering av PCB-holdige produkter og materialer overholdes, og utføres årlig. Spesielt ovenfor avfallsbransjen. (Sørensen, 2008). Med hensyn på isolerglassruter er det produsentene som plikter å sørge for at enhver som innehar PCB-holdige isolerglassruter kan levere disse til forsvarlig behandling, mot et vederlag som ikke er høyere enn levering av PCB-frie isolerglassruter. Altså vil dette skje uten merkostnad for forbruker, produsentene plikter også å tilby relevant informasjon rundt dette. Når det gjelder EE-avfall forplikter forhandlere å ta imot dette uten merkostnad for forbruker, ved forhandlers forretningssted. Kommuner plikter å sørge for et tilstrekkelig tilbud om vederlagsfritt mottak av dette avfallet samt videresending til godkjent mottak. Kommunen må også ta i mot EE-avfall fra andre virksomheter, men kan kreve vederlag for dette. Produsentene plikter å hente EE-avfall fra forhandlere og kommuner uten kostnad, samt sortering og forsvarlig behandling av dette. Produsentene ordner dette ofte ved deltakelse i et returselskap (Nordisk Ministerråd, 2007a).

I miljøverndepartementets (Miljøverndepartementet, 2011) forslag til tiltak på nasjonalt nivå klargjøres det at utslipp av prioriterte miljøgifter (herunder PCB) skal stanses eller reduseres vesentlig innen 2010 (reduseres vesentlig vil innebære en reduksjon på 50-90%). Videre skal spredning av miljøgifter fra forurenset grunn stanses eller reduseres vesentlig. Sedimenter som er forurenset med miljøfarlige kjemikalier skal ikke medføre fare for alvorlige forurensingsproblemer.

Kriterier for prioriterte miljøgifter innebærer stoffer som er persistente og opphoper seg i miljøet som har alvorlige helsekonsekvenser eller som er svært giftige i miljøet. Stoff som blir funnet igjen i næringskjeden anses også som prioriterte. Videre kommer stoffer som gir tilsvarende grunn til bekymring, som hormonforstyrrende stoff og tungmetaller (Miljøverndepartementet, 2011). PCB vil både opphopes i næringskjeden og miljøet med helseskadelige effekter, og PCB vil i nettovirkning virke hormonforstyrrende.

For PCB har det blitt gjennomført en utslippsreduksjon i stående masse fra 69 % fra 1995-2008 (Sørensen, 2008). Dette vil klassifiseres som en vesentlig reduksjon i henhold til Miljøverndepartementet (2011).

Det er satt ned et offentlig utvalg som har i oppgave å se på hvordan utslipp av miljøgifter kan stanses innen 2010. Videre er det utarbeidet handlingsplaner flere stoffer, inkludert PCB (Miljøverndepartementet, 2011).

Tiltak som er utført etter 2002 for å forhindre bruk og spredning omfatter en rekke tilsyn, hvor PCB har vært prioritert eller en del av tilsynet, totalt er over 3000 tilsyn gjennomført. Spesielt har PCB-innholdige isolerglassruter, PCB-kondensatorer i lysarmatur og avfallshåndteringen av PCB vært hovedtemaer ved disse kontrollene. Et systematisert informasjonsarbeid ut mot byggeiere har i tillegg blitt utført, i tett samarbeid med bransje og interesseorganisasjoner (Klif, 2009).

Mer spesifikt på enkelte problemområder er tiltakene gjennomført følgende (Klif, 2009):

- *PCB-innholdige transformatorer*: I perioden 1994-95 ble store kondensatorer og transformatorer faset ut. Dette utfasningskravet omfattet ikke kondensatorer med et PCB-innhold på mindre enn 1 kg. Resultatet ble en forsvarlig håndtering av ca 400 tonn PCB.
- *PCB-innholdige kondensatorer i lysarmatur*: I 2000 ble nesten ingen lysarmatur levert til forsvarlig avfallshåndtering, i 2009 blir de aller fleste PCB-kondensatorer i lysarmatur levert til godkjent mottak (EE-avfall). Videre ble det fra og med 2005 gjennomført årlige kontroller som hadde PCB-innholdige lysarmaturer i fokus
- *PCB i strømgjennomføringer*: Virksomheter med høyspentanlegg skulle fase ut bruken av PCB-holdige strømgjennomføringer innen 1. januar 2010. PCB-innholdige applikasjoner

som sto i beredskapslagre skulle innleveres til forsvarlig avfallsbehandling

- *PCB-innholdige isolerglassruter*: Isolerglassruter som inneholder PCB skal leveres til godkjent mottak. Ordningen finansieres av bransjen selv.
- *Sedimenter med PCB*: Miljøverndepartementet (2002) i statsmelding nr 12 (2001-2002) påpeker at i tillegg til spredning må også et grundig opprydningsarbeid gjennomføres for å forhindre spredning av miljøgifter fra sedimenter
- *Forurenset grunn*: I 2004-2005 ble en ny strategi for forurenset grunn introdusert. Prioriterte områder for opprydning er steder der kontaminasjonen medfører risiko for menneskers helse og hvor lekkasje fra grunnen leker til prioriterte sedimentområder. Sårbare grupper som f.eks. barn prioriteres i stor grad (Miljøverndepartementet, 2005). Videre kom det en handlingsplan i 2006 som omfattet en opprydding av miljøgifter i barns utemiljø, som omfattet kartlegging i barnehager (2000 barnehager i 2008). I 2010 ble opprydding av forurenset overflatejord gjennomføres på steder hvor dette var nødvendig
- *PCB på Svalbard*: Et prosjekt på Svalbard ble startet opp i 2007 for å kartlegge og fase ut PCB-innholdige produkter.
- *Miljøkartlegging og sanering i bygg, rive og rehabiliteringsarbeider*: Krav i avfallsforskriften (gjort gjeldende 1. januar 2008) og senere overført til plan og bygningsloven. Som bla. forplikter virksomheter til å gjennomføre grundige miljøkartlegginger mhp. miljøsanering i tilfeller hvor dette kan være nødvendig (SFT, 2007). Kapittel 15 i byggavfallsforskriften er nå blitt flyttet over til teknisk forskrift under plan-og bygningsloven (KLIF-nettside, 2011).

Fra myndighetenes side er det generelt et fokus på forbud og reguleringer av PCB, gode avfallshåndteringssystemer, merking av isolerglassruter, økt kompetanse ved identifisering og sanering av PCB i bygg (i samarbeid med byggebransjen), fjerning av PCB fra forurenset grunn og sedimenter, internasjonal innsats for å fjerne PCB samt utvikle en bedre kunnskap om spredning og effekter av PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a).

4.5 PCB i bygg i Norden

Et seminar med tittelen "Riving og PCB i bygg" arrangert av byggenæringen i Norden i Oslo 7. og 8. mars 2005 har resultert i to rapporter. Informasjonen nedenfor kommer i stor grad fra disse to rapportene.

PCB har blitt anvendt i en rekke materialer og tekniske installasjoner i forbindelse med bygg og anlegg fra ca 1950 tallet og frem til 1980 tallet. Høyest bruk av PCB-innholdige applikasjoner var på 1960 og spesielt 1970 tallet (se fig 4.1) (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Mange av byggene og anleggene som ble bygd mellom 1960 og 1980 er i dag modne for rehabilitering. Med dette kommer også behovet om kunnskap rundt de miljømessige utfordringene knyttet til riving eller rehabilitering av slike bygg / anlegg. Da store mengder PCB ble anvendt i byggindustrien i denne tidsperioden, vil PCB være en av de miljøgiftene som i stor grad vil kunne bidra til miljømessige problemer ved dårlig avfallsbehandling. De nordiske landene har i varierende grad kartlagt og arbeidet med kunnskap rundt disse områdene (Nordisk Ministerråd, 2007a).

4.5.1 Applikasjoner

PCB har blitt anvendt i forskjellige applikasjoner i byggenæringern, spesielt foreligger PCB i fugemasser, isolerglassruter og kondensatorer i alle de nordiske landene (om enn i varierende omfang) (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Fugemasser

PCB ble på 1950 og 1960 tallet anvendt som mykgjørere i polysulfidgummi, som var den viktigste råvaren for produksjon av elastiske fugemasser. Denne bruken avtok imidlertid på 1960 og 1970 tallet, og erstattet med elastiske fugemasser basert på polyuretan og silikon hvor det ikke ble anvendt PCB som mykgjørende element. Altså vil kun polysulfid-fugemasser inneholde PCB (i alt fra 5 - 20 % (w/w)) (se seksjon 4.1.1). Bruken av fugemasser var først og fremst i bevegelsesfuger mellom fasadeelementer, tilslutningsfuger ved vinduer, dører osv. De forekommer mer sjeldent inne i hus (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Bruken av fugemasser i de nordiske byggene er relativt varierende, som en konsekvens av varierende byggemåte og oppføringstidspunkt. Sverige og Finland kan sies å være de nordiske landene som i størst grad har anvendt fugemasser i bygg (Nordisk Ministerråd, 2007a).

I tillegg har det blitt funnet at nærliggende betong kan bli kontaminert via en "smitteeffekt" via kontakt med høykontaminerte fugemasser, og at smitten kan infisere betong opptil en halv meter fra fugemassen (Andersson, Volden, og Ottesen, 2009b).

Gulvbelegg og lim

Anvendelse av PCB i gulvbelegg (kjent forekomst i produktet Acrydur) forekommer primært i Sverige i forhold til de øvrige Nordiske landene. Acrydur var et solid og sklisikkert gulvbelegg, og ble derfor mye anvendt bla. på storkjøkken o.l. Innholdet av PCB i gulvbelegget var ca 12% (w/w). (Nordisk Ministerråd, 2007a)

En undersøkelse i Norge fant imidlertid PCB både i linoleum og vinyl-gulvbelegg (se seksjon 4.6.1). PCB-forekomsten i linoleum antas å komme som et resultat av spredning fra underliggende kontaminerte masser (betong/puss) og linoleum anses av Amlø og Bakke (2010) derfor som trygg å behandle som restavfall ved f.eks. riving. Når det gjelder vinyl-belegg (også kjent som PVC-belegg, se figur 4.6) er situasjonen en annen. Vinyl-belegg er både bøyelig og fuktresistent, og har derfor ofte blitt anvendt på vegg og gulv i våtrom siden 1950 tallet. PVC alene er et svært hardt stoff, og har derfor blitt tilsatt mykgjørere (bla ftalater). PCB konsentrasjoner funnet i denne type belegg kan ha vandret fra påstøpen, men dette vites ikke sikkert (Amlø og Bakke, 2010).

Lim i denne sammenheng kan forstås som gulvbeleggslim, flislim og evnt. andre "suspekter" limforekomster. Ofte har svart tykt lim (se fig 4.7) blitt analysert for PAH og evnt. PCB, og PCB har blitt funnet i denne type lim i Norge (se seksjon 4.6.1).

Mørteltilsetning

Norge er i en særstilling blant de nordiske landene når det gjelder anvendelse av PCB i mørtel. Dette kommer på grunn av tilsetningen av polyvinylacetat-bindemiddel (PVA) til mørtel og



Figur 4.6: Vinyl-gulvbelegg. Hentet fra (Amlo og Bakke, 2010) p.28



Figur 4.7: Lim mellom treullsementplater. Hentet fra (Amlo og Bakke, 2010) p.37

betong. PVA ble tilsatt for å fremme seigheten samt gjøre påføringen av puss/mørtelen lettere fra 1950 årene og frem til slutten av 1970 tallet. PVA-mørtelen ble til en hvis grad tilsatt PCB som bindemiddel (NGU, 2005). Rene PVA-mørtler ble ikke anvendt i så stor grad, men PVA-mørtler tilsatt sement ble anvendt i et større omfang. PCB som finnes i betong og puss kommer som en konsekvens av tilsetning av PVA-mørtler. Av produktene som hvor PCB var tilsatt PVA-mørtelen finnes Borvibet og Tranaved (Ottesen et al., 2010).

Tilsetningen av PVA og sement som bindemidler ga mørtelen en rekke ønskelige egenskaper som bla: langt bedre smidighet, høyere strekk og bøyefasthet, bedre heftfasthet og mindre ømfintlig mhp. rask uttørking. Laboratorieundersøkelser foretatt viste videre at relativt store mengder PVA ble tilsatt mørtlene anvendt (15-55%) (Ottesen et al., 2010).

PVA-mørtler ble anvendt over hele landet for å oppnå god festevne, spesielt på vanskelige underlag (som glatt betong og hardbrent stein) og ofte som sårutbedrer ved ødelagt eller sprukket puss. PVA-mørtler ble også anvendt ved legging av naturstein, ofte rett før de ble nedlagt i komprimert leggmørtel eller sementlim. Dette for å oppnå god heft og forsikre at steinen / puss ikke løsnet lett (Ottesen et al., 2010)

Når det gjelder regionale forskjeller så er PCB-innholdig mørtel som fasadepuss anvendt i større omfang på vestlandet (pga. et hardere klima) (NGU, 2005). Når det gjelder de tekniske PCB-blandingene anvendt i PVA-mørtel fant Ottesen et al. (2010) at Clophen A60 og Aroclor 1254 dominerte forbruket.

Når det gjelder spredningsfare fant undersøkelsen gjennomført av Ottesen et al. (2010) at en betydelig spredning av PCB fra stående bygningsmasse til omkringliggende jord. Når det gjelder inneklime hvor det er anvendt PCB-holdig betongtilsatt konkluderer en undersøkelse gjennomført av folkehelseinstituttet i samarbeid med KLIF og NILU i rom hvor Borvibet ble rapportert brukt i stort omfang. Undersøkelsen konkluderte med at effekten lå langt under den tyske tilstandsgrensen for tiltak (3000 ng/m^3) og derfor ikke utgjorde noen betydelig helseisiko (Folkehelseinstituttet, 2003).

Nordisk Ministerråd (2007a) påpeker at det ikke er kjent om denne PCB-innholdig mørtel ble anvendt i noen særlig grad i andre land i Norden. Videre påpekes det at materialer med PCB-innholdig mørtel ofte vil inneha PCB i en konsentrasjon lavere enn 50 mg/kg .

Maling

Mange forskjellige typer eldre maling kan inneholde PCB (se også seksjon 4.1.1), og omfanget når det gjelder bruk av PCB-innholdig maling i Norden er ikke kjent i særlig grad (Nordisk Ministerråd, 2007a). Når det gjelder PVA tilsatt i maling, er det hevdet av bransjen selv at PCB ikke var tilsatt i PVA-malinger (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010). I Norge bidrar klorkautsjukmaling i stor grad til PCB-byrden i maling. Klorkautsjukmaling ble i tillegg til skipsmaling anvendt utendørs på betongvegger og mør samt rør. I fjøs og uthus har det også blitt anvendt innendørs (Nordisk Ministerråd, 2007a). I tillegg til klorkautsjukmaling har PCB blitt anvendt som tilsetningsmiddel i malinger hvor piolitt og akryl har vært bindemidlene (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

I Finland er det imidlertid funnet at PCB-holdig maling hovedsakelig er anvendt innendørs, og i mindre grad anvendt på utsiden av hus, betong eller murpuss (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Isolerglassruter

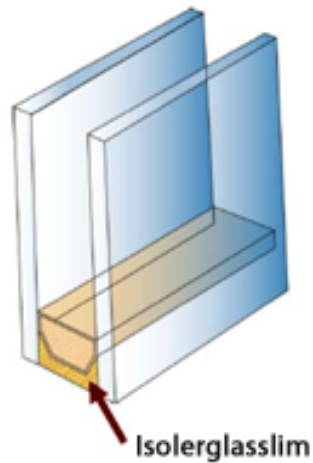
Når det gjelder Isolerglassruter kommer PCB kontaminasjonen i disse ofte på grunnlag av isolerglasslimet (se seksjon 4.1.1 og figur 4.8). Bruken av isolerglass har vært forskjellig i de nordiske landene. I Sverige har de hovedsakelig blitt anvendt i liten grad i bolighus, men heller i offentlige bygninger og næringsbygg. I motsetning til Norge hvor de er anvendt i alle type bygninger. Mengden PCB i disse vinduene anslås til å være mellom 50 og 70 gram PCB pr vindusflate. Videre vil nærliggende materiale som lister og karmen kunne bli kontaminert som følge av spredning (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Gummilister

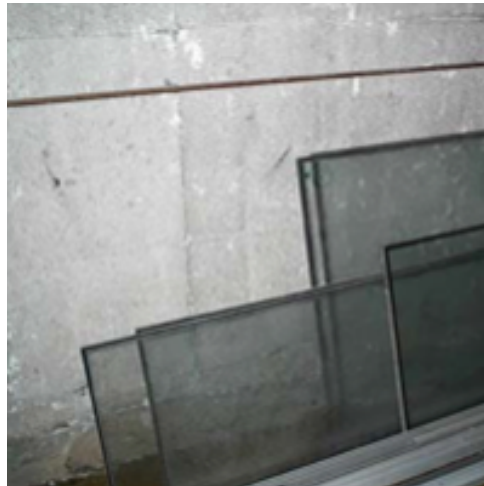
I Norge har det blitt funnet PCB i gummilister, f.eks. rundt dører og vinduer (se seksjon 4.6.1) (Amlo og Bakke, 2010).

Kondensatorer

Forholdene i de Nordiske landene mhp kondensatorer er temmelig lik. Lysarmaturer og elektriske apparater fra ca 1965 til 1979 antas å kunne inneholde PCB i varierende grad.



(a) Isolerglasslim i vinduskarm



(b) Limet har ofte svart eller grå farge, og kan observeres langs kanten på ruten

Figur 4.8: Isolerglasslim. Hentet fra Amlo og Bakke (2010) p.38

Strømgjennomføringer

En strømgjennomføring er en innretning som fører strøm inn og ut av kraftstasjoner, transformatorer o.. De er typisk relativt store (0.5-1.5m lange) og kan inneholde mange lite PCB-holdig olje. Det er ukjent om PCB er anvendt i strømgjennomføringer i andre land enn Norge.

Oppsummering

Bruken av PCB i bygg har visse likheter mellom landene i Norden. Spesielt utpeker isolerglassruter og fugemasser seg som et område der PCB har blitt anvendt i alle landene. Når det gjelder i gulvmasser samt maling og mørtel anses situasjonen å være mer variabel mellom landene (se tab 4.12).

Tabell 4.12: Oversikt over kjente forekomster av PCB (med farger^a), og gjenværende PCB i bygg pr 2005 (i tonn)^b

	Sverige	Norge	Danmark	Finland	Island
Strømgjennomføringer	-	4	-	-	-
Andre små kondensatorer		4			0.1
Kondensatorer i lysarmatur	20	123			0.5
Isolerglassruter	35	50	13		0.1
Maling	-	50	-		
Betong og mørteltilsetning	-	28 ^c			
Gulvmasser og gulvlim	20-30	28 ^c	-		-
Fugemasser	100	34			

a Hvit vil si at det er ukjent hvorvidt PCB forekommer eller ikke, gul er forekomst under 50 tonn og oransje er forekomst over 50 tonn.

b Tall hentet fra (Nordisk Ministerråd, 2007a)

c Her var det ikke funnet et skille, det antas at begge kategoriene utgjør 56 tonn

4.5.2 Byggebransjens rolle i de nordiske landene

Byggebransjen kan sies å være en viktig samarbeidspartner i arbeidet med sanering og fjerning av PCB fra bygg og byggavfall. Da det ofte er byggenæringen som vil utføre det faktiske arbeidet. Bransjeinitiativene og byggsektorens ansvar i de forskjellige landene er ikke spesielt godt kjent (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Sverige

I Sverige har bransjen tatt initiativ til kartlegging og sanering av PCB. Som et eksempel ble det i 1998 tatt initiativ til kartlegging av alle PCB-holdige produkter i bygninger, samt at åpne spredningskilder skulle sannes innen utgangen av 2002. Videre skulle isolerglassruter og kondensatorer deponeres og fjernes på en forsvarlig måte. Dette initiativet ble tatt gjennom Kretsloppsrådet. Da resultatene fra prosjektet viste at dette ikke ble oppfylt forventes en forordning fra myndighetene med de samme kravene. Videre har Svenska Fogbranschens Riksförbund gitt ut veiledere for sanering av fugemasse, og drevet utdanning innenfor dette (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Elektronikk bransjen i Sverige har på samme måte som i Norge etablert et selskap for å ta tak i produsentansvaret mhp elektronisk avfall. Privatpersoner har gjennom Elretur mulighet til å levere elektronisk avfall vederlagsfritt (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Veiledninger utarbeidet av næringen når det gjelder sanering av fugemasser som inneholder PCB har etter hvert både blitt anvendt av enkelte bedrifter, samt kommuner og på denne måten fungerer den som en slags standard. Maler og anbefalinger for fugesanering og analyse har videre blitt utviklet. Personer som arbeider med fugesanering oppfordres til å ha deltatt og fullført kurs som omhandler dette, og individer som arbeider med dette anbefales avkrevd fullført kurs. Videre er det utviklet etiketter for å merke kondensatorer og andre applikasjoner som er mistenkt for å inneholde PCB.

Norge

I Norge har Byggenæringens Landsforening (BNL) tatt initiativ til en handlingsplan for bygg og anleggsavfall, for å få på plass tiltak om en gratis returordning for isolerglassruter, kartlegging av PCB i fuger, mørtel og maling samt å utarbeide veiledningsmateriale for sanering av PCB. Dette er som nevnt ovenfor (seksjon 4.4) i stor grad gjennomført. To selskaper i Norge (ruteretur og RENAS) utgjør en viktig rolle i dette arbeidet pr i dag (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Ruteretur inngikk en avtale i 2002 med miljøverndepartementet om å etablere et retursystem (allerede gjort) for isolerglassruter, etablere en effektiv vederlagsordning, informere og rapportere til myndighetene om arbeid som blir utført. Når det gjelder elektroavfall er RENAS en stor aktør. Ved salg av nye elektroniske apparater skal en andel tilfalle RENAS for å finansiere retur av EE-avfall. Spesielt vil dette være viktig for å sikre en god avfallsbehandling av PCB-holdig El-avfall som små kondensatorer (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Byggenæringen har også vært med på å utgi en rekke veiledere og kurs i samarbeid med myndighetene, som et eksempel kan byggavfallskonferansen nevnes. Konferansen har vært arrangert i tre år, og er et forum hvor ulike aktører i byggenæringen møtes, for å bidra til økt kunnskap om miljøriktig håndtering av byggavfall (NORSAS, 2011). I 2011 var også St. Olavs prosjektets erfaring med betong lettkontaminert med PCB en del av konferansen, i samarbeid med fylkesmannen i Sør-Trøndelag (ved hhv. Lars E. Paulsrud og Gunhild Flaamo) (Paulsrud og Flaamo, 2011). Videre har det blitt utviklet kurs som vil fungere som dokumentasjon på

at utførende vil ha tilstrekkelig kompetanse til å utføre enkelte oppdrag. Det finnes imidlertid ingen nasjonal standardisering på dette. Egne avfallssymboler har imidlertid blitt utviklet for isolerglassruter (se fig 4.9)



Figur 4.9: Standardisert merke av isolerglassruter som inneholder PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a) p.37

Danmark, Finland og Island

I Danmark finnes en bransjeavtale om selektiv riving, som også vil inneholde retningslinjer når det gjelder utsortering av PCB. I Finland foreligger det ingen spesifikk strategi når det gjelder PCB i bygninger. På Island foreligger det heller ingen spesifikk strategi mhp. PCB i bygninger. I disse landene er det også lite kontrollering eller standardiseringer som f.eks. merking av PCB i bygg. I Finland er det kjent at kurs om rehabiliteringsmetoder for fasader og PCB-holdige fuger blir avholdt av myndighetene. Det er ingen kjente slike tiltak i Danmark eller på Island (Nordisk Ministerråd, 2007a).

4.5.3 Kartlegging og Sanering av PCB i Norge

I Norge er det utviklet metoder for kartlegging og sanering av bygg mhp. PCB. Maling og mørtel prøvetas imidlertid i liten grad, fugemasser i noe grad og isolerglasslim og kondensatorolje i større grad. Alle kondensatorer og isolerglass oppført før 1980 leveres til godkjent mottak som om det skulle ha inneholdt PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Når det gjelder sanering og behandling av avfall er byggherre ansvarlig for korrekt håndtering av avfallet, og er derfor i praksis forpliktet til å opplyse om kontaminering og forurensing i bygg før begynnelse av arbeidet, samt å følge opp riktig behandling av dette. Det er i prinsippet forbudt å gjenbruke eller gjenvinne PCB-holdige masser / applikasjoner. I enkelte tilfeller er det imidlertid mulig å deponere slike masser på alternative måter der dette vurderes hensiktsmessig og forsvarlig. For alle bygge og riveprosjekter over en viss størrelse er det krav om miljøkartlegging, sanering og kildesortering av byggavfall. Nedenfor kommer en kort gjennomgang av veilederen utgitt av KLIF og NHP (KLIF, NHP, 2009).

Inneholder bygget PCB?

Generelt antas det at bygg oppført før 1980 kan inneholde PCB, er bygget fra før 1940 vil PCB kun foreligge i applikasjoner eller i forbindelse med rehabilitering i perioden 1940-1980. Bygg fra perioden 1940-1980 vil kunne inneholde PCB i bygningsmaterialene, og de enkelte bestanddelene i bygget burde derfor vurderes (se fig 4.10). (KLIF, NHP, 2009).

	1950-1954	1955-1959	1960-1964	1965-1969	1970-1974	1975-1979	
Lysarmaturer							(-1980)
Isolerglassruter							
- importerte							(1950-1980)
- Norske							(1965-1975)
Mørteltilsetning							(1960-1972)
Maling							(1952-1975)
Fugemasser							(1960-1978)
Høyspenningskondensatorer							(-1980)
Strømgjennomføringer							(-1980)
Transformatorer							(-1980)

Figur 4.10: Anvendelsesperiode for PCB i byggapplikasjoner. Figur hentet fra (KLIF, NHP, 2009) p.12

Prosedyrer og sanering

Som vist i figur 4.10 vil bygg /applikasjoner oppført / installert innenfor tidsrommet til den gitte kategorien kunne inneholde PCB. Prøvetakning og analyse vil da være neste steg for å bekrefte / avkrefte dette (KLIF, NHP, 2009).

Når det gjelder sanering vil all kontakt med PCB være ønskelig å unngå, da PCB vil kunne opptas både gjennom innånding og ved dermal kontakt. Ved håndtering av PCB-innholdig materiale vil derfor hansker og masker være å anbefale (evnt. med egen oksygentilførsel). Dette vil avhenge av konsentrasjonen av PCB i det bestemte tilfellet. Ved sanering av f.eks. isolerglass anbefales det at rutene tas ut hele og leveres inn, for å unngå unødig kontakt med PCB. Ved sanering av fugemasse vil større sikkerhetstiltak måtte tas i bruk da fugemasse ofte har høyere konsentrasjoner, og ikke er innkapslet.

Når det gjelder sanering av PCB-holdig mørtel eller maling kan dette gjøres på flere måter. et kjennetegn er at dette ofte er omfattende operasjoner, og kan sammenlignes med sanering av asbest (KLIF, NHP, 2009). PCB-holdig mørtel kan f.eks. fjernes ved fresing, meisling eller pigging (Nordisk Ministerråd, 2007a). Videre beskrives saneringsmetoder for PCB-holdig materiale som en mindre omfattende prosess av Nordisk Ministerråd (2007a) enn beskrevet i KLIF, NHP (2009), uansett vil støvproblematikk være en vesentlig utfordring. AS (2010) peker i tillegg på spredningsproblematikk når det gjelder fasadevask av bygninger hvor PCB foreligger i fasadelementer (som fugemasser, puss/maling), og fant PCB i avfallsvannet fra en slik prosess.

Sanering av PCB-holdig maling vil være en trussel ved fjerning av bygg fra 1940 til 1975, spesielt hvis malingen (ofte klorkautsjukmaling) er anvendt på fjøs , i gjødselskjellere, uthus (av betong og tegl utvendig), siloer (av betong og tegl utvendig), næringsmiddelindustrien (på vegger og tak i produksjonsrom) svømmebasseng, toaletter på skoler, trafokiosker, forsvarsbygg og fasader i værharde bygg (betong og teglbygg).

Behandling og sanering av andre PCB-holdige applikasjoner er beskrevet nøyere i KLIF, NHP (2009), og vil ikke bli gjennomgått videre i denne teksten.

4.5.4 Kartlegging og Sanering av PCB i Sverige, Danmark, Finland og Island

Kartlegging av PCB i bygg er viktig spesielt med tanke på riktig avfallssortering og håndtering ved renovering og rivning.

Sverige

I Sverige er det som nevnt ovenfor utviklet veiledere for dette. Laboratorieanalyser er påkrevet for påvisning av PCB i fugemasser og gulv. Er disse fra tidsperioden 1956-1973 skal de undersøkes. Svenske isolerglassruter fra 1956-1973 samt importerte isolerglassruter til og med 1980 klassifiseres som PCB-holdige. Når det gjelder småkondensatorer fra før 1980, anses disse som PCB-holdige. Det foreligger også arbeidsmetoder for sanering av PCB-holdige fuger, som baserer seg på å skjære disse ut etterfulgt av slipning av skjærekantene. Kombinert med riktig værneutstyr og tiltak for å forhindre støvspreddning (Nordisk Ministerråd, 2007a).

Danmark, Finland og Island

I Danmark har myndighetene finansiert to kartleggingsprosjekter som også inkluderer mengdebestemmelse av PCB, videre er det ukjent om det foreligger veiledere rundt dette når det gjelder bestemmelse av PCB i bygg samt sanering av dette. I Finland kreves kartlegging av PCB i forbindelse med fasadearbeid (inkl. fugemasser fra 1959-1979). Kartleggingen omfatter også ofte asbest, bly, PAH og mikroorganismer. Videre er saneringsmetoder for fugemasser laget på samme måte som i Sverige. På Island foreligger det ingen konkrete planer om hvordan man skal kartlegge og håndtere PCB (Nordisk Ministerråd, 2007a)

Destruering av PCB i Norden

. Det er meget få aktører som kan gjøre dette i Norden, de tre aktørene operative i 2007 var SAKAB i Sverige, Ekokem i Finland og Kommunekemi i Danmark.

4.5.5 Avfallshåndtering

Det er en litt forskjellig praksis når det gjelder avfallshåndtering og grenseverdier for farlig avfall i de nordiske landene. I Norge, Danmark og Island defineres PCB som farlig avfall hvis konsentrasjonen er høyere enn 50 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. I Sverige og Finland gjelder grensen for 50 mg/kg for totalt PCB innhold. $\sum\text{PCB}_7$ vil kunne være fra 3 til 8.2 ganger lavere enn total PCB, hvilket kan utgjøre en relativt stor forskjell. Ved referanse til normverdi for mest følsomt arealbruk i Norge og Sverige er referanseenheten $\sum\text{PCB}_7$ (Nordisk Ministerråd, 2007a).

4.6 Spredning av PCB fra bygg til omgivelser i Norge

Spredning av PCB fra bygg til jord kommer hovedsakelig på grunn av anvendelsen av PCB i åpne applikasjoner som mørtel, maling og fugemasse (Herrick et al., 2007; Jartun et al., 2009; Jartun et al., 2008; Jartun et al., 2008; Jartun et al., 2005; Andersson et al., 2004; Priha et al., 2005; Hellman og Puhakka, 2001). Spredningen fra bygg vil i hovedsak komme fra områder hvor PCB kommer i direkte kontakt med omgivelsene, som yttervegger med PCB-holdig maling, puss

og fugemasse (Jartun et al., 2008; Andersson et al., 2004; Herrick et al., 2007; Priha et al., 2005; Hellman og Puhakka, 2001). Når det gjelder spredning til jord er det funnet høyest konsentrasjoner nærmest veggen som avtar jo lenger bort fra veggen man kommer (?; Priha, Hellman, og Sorvari, 2005; Jartun, Ottesen, Steinnes, og Volden, 2008; Jartun, Eggen, Volden, og Ottesen, 2008).

Herrick et al. (2007) fant spredning til av PCB til jord fra tre mursteinsbygg hvor fugemassen antageligvis ikke hadde vært "forstyrret" siden bygningen ble oppført. Prøver av jorden ved bygningen ble tatt, og lekkasjetester av fugemassen ble utført. Konsentrasjonen av PCB i fugemassen varierte fra 5.010-36.2 mg/kg for de tre bygningene. Jordprøvene viste konsentrasjoner fra 34-3.3 mg/kg, hvilket vil mest sannsynlig komme fra fugemassen. Videre viste lekkasjetestene at mengden PCB i vannet overgikk den kalkulerte løseligheten på PCB i vann (0.1-10g/L). Hvilket kan tyde på at PCB eksisterer i komplekser med oppløst organisk materiale, og på denne måten løses opp i større grad enn ved kontakt med rent vann. Det skal sies at lekkasjetestene utført var designet for å simulere fyllplass lekkasjer, og ikke værslitasje.

Når det gjelder nedbrytning av PCB i fugemasser antydte Herrick et al. (2007) at dette kunne skje over tid, evt fjernes via lekkasje. ?) fant i sin undersøkelse at kongener fordelingen ikke ble endret signifikant over tid i fugemassene, som kunne tenkes å skje ved nedbrytning. Videre fant ?) ingen spesielle forskjeller når det gjelder PCB i fugemassene på bakgrunn om de var mer utsatt for sollys. Dette ble imidlertid funnet av (Priha et al., 2005).

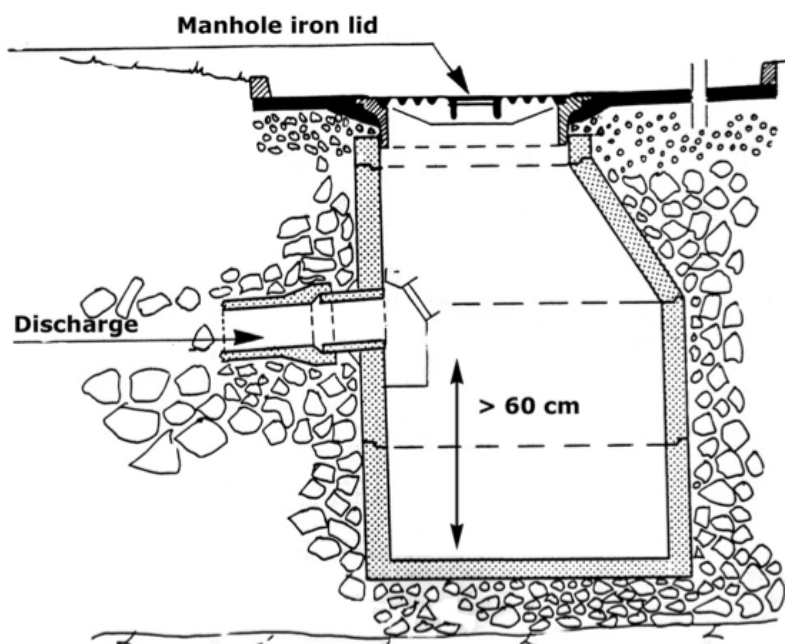
Når det gjelder rissikovurderinger rundt dette fant Priha et al. (2005) at i de tilfeller hvor barn ferdes og leker i nærheten av PCB-bygg var en faktor som ikke kunne overses, spesielt for yngre barn (1-6 år). De fant en snittkonsentrasjon på 6.83 mg/kg PCB i området 0-2 M fra bygningen (høyeste verdi målt var 26.9 mg/kg). De påpekte at sandkasser o.l. spesielt burde plasseres utenfor direkte nærhet av bygninger som inneholdt PCB. ?) påpekte at verdiene funnet i nærheten av slike bygg ikke utgjorde noen spesiell helserisiko.

Når PCB først kommer i kontakt med jord, vil forbindelsene kunne spres videre via partikkelbunden vanntransport evt. direkte oppløst i vannet. I urbane miljøer vil større områder være under et fast dette (som asfalt, veier osv.) som gjør at vannet ikke nødvendigvis kommer i direkte kontakt med jord. Hvilket vil kunne føre til at større volum går direkte i overvannsledninger, kloakksystem osv. Hvilket vil føre til transport og spredning av forurensinger fra det urbane miljøet. Jartun et al. (2008) peker på denne form som forurensing som en lite vektlagt faktor når det gjelder forurensing av lokale havner og marine sedimenter.

Gjenbruk av byjord antas å være den viktigste spredningsmekanismen for forurenset jord i urbane miljø (Jartun et al., 2008). Altså vil PCB kontaminert jord kunne spres fra en plass til en annen plass i det urbane miljø gjennom denne spredningsruten. Jartun et al. (2008) nevner videre eksempler på at PCB har blitt påvist i høye konsentrasjoner i jord solgt som beplantning og dyrkingsjord, samt i tilkjørte masser som anvendes til landskapsforming i bla. barnehager.

En måte å overvåke spredningen av miljøgifter og metaller i urbane områder er ved å ta prøver av sandfang. Sandfang samler overløpsvann og frakter dette videre. Typiske sandfang kan ses på som sylindriske oppsamlingsbrønner, hvor vannutløpet videre fra sandfanget er plassert ovenfor bunnen av brønnen, og på denne måten vil sedimenter samles opp her (se fig 4.11). Typiske sandfang i f.eks. Bergen kan inneholde ca 450-500 L sedimenter og har en dybde på ca 3m, kummene i Bergen tømmes ca en gang i året (Jartun, Ottesen, Steinnes, og Volden, 2008).

Ved å overvåke konsentrasjonen i slike kummer kan en få et overblikk over aktive forurensningskilder oppstrøms fra den aktuelle kummen. Dreneringsområdet for hver enkelt kum er i tillegg ikke veldig stort (500-600m²) hvilket letter arbeidet (Jartun et al., 2008). Det må også påpekes



Figur 4.11: Illustrasjon av et typisk sandfang. Figur hentet fra (Jartun et al., 2008) p.150

at større klimahendelser som stormer og tunge nedbørsperioder vil påvirke denne spredningen (Jartun et al., 2008).

I Bergen ble det funnet en gjennomsnittskonsentrasjon på 0.08 mg/L $\sum\text{PCB}_7$ fra 68 forskjellige sandfang (Jartun, Eggen, Volden, og Ottesen, 2008). En større undersøkelse av Nyhavna og nedre del av Nidelven sitt elveløp i Trondheim fant en gjennomsnittskonsentrasjon av $\sum\text{PCB}_7$ på 0.04 mg/kg (medianverdi på 0.1) (Bechmann et al., 2009). Egede-Nissen et al. (2008) undersøkte forekomsten av bla. PCB i flomsedimenter, sandbanksedimenter, sandfangsmasser og jord. Resultatene fra denne undersøkelsen mhp PCB er å finne i tabell 4.13

Tabell 4.13: Konsentrasjon av PCB (mg/kg) fra diverse kilder i Trondheim^a

	Median	Gjennomsnitt	Antall Prøver
Flomsedimenter	<0.04	<0.04	40
Sandbanksedimenter	<0.004	<0.004	4
Sandfangsmasser (totalt)	<0.02	0.09	30
Jordprøver (Nyhavna)	0.0461	0.89	9
<i>Sandfangsmasser fra St. Olavs</i>	0.0015	0.0015	10

a Tall hentet fra Egede-Nissen et al. (2008)

Som vist i tabell 4.13 er ikke konsentrasjonen i sandfangsmassene spesielt høy. Jordprøvene fra Nyhavna viser imidlertid relativt høye konsentrasjoner. Dette er et industriområde, og andre undersøkelser har vist det samme (Bechmann et al., 2009)

En undersøkelse av PCB i yttervegger på bygg tilknyttet St. Olavs Hospital i Trondheim konkluderte med at det var meget lave konsentrasjoner av PCB i både maling puss og betong. (Malin og Volden, 2003), hvilket gjenspeiles i resultatene fra sandfangskummene i området. Bestemmelse av PCB-kilder vil kunne gjøres ved kongener sammenligning (Konieczny og Mouland, 1997), eller så fant (Jartun et al., 2005) at PCB fra byggematerialer ofte foreligger i

en grovkornfraksjon (>250 μ m). Det ble imidlertid ikke foretatt noen kornanalyse i undersøkelsen til Egede-Nissen et al. (2008).

4.6.1 PCB i stående bygningsmasse i Norge

Norges Geologiske Undersøkelse (NGU) har samlet inn en rekke empiriske data angående bruk av PCB i bygg og omfang av dette rundt om i større norske byer. Nedenfor kommer en gjennomgang av denne rapporten, som både estimerer mengde PCB gjenværende i norske bygg, samt i jord tilknyttet disse byggene (Jartun et al., 2008).

Estimat av PCB i stående bygningsmasse

\sum PCB₇ ble kartlagt i husfasader fra 256 bygg i Norge og 100 bygg fra Svalbard. Byggene kartlagt er oppført mellom 1950 og 1980. Byggene ble delt inn i tre forskjellige kategorier. Den første kategorien "bolig" inkluderer eneboliger, tomannsboliger, rekkehus samt leiligheter i boligblokker. I forbindelse med bestemmelse av PCB har det kun blitt tatt prøver av boligblokker (betongbygg). Pr 1.januar 2008 var det registrert 2 274 362 boligbygg i Norge, videre eksisterer det 30 950 boligblokker. I tidsperioden 1946-1980 ble det oppført totalt 14 000 boligblokker (Jartun et al., 2008).

Den andre kategorien er "skoler", her foreligger det ikke tilgjengelige data fra statistisk sentralbyrå om forekomst, men statens kartverk rapporterer om 12 576 aktive bygninger innenfor denne kategorien (inkl barnehager). Videregående skoler, høyskoler og universiteter mm. er ikke tatt med her. Antas det videre at 50% av bygningene i denne kategorien er oppført fra 1946 til 1980, utgjør dette omlag 6300 slike bygninger.

Den siste kategorien er "næringsbygg" og omfatter fabrikker, verksteder, industribygg samt lager og kontorbygg. Her ble det funnet ca 84 000 bygninger, og det antas at ca 30% er oppført fra 1946 til 1980 som utgjør omlag 25 000 enheter.

Totalt vil det da foreligge omlag 45 500 bygg oppført i perioden fra 1946 til 1980, fordelt på disse tre kategoriene (Jartun et al., 2008)

Når det gjelder konsentrasjon av \sum PCB₇ i boliger, ble det normalt tatt en prøve fra hvert bygg, men i enkelte tilfeller flere. Prøver av maling, puss, betong og fugemasser ble tatt i ytre fasader. Resultatene er å finne i tabell 4.14

Tabell 4.14: Konsentrasjon av PCB (mg/kg) fra bygg i Norge^a

	Median	Middelverdi	Antall prøver
<i>Norge</i>			
Betong	0.04	2.5	204
Maling Ute	0.01	133	166
Fuger	0.01	2972	23
<i>Svalbard</i>			
Betong	0.01	0.55	16
Maling Ute	0.175	52.7	102
Fuger	<2	<2	2

a Tall hentet fra Jartun et al. (2008)

Som vist i tabell 4.14 er forskjellen mellom median og middelværdi relativt høy. Dette kommer av at enkelte verdier er meget høye, og på denne måten påvirker gjennomsnittet relativt mye.

Av 256 bygg undersøkt på fastlands-Norge ble det funnet PCB i fasader i 77 av disse (29%). Videre ble PCB oftere påvist i byer på Vestlandet (Bergen, Stavanger og Ålesund) enn fra andre landsdeler. Det ble funnet minst PCB i bygg fra Trondheim og Harstad. På Svalbard inneholdt 56 av 100 (56%) av byggene PCB, hvilket indikerer en hyppigere bruk her. Når det gjelder PCB i fuger ble dette funnet i 8 av 23 bygg (35%) på fastlandsnorge (Jartun et al., 2008).

En undersøkelse gjennomført av Andersson et al. (2004) i Bergen antyder videre at beboelsesbygninger og skoler innehar en høyere PCB konsentrasjon både i jorden rundt og i fasadepuss, enn kontorbygg eller industribygg. I Bergen viste videre bygninger oppført på 1950 og 60 tallet høyere PCB konsentrasjoner enn bygninger oppført senere

En estimering av gjenværende PCB i stående bygningsmasse ble gjort på bakgrunn av dette datamaterialet. Det ble antatt at en standard bygning var i størrelsesorden 30x10x10 m, og at dybden på prøvematerialet utgjorde 3 cm. Tettheten til betong varierer mellom ca 2000 og 2400 kg/m³, og en middelværdi på 2200 ble anvendt i dette estimatet. En snittkonsentrasjon på $\sum\text{PCB}_7$ ble funnet til å være 61.4 mg/kg for alle prøver av maling/puss/betong, videre ble det påvist PCB i ytre fasade i 29% av de undersøkte byggene, overført til antall bygg vil dette utgjøre 13200 bygg. Det ble derfor estimert at det igjen ca 42 tonn $\sum\text{PCB}_7$ som utgjør omlag 100 tonn total PCB. Disse estimatene omfatter ikke militæranlegg, fjøs, siloer, borerigg, bruer demninger, svømmebasseng, trafoer o.l. som også kan inneholde PCB (Jartun, Eggen, Volden, og Ottesen, 2008). Med tanke på at PCB i maling i stor grad har vært anvendt i klorkautsjukmaling som ofte er anvendt i denne type bygg (se seksjon 4.1.1, 4.5.1 og sec:prosedyrerogsanering) og er det sannsynlig at denne kategorien også inneholder en vesentlig mengde PCB.

Kartlegging av PCB i byggfraksjoner

KLIF har startet et prosjekt for å kartlegge miljøgifter i forskjellige bygningsmaterialer. 80 materialprøver har blitt tilsendt KLIF fra flere miljøkartleggere i Norge, i tillegg har miljøkartleggerene sendt inn analyseresultater (692) fra egne prosjekter (Amlo og Bakke, 2010). I tabell 4.15 presenteres et sammendrag av resultatene fra denne innsamlingen mhp. materialtype og PCB.

Som vist i tabell 4.15 er prosentandelen prøver som klassifiseres som farlig avfall størst for hhv. fugemasser, gummilister og maling.

Spredning av PCB fra bygg til jord

Jartun et al. (2008) undersøkte også spredningen av PCB fra bygg til jord. Det ble bestemt $\sum\text{PCB}_7$ i 440 prøver av overflatejord (0-2 meter fra fasaden). På fastlandsnorge ble det funnet en median og middelkonsentrasjon på hhv. 0.08 og 2.14 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. På Svalbard (175 prøver) ble det funnet en median og middelkonsentrasjon på hhv. 0.01 og 0.67 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. Gjennomsnittskonsentrasjonen for hele datasettet var på 2.1 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. PCB i jord som har ligget inntil husfasadene siden bygget ble bygd vil i teorien kunne få relativt høye konsentrasjoner sett i forhold til jord som ligger lenger unna (se fig 4.12)

Estimater basert på at PCB foreligger innfor de to nærmeste meterne inntil fasaden, med en dybde på 5 cm, gitt ett bygg med 30x10x10, gitt 13200 bygg (se seksjon 4.6.1) vil dette gi et

Tabell 4.15: Konsentrasjon av PCB (mg/kg) i bygningsmateriale i Norge

Bestanddel	Antall prøver	Spredning	Gj.snitt	Farlig avfall	Farlig avfall (%)
Linoleum(gulvbelegg) ^a	2	0.2-1.28	0.74	0	0
Vinylgulvbelegg	52	0-43.4	3.39	0	0
Fugemasser	40	0-260000	-	19	47.5
Lim ^b	8	<0.01-33.6	4.3	0	0.0
Gummilister	8	<0.01-20900	2700	1	12.5
Avrettingsmasse ^c	8	<0.01-18.3	9.1	0	0.0
Murpuss	41	<0.01-155	3.8	1	2.4
Maling og murpuss ^d	34	<0.01-38	2.32	0	0.0
Maling	99	0-11400	504.0554	8	8.1
Betong ^e	49	<0.01-2.25		0	0.0
Siporex	2	0	0	0	0.0

a Det kan være at PCB har vandret opp i linoleumen fra gulvet

b Gulvbeleggslim, flislim og andre "suspekte" limkilder

c Anvendt på gulv for å gjøre det slett nok til overflatebehandling

d 26 av 34 prøver overstiger normverdien (0.01 mg/kg)

e Med betong menes plaststøpt eller prefabrikkert betong (betongelementer). 8 av 49 prøver med konsentrasjon >0.01

estimat på 0.4 tonn $\sum\text{PCB}_7$, hvilket tilsvarer omlag 1 tonn total PCB (Jartun, Eggen, Volden, og Ottesen, 2008).

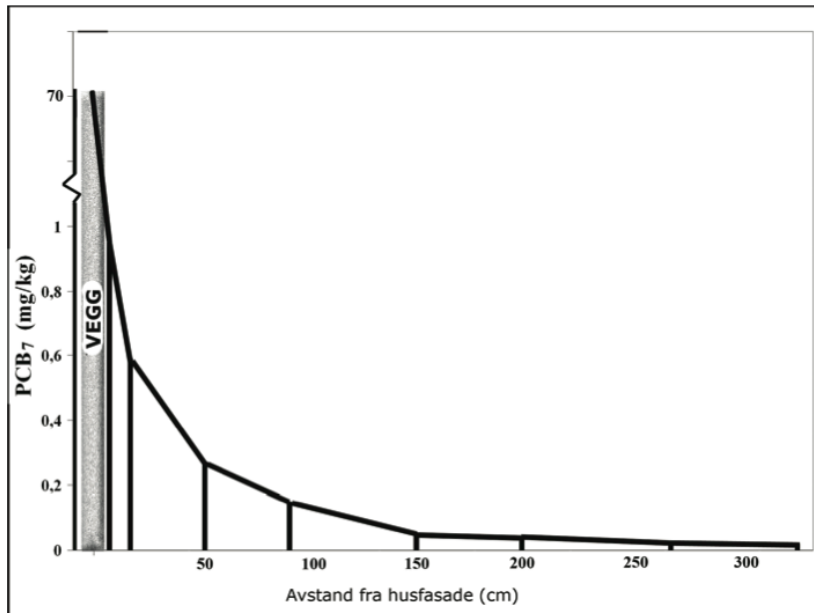
Oppsummering

Oppsummert så foreligger det PCB i maling/puss/betong i ytre fasade i 13200 bygg med en gjennomsnittskonsentrasjon på 64.1 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$ som utgjør ca 100 tonn total PCB. PCB i jord rundt disse byggene foreligger med en gjennomsnittskonsentrasjon på 2.14 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$ noe som utgjør ca 1 tonn PCB. PCB-holdig maling utpeker seg som en av de viktigste kildene til PCB i stående bygningsmasse, og vil kunne representere en betydelig spredningsfare ved forvitring og avflassing (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

4.7 Tilstandsklasser

Tilstandsklasser kan ses på som et virkemiddel for helserisikovurdering mhp. miljøgifter (se tabell 4.17). I tabell 4.16 er konsentrasjonene som ligger til grunn for tilstandsklassene for forurenset grunn presentert, både for tungmetaller og for $\sum\text{PCB}_7$. Tilstandsklassene kan bli anvendt ved bestemmelse av bruksområde for evt. forurenset masse (SFT, 2009).

Havner massene i toppjord (<1m) innenfor tilstandsklasse 2 eller lavere, vil arealbruken av massene kunne anvendes i boligområder. Skal massene anvendes i dypere jord (>1m) kan tilstandsklasse 3 eller lavere anvendes, gitt at dette er forsvarlig mhp. avgassning og spredning. Ved toppjord til dyrking av grønnsaker må denne tilfredsstillende tilstandsklasse 1 for $\sum\text{PCB}_7$ (SFT, 2009).



Figur 4.12: Konsentrasjon av PCB i overflatejord i forhold til avstand fra fasade (Jartun et al., 2008) p.13

I sentrumsområder, kontor og forretninger kan tilstandsklasse 3 eller lavere anvendes i toppjord. Tilstandsklasse fire kan aksepteres i dypereliggende jord gitt at risikovurdering kan dokumentere en akseptabel risiko, dette gjelder også tilstandsklasse fem, men her er det enda strengere dokumentasjonskrav mhp. spredning og helserisiko. I industri og trafikkareal kan tilstandsklasse 3 eller lavere anvendes i toppjord, dette gjelder også tilstandsklasse 4 hvis en risikovurdering mhp. spredning dokumenterer at risikoen er akseptabel. For dypereliggende jord er situasjonen den samme som i sentrumsområder (SFT, 2009).

4.7.1 Klassifisering av PCB-holdig riveavfall

Når det gjelder deponering av PCB-holdig avfall viser Ottesen et al. (2010) til følgende sammenheng mellom konsentrasjon og mottak:

- Konsentrasjon mindre enn 0.01 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$: Fri bruk
- Konsentrasjon fra 0.01 til 1 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$: Deponi for inert avfall
- Konsentrasjon fra 1 til 50 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$: Deponi for ordinært avfall
- Konsentrasjon >50 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$: Deponi for farlig avfall

4.8 Byggavfall i Norden

4.8.1 Avfallsmengder fra de nordiske landene

Landene i Norden kan antas å ha en relativt lik byggeteknikk og levestandard. Det finnes imidlertid større forskjeller når det gjelder alder av stående bygningsmasse. I tabell 4.18 presenteres total mengde bygg og anleggsavfall (heretter kalt BA-avfall) samt avfallsmengde per capita.

Tabell 4.16: Tilstandsklasser for tungmetaller og PCB (mg/kg)^a

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Arsen	<8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	<60	60-100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Kvikksølv	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Kobber	<100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikkel	<60	60-135	135-200	200-1200	1200-2500
\sum PCB ₇	<0,01	0,01-0,5	0,5-1	1-5	5-50

a Tall hentet fra SFT (2009) p. 5

Tabell 4.17: Tilstandsklasser^a

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Beskrivelse av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Øvre grense styres av:	Normverdi	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Helsebaserte akseptkriterier	Nivå som anses å være farlig avfall

a Tall hentet fra SFT (2009) p. 4

Som vist i tabell 4.18 er mengden pr kapita størst og følgelig totalmengden størst i Sverige. Det bemerkes også at det foreligger mangelfull informasjon rundt dette i de nordiske landene.

Når det gjelder grad av gjenvinning av BA-avfall er dette vist i tabell 4.19.

I Sverige har mengden deponert avfall på kommunale fyllplasser blitt redusert med 41% fra 1994-2003, en trend som antas å fortsette. I Norge arbeides også med dette, samt å forbedre rapportering og statistikk rundt emnet. I Finland arbeides det med en modell som kan si noe om gjenvinningsgrad, det merkes imidlertid at mengde BA-avfall som blir gjenvunnet øker. På Island har det skjedd en meget stor endring fra 2002 til 2004 (fra 3% til 80%). Store mengder BA-avfall anvendes her for å forsterke kystlinjen (Nordisk Ministerråd, 2007b)

4.8.2 trender i de nordiske landene

Alle de nordiske landene har engasjert seg for å minske mengden BA-avfall som deponeres, og alle nordiske land utenom Island har innført skatter og avgifter på deponering av avfall. Et skille mellom Norden og resten av Europa er imidlertid også et stort bransje-engasjement rundt disse sakene.

Tabell 4.18: BA-avfall i Norden^a

Land(år)	Byggavfall	Anleggsavfall	Sum
Sverige	2.4 (262)	3.6 (398)	6 (660)
Norge	1.6 (351)	-	-
Danmark	-	-	2.7 (506)
Finland	1.4 (255)	-	-
Island	-	-	0.2 (600)

a Tall i parentes angir mengde pr kapita (kg), resterende angir mengde i M-tonn. Tall hentet fra Nordisk Ministerråd (2007b) p. 20-21

Tabell 4.19: Estimert mengde (%) av BA-avfall som gjenvinnes i 2004

Land	% (i 2004)
Sverige	60
Norge	62
Danmark	93
Finland	70
Island	80

a Tall hentet fra Nordisk Ministerråd (2007b) p. 22

Sverige

I Sverige resulterte et bransjeinitiativ gjennom Byggsektorns Kretsloppsråd å halvere mengden BA-avfall som går til deponi fra 1995 til 2000. I dette arbeidet inngikk også en plan om å sortere ut farlig avfall. Med den konsekvens at byggenæringen etablere ordninger for å kildesortere avfall. Et mål om å halvere BA-avfall til deponi fra 2004 og 2010 ble også initiert av Byggsektorns Kretsloppsråd. Videre arbeides det med å få etablert en bransjestandard for hvordan BA-avfall skal håndteres, med et stort fokus på farlig avfall (Nordisk Ministerråd, 2007b).

Norge

Norske myndigheter og byggsektoren har samarbeidet for å øke andel kildesortering og gjenvinning av BA-avfall. Spesielt har det vært fokus på forsvarlig håndtering og deponering av farlig avfall. Det har også kommet inn strengere krav via bygg og avfallsforeskriften i 2008. Videre har alle EU-direktiv som omhandler dette blitt implementert i Norge. Byggenæringen tok også initiativ til utarbeidelsen av en nasjonal handlingsplan for BA-avfall i 2001, med det foremål å få kontroll over farlig avfall, og øke gjenvinning (Nordisk Ministerråd, 2007b)

Danmark

Danmark har lenge vært ledende når det gjelder gjenvinning (se tab4.19). Denne høye gjenvinningsgraden er fortsatt et fokus i Danmark, i tillegg til arbeid for å beskytte grunnvannsressursene. Når det gjelder fokus på farlig avfall foreligger ikke dette spesifikt i noen handlingsplan, men en trend mot et større fokus på farlig avfall observeres (Nordisk Ministerråd, 2007b)

Finland

Noe tydelige ambisjoner angående BA-avfall etterlyses i Finland. Det foreligger imidlertid et fokus på miljø, og en bedre kvalitet i livssyklusen til byggematerialer. Under dette vil også enkelte miljøhensyn være i fokus (Nordisk Ministerråd, 2007b)

Island

Lite informasjon foreligger, og situasjonen til BA-avfall er derfor vanskelig å bedømme.

Eu-direktiv

Det foreligger en rekke Eu-direktiv som omhandler BA-avfall. Som eksempler nevnes: rammedirektivet for avfall, WEEE-direktivet, batteridirektivet og deponidirektivet. Rammedirektivet for avfall kan sies å være det viktigste for BA-avfall, og har som mål at EU-land skal minske avfallsmengder deponert og begrense miljøpåvirkningen. Spesielt skal medlemslandene prøve å begrense dannelsen av avfall, og anstrenge seg for å produsere avfall med miljøskadelige effekter. EU skal i prinsippet kunne ta vare på sitt eget avfall, og derfor må gode avfallshåndteringsruter eksistere (Nordisk Ministerråd, 2007b)

4.8.3 Oppsummering

Generelt så arbeides det i de fleste Nordiske land for å øke gjenvinning og samt forhindre uansvarlig håndtering av farlig avfall. Nordisk Ministerråd (2007b) etterlyser imidlertid et økt samarbeid i Norden rundt dette, samt klarere retningslinjer for håndtering av BA-avfall i hele Norden. Videre anses også et økt fokus på byggematerialenes livssyklus, og det oppfordres til beskatning av avfallssyklusen for å forhindre unødig avfall.

4.9 PCB-holdige rivemasser

4.9.1 Situasjonen i dag

Gjenbruk av bygningsmaterialer skjer i stor grad i flere nordiske land. Dette krever imidlertid en god kunnskap om hvilket elementer i bygget som kan inneholde miljøgifter. I Norge er f.eks. gjenbruk av betong relativt vanlig. Tabell 4.20 gir en indikasjon på hvilke miljøskadelige stoffer som finnes i bygningsmasse.

Et undersøkelse av (Haugland og Ottesen, 2003) som tok for seg en rekke studier utført på PCB og andre miljøgifter i riveavfall slo tallene sammen for å gi en relativt grei oversikt over forekomsten av disse utvalgte miljøgiftene i riveavfall. Dette vil være viktig spesielt med tanke på risikovurdering og for å kunne estimere forurensingspotensialet. I tabell 4.21 er resultatene for tungmetaller og PCB i nedknust betong tegl presentert.

Som vist i tabellen er det spesielt høye verdier av Arsen og Krom i forhold til normverdi. Ble det funnet av ca 95% av prøvene ikke er i særlig grad forurenset med metaller og PCB, som vil gi at 5% av prøvene er såpass forurenset med PCB at gjenbruk ikke burde forekomme. Innholdet av arsen, krom, sink og PCB overskrider normverdien satt av SFT for tilstandklasse 1 (Haugland og Ottesen, 2003).

Tabell 4.20: Stoffer i bygningsmasse med miljøskadelig potensial ^a

Bygningsmateriale	Miljøskadelig stoff
Malte flater	Bly, kadmium, kvikksølv, krom, sink, klororganiske pesticider, isocyanater, klorerte fenoler, dioxan, ftalater, klorerte parafiner, PCB og azo-farger
Utvendig puss	PCB
Betong	Dioxan
Glasert teglstein	Bly
Utvendig fasadetegl	Fenol
Fugemasse	Bly, PCB, polyakrylat, ftalater, klorerte parafiner
Tetningsmiddel/betongsprekker	Isocyanater

a Tabell hentet fra Haugland og Ottesen (2003) p. 16

Tabell 4.21: Konsentrasjon av tungmetaller og PCB i riveavfall ^a

Stoff	Median (mg/kg)	Antall Prøver	Normverdi (mg/kg)	Prosentvis overskridelse av normverdi
Arsen	3,2	41	2	88
Bly	16	41	60	8
Kadmium	0,20	41	3	0
Kobber	15,7	41	100	2
Krom	27,2	41	25	50
Kvikksølv	0,01		1	0
Nikkel	19	41	50	4
Sink	93,8	41	100	47
Tinn	<3	21	-	-
\sum PCB ₇	0,0085	43	0,01	46

a Tabell hentet fra Haugland og Ottesen (2003) p. 18

(Engelsen et al., 2002) har utført lekkasjetester for tungmetaller og PCB i forholdt til kornstørrelse. Haugland og Ottesen (2003) presenterer et sammendrag av disse testene (se tabell 4.22)

4.9.2 Vurdering av gjeldende praksis mhp. lavkontaminert BA-avfall

Lavkontaminert avfall kan ses på som avfall som ikke defineres som farlig avfall (se seksjon 4.7), men heller ikke er å betrakte som rene masser (altså masser som faller innenfor tilstandsklasse 2-4) (AS, 2010).

Betong

AS (2010) påpeker at det fra bransjens side ofte oppfattes som vanskelig å ta nok prøver da dette virker meningsløst hvis det antas at massene er rene, samt at dette påføre tiltakshaver store kostnader. Videre tilsier erfaring de har opparbeidet seg at prøvetakning av PCB ofte blir

Tabell 4.22: Utlekkingsresultater og opprinnelig konsentrasjon av PCB og tungmetaller^a

Stoff	Opprinnelig konsentrasjon ^b	Innhold i eluat (g/l)					
		BM (0-10)	BM (0-10)	RB (0-10)	BM (10-20)	BM (10-20)	RB (10-20)
As	1.6	< 0,3	< 0,3	< 0,1	< 0,3	< 0,3	< 1
Cd	< 0.1	< 0,2	< 0,2	< 0,5	< 0,2	0,4	< 0,5
Cr	72	32	33	30	7	7	8
Cu	17	29	31	< 5	4	< 2	< 5
Hg	0.04	< 0,1	< 0,1	0,01	< 0,1	< 0,1	< 0,01
Ni	20	< 10	< 10	< 5	< 10	< 10	< 5
Pb	15	< 1	< 1	< 10	< 1	< 1	< 10
Zn	121	< 50	< 50	< 5	< 50	< 50	< 5
\sum PCB ₇	0.017	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,005	< 0,005	< 0,005

a Tabell hentet fra Haugland og Ottesen (2003) p. 20, BM = blandet masse, RB = ren betong. Tall oppgitt i parenteser referer til kornfraksjon (mm).

b Det ble tatt totalt seks prøver. Verdiene presentert er medianverdier, konsentrasjoner er oppgitt i mg/kg

neglisjert i mange tilfeller av riving og rehabilitering av bygninger. Forslag til tiltak innebærer et kartleggingstiltak som har som mål å finne hvilke utstyr som eksisterer på markedet som kan anvendes for fjerning av pus og avrettingslag med PCB. Videre påpekes det at det burde utarbeides en statistisk modell som sier noe om hvor mange prøver som burde tas (dette er gjort av Ottesen et al. (2010), se seksjon 4.9.4).

Fasadevask

Fasadevask av bygninger utføres ofte med vann, sand eller CO₂ (i tørris). (AS, 2010) fant PCB ved analyse av "avfallsvann" fra denne prosessen. PCB-kontaminasjon av dette vannet kommer mest sannsynlig på grunnlag av PCB-holdige fuger, puss og maling. Som forslag til forbedring foreslås det at praksis burde klargjøres gjennom regler for behandling av vaskevann/sand etter fasadevask.

Maling

Den tradisjonelle metoden for fjerning av maling er å påføre kjemisk malingsfjerner for deretter å spyle av malingen med en høytrykksspyler. På denne måten vil miljøgiftene frigjøres og spres i stor grad. Forslag til tiltak vil være å klargjøre gjennom en forskrift hvordan oppsamling av maling ved fasaderensning burde utføres. Dette vil imidlertid påføre utøvende part relativt store kostnader. Videre etterlyses en bedre oversikt over farlige stoffer i maling (AS, 2010)

Gulvbelegg og lim

Det er kjent at PCB har vært anvendt i gulvbelegg ved navnet Acrydur (sklisikkert gulvbelegg anvendt i næringsmiddelindustrien) primært i Sverige (se seksjon 4.1.2 og 4.5.1). Det er også rapportert brukt i Danmark (Jensen, Schleicher, Walter, Trap, og Zeuthen, 2009). I Norge har det blitt funnet forekomster av PCB i PVC baserte gulvbelegg. Forslag til tiltak angående dette baserer seg på informasjonsmateriell som vil informere om muligheten for PCB forekomster i PVC

gulvbelegg (AS, 2010). Amlo og Bakke (2010) anbefaler prøvetakning og analyse mhp PCB av PVC belegg anvendt før 1980. Dette gjelder også analyse av mistenkelige limforekomster.

Gummilister

PCB har blitt funnet i gummilister anvendt f.eks. rundt dørene. Det anbefales at det listene blir undersøkt for PCB ved riving/renovasjon (Amlo og Bakke, 2010)

Isolerglass

Forekomsten av PCB er velkjent i isolerglassruter pr i dag, og det foreligger adekvate ordninger for innsamling av disse (se seksjon 4.5.1 og 4.5.2). Videre har det blitt funnet klorerte parafiner i disse (anvendt som en erstatning for PCB). Videre inneholder isolerglassruter tinnorganiske forbindelser. En utvidning av gjeldende returordning anbefales av denne grunn (AS, 2010).

Asfalt

AS (2010) viser til en rekke undersøkelser hvor PCB har blitt funnet i lavere konsentrasjoner i asfalt. Det foreslås at en av grunnene til dette kan være PCB anvendt i maling til veimerking. Det anbefales et kartleggingsprosjekt for å undersøke om dette er tilfellet, og evt. innføring av krav til miljøsanering av asfaltmaling før fresing.

4.9.3 Rapportering og gjennomføring av riveprosjekter

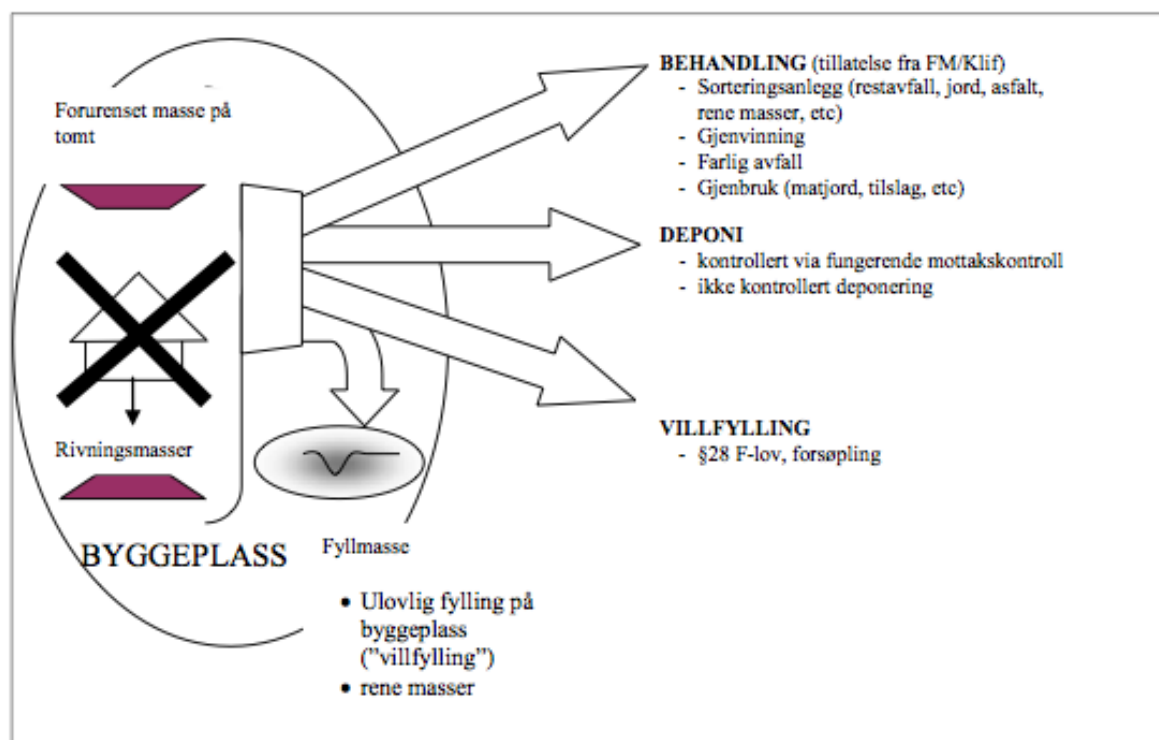
Lovverk og praksis

BA-avfall ble tidligere regulert av avfallsforskriftens kapittel 15, som nå er flyttet til plan og bygningsloven (se seksjon 4.4.1). Denne forskriften krever miljøkartlegging av bygninger og utarbeidelse av avfallsplan for alle tiltak over en viss størrelse. Videre stilles det krav til faglige kvalifikasjoner og erfaring for å kunne foreta miljøkartlegging. Et tilsvarende krav finnes ikke for miljøkartleggere (AS, 2010).

Definisjonen på farlig avfall finnes videre i forurensningsloven og er definert som ”*avfall som ikke hensiktsmessig kan håndteres sammen med forbruksavfall fordi det kan medføre alvorlige forurensinger eller fare for skade på mennesker eller dyr*” (Lovdata, 2011) . Til sammenligning defineres avfall som ”*kasserte løseobjekter eller stoffer. Som avfall regnes også overflødig løseobjekter og stoffer fra tjenesteyting, produksjon og renseanlegg m.v. Avløpsvann og avgasser regnes ikke som avfall*” (Lovdata, 2011). Når det gjelder regler for håndtering og sluttdisponering på deponier er dette regulert av deponiforskriften (kapittel 9) (AS, 2010).

Riveprosjekter i Bergen

Ved knusing av stående betongbygg vil det generes store mengder avfallsmasser (i form av knust betong). Dokumentasjon som omhandler disse massenes endestasjon er imidlertid vanskelig å oppdrive, og det ikke dokumenteres gjennom avfallsstatistikk og registreringer i Norbas-databasen hvor vidt det antall tonn PCB-holdige rivemasser som generes blir samlet inn. Altså vil det kunne se ut som om PCB-holdig rivemasser deponeres ulovlig enten på byggetomt, som terrengutfylling og til tipper som rene masser (se figur 4.13) (Ottesen, Bjordal, Bratteteig,



Figur 4.13: Antatt skjebne for PCB-holdige rivemasser. Hentet fra (Ottesen et al., 2010) p.22

Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

Fra 1. januar 2008 ble det innført krav om at det skulle foreligge en miljøsaneringsplan evt. avfallsplan i alle byggesaker. Før riving eller rehabilitering kreves det altså at haver må utføre en miljøsanering og presentere en avfallsplan. Frem til 1. juli 2010 måtte denne godkjennes av kommunen, men dette er ikke lenger tilfellet (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

Avfallsplanen (med miljøsaneringsbeskrivelse) skal inneholde opplysninger om hvem som har utført kartleggingen samt dato for dette, resultater av evt. analyser utført, forekomst og mengde farlig avfall (fordelt på type), tydelig plassering av evt. farlig avfall (med bilde eller illustrasjon hvor dette kan være utydelig), plan for fjerning av farlig avfall samt hvor det er planlagt levert og en tabell som presenterer funn av farlig avfall. Sluttrapporten må inneholde dokumentasjon på leverte mengder avfall (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

Ansvarsfordelingen er videre som følger (i henhold til plan- og bygningslovens Kap 23): ansvarlig søker har ansvaret for at avfallsplan (inkl miljøsaneringsbeskrivelse), sluttrapport for avfallshåndtering og dokumentering av faktisk disponering blir utarbeidet. Ansvarlig prosjekterende er ansvarlig for prosjektering av avfallsplan. Ansvarlig utførende skal følge opp avfallsplanen, gjennomføre den faktiske miljøsanering samt utarbeide sluttrapport for avfallshåndtering (inkl. å ta vare på dokumentasjon for faktisk disponering av avfall) (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

Avfallsprodusent betegnes som den part som generer avfallet, tar i mot avfall fra andre og endrer på de egenskaper avfallet har. På denne måten kan også en transportaktør bli en avfallsprodusent hvis vedkommende tar i mot avfall fra flere forskjellige steder og blander dette. Avfallsprodusent vil være tiltakshaver og ansvarlig utførende mhp. kategoriseringen til plan- og bygningsloven. Avfallsprodusent skal sørge for basiskarakterisering av avfallet før det sendes til deponering, denne skal si noe om sammensetningen til avfallet, hvordan det har oppstått, hvordan det ser ut samt om det har utlekkingspotensial. Dette kan ikke overlates til transportør.

Ottesen et al. (2010) gikk igjennom miljøsaneringsrapporter fra en rekke riveprosjekter i og rundt Bergen (14 stk), og de fant at kvaliteten på disse var varierende. Noen var gode, mens andre var meget mangelfulle og i enkelte tilfeller basert på skjønn. Videre ble det funnet at prøvetakning av maling, puss eller betong ikke er rutine, med den konsekvens at beslutninger angående materialenes kontaminering gjøres ved en subjektiv vurdering, og ikke ved laboratorieprøver. Disse massene blir videre levert til anlegg som produserer og selger jord, sendt til massetipper eller det som blir beskrevet som villfyllinger (uregulerte fyllplasser). Slike masser har vist seg å inneholde PCB i konsentrasjoner som overstiger grensen for farlig avfall.

Av de 14 rive og rehabiliteringsprosjektene som hadde utarbeidet en miljøsaneringsrapport og avfallsplan, var det tatt totalt 20 prøver for analyse av PCB. En anbefaling mhp. prøvetakningsfrekvens anbefaler at minst 10 prøver tas av maling/puss/betong (totalt 30 prøver) pr bygg. Det er ikke anbefalt med blandprøver, altså må disse 10 prøvene tas av hver enkelt komponent. Videre viser erfaring at PCB-konsentrasjon i maling og puss i en vegg kan variere mye innenfor relativt korte avstander (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010), Statens Vegvesen (2007) beskriver dette fenomenet som en konsekvens av at PCB forekomstene ikke nødvendigvis er "jevnt spredt" i massene men kan forekomme i "klumper". Dette vil øke nødvendigheten av et større prøveantall, da en enkelt prøve ikke vil beskrive PCB-konsentrasjonen i et helt bygg (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010)

Mengde PCB-forurenset riveavfall

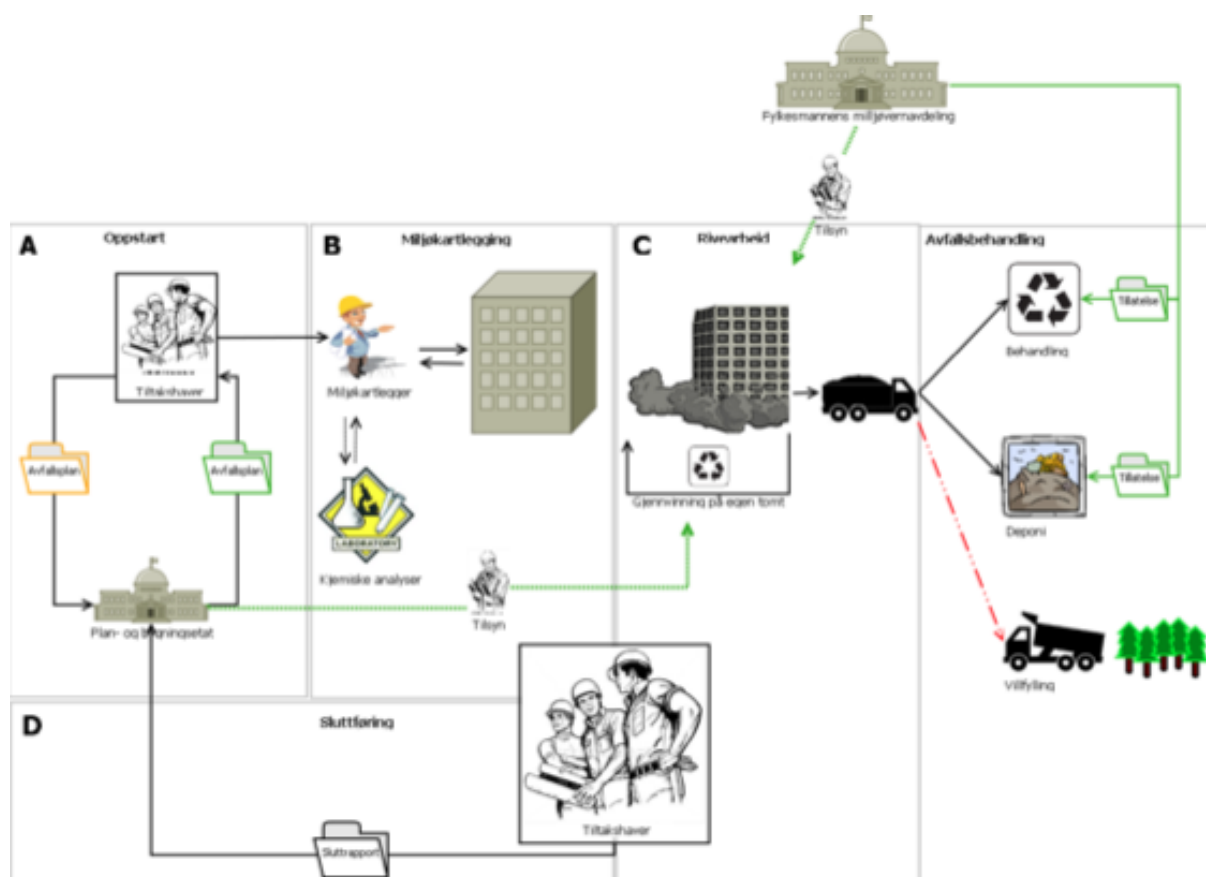
I de 14 prosjektene undersøkt som hadde laget en avfallsplan, ble det rapportert om totalt 2231.8 tonn betongavfall. Omlag 80% (1760 tonn) av dette avfallet var definert som rent uten at det forelo noen kjemiske analyser som støttet oppunder denne konklusjonen. Fordeling av betongavfall mhp. PCB-forurensing er vist i tabell 4.23. På nasjonal basis ble det i år 2000 rapportert om 494 236 tonn betongavfall som følge av rivning (Haugland og Ottesen, 2003)

Tabell 4.23: Fordeling av betongavfall fra rive og rehabiliteringsprosjektene ^a

Fordeling av betongavfall	Mengde (tonn)	Prosentfordeling
Dokumentert ren	190	8.51
Antatt ren	1760	78.86
Lavkontaminert	125.8	5.64
Høykontaminert	156	6.99
Sum	2231.8	

a Tall hentet fra Ottesen et al. (2010) p. 9

Dette materialet vil så kunne dumpes på f.eks. tipper ment for "rent" avfall. Av 17 tipper for "rene" masser prøvetatt i og utenfor Bergen ble det funnet PCB i 5 av disse. Direkte prøvetakning



Figur 4.14: Antatt skjebne av PCB-holdige rivemasser. Hentet fra (Ottesen et al., 2010) p.26

av "villfyllinger" påviste ikke PCB i avfallet (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010).

4.9.4 Forslag til tiltak

Ottesen et al. (2010) påpeker at bransjen selv ønsker at konkrete miljøkrav skal inn i anbudspapir. Ofte er offentlige aktører upresise i anbudsdokumenter tilknyttet prosjekter, og fokuserer i for stor grad på økonomi. I slike tilfeller vil ofte aktører som ikke vektlegger ordentlig avfallshåndtering kunne vinne frem. Videre vil seriøse aktører kunne oppleves som for kravstore og derfor uønsket. Videre ønskes en egen anbudsrunde på sanering av bygg. I tillegg etterlyses enklere og mer tilgjengelig veiledningsmateriale. Bransjen påpeker at det er en økende kreativitet til å finne "lettvinne" løsninger. Det påpekes også at økonomisk gjennomførbare alternativer burde foreligge for deponering av lavkontaminert avfall.

Kompetansekrav til miljøkartleggere og et krav om antall prøver som skal tas burde også foreligge. Kompetansekrav til den som skal utarbeide avfallsplan og miljøsaneringsrapport foreslås å være en høyere utdanning, økt kunnskapsnivå om innhold av miljøgifter i produkter, kunnskap om prøvetaking samt tilsynskurs. Når sluttrapportene ikke lenger skal leveres inn til kommunene må dette følges opp med økt tilsyn fra kommunen på byggeplasser (Ottesen, Bjordal, Bratteteig, Bjørnen, Eggen, Gjesdal, Habbestad, Johannesen, Lundkvist, Oppheim, Relling, Røed, Sandvik, Skotheim, og Soldal, 2010). For typisk saksgang i et riveprosjekt se fig 4.14

4.10 Knust betong

Ved rivning av betongbygg genereres som nevnt ovenfor (seksjon 4.9.3 en stor mengde betongavfall. Gjenbruk av disse massene vil derfor kunne minske avfallsmengden f.eks. levert til massetipper. Et eksempel på gjenbruk kan f.eks. være ved vegbygging som en erstatning for steinmaterialer (Statens Vegvesen, 2009). Nedenfor vil det fokusert på egenskapene til knust betong, med hensyn på finstoffet som generes (0-2mm)

Finfraksjonen etter knusing av betong vil variere alt etter hvilken type betong som knuses. Arm (2003) deler dette inn i to kategorier; betong som er et biprodukt av betongproduksjon og betong som avfallsprodukt i riving. I begge tilfeller vil betongen kunne knuses og videre fraksjoneres opp. Det er imidlertid slik at knust betong fra riveavfall er et relativt heterogent materiale da det ofte finnes andre elementer enn ren betong i dette, som maling, tre, papir, armeringsjern osv. Videre vil avfall fra riveprosesser også kunne inneholde tungmetaller, PAH stoffer, olje, klor, PCB mm. Dette er ikke tilfelle for knust betong som kommer som et biprodukt fra betongproduksjon, som vil ha den samme mineralkomposisjonen som den originale betongen (som ofte er silikonoksid og kalsiumoksid).

I Sverige er det estimert at det dannes mellom 0.3 og 3 millioner tonn knust betong pr år, hvorav 40 000 tonn kommer som et restprodukt fra produksjon av betong (Arm, 2003).

Ved knusing av betong fra riveavfall, vil også en del av mørtelen være festet til steinpartiklene. Volumprosent mørtel som antas festet til gruspartiklene etter endt knusing er: 25-35% for fraksjon 16-32%, 40% for fraksjon 8-16mm og 60% for fraksjon 4-8mm. Altså vil mengden mørtel øke jo mindre fraksjonen er (Aurstad, 2006).

Knust betong er i tillegg sensitiv for videre nedknusing, som vil innebære at all håndtering (som lasting, sortering og transport) videre vil kunne knuse betongen videre ned. Ved sikting av slike materialer er det anbefalt at dette gjøres manuelt. Ved maskinsikting burde mengden betong siktet av gangen være lav, og siktetiden kort for å forhindre videre knusing (Aurstad, 2006)

ST. OLAVS

5.1 St Olavs Hospital

Trondheims sykehushistorie kan sies å starte i 1804 med Det borgelige sykehus som da lå på Kalvskinnet. Sykehuset ble flyttet til Øya i 1902 og besto av en rekke pasientbygg og økonomibygger. I 1960 var sentralbygget ferdig og hadde seks etasjer, dette ble senere påbygd med 5 etasjer og ble etter dette kalt for høyblokka. Videre utbygging mellom høyblokka og øya foregikk utover 1970 og 1980 tallet. I 2002 gikk et enstemmig storting inn for å bygge et nytt universitetssykehus på øya (Haugen, 2010).

Etter dette vedtaket har en omfattende bygge og riveprosess foregått. Det nye universitetssykehuset planlegges ferdigstilt i 2013, og prosessen har vært delt inn i tre forskjellige faser. Fase 1 besto av bygging omfattet oppføringen av tre nye bygg (laboratoriesenteret, kvinne-barn senteret og nevrosenteret). Fase 2-1 (2005-2010) omfattet i tillegg til flere nybygg rehabilitering av eldre bygg og omlegging av infrastruktur. Fase 2-2 omfatter riving av Høyblokka (se fig 5.1 med tillegg og oppføringen av et nytt kunnskapssenter. Høyblokka var ferdig revet 26. april 2011 (Helsebygg, 2011).

5.1.1 Riving av bygg på St. Olavs

Dokken AS og PeWe entrepenør har i et samarbeid revet en rekke bygg i forbindelse med byggingen på St. Olavs Hospital. Rivingen begynte høsten 2010 og ble avsluttet 26. april 2011. Totalt ble 20 000m³ betong revet. En kartlegging av PCB-forekomster i fugemasse, maling, puss og betong ble utført av NGU i forkant av rivingen (Frogner og Mengshoel, 2010). Kort beskrevet ble byggene revet ved at annleggsmaskiner brøt av biter av betongkonstruksjonen. Armeringsjern ble så fjernet på annleggsstedet ved å ”tygge” disse betongbitene (en kjevelignende innretning som knuste betongen i mindre biter). Deretter ble betongen fra de forurensede byggene levert til behandling på Heggstadmoen gjenvinningsstasjon for behandling. Betongen ble her knust ved hjelp av en mølleknuse, fraksjonert opp i to fraksjoner (± 10 mm) hvor grovfraksjonen gikk til gjenvinning på St. Olavs hospital, og finfraksjonen har blitt levert godkjent deponi. I følge Frogner (2011) er 15832 tonn levert til Heggstadmoen (altså er vekten til de kontaminerte byggene ca 15832 tonn), av dette er 6000 tonn sortert ut som finmasse etter knusing og ca 9800 tonn har gått i retur til St. Olavs.

Videre har det blitt sendt inn en søknad om gjenbruk av betong lavkontaminert med PCB, og fylkesmannen har det blitt gitt tillatelse til gjenbruk av betong der PCB-innholdet ikke



Figur 5.1: St. Olavs Hospital. Høyblokka er den store senepsgule bygningen. Bildet er hentet fra <http://www.rørmerking.no/default.asp?Cat=2>

overskrider 0,1mg PCB/kg i en blandprøve. Dette ses også i sammenheng med kornstørrelse (altså hvilken størrelsesfraksjon det er snakk om) (?).

Teoretisk bakgrunn for undersøkelsen

Hypotesen er basert på at en knuseprosess (med en mølleknuse) vil føre til en oppkonsentrasjon av PCB i en finfraksjon. Antatt kommer dette på grunn av den røffe mekaniske behandlingen betongen blir utsatt for ved en slik prosess, hvilket vil føre til at maling og puss ”slås” av betongklumpene og følgelig vil foreligge med en mindre kornstørrelse enn den gjenværende betongen. Denne hypotesen er basert på data innhentet av Frogner og Mengshoel (2010), og anslår at 40% av PCB vil oppkonsentreres i en finfraksjon ved denne form for behandling (tabell 5.1).

Tabell 5.1: PCB-innhold i forskjellige fraksjoner. Tall oppgitt i Frogner og Mengshoel (2010)

Fraksjon	Andel produsert betongfraksjon (erfaringsanslag)	Mengde PCB i fraksjonen
0-10 mm	10%	40%
10-20 mm	15%	30%
20-38 mm	75%	30%

Som vist i tabell (5.1) vil 30% av betongen foreligge i fraksjonen >20 mm, og 60% av betongen foreligge i fraksjonen >10 mm. Da dette er estimater gjort på bakgrunn av total mengde PCB som foreligger i betongen før knusing, vil det være viktig å kunne anslå denne mengden på en god måte for å kunne bekrefte eller avkrefte hypotesen. Videre viser tallene (5.1) at fraksjonen 0-10 mm kun vil utgjøre 10% av massen betong etter behandling. I dette tilfelle ble denne verdien funnet til å være 37.9%. Dette kan komme som en konsekvens av at betongen allerede til en viss grad blir ”knust” på byggeplassen i forbindelse med fjerning av armeringsjern, og av denne grunn lettere knuses (seksjon 4.10).

Som vist i tabell 5.2 er alle byggene unntatt bygg 29 oppført mellom 1950-1980. Dette innebærer en risiko for at bygget er PCB-holdig da PCB ble anvendt i bygningmaterialer (i fugemasser, maling og mørtel) på denne tiden (se kap 4 spesielt seksjon 4.5.3).

Tabell 5.2: Oversikt over byggnr, navn og byggeår på byggene revet på St. Olavs Andersson et al. (2009b)

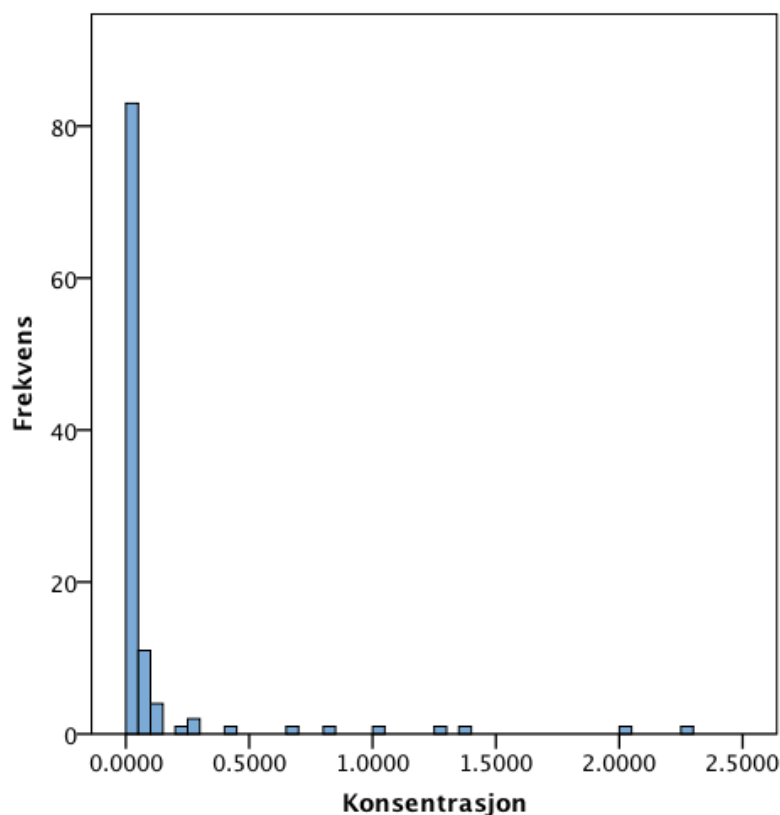
Byggnr	Navn	Byggeår	Tilbygg/rehabilitert
7	Gamle fødeavdelingen	1969-1970	
8	Skade/akuttavdelingen	1957-1958	1973, 1989 og 1991-92
9	Røntgenavdeling	1957	1989
17	Lungeavdeling, Nevrokirurgisk avdeling	1965	1980
18	Lungeseksjon, infeksjonsseksjon	1965	
19-21 ^a	Høyblokka	1958	1971,1975, 1976-1988
24	Klinisk kjemisk avdeling	1957	1973
25	Intensiven	1980	
26	Operasjonsavdeling og auditorium	1958	1986, 1990
27	Røntgenarkiv	-	
29	Operasjon og steriliseringssentral	1990	

a De første 6 etasjene ble bygget i 1958. De påfølgende 5 ble bygget i 1975. Videre ble det gjennomført rehabiliteringer av etasjer i perioden 1976-1988

- Fraksjonerte prøver: Prøver hvor prøvebeskrivelsen til Andersson et al. (2009b) klassifiserte prøvene som ”rene” betong, puss eller malingsprøver
- Blandfraksjoner: Prøver analysert som inneholder mer enn en materialfraksjon
- Blandfraksjoner strengt utvalgt: Prøver som inneholder mer enn en materialfraksjon, men hvor f.eks betong er rapportert av Andersson et al. (2009b) som en ”rest”. I prøvebeskrivelsen ble formuleringer av typen ”litt betong fra saging” eller ”litt puss”.
- Dataene presentert i tabell 5.3 representerer følgende 3 analysemetoder :
 - Scenario 1: Dataanalyser av prøver hvor (”positive” prøver) det er påvist PCB
 - Scenario 2: Dataanalyser av alle prøver, der ”negative” (prøver hvor det ikke er påvist PCB) prøver har fått verdien null
 - Scenario 3: Dataanalyser av alle prøver hvor de ”negative” prøvene har fått verdi tilsvarende halve deteksjonsgrensen (som er <0.02 for betong, maling og puss i denne sammenheng)
- Det har ikke blitt utført et skille mellom prøver tatt ute og inne da dette er av lite relevans i forhold til de undersøkelser gjort i forbindelse med denne oppgaven.
- Det er foretatt en tidligere mindre studie som omhandlet konsentrasjoner av PCB i yttervegger på St. Olavs (se seksjon 4.6). I forbindelse med denne masteroppgaven vil kontaminering både ute og inne være viktig, og derfor vil ikke denne undersøkelsen

innkluderes i estimeringen av total mengde PCB i byggene

- En undersøkelse av PCB i sandfang ble også gjennomført (tabell 4.13). Det ble ikke påvist PCB i denne undersøkelsen. Kart over prøvepunkter er å finne i vedlegg A.2



Figur 5.2: Histogram som viser fordeling av prøvekonsentrasjon(mg/kg) funnet for prøver som inneholder maling, puss eller betong (prøver under deteksjonsgrensen ble satt til å ha en verdi lik halve denne (0.01). Konsentrasjonene er hentet fra Andersson, Volden, og Ottesen (2009b)

5.2.1 Resultater fra miljøkartleggingen

Som vist i tabell 5.3 er det 45 (41.28%) av prøvene som viste konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (0.02). Konsentrasjonene funnet for strengt utvalgte blandfraksjoner synes å være lavere enn for de generelle blandprøvene for scenario 2 og 3, hvilket tilsier et noe lavere utvalg (som også observeres ved totalantall og antall positive prøver). Imidlertid er G1 for blandfraksjoner strengt utvalgte større en for blandfraksjoner generelt, som kan tyde på at restmaterialet er med på å tynne ut konsentrasjonen. 90 prosent persertil er i enkelte tilfeller relativt lik gjennomsnitt (spesielt for scenario 2 og 3), og i enkelte tilfeller lavere en gjennomsnittet. Hvilket tyder på at det finnes enkelte ”ekstremverdier” som påvirker gjennomsnittet i stor grad. Det foreligger kun 4 prøver av betong/puss/maling hvor konsentrajonen av /7 er oppgitt til å være større enn 1, men disse verdiene vil i gjengjeld kunne ha en stor påvirkning på gjennomsnittet. Den høyeste verdien målt var 2.25 i betong. (se fig 5.2). Gjennomsnittet (G1) for fugemasse funnet i Andersson, Volden, og Ottesen (2009b) var 253333.333 mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. I enkelte tilfeller var tykkelsen på pusslaget prøvetatt rapportert av Andersson et al. (2009b). Snittet for pusstykkelsen ble funnet å være 2.931 cm (basert på 22 prøveresultater).

Tabell 5.3: Oversikt over prøveantall, gjennomsnitt, 90% percentil og spredning fra prøver av betong/maling/puss. Tall hentet fra Andersson et al. (2009b)^a

Materiale	Total- antall	Antall- positive	G1	Pt1	G2	Pt2	G3	Pt3	Spredning
<i>Fraksjonerte prøver</i>									
B	43	11	0.478	2.000	0.122	0.073	0.130	0.073	0-2.25
M	4	4	0.526	1.270	0.526	1.270	0.526	1.270	0.0414-1.27
P	6	0	-		-	0.000	0.010	0.010	0-0
G	2	0	-		-	0.000	0.010	0.010	0-0
<i>Blandfraksjoner^c</i>									
BMPG	119	49	0.270	0.838	0.111	0.142	0.117	0.142	0-2.25
BM	62	24	0.401	1.350	0.155	0.282	0.161	0.282	0-2.25
BP	51	11	0.478	2.000	0.103	0.065	0.111	0.065	0-2.25
PM	52	27	0.189	0.699	0.098	0.110	0.103	0.110	0-1.27
<i>Blandfraksjoner strengt utvalgt^d</i>									
BMPG	102	38	0.281	0.838	0.105	0.130	0.111	0.130	0-2.25

a alle konsentrasjonene representerer $\sum\text{PCB}_7$ med enheten mg/kg. G er en forkortelse for gjennomsnitt, Pt står for for 90% persentilen, hvilket i dette tilfellet er funnet ved å velge ut den oppføringen nærmest 90% av en liste ordnet i stigende rekkefølge (avrundet ved desimaltall). De påfølgende tallene nevner scenarioet (1: kun med alle "positive" prøver (alle med konsentrasjon over deteksjonsgrensen). 2: alle prøver inkludert (ikke detektert satt til null). 3: alle prøver inkludert, de som falt under deteksjonsgrensen har fått verdien tilsvarende halve deteksjonsgrensen (som vil si 0.01).

b B = betong, P = puss, M = maling, G = gulvbelegg.

c BMP er betong, maling og puss. BM er betong og maling, osv.

d Strengt utvalgt vil si at de tilfellene det ble rapportert om rester av f.eks. betong (ofte med i avkapp) er valgt bort.

Dataene presentert i tabellene 5.4-5.6 er basert på blandfraksjoner som inneholder betong, maling og puss (ikke strengt utvalgt).

Videre observeres en stor likhet i datamateriale mellom tilfellene hvor de ”negative” prøvene fikk verdi 0 og 0.01 (scenario 2 og 3). Av denne grunn vil følgende rapporteringer av gjennomsnitt være basert på alle prøvene hvor de ”negative” prøveresultatene får en verdi på 0.01, da dette antas å minske muligheten for underrapportering (scenario 3).

Tabell 5.4: Oversikt over rapportert malingsfarge og konsentrasjon (scenario 3). Hentet fra Andersson et al. (2009b)^a

Farger	Totalt antall	Antall Positive	G3	Pt3	Spredning
Hvit	37	19	0.147	0.282	0-1.27
Grønn	13	10	0.046	0.101	0-0.13
Grå	6	2	0.237	0.031	0-1.35
Rosa	6	4	0.028	0.038	0-0.047

a Konsentrasjoner oppgit i mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. Numeriske analyser av malingsfarger er fra prøvene av B/M/P (betong/puss/maling).

Som vist i tabell (5.4) ble det funnet størst gjennomsnittskonsentrasjon i grå maling kombinert med størst spredning. Det er kun to prøver av grå maling som inneholder PCB, så det må utvises forsiktighet med å generalisere dette resultatet. Når det gjelder hvit maling ble dette funnet i totalt 19 av 35 prøver, hvilket kan tyde på at hvit maling er en av kildene til PCB i byggene.

Tabell 5.5: Oversikt over rapportert konsentrasjon gruppert ved hver enkelt bygg (scenario 1). Tall hentet fra Andersson et al. (2009b)^a

Bygg	Totalt antall	Antall Positive	G3	Pt3	Spredning
7	10	7	0.574	1.350	0-2
8	6	3	0.067	0.074	0-0.27
9	2	1	0.027	0.044	0-0.044
17	5	4	0.070	0.246	0-0.246
18	15	10	0.045	0.095	0-0.11
19	23	5	0.073	0.057	0-1.27
20	30	9	0.031	0.041	0-0.431
21	21	8	0.189	0.516	0-2.25

a Konsentrasjoner oppgit i mg/kg $\sum\text{PCB}_7$. Numeriske analyser av konsentrasjon pr bygg er fra prøver av B/M/P/G

Som vist i tabell 5.5, er det funnet høyest konsentrasjon i bygg nr 7. Videre kommer to av de tre byggene som utgjør høyblokka (19 og 21). Andersson, Volden, og Ottesen (2009b) bemerker at etasjene fra første byggetrinn av høyblokka virker fritt for PCB, mens de øverste 5 etasjene viser forekomster av PCB (se også tabell 5.2).

Andersson, Volden, og Ottesen (2009b) tok kjerneprøver fra fasader hvor de anså dette som mulig (ca 6 cm lengde). Videre ble enkelte av disse delt i to deler, der A delen utgjorde puss og maling, og B delen stort sett av betong. I tabell (5.6) vises en oversikt over konsentrasjon sett i forhold til A og B prøver.

Som vist i tabell 5.6 er konsentrasjonen klart størst i B-prøvene. Som kan tyde på at det er selve betongen som innehar høyest konsentrasjon sett i forhold til puss og maling. Denne tendensen

Tabell 5.6: Oversikt over konsentrasjon til A og B prøver. Tall hentet fra Andersson et al. (2009b)^a

A og B prøver	Totalt antall	Antall Positive	G3	Pt3	Spredning
A-prøver	54	29	0.078	0.101	0-1
B-prøver	41	9	0.157	0.073	0-2.25

a Konsentrasjoner oppgit i mg/kg \sum PCB₇. Numeriske analyser er fra prøver av B/M/P/G

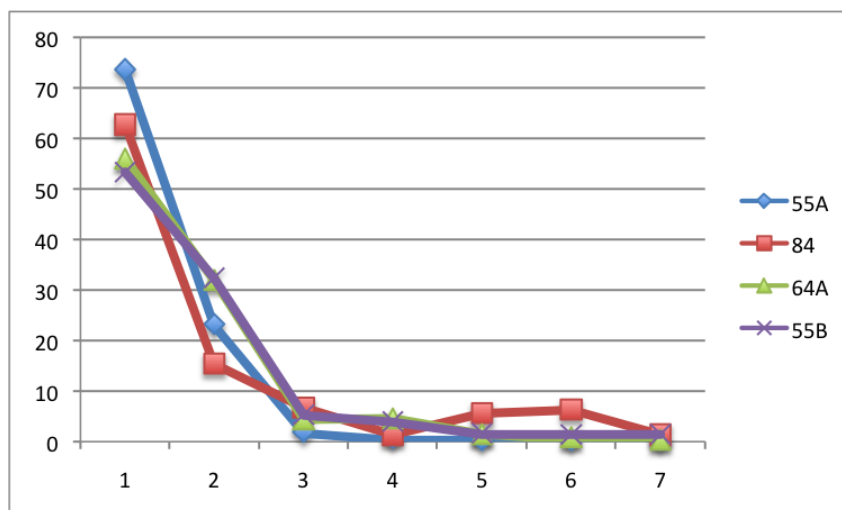
ble også observert i tabell 5.3. Men kun for scenario 1. For G2 og G3 i tabell 5.3 var trenden den motsatte, hvilket kan komme av et større prøveantall.

Verdiene for konsentrasjon og persentiler er utarbeidet ved hjelp av en selvlaget algoritme for analyse av større datamengder vha databasen MYSQL. Av denne grunn eksisterer det en teoretisk mulighet (om enn meget liten) for feilanalyse da denne algoritmen ikke har gjennomgått samme omfattende testing som andre statistikkprogrammer, derfor ble verdiene rapportert for BMPG i blandfraksjon også blitt analysert vha. statistikkfunksjonene til Microsoft Excel. Verdiene ble funnet å sammenfalle. Videre er det oppdaget enkelte forskjeller ved datasett anvendt for beregning av kongenerprofiler (se 5.2.2) i forhold til datasett anvendt for beregning av konsentrasjoner ovenfor. Det ble ikke funnet analyserapporter (med kongenerdata) for prøve 56C og 18C i Andersson et al. (2009b), men disse prøvene var nevnt under analyse av de respektive byggene. Det er også funnet en analyse av fugemasse i analyserapportene som ikke er nevnt i analysene mhp. byggene. Oppsummert er analysene ovenfor basert på resultatene som ble rapportert pr bygg i Andersson et al. (2009b) mens kongeneranalysene er basert på analyserapportene gjengitt i Andersson et al. (2009b). En oversikt over datamaterialet og koding anvendt for beregning av konsentrasjon er å finne i vedlegg A.4.

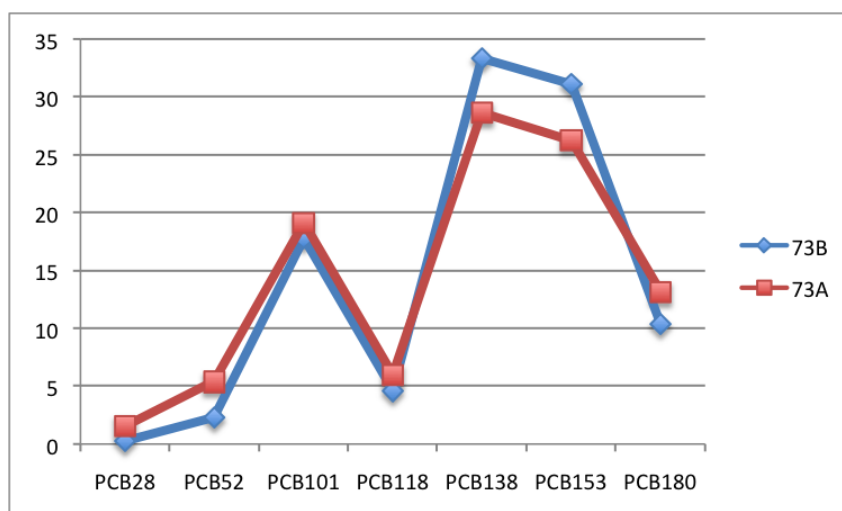
5.2.2 Kongener-analyse for ”rene” fraksjoner

Kongeneranalyse er en metode som tillater sammenligning av PCB ved å se på den relative differansen mellom de forskjellige 7 kongenerene det ofte analyseres på i en prøve funnet mot kjente standardprofiler for de kommersielle tekniske PCB-blandingene (Koniczny og Mouland, 1997). For en grundigere gjennomgang henvises leseren til artikkelen skrevet av Koniczny og Mouland (1997). Som vist i tabell 3.1 er Fencolor (diverse blandinger), KC-600 og Delor mye anvendt i pigmeter i maling. I fugemasse og som sementtilsats er Aroclor, Thiokol samt Clophen blandinger anvendt (seksjon 3.1.2). Andersson, Volden, og Ottesen (2009b) anbefaler at \sum PCB₇ konsentrasjonen burde minimum være 0.1 mg/kg for tegning av kongenerprofiler. Dette vil det også bli tatt hensyn til her, og prøver med en konsentrasjon på under 0.1 mg/kg vil det ikke bli tegnet profiler for.

Av alle prøvene med \sum PCB₇ konsentrasjon større eller lik 0.1 (16 stk) var det for seks prøver mulig med relativt stor sikkerhet å anslå hvilken teknisk blanding som var brukt (fig 5.3-5.5), prøvebeskrivelse er å finne i tabell 5.7. Dette ble gjort ved visuell sammenligning av kongenerprofilene vist i Koniczny og Mouland (1997) (se også vedlegg A.5 Videre ble det gjennomført kongeneranalyser på alle ”rene” betongprøver (tabell 5.3 men her ble det ikke funnet noen klar trend, og derfor antas det at forurensingen i betongen kommer fra forskjellige kilder. For ”rene” malingsprøver (2 prøver) ble det heller ikke funnet noe konklusivt, men mønsteret var relativt distinkt (fig 5.5).



Figur 5.3: Kongeneranalyse 1: Prøve 84 antas å stamme fra den tekniske blandingen Aroclor 1242, de resterende prøvene antas å stamme fra den tekniske blandingen Aroclor 1016. Tallene er hentet fra Andersson, Volden, og Ottesen (2009b)

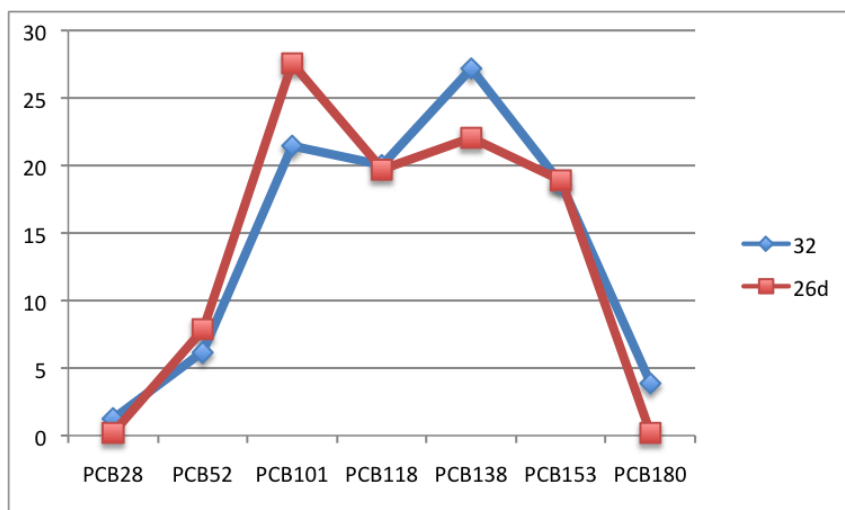


Figur 5.4: Kongeneranalyse 2: Begge prøvene antas å stamme fra den tekniske blandingen Clophen A60. Tallene er hentet fra Andersson, Volden, og Ottesen (2009b)

Andersson et al. (2009b) Presenterer i sin rapport en sammenligning av kongenerprofiler der disse var mulig å tegne for både A og B prøven (figur 5.6. Det ble funnet en overenstemmelse mellom laget av maling/puss og den underliggende betongen, som kan antyde at betongen har blitt kontaminert av laget med maling/puss

Konieczny og Mouland (1997) oppgir følgende omregningskonstanter fra $\sum PCB_7$ fra de funnede kongenerene til total PCB:

- Aroclor 1016: 6.07
- Aroclor 1241: 5.78



Figur 5.5: Kongeneranalyse 3: Kongeneranalyse av "rene" malingsprøver. Tallene er hentet fra Andersson, Volden, og Ottosen (2009b)

Tabell 5.7: Oversikt over prøvene i kongeneranalysene (5.3-5.4. Tall hentet fra Andersson et al. (2009b)

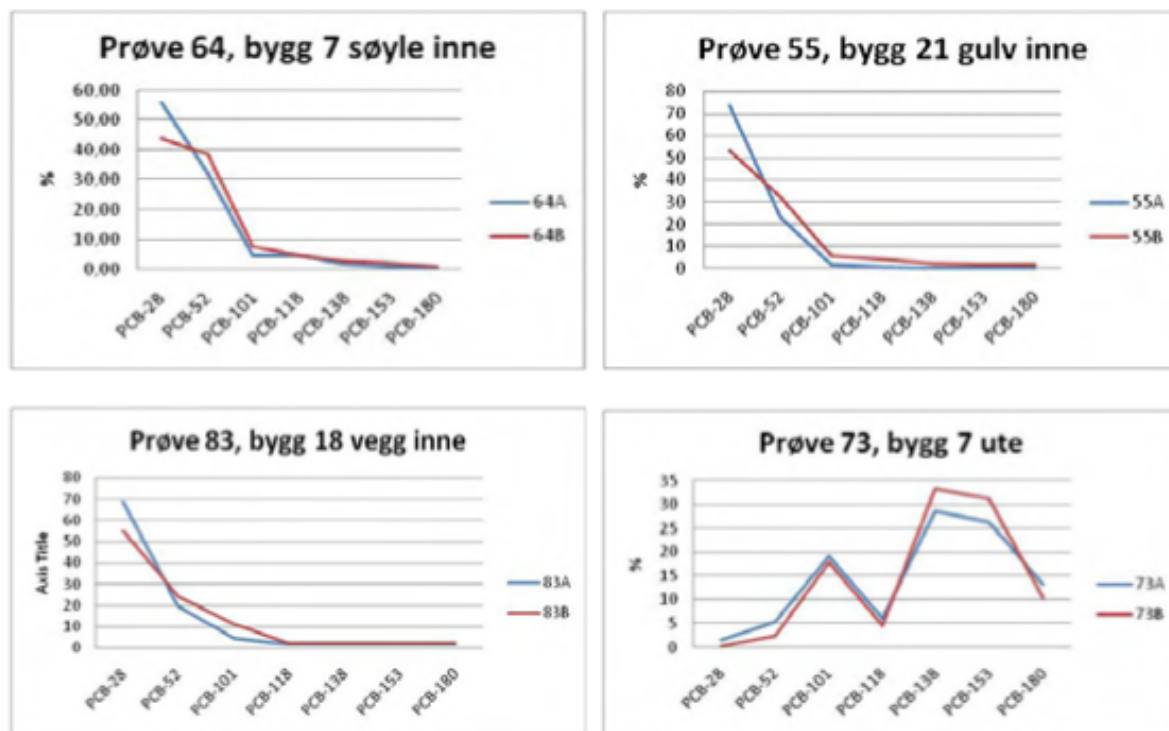
Prøvenummer	Beskrivelse	Hvor:	Ute/Inne	PCB	Bygg
73A	hvitgrå maling + puss		Ute	0.838	7
64A	hvit maling + 1 cm grov puss	Søyle i gang	Inne	1	7
73B	betong med litt hvit maling		Ute	1.35	7
84	hvit maling + puss	I gang utenfor rom 204	Inne	0.11	18
55A	gulvbelegg + litt betong med i saging	Rom 1006	Inne	0.516	21
55B	Betong	Rom 1006	Inne	2.25	21

- Clophen A60: 2.62

5.3 Estimat av PCB i bygningsmassen revet ved St. Olavs

Nedenfor vil det bli utarbeidet estimater mhp. mengdebestemmelse av PCB sendt til Heggstadmoen for sanering. Følgende prioriteringer, notasjoner er gjort/anvendt

- Estimater av total mengde PCB vil bli gjort på grunnlag av to "forskjellige" måter å beskrive datamaterialet på:
 - Blandfraksjoner (se tabell 5.3: en analyse av alle prøver som inneholder enten betong, puss eller maling legges til grunn for videre estimat av totalinnhold
- Det vil bli regnet ut estimater to tilfeller: der prøver med "positive" utslag på PCB er registrert, der "negative" prøver har fått verdien 0.01(hhv. scenario 1 og tre, beskrevet i



Figur 5.6: Kongeneranalyse fra Andersson et al. (2009b), p15. PCB-profiler der A g B prøve kan tegnes.

seksjon 5.2)

- For prøver med ”positive” utslag på PCB vil følgende tre tykkelser på kontaminert lag anvendes:
 - 5mm: antas da at kontamineringer kommer fra maling og puss, og at det er i disse lagene konsentrasjonen. Tallene ble anvendt av Frogner og Mengshoel (2010) for å gi et estimat på mengde PCB i byggene
 - 15mm: en økning med faktor tre oav Frogner og Mengshoel (2010) sitt anslag, antar en høyere pusstykkelse
 - Gj. snittlig pusstykkelse funnet i tallmaterialet til ?) (se seksjon 5.2.1) på 2.931 cm
- Oppsummert gir dette følgende (E1-2 vil bli anvendt nedenfor for benevnelse av betingelser):
 - E1: Metoden anvendt av Frogner og Mengshoel (2010) med noen modifikasjoner vil bli anvendt (beskrevet i seksjon 5.4.2, og sammenlignet med forskjellige anslag av prøvedybde
 - E2: Bruk av dataene hentet ut (blandfraksjoner i tab 5.3) der ”negative” prøveresultater har fått verdien 0.01. En kummulativ fordeling av gjennomsnitt vil også bli anvendt her
 - *Standardbetingelser:* settes til å være en gjennomsnittlig veggtykkelse på 0.2 M, et lag av puss og maling med en gjennomsnittstykkelse på 5 mm og vekt kontaminert materiale 15832 tonn (Frogner og Mengshoel, 2010; Frogner, 2011)

5.4 Utrekninger

5.4.1 Estimat presentert av Dokken AS før rivning

Før rivestart på St. Olavs ble et anslag på mengde PCB i bygningsmassen utført av Frogner og Mengshoel (2010). De la følgende parametre til grunn for beregning:

- En gjennomsnittlig veggtykkelse på 0.2 m
- Gjennomsnittlig lag kontaminert materiale pr $m^2 = 5$ mm, gjennomsnittlig konsentrasjon kontaminert materiale = 2.5 mg/kg
- Total mengde kontaminert materiale = 22896 tonn, egenvekt pr m^3 betong = 2.5 tonn

Basert på disse anslagene følgende regnestykke gjennomført:

$$2.5 \text{ tonn } m^{-3} \cdot 0.005 \text{ m} \cdot (22896/0.5) \text{ m}^2 \cdot 0.25 \text{ mg } kg^{-1} = 143.1 \text{ g } \sum PCB_7$$

5.4.2 E1: Estimat over total mengde $\sum PCB_7$ i byggene fra St. Olavs for "positive" prøver

Hovedantagelsen for denne tilnæringsmetoden er at PCB-forurensingen primært foreligger i maling/puss. Av denne grunn benyttes gjennomsnitt fra alle "positive" prøver, da disse antas å beskrive dette laget best. Denne snittverdien vil være høyere enn gjennomsnittet for alle prøvene inkludert de "negative", som til gjengjeld kan sies å beskrive hele mengden betong.

Følgende andre antagelser er gjort i forbindelse med estimat over mengde PCB i betongen fra St. Olavs

- Egenvekt betong: 2.5 tonn (Frogner og Mengshoel, 2010)
- Gjennomsnittlig veggtykkelse: 0.2 m (Frogner og Mengshoel, 2010)
- Mengde betong levert til behandling: 15 832 tonn (Frogner, 2011) (som tilsvarer vekten til alle kontaminerte bygg)
- Det antas videre at det hovedsakelig er maling og puss som er kontaminert med PCB, og at betongen evt. kun er kontaminert som en følge av en evt. smitteeffekt. Av denne grunn antas det at hovedandelen av PCB befinner seg i puss/maling evt i umiddelbar nærhet (se figur 5.7).
- Til forskjell fra Frogner og Mengshoel (2010) sin analyse, antas det her at det "kontaminerte" laget foreligger på begge sider av veggen (figur 5.7).

Estimering av mengde PCB i betongen fra St. Olavs:

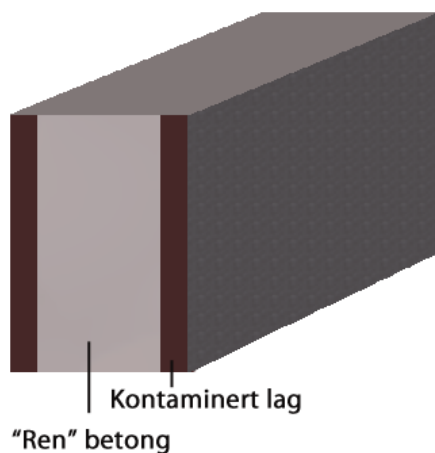
Egenvekt pr m^2 betongvegg:

$$2.5 \text{ tonn } m^{-3} \cdot ((1 \cdot 1 \cdot 0.2) m^3) m^{-2} = 0.5 \text{ tonn } m^{-2}$$

Antall m^2 :

$$15832 \text{ tonn} / (0.5 \text{ tonn } m^{-2}) = 31664 \text{ m}^2$$

Det antas videre at kontaminert betong primært foreligger i det ytterste laget av veggen. Dybden til dette laget uttrykkes her ved konstanten T



Figur 5.7: Illustrasjon av et veggstykkelse. Antatt kontaminert lag er markert på figuren

Mengde *kontaminert betong* pr m^2 uttrykt ved tykkelse (m) av kontaminert lag (T):

$$((1 \cdot 1 \cdot 2T)m^3) / m^{-2} \cdot 2.5 \text{ tonn } m^{-3} = 2T \cdot 2.5 \text{ tonn } m^{-2}$$

Total *mengde PCB* i betongen fra St. Olavs kan så uttrykkes ved T og konsentrasjonen (K, mg/kg) som følger

$$\text{Mengde PCB (gram)} = 2.5 \text{ tonn } m^{-3} \cdot 2T \text{ m} \cdot 31664 \text{ m}^2 \cdot K \text{ mg kg}^{-1} = TK \cdot 158320 \text{ g}$$

Mengde PCB fra St. Olavs vil altså kunne uttrykkes vha. dybde av antatt kontaminert lag (T, gitt i meter) og konsentrasjonen i dette laget uttrykt ved K (mg/kg) ved formelen

$$TK \cdot 158320 \tag{5.1}$$

E1: Estimat av mengde $\sum PCB_7$

Følgende resultater ble funnet ved annvedelsene av betingelsene for analyse E1 (tabell 5.8)

Tabell 5.8: Resultater fra estimat av totalt $\sum PCB_7$ innhold (mg/kg) som en funksjon av tykkelse til kontaminert maling/puss-lag

Tykkelse	T1=0.005 m	T2 = 0.015 m	T3 = 0.02931
Total mengde $\sum PCB_7$ (g):	213.732	641.196	1252.897
Konsentrasjon av betong/maling/puss ^a	0.014	0.041	0.079

a Konsentrasjoner oppgitt i mg/kg $\sum PCB_7$. Konsentrasjonen rapportert er den som resulterer i total mengde PCB / mengde betong som vil kunne sammenlignes med resultatet funnet for blandfraksjon 5.3 .

Det noteres en faktorforskjell fra T1-T3 på 12. Tilsvarende faktorforskjell i tykkelse er også observert til å være 12. Altså vil stigningen komme direkte som følge av tykkelse på kontaminert lag (hvilket følger av formelen utledet i seksjon 5.4.2).

”Sårbarhetsanalyse” av formel anvendt

For å kunne anslå sikkerheten til uttrykket nevnt ovenfor (seksjon 5.4) har det blitt utført en ”sårbarhetsanalyse” for å undersøke avhengigheten av input-parameterene. Først ble det sett på hvilke parametere som vil gi størst endring. I tabell 5.9 settes tilfellet oppgitt av Frogner og Mengshoel (2010, Frogner (2011) som standard (15832 tonn levert(v_2), 0.02m tykkelse på veggen(t_2)) videre oppgis en faktorvis endring i forhold til de forskjellige tilfellene.

- Totalt antall tonn er registrert ved innkomst til Heggstadmoen av RETURA AS og oppgitt til å være 15832 tonn. Det antas et slingringsmonn på ± 1000 tonn
- Gjennomsnittlig veggtykkelse er oppgitt til å være 0.2 m, det antas et slingringsmonn på ± 0.05 m

Tabell 5.9: Faktorfordeling av de forskjellige tilfellene

Tonn levert / Veggtykkelse (m)	14832 (h1)	15832 (h2)	16832 (h3)
0.15 (v_1)	1.25	1.33	1.42
0.2 (v_2)	0.94	1.00	1.06
0.25 (v_3)	0.75	0.80	0.85

Som det kommer frem av tabell 5.9 er differansen størst nedover i kolonnene, og verste tilfelle vil være en økning med en faktor på 1.42 i forhold til antagelsen gjort. Dette tilsvarer en veggtykkelse på 0.15 M. Minste verdi i forhold til antagelsen er 0.75, ved en veggtykkelse på 0.25M. En liten endring i veggtykkelse vil altså kunne sies å gjøre en relativt stor forskjell, sett i forhold til levert betong. For å oppnå en økning med en faktor på 1.42 kun som følger av levert betong, måtte mengden betong vært 22481 tonn. Oppsummert vil metode E1 være veldig følsom for antatt tykkelse av vegg. Videre vil metoden være følsom for ikke-representative datagrunnlag. I dette tilfelle ble gjennomsnittet funnet for kontaminerte prøver anvendt. Dette snittet er imidlertid relativt sårbart mhp. ekstremverdier i datasettet (se også 5.2).

5.4.3 E2: Anvendelse av blandfraksjoner for beregning av total mengde PCB

Grunnantagelsen for denne metoden er at hele datamaterialet vil gi et representativt bilde av PCB-kontamineringen for alle kontaminerte bygg fra St. Olavs. Av denne grunn vil det være mulig å estimere totalmengde $\sum \text{PCB}_7$ ved å multiplisere konsentrasjonen funnet, med total mengde kontaminert betong. I dette tilfellet er prøver ikke detektert fått en verdi lik halve deteksjonsgrensen (0.01) for prøvene, for å minske muligheten for underrapportering. Gjennomsnittskonsentrasjonen funnet i 5.3 for blandfraksjon bestående av betong/puss/maling og gulvbelegg, der ”negative” prøver har fått verdien 0.01 (G3) er 0.117 mg/kg.

Dette vil resultere i en total mengde $\sum \text{PCB}_7$ på $= 15832 \text{ tonn} \cdot 0.117 \text{ mg/kg} = 1852.34$.

Et analyse av dataene anvendt her viser at den høyeste verdien funnet (2.5 mg/kg) utgjør 21.38 % av den totale summen av konsentrasjoner. Fjernes den høyeste verdien vil snittkonsentrasjonen være 0.099 som er nesten lik 0.01 mg/kg. Dette vil gi en totalmengde PCB på 158.32 gram.

5.4.4 Oppsummering

Oppsummert så har de følgende metoden gitt 6 forskjellige estimater på total mengde $\sum\text{PCB}_7$ (tabell 5.10)

Tabell 5.10: Forskjellige estimater over total mengde $\sum\text{PCB}_7$ (g)

	Lav	Middel	Høy
Dokken	143.1		
E1	213.732	641.196	1252.897
E2	158.32	1852.34	

Som observert i tabell 5.10 kan det sies å være relativt store forskjeller mellom de forskjellige metodene for å regne ut totalmengde $\sum\text{PCB}_7$. Det bemerkes også at metode E1 er basert på at mengden PCB primært foreligger i maling/puss, mens metode E2 antar at PCB er jevnt spredt i hele betongen (da snittkonsentrasjonen for hele datasettet benyttes).

Konsekvens for konsentrasjon i finfraksjon (0-10 mm) ved knusing

Som beskrevet i seksjon 5.1.1 vil totalmengde PCB i rivemassene kunne anvendes for å beregne mengde PCB som blir utsortert i en finfraksjon ved knusing.

Betongen har ikke blitt behandlet på noen annen måte enn ”tygging” i forbindelse med fjerning av armeringsjern før den ble sendt til Heggstadmoen for behandling der. Av dette følger at både maling/puss og betong ankommer i samme masse, og ikke er skilt på noen måte fra den bakenforliggende betongen. Dette vil også føre til en fortyningseffekt av PCB som evt. foreligger i denne materialfraksjonen, som det vil være viktig å være klar over ved behandling av PCB på denne måten.

Som følger av tallene presentert ovenfor (seksjon 5.1.1) vil 37.9% av betongen foreligge i finfraksjonen etter knusing. Videre vil denne finfraksjonen inneholde 40% av totalmengden PCB i betongen som behandles. Som følge av dette vil konsentrasjonen i finfraksjonen kunne beregnes.

Det antas at ved knusing av betongen på denne måten, vil massene til en viss grad homogeniseres med tanke på PCB-kontaminering. Altså vil det ikke være nødvendig å ta hensyn til om kontamineringen kommer som følge av et lag maling/puss eller finnes ”jevnt” spredt i betongen.

Følgende formel for beregning av konsentrasjon i finfraksjon anvendes:

$$g_f = \frac{g_t \cdot p_1}{t \cdot p_2}$$

Der g_t er totalmengde PCB i betongen før behandling (gram), p_1 er prosentfaktor PCB antatt å havne i finfraksjon (40%), t er totalmengde betong som behandles (15328 tonn) og p_2 er prosentfaktor betong som havner i finfraksjonen (37.9%). Ved så å anvende estimatene over total $\sum\text{PCB}_7$ presentert i tabell 5.10 vil følgende scenarioer for konsentrasjon foreligge (tabell 5.11)

Som observert i tabell 5.10 varierer anslagene fra 0.01 (dokken) til 0.171 (E1, høyeste estimat) med en faktor på 17.1.

Tabell 5.11: Konsentrasjon $\sum\text{PCB}_7$ mg/kg i finfraksjon (0-10 mm) som følge av mengde-estimat i tabell 5.10

	Lav	Middel	Høy
Dokken	0.010		
E1	0.014	0.043	0.084
E2	0.011	0.123	

UNDERSØKELSEN

Som følge av hypotesen presentert i innledningen var målet med denne undersøkelsen å bekrefte eller motbevise antagelsen om at en knusing av betongavfall kontaminert med PCB ville føre til en oppkonsentrasjon av PCB i en finfraksjon. I tillegg ble det i forbindelse med arbeid ytret ønske om et system for overvåkning av PCB-spredning fra anleggsplassen på St. Olavs. Prøvetakning og analyse har av denne grunn vært utført for å i best mulig grad kunne svare på disse spørsmålene.

Når det gjelder prøvetakning av betong (betong brukes her om betongen som foreligger som riveavfall fra St. Olavs) ble dette gjort to forskjellige steder, på St. Olavs og på Heggstadmoen. På St. Olavs ble det tatt prøver av betongen i allerede revne bygg, som videre ble knust med en liten kjeveknuse (fig. 6.5). Deretter ble prøvene siktet i tre forskjellige kornfraksjoner for å undersøke om denne form for behandling ville føre til en oppkonsentrering av PCB i finfraksjonen. Betongavfallet fra St. Olavs ble deretter fraktet til Heggstadmoen for oppbevaring og videre behandling. På Heggstadmoen har betongen blitt knust vha. en mølleknuse og delt opp i to kornfraksjoner på ± 10 mm (også omtalt som grov- og finfraksjon). Det ble imidlertid først knust ca 300 tonn betong med en siktstørrelse på 20 mm, som også ble prøvetatt. Denne fraksjonen ble senere knust ned til 10 mm. Prøvetakning av betongen behandlet på Heggstadmoen ble gjennomført for å kunne svare på hypotesen opprinnelig stillt. Av økonomiske har de fleste prøvene som har blitt sendt inn vært blandprøver bestående av flere forskjellige distinkte enkeltprøver.

Videre har det blitt tatt prøver av sandfang rundt anleggssområdet for å på denne måten kunne undersøke om det forelå en evt. spredning av PCB i forbindelse med riveprosessen. Jordprøver ble tatt av jorden på Heggstadmoen hvor den ubehandlede betongen oppbevares, for å i tillegg kunne dokumentere hvorvidt det har vært noe spredning av PCB fra betongen til jorden ved denne lokaliteten. Finfraksjonen som antas mest kontaminert har blitt oppbevart på fast dekke (asfalt) og under tak (figur 6.1). I tillegg har det blitt gjennomført metallanalyser på grov- og finfraksjon fra Heggstadmoen (det er både sendt inn to blandprøver til analyse, og anvendt XRF).

Underveis i prosjektet ble deteksjonsgrensene på analysen senket fra <0.01 til <0.003 da det viste seg vanskelig å påvise PCB i prøvene fra St. Olavs. Undersøkelsen gjennomført av Andersson et al. (2009b) har blitt ansett som en solid kartlegging av PCB-innholdet i byggene revet, og vil derfor anvendes som en referanse med tanke på mengde PCB som opprinnelig forelå i betongen (seksjon 5.2.1).



Figur 6.1: Finfraksjon på Heggstadmoen



Figur 6.2: Betong som venter på behandling på Heggstadmoen

6.1 Prøvetakning og metode

Det ble tatt prøver fra anleggsområdet på St. Olavs, behandlingsstasjon på Heggstadmoen, oppbevaringsplass på Heggstadmoen og i sandfang rundt anleggsområde på St. Olavs. Prøvene ble primært analysert for PCB, mens enkelte metallanalyser også ble utført. Generelt ble alle betongprøver tatt oppbevart i rilsanposer, alle sandfangsprøver ble oppbevart i platsbykser med lokk. Disse plastbeholderene inneholdt ikke PCB (Øttesen, 2011). Ved behandling av prøvene ble det videre tatt forhåndsregler for å forhindre PCB kontaminasjon fra andre kilder (som f.eks. bruk av andre plastbeholdere ved overføring av prøver osv.).

Sandfangsprøver ble tatt vha et langt metallskaff med en prøveoppsammler påmontert enden, for deretter å bli direkte overført til plastbeholdere.



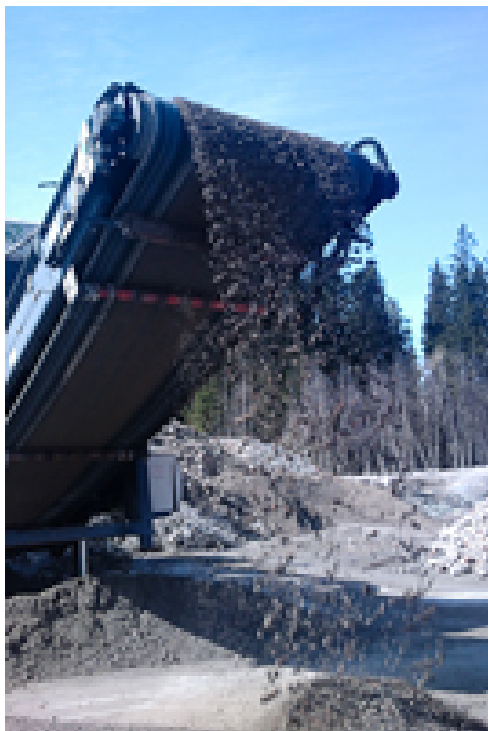
Figur 6.3: Betongprøver oppbevart i rilsan-posser

Jordprøvene ble tatt ved hjelp av en spade, og overført direkte til rilsanposser. Lakken på spaden anvendt har ikke blitt sjekket for forekomst av PCB, og det foreligger derfor en liten teoretisk risiko for en viss kontaminasjon, effekten av denne anses imidlertid som relativt liten.

Alle prøvene har vært i konntakt med anleggsmaskineri i relativt stor grad, det er ikke utført noen rissikovurdering mhp evt PCB-kontaminasjon som følger av dette. Altså vil det foreligge en teoretisk risiko for PCB og metall kontaminering som følge av konntakt med anleggsmaskineri (f.eks. som følge av lakk, oljesøl osv.).

De enkelte betongprøvene tatt besto stort sett av to knyttnevestore betongbiter med og uten maling, og prøvevekten for enkeltprøvene lå på ca 1 kg. Betongprøvene fra St. Olavs Hospital ble hentet ut fra ferdige revet bygg direkte på anleggsplassen. Prøvetakningen ble gjort på adekvate tidspunkt som sikret at hvert enkelt bygg lå i av separate hauger bestående av rivematerialet fra dette bygget. Byggene som ble valg ut mhp.prøvetakning var de hvor Andersson et al. (2009b) påviste PCB innholdig maling/puss/betong i forkant av rivingen. Betongprøvene fra Heggstadmoen ble tatt i to omganger, først ble det tatt prøver av de første 300 tonnene betong knust med en sikteåpning på 20 mm. Disse prøvene ble hentet ut av haugen med finstoff som ble dannet etter denne gjennomkjøringen (figur 6.1). Etter dette ble sikteåpningen endret til 10 mm. Prøvene tatt av denne fraksjonen ble gjort mens en gravemaskin forsynte knusemaskinen med prøver hentet fra hele haugen med betongavfall fra St. Olavs, prøvene ble så tatt direkte fra betongen som gikk i gjennom knusemaskinen (figur 6.4). Gravemaskinoperatøren fikk i tillegg beskjed om for hver skuff å skrape av topplaget, evt "rote" litt rundt ved dypere prøver. Betonghaugens sider, topp og ender langs hele lengden av haugen ble kjørt gjennom knusen. I tillegg ble det også tatt enkelte skuffer relativt dypt nede i haugen (figur 6.2). Prøvene anses av denne grunn som representative for alle kontaminerte bygg revet.

Alle prøvene ble knust med kjeveknusen ved NGU (fig 6.5) før de ble sendt inn til analyse for å unngå merkostnad for ytterligere nedknusning hos laboratoriet. En del av prøvene ble også siktet og delt inn forskjellige kornfraksjoner. Dette foregikk ved at kjeveknusen ble stillt inn med en åpning på ca 22.5 mm, før prøven deretter ble knust, så siktet og deretter ble de forskjellige størrelsesfraksjonene knust helt ned og sendt inn til analyse. Kjeveknusen ble støvsugd og blåst ren med trykkluft mellom hver konntakt med prøver som skulle analyseres separat (både selve "kjeven" samt oppbevaringsbeholder). Dette gjelder også bolle anvendt for innveiiing av prøver.



Figur 6.4: Betong direkte ut fra mølleknuseren



Figur 6.5: Kjeveknuse anvendt

Sikting av prøver ble også utført hos NGU. Flere enkeltsikter ble montert over hverandre slik at de dannet et siktetårn etter ønskede spesifikasjoner, deretter ble de siktet maskinelt i ca fem minutter, før videre behandling. Siktene ble blåst rene mellom hver behandling av prøver som skulle inn til separat analyse. Det viste seg imidlertid noe utfordrene å fjerne alle rester etter sikting utført (små korn satte seg fast i siktenettene). Av denne grunn foreligger det en risiko for kontaminasjon mellom prøvene. Denne kontaminasjonen vil imidlertid foreligge i de forskjellige fraksjonene (materiale fra f.eks. fraksjon 0-2mm vil kun kontaminere samme fraksjon ved neste sikting).

Totalt ble det samlet inn 196 enkeltprøver i forbindelse med undersøkelsen (innkluderer betong, jord, sandfang og metallprøver). Av disse utgjorde 134 enkeltprøver grunnlaget for 123 prøver



Figur 6.6: Maskinsikting av prøver

(både enkeltprøver og blandprøver, fraksjoner telles med) sendt inn til ALS laboratorier for analyse (tabell 6.1). For beskrivelse av analysemetodikk se vedlegg A.6 Det ble påvist PCB i 41 av disse (33.34%). ALS er et

Tabell 6.1: Oversikt over antall prøver som er analysert

Prøver	Betong	Sandfang	Metall	Jordprøver
Sendt inn til analyse ^a	98	17	2	6
Distinkte prøver ^b	54	17	18	6
Enkeltprøver ^c	93	17	18	6

- a Dette gjelder også alle fraksjonerte prøver. et eksempel vil være den distinkte prøven 1, som ved knusing og sikting ha blitt delt inn i tre fraksjoner A-C, som tilsammen vil utgjøre tre prøver sendt inn til analyse
- b Med distinkte prøver regnes fraksjonene fra samme prøve som total en prøver. Et eksempel vil være prøve 1 som har blitt fraksjonert opp i tre forskjellige fraksjoner før den ble sendt inn til analyse (A-C). Dette er da 1 distinkt prøve
- c Med enkeltprøver regnes også de prøvene som det ble laget blandprøver av med.

Tabell 6.2: Oversikt over lokalisasjon, fraksjonering, sikting og analysering av prøvene

Hvor	Siktet	Fraksjoner (mm) ^a	Analysert ^b	Det. Grense
St Olavs				
7,8	Ja	1,8 (A-C)	4 (10)	<0.01
9	Ja	1,8 (A-C)	4 (2)	<0.01
Finstoff fra bygg 7 og 8	Ja	1,8 (A-C)	10 (1)	<0.01
Finstoff fra bygg 9	Ja	1,8 (A-C)	10 (1)	<0.003
17,18	Ja	1,8 (A-C)	2 (1)	<0.01
19,20 og 21	-	-	8 (3)	<0.01
Sandfang	-	-	15	<0.003
Heggstadmoen				
HF (0-20 mm)	Ja	6.3,10,20 (A-C)	12 (5)	<0.01
HF	-	-	10 (G)	<0.003

Fortsetter...

Hvor	Siktet	Fraksjoner (mm) ^a	Analysert ^b	Det. Grense
HF (0-10 mm)	Ja	2 (A-B)	10 (G)	<0.003
HG (fraksjonert)	S	20 (A-B)	6 (G)	<0.003
HG	-	-	11 (G)	<0.003
Metall-analyse	-	-	16 + 2	-

a Fraksjonsstørrelse er angitt i brytningspunktene, med prøvefraksjonsnavn i parentes. 1,8 (A-C) vil si at prøven foreligger i tre fraksjoner (A, B og C) der A er den største (>8 mm), B er 1-8 mm og C < 1 mm. Når kun en verdi er oppgitt som for eksempel 2 (A-B), så foreligger prøven i to fraksjoner der A >2 mm og B < 2 mm. G indikerer at prøvene antas å ha samme karakter som blandprøver. Disse prøvene ble "tatt" av en gravemaskin (se seksjon 6.1)

b Her oppgis antall distinkte prøver sendt inn til analyse, tallene i parentes forteller hvor mange enkeltprøver disse består av. 4 (10) vil si at 4 distinkte prøver har blitt sent inn til analyse, og disse består av totalt 10 forskjellige blandprøver.

Tabell 6.2 gir en oversikt over hvilke prøver som har blitt siktet, hvor prøvene har blitt tatt, samt hvilke fraksjoner det har blitt analysert for.

6.2 Resultater

Nedenfor presenteres resultatene av analysene, det presiseres at med PCB i denne sammenheng menes $\sum\text{PCB}_7$.

6.2.1 Prøver fra St. Olavs

Tabell 6.3: Oversikt over resultatene fra analyse av betongprøver fra revne bygg på St. Olavs

Prøvenummer	Bygg ^a	$\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg)
1A	Bygg 7 og 8	<0.01
1B	Bygg 7 og 8	<0.01
1C	Bygg 7 og 8	<0.01
2A	Bygg 7 og 8	0.895
2B	Bygg 7 og 8	0.289
2C	Bygg 7 og 8	0.417
3A	Bygg 7 og 8	<0.01
3B	Bygg 7 og 8	<0.01
3C	Bygg 7 og 8	<0.01
4A	Bygg 7 og 8	<0.01
4B	Bygg 7 og 8	<0.01
4C	Bygg 7 og 8	<0.01
8A	Bygg 9	<0.01
8B	Bygg 9	<0.01
8C	Bygg 9	<0.01
9A	Bygg 9	<0.01
9B	Bygg 9	<0.01

Fortsetter...

Prøvenummer	Bygg ^a	$\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg)
9C	Bygg 9	<0.01
10A	Bygg 7 og 8	<0.01
10B	Bygg 7 og 8	0.176
10C	Bygg 7 og 8	0.799
11A	9	<0.003
11B	9	0.0032
11C	9	0.0154
12A	Bygg 17 og 18	<0.01
12B	Bygg 17 og 18	<0.01
12C	Bygg 17 og 18	<0.01
42	19,20 og 21	<0.003
43	19,20 og 21	<0.003
44	19,20 og 21	<0.003

a Oversikt over byggnummer og navn er gitt i tabell 5.2.
Fraksjonsstørrelse (A-C) er forklart i tabell 6.2

Fra tabell 6.3 noteres konsentrasjoner i totalt 7 prøver. Prøve nummer 10 og 11 er prøver tatt av finstoff på annleggsplassen fra betongavfallet for bygg 7-8 og 9. Dette finstoffet foreligger primært på grunnlag av "tygging" av betongen for å fjerne armeringsjern. Disse to prøvene har ikke blitt knust med kjeveknuse før de ble siktet, men siktet direkte slik de forelå fra byggeplassen. Konsentrasjonen i prøve 10C bemerkes å være påfallende høy i denne sammenheng. Det observeres også at forskjellige deteksjonsgrenser foreligger for noen av prøvene. Det merkes også at prøve 2A har en relativt høy konsentrasjon sett i forhold til de andre positive prøvene. Dette er den største fraksjonen av 2A-C prøvene, hvilket ikke harmonerer med hypotesen om at konsentrasjonen vil øke med minkende fraksjonsstørrelse. Dette demonstreres imidlertid klart for prøve 10A-C hvor C konsentrasjonen er relativt sett mye høyere enn 10A-B konsentrasjonene. Samme trend vises også i prøve nr 11, men i lavere konsentrasjoner (det var også benyttet en lavere deteksjonsgrense for prøvenummer 11 og 42-44). Da informasjonen foreligger som følge av fraksjonsstørrelse er det vanskelig å estimere totalmengde PCB i bygg fra St. Olavs basert på disse dataene, og dette vil heller ikke bli gjort.

6.2.2 Heggstadmoen

Fra Heggstadmoen vil prøvene av betong deles inn i to kategorier. De 12 prøvene tatt av PCB fra de første 300 tonnene (fraksjon 0-20 mm, tabell 6.4) og de prøvene som ble tatt etter justering av sikteåpning til 10 mm (tabell 6.5-6.7).

Tabell 6.4: Resultater fra betongprøvene på Heggstadmoen (første 300 tonn, 0-20 mm)

Prøvenummer ^a	Fraksjon	Hvor	$\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg) ^b
16A	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
16B	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
16C	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
17A	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
17B	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d

Fortsetter...

Prøvenummer ^a	Fraksjon	Hvor	$\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg) ^b
17C	0-20 mm	Heggstadmoen	0.059
18A	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
18B	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
18C	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
19A	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
19B	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
19C	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
20A	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
20B	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
20C	0-20 mm	Heggstadmoen	n.d
26	(prosessprøve)	Heggstadmoen	0.035

a For prøve 16-20 er fraksjonene A-C henholdsvis 10-20mm, 6.3-10mm og 0-6.3mm

b Deteksjonsgrensen var på 0,01 (mg/kg).

Av disse 6 distinkte prøvene ble det påvist PCB i to prøver (17C og 26) av totalt 6 prøver. Når det gjelder prøve 26 ble denne tatt av Lars Hoff direkte fra knuseprosessen (prosessprøve). De resterende prøvene i tabell 6.4 er tatt fra en haug hvor finfraksjonen ble oppbevart (figur 6.1).

I tabell 6.5 og 6.6 presenteres resultatene fra prøvene tatt av finfraksjonen (0-10 mm) på Heggstadmoen. Tabell 6.5 viser videre til de prøvene som ble siktet og delt inn i to forskjellige fraksjoner. Det ble påvist PCB i alle prøvene fra finfraksjonen på Heggstadmoen.

Tabell 6.5: Resultater fra betongprøvene på Heggstadmoen fra finfraksjonen^a

Prøvenummer	Fraksjon A	Fraksjon B
56 AB	0.0103	0.0038
57 AB	0.0134	0.102
58 AB	0.0065	0.0394
59 AB	0.0435	0.0653
69 AB	0.0036	0.0144
70 AB	0.0189	0.0426
71 AB	0.0031	0.0241
72 AB	0.0226	0.0903
73 AB	0.0127	0.0444
74 AB	mangler	0.047

a For prøve 16-20 er fraksjonene A-B henholdsvis 2-10 mm og 0-2 mm. Tallene oppgir konsentrasjonen av $\sum\text{PCB}_7$ mg/kg Deteksjonsgrensen var på 0,003 (mg/kg).

Som vist i tabell 6.5 er det påvist PCB for begge fraksjonene (A og B) for alle 10 prøvene. Gjennomsnittet for fraksjon A og B er hhv. 0.015 og 0.047 mg/kg. Det observeres at prøve 57 B har en relativt høy konsentrasjon. En nærmere analyse viste at denne hadde den høyeste verdien for alle prøvene tatt av 0-10 fraksjonen på Heggstadmoen (minimumsverdien ble funnet å

være 0.0031 mg/kg). Ved beregning av gjennomsnitt uten denne prøven ga en snittkonsentrasjon på 0.0413 hvilket tyder på at denne verdiens påvirkning på datasettet ikke er så veldig stor. Medianverdien for fraksjon B ble funnet til å være 0.0435 hvilket bekrefter dette. For å kunne anvende disse tallene for å beskrive hele 0-10 fraksjonen så må vekten til A og B prøvene sendt inn til analyse være kjent. Denne ble målt grovt i forbindelse med sikting og det ble funnet at 0-2 fraksjonen utgjorde ca 45%.

I tabell 6.6 vises resultatene for prøvene fra 0-10 fraksjonen som ikke ble siktet og delt opp i fraksjoner før analyse. De vil i motsetning til verdiene funnet i tabell 6.5 beskrive konsentrasjonen i hele 0-10 fraksjonen.

Tabell 6.6: Resultater fra betongprøvene på Heggstadmoen fra finfraksjonen (0-10 mm)^a

Prøvenummer	$\sum\text{PCB}_7$ mg/kg
85	0.0477
86	0.027
87	0.0338
88	0.0877
89	0.0462
90	0.0167
91	0.0144
92	0.0277
93	0.0136
94	0.0304

a For prøver som ikke videre har blitt siktet og fraksjonert i forbindelse med analyse.

Gjennomsnittskonsentrasjonen for dataene oppgitt i tabell 6.6 er 0.035 mg/kg hvilket er samme verdi som konsentrasjonen funnet i prosessprøven (prøvenummer 26) vist i tabell 6.4. Det minnes også om at dataene oppgitt i tabell 6.4 er fra fraksjonen 0-20 (fra de første 300 tonnene knust).

Når det gjelder grovfraksjonen (>10 mm) ble det kun funnet PCB i 3 av 17 prøver (tabell 6.7)

Tabell 6.7: Resultater fra betongprøvene på Heggstadmoen for grovfraksjonen (>10 mm)^a

Prøvenummer	$\sum\text{PCB}_7$ mg/kg
50A	<0.003
50B	0.0128
51A	<0.003
51B	<0.003
52A	<0.003
52B	0.0075
53A	<0.003
53B	0.0246
54A	<0.003

Fortsetter...

Prøvenummer	$\sum \text{PCB}_7$ mg/kg
54B	<0.003
55A	<0.003
55B	<0.003
39	<0.003
40	<0.003
41	<0.003
47	<0.003
48	<0.003
49	<0.003
60	<0.003
61	<0.003
62	<0.003
63	<0.003
64	<0.003

a Fraksjonene A og B tilsvarer hhv mindre og større enn 20 mm.

I tabell 6.7 presenteres en oversikt over prøvene tatt av grovfraksjonen på Heggstadmoen. Videre observeres det at 5 distinkte prøver (50-55) ble delt opp i to fraksjoner (± 20) før de ble sendt inn til analyse. Det er kun i B fraksjonen det er påvist PCB, som i praksis utgjør fraksjonen 10 - 20 mm (da alt < 10 mm skilles ved knuseprosessen). Altså er det ikke påvist PCB i grovfraksjonen med kornstørrelse >20 mm. Gjennomsnittskonsentrasjonen for de "positive" prøvene ble funnet å være 0.0150 mg / kg. For alle prøvene der "negative" verdier antas å inneha en konsentrasjon lik halve deteksjonsgrensen er funnet å være 0.0033 mg/kg

Oppsummering fin/grov fraksjon Heggstadmoen

Basert på tallene presentert i tabell 6.5-6.7 og beregninger for gjennomsnitt presenteres følgende oversikt (tabell 6.8)

Tabell 6.8: Statistikk basert på tabell 6.5-6.7

Tabell		G1	G3
6.5:	A	0.015	
	B (45%) ^b	0.047	
6.6:	-	0.035	
6.7:	B ^c	0.015	0.0033

a G1 og G3 står vil si gjennomsnittskonsentrasjonen $\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg) til prøver valgt ut som hhv. alle "positive" prøveresultat, og alle resultat der "negative" verdier har fått verdien lik halve deteksjonsgrensen. Se også 5.3.

b Antatt prosentfordeling av masse i fraksjon B (0-2 mm).

c G3 i dette tilfellet beregnes uten å ta hensyn til fraksjonsstørrelse.

6.2.3 Sandfangsanalyser

Det ble totalt tatt 17 prøver fra sandfangene rundt anleggsstedet på St. Olavs (tabell 6.9, prøvepunkter i vedlegg A.2). Prøvene ble tatt på 3 forskjellige tidspunkter i løpet av riveperioden. Videre ble det også tatt prøver av vannet som forelå ovenfor slamlaget i bunnen av sandfanget for å på denne måten undersøke den videre mobiliteten fra sandfangene og ut.

Tabell 6.9: Sandfangsanalyser av $\sum\text{PCB}_7$

Kum	Når	$\sum\text{PCB}_7$ (mg/kg)
1	November/Desember	<0.003
2	November/Desember	<0.003
3	November/Desember	<0.003
4	November/Desember	<0.003
5	November/Desember	0.0837
2	Januar/Februar	<0.003
5	Januar/Februar	<0.003
1	April	<0.003
2	April	<0.003
3	April	<0.003
4	April	<0.003
5	April	<0.003
1 (Vann)	April	<0.003
2 (Vann)	April	<0.003
3 (Vann)	April	<0.003
4 (Vann)	April	<0.003
5 (Vann)	April	0.00459

Vannkonsentrasjonen funnet i tabell 6.9 er i samme størrelsesorden som gjennomsnittkonsentrasjonen funnet i B-fraksjonen fra finfraksjonen (0-10 mm) på Heggstadmoen (tabell 6.8). Konsentrasjonen funnet i månedsskifte November/Desember i kum 5 er relativt mye høyere enn gjennomsnittskonsentrasjonene funnet i tabell 6.8.

6.2.4 Tungmetallanalyser

To forskjellige tungmetallanalyser ble gjort. En metode (tabell 6.10) var å ta ut små andeler fra hver prøve samlet inn fra fin og grovfraksjonen fra den behandlede betongen på Heggstadmoen. Den andre metoden (tabell 6.12) baserte seg på målinger med XRF på betongen som ventet på behandling på heggstadmoen.

Tabell 6.10: Tungmetallanalyser fra grov og finfraksjon på Heggstadmoen^a

Metall	HG	HF
As	3.17	3.23
Cd	<0.1	0.159
Cr	38	40.1
Cu	16.6	26
Hg	<1	<1
Ni	25.7	30.4
Pb	4.95	25.6
Zn	39.6	85.2

a Konsentrasjoner i mg/kg. Ingen verdier funnet over tilstandsklassene for forurenset grunn (seksjon 4.7)

Resultatene etter analysene med XRF er å finne i tabell 6.12

Tabell 6.11: Tungmetallanalyser med XRF av ubehandlet betong på Heggstadmoen (mg/kg)^a

Prøvenr	Hva ^b	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1306	M	-	-	-	213.35 ³	-	-	-	-
1308	P	-	-	-	-	-	-	-	42.11
1310	P	-	-	-	-	-	-	14.46	43.32
1311	M	-	-	-	-	-	-	-	439.32
1312	P	16.63 ²	-	-	45.29	-	-	23.44	35.04
1313	B	-	-	-	-	-	-	-	145.49
1314	PM	-	-	-	-	-	-	11.58	38
1315	G	553.18 ⁴	-	1976.53 ⁴	-	-	-	11035.46 ⁵	1808.92 ⁴
1316	M	-	-	-	171.09 ²	-	-	-	644.93 ²
1317	M	-	-	278.05 ³	-	-	-	-	41241.83 ⁵
1318	P	-	-	-	-	-	-	12.25	31.75
1319	B	-	-	-	59.04	-	-	-	24.42
1320	B	-	-	-	-	-	-	-	19.8

Fortsetter...

Prøvenr	Hva	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1321	B	-	-	39.22	-	-	-	-	48.71
1322	P	-	-	-	-	-	-	12.61	76.67
1323	M	-	-	-	-	-	223.27 ⁴	-	-

Som observert i tabell 6.12 så er det enkelte konsentrasjoner som klassifiserer for farlig avfall. Dette ble ikke gjenspeilet i samleprøvene funnet i tabell 6.12 hvilket kan tyde på en "utvannings" effekt ved behandling av betongen (ved knusing).

6.2.5 Jordprøver

Det ble ikke funnet PCB i noen av de 6 jordprøvene.

6.2.6 Mur ved fugemasse

Dokken AS tok i tillegg 4 prøver av mur ved fuge, og 1 av betong ved vinduskarm for å undersøke evt. spredning av PCB fra høykontaminert materiale (Frogner, 2011).

Tabell 6.12: Analyse av mur ved fuge samt vinduskarm (mg/kg)^a

Prøvebeskrivelse	\sum PCB ₇ (mg/kg)
1 Vinduskarm	<0.01
2 mur v/fuge	0.215
3 mur v/fuge	1.41
5 mur v/fuge	1.17
6 mur v/fuge	0.144

Som observert i tabell 6.12 ble det funnet relativt høye konsentrasjoner av PCB i mur ved fuge, hvilket kan tyde på en smitteeffekt fra fugemassen. Det foreligger ingen kjente analyser av fugene ved prøvepunktene.

DISKUSJON

7.1 Estimat over total mengde PCB i byggene fra St. Olavs

Ved beregning av estimat over total mengde PCB i byggene fra St. Olavs ble det kun fokusert på resultatene fra knuseprosessen med sikteåpning på 10 mm (tabell 6.5-6.7), da dette representerer den faktiske behandlingen betongmassene har vært utsatt for. I tillegg ble deteksjonsgrensen senket (fra <0.01 til <0.003) i forbindelse med disse analysene for å oppnå et bedre analyseresultat.

Basert på mengde masse kjent å foreligge grov og finfraksjon etter behandling av betongen (seksjon 5.1.1) kan følgende estimat (tabell 7.1) gjøres utifra datamaterialet presentert i tabell 6.8.

Mengde PCB (g) som følge av konsentrasjonene i tabell 6.8 finnes ved å multiplisere konsentrasjonene funnet med mengde betong rapportert å foreligge i finfraksjon (0-10 mm) etter behandling på heggstadmoen.

- Maksimumstimat basert på konsentrasjon i B-fraksjon vist i tabell 6.5: $0.047 \text{ mg/kg} \cdot 6000 \text{ tonn} = 282 \text{ gram}$
- Minimumsestimat basert på konsentrasjon i A og B fraksjon (tabell 6.5, hvor masse antatt å foreligge i B-fraksjon er 45%): $(6000 \text{ tonn} \cdot 0.45) \cdot 0.047 \text{ mg/kg} + (6000 \text{ tonn} \cdot 0.55) \cdot 0.015 \text{ mg/kg} = 176.4 \text{ g}$
- Middelestimat funnet ved å anvende gjennomsnittet fra tabell 6.6 for ufraksjonerte analyser av finfraksjoner fra Heggstadmoen: $6000 \text{ tonn} \cdot 0.035 \text{ mg/kg} = 210 \text{ g}$

Hvilket oppsummert gir følgende tre forskjellige (176.4 g, 210 g, 282 g) estimat på mengden PCB i finfraksjon på Heggstadmoen.

Tilsvarende operasjoner gjøres for å estimere mengde PCB i grovfraksjonen fra Heggstadmoen

- Maksimumsestimat basert på gjennomsnittskonsentrasjon funnet i B-fraksjonen fra grovfraksjonen (tabell 6.7 på Heggstadmoen: $15832\text{-}6000 \text{ tonn} = 9832 \text{ tonn} \Rightarrow 9832 \text{ tonn} \cdot 0.015 \text{ mg/kg} = 147.48 \text{ g}$)
- Minimumsestimat finnes videre ved å anvende gjennomsnittskonsentrasjonen for hele fraksjonen (G3 i tabell 6.7): $9838 \text{ tonn} \cdot 0.0033 \text{ mg/kg} = 32.45 \text{ g}$
- Mediumsestimat finnes ved å ta gjennomsnittet av de to foregående verdiene: $(147.48 \text{ mg/kg} + 32.45 \text{ mg/kg})/2 = 89.96 \text{ mg/kg}$

Ved så å summere estimatene funnet ovenfor (mengde PCB i grovfraksjon + mengde PCB i finfraksjon) etter klassifisering i lav-, middel-, og maksimums estimat finnes verdiene for total mengde presentert i tabell 7.1. Prosentvis oppkonsentrering i finfraksjon ble funnet basert på estimatene for finfraksjon gitt ovenfor, sett i forhold til total mengde PCB funnet (summert innenfor kategoriene lav, medium og maksimum).

Tabell 7.1: Estimert mengde PCB i byggene (g) samt oppkonsentrering(%) i finfraksjon

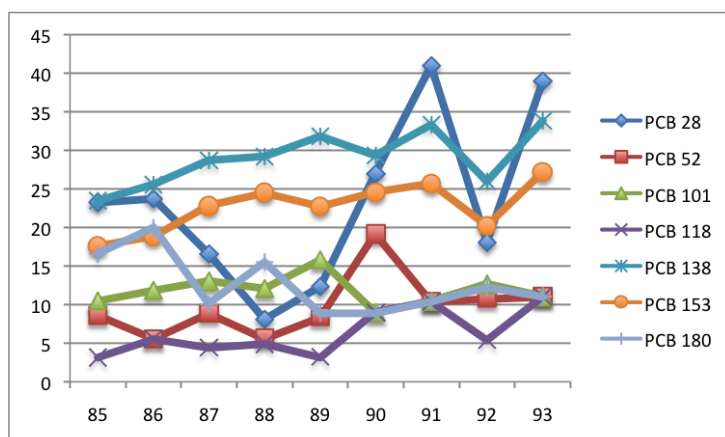
	Minimums estimat	Middelestimat	Maks
Mengde \sum PCB ₇ (g)	208.85	299.96	429.48
Oppkonsentrering i finfraksjon (%)	84.46	70.01	65.66

Som vist i tabell 7.1 varierer estimatet fra omlag 209 g til 429 g totalt innhold PCB i byggene fra St. Olavs

7.1.1 Antatt mengde PCB

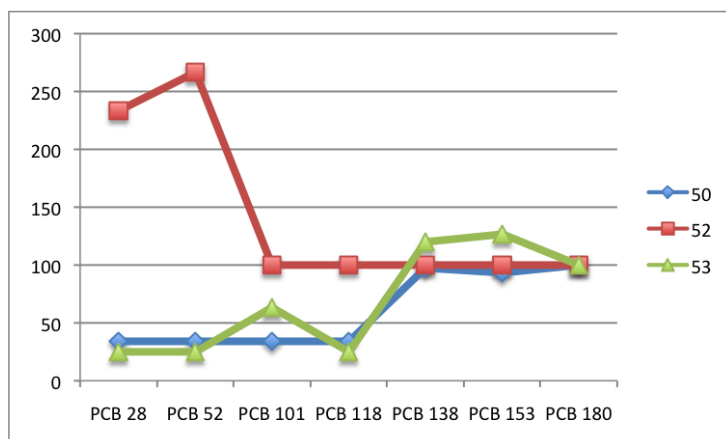
En sammenligning av estimatene utarbeidet på reelle konsentrasjoner funnet (tabell 7.1 med estimat av total mengde PCB presentert i seksjon 5.4.4 (tabell 5.10) anvendes som grunnlag for å velge ut en verdi.

Estimatene presentert i seksjon 5.4.4 baserer seg på tre to scenarier; E1 som antar at PCB stort sett foreligger i laget med maling og puss, og at eventuell konsentrasjon funnet i den bakenforliggende betongen kommer som et resultat av en "smitteeffekt" av dette laget (f.eks. ved vandring av kontaminerte malingspartikler videre innover i betongen). Det andre scenarioet (E2) antar at kontamineringen kan ses på som fordelt i alle materialfraksjonene og gjennomsnittet fra alle prøvene vil utgjøre et representativt anslag på konsentrasjonen i massene. Ved beregning av PCB i behandlet betong anvendes samme forutsetning, men på bakgrunn av at det antas at behandlingen "homogeniserer" massene. En kongeneranalyse av prøvene (figure 7.1) viser at det ikke lenger foreligger noen klare kongenermønstre, eller i noe særlig grad noen sammenfallende mønstre som vil kunne bekrefte antagelsen om homogenisering



Figur 7.1: Kongeneranalyse av prøver fra tabell 6.6

Fra undersøkelsen til Andersson et al. (2009b) St. Olavs ble det imidlertid funnet relativt tydelige kongenermønstre som følge av at massene ikke var homogenisert. Interessant nok viste dataanalysene fra denne studien (tabell 5.6 at betongen hadde en relativt høyere konsentrasjon PCB enn puss og maling, med en faktor på omlag 4.5. Gitt dette tilfellet vil det være nærliggende å anta at PCB som foreligger i denne betongen vil vise et karakteristisk kongenermønster og siden konsentrasjonene ble påvist å være så mye høyere enn i puss og maling vil det videre kunne antas at dette ble ”bevart” etter knusing, da dette uansett foreligger betongen som utgjør den største andelen av riveavfallet sett i forhold til puss og maling. Det ble ikke funnet noe karakteristisk mønster i kongener analysen for finfraksjonen (fig 7.1). For de tre ”positive” prøvene funnet i tabell 6.7 ble følgende kongener analyse observert (figur 7.2)



Figur 7.2: Kongeneranalyse av prøver fra tabell 6.7

I figur 7.2 fremkommer det ikke noe klart mønster, hvilket hadde vært å forvente hvis kontamineringen primært stammet fra betongen og ikke maling og puss fra byggene på St. Olavs.

Av denne grunn antas scenario E1 (beskrevet i seksjon 5.4.2) som mest sannsynlig tilfelle. Sammenligning av estimater funnet for totalt PCB innhold i massene fra St. Olavs 7.1 vil av denne grunn bli sett opp mot estimatene for verdiene anslått for scenario E1 (tabell 5.10).

Scenario E1 beskrev tre forskjellige mengde-estimat som en konsekvens av tykkelse på ”kontaminert” lag. Disse var hhv. 214, 641 og 1253 gram $\sum\text{PCB}_7$, for kontaminert lag med en tykkelse på hhv 0.5, 1.5 cm og 2.9 cm. Den mest nærliggende verdien fra tabel 7.1 vil da være 209 g (laveste estimat).

Det nevnes at analyseresultatene fra (Andersson et al., 2009b) tilsier at PCB-kontamineringen strekker seg langt inn i bygningen. Dette er imidlertid ikke helt selvsagt, da kilden fortsatt kan være maling og puss. PVA mørtler tilsatt PCB har bla blitt anvendt som puss og avretningsmasse og vil av denne grunn kunne ha kontaminert bakenforliggende betong (seksjon 4.5.1).

Dette estimatet er imidlertid basert på laveste estimat for PCB-konsentrasjon i både grov og finfraksjon i behandlet betong fra Heggstadmoen. Da det kun ble påvist PCB i den minste fraksjonen (B) fra prøvene av grovfraksjon (>10 mm) av behandlet betong på Heggstadmoen anses dette som å være et relativt sikkert anslag. Disse konsentrasjonene har i så måte blitt anvendt for å beskrive hele denne fraksjonen. Dette anses som relativt sikkert mhp. underestimering i følge hypotesen om at PCB konsentrasjonen oppkonsentreres som en funksjon av minskende fraksjonsstørrelse.

Usikkerheten med det laveste anslaget er imidlertid at det ikke foreligger noen gode estimat på

massefordelingen av kornstørrelse innenfor fraksjonen <10 mm. En sikteanalyse har desverre ikke vært mulig å oppdrive. Av denne grunn antas massefordelingen på grunnlag av grove innveinger i forbindelse med sikting utført før prøvene ble sendt inn til analyse.

Av denne grunn vil middelestimatet for mengde PCB i finfraksjonen være et sikrere valg, da dette i større grad er basert på faktiske målinger. Middelestimatet for mengde PCB i finkonsentrasjonen var på 210 g PCB basert på en snittkonsentrasjon på 0.035 mg/kg (fra tabell 6.6). Det er også notert at samme konsentrasjon ble funnet i prøve nr 26, tatt direkte fra knusingen av de første 300 tonnene med en fraksjonsstørrelse på 0-20 mm. Dette kan være en tilfældighet, men likheten er uansett slående.

Det høyeste estimatet for mengde PCB i finfraksjonen baserer seg på en antagelse om at konsentrasjonen funnet i de nederste 0-2 mm av finfraksjonen er representativt for hele fraksjonen. Dette anses som relativt lite sannsynlig, og denne verdien kan mest sannsynlig avskrives.

I tabell 7.1 er antagelsen om 210 g i finfraksjonen koblet opp mot et middelestimat for konsentrasjonen i grovfraksjonen fra behandlet betong på Heggstadmoen. Middelestimatet for konsentrasjonen i grovfraksjonen er igjen basert på en snittverdi mellom et høyt estimat og det lave estimatet for mengde PCB i grovfraksjonen.

Maksimumsestimatet for denne fraksjonen er basert på gjennomsnittskonsentrasjonen til de tre "positive" prøvene, som så er antatt å gjelde hele fraksjonen. Dette strider imidlertid mot antagelsen gjort ovenfor om en homogenisering av massene, og vil av denne grunn anses som lite sannsynlig. Det bemerkes videre at en større "homogenisering" nok forekommer for finfraksjonen (<10 mm) da disse er lettere å "blande" mekanisk, men samme effekt vil også forekomme for betongbiter >10 mm. Derfor vil dette middelestimatet (for mengde PCB i grovfraksjonen) i denne sammenheng avskrives, på samme måte som det høyeste anslaget.

Dette fører til følgende "nye" estimater (tabell 7.2) for total-mengde PCB basert på målingene fra ferdig behandlet betong fra Heggstadmoen, hvor kun det minimumsestimatet for mengde PCB i grovfraksjonen benyttes koblet opp mot minimum og middelestimatet for mengde PCB i finfraksjonen fra Heggstadmoen.

Tabell 7.2: "Nye" estimater over mengde $\sum\text{PCB}_7$ i byggene fra St. Olavs

	Minimumsestimat	Middelestimat
Mengde $\sum\text{PCB}_7$ (g)	208.85	242.45
Oppkonsentrering i finfraksjon (%)	84.46	86.62

Forskjellene mellom disse estimatene (tabell 7.2) er betraktelig lavere enn de opprinnelige estimatene 7.1. Valget av antatt mengde PCB i byggene revet fra St. Olavs blir da et spørsmål om usikkerheten ved anslagene. Enkelt er minimums-estimatet basert på flere antagelser enn middelestimatet, hvilket også gir en større usikkerhet rundt dette.

Mengden $\sum\text{PCB}_7$ i byggene fra St. Olavs antas å være 242.45 gram.

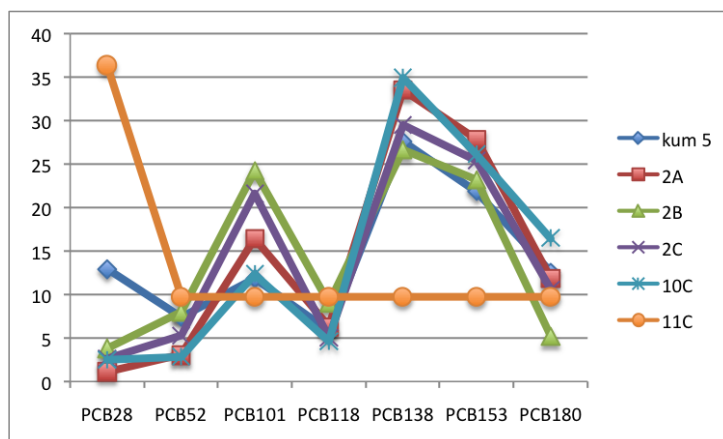
Det følger også av dette at 86.63% av den totale mengden foreligger i finfraksjonen. Dette er en betraktelig høyere prosentandel enn den opprinnelig foreslått av DOKKEN AS (seksjon 5.1.1), på 40%. Da betongen allerede før den ble sendt inn til behandling var "tygd" i forbindelse med fjerning av armeringsjern vil den strukturelle integriteten til betongen være svekket med den konsekvens at den lettere knuses (se seksjon 4.10). Hvilket vil kunne være med på å forklare denne effekten. Antas samme omregningsfakter anvendt av (Frogner og Mengshoel, 2010) (faktor på 3) for omregning til total PCB vil mengden $\sum\text{PCB}_7$ tilsvare 727 gram total PCB.

Denne konklusjonen legger også føringer for måte å beregne mengde PCB i betongbygg på. I dette tilfelle ga en tilnærming hvor det ble antatt at kontaminasjonen hovedsakelig forelå i maling og puss laget en betraktelig bedre tilnærming til den observerte verdien sett i forhold til en tilnærming hvor et antatt representativt gjennomsnitt ble brukt (scenario E2). Dette vil videre kunne ha konsekvenser for prøvetakning av betongbygg av samme art som de revet på St. Olavs.

7.2 Gjennomgang av andre analyseresultater

7.2.1 Sandfangsanalyser

Spredning av miljøgifter i urbane miljø kan kartlegges ved hjelp av sandfangsprøver (seksjon 4.6) I dette tilfelle ble denne metodikken anvendt for å undersøke spredning av PCB som følge av riveprosessen på St. Olavs. Det ble påvist PCB i samme kum (kum 5) to ganger over en tidsperiode på ca et halvt år. Den aktuelle kummen ble prøvetatt på 3 forskjellige tidspunkt, mens de fleste andre ble kun prøvetatt på to forskjellige tidspunkter. Første prøvetakning påviste en konsentrasjon på 0.0837 mg/kg som i denne sammenheng anses som relativt høyt, sett i forhold til konsentrasjonen i byggene generellt. I April ble det funnet PCB i vannet i denne kummen, men ikke i slamm. PCB i vannet antas å foreligge som partikkulært materiale, evt bundet til organiske materialer. I slike tilfeller vil PCB kunne spres videre fra hver enkelt kum, og f.eks. ut i havnebaseng. Følgende kongenersammenligning ble utført i forbindelse med konsentrasjonen.



Figur 7.3: Kongeneranalyse av prøver fra St. Olavs: finstoff, fra betong og fra sandfang

Av figur 7.3 kommer det klart frem at prøven med påvist PCB (november/desember) stammer fra St. Olavs. Prøve 11C er observert som atypisk. Dette er imidlertid en finstoffprøve tatt direkte fra byggeplassen som innebærer at prøven ikke lenger nødvendigvis vil stamme fra en kilde. Kongenerfordelingen er tidligere identifisert som Clophen A60 5.4.

Oppsummert har det forekommet spredning av PCB fra byggeplassen til nærliggende sandfang.

7.2.2 Betongprøvene fra St. Olavs

Det ble kun påvist PCB i prøve 2 samt de to blandprøvene av finstoff fra byggeplassen (prøvenummer 10 og 11, se tabell 6.3). Konsentrasjonen for prøve 2 var relativt høy, men

prøven kommer også fra bygget hvor PCB-konsentrasjonen var høyest (bygg 7). Videre viser kongeneranalysen (figur 7.3) en sammenheng mellom prøve 2 og 10, hvilket tyder på at de kommer fra samme kilde (eller tekniske blanding). Prøvene 10 og 11 er spesielle i så måte at de er tatt direkte fra finstoffet på anleggsplassen. Samme oppkonsentrering av PCB postulert i hypotesen vil også muligens kunne intrefte ved riving og påfølgende ”tygging” av betongen på anleggssplassen. Av denne grunn vil dette kunne føre til en høyere utlekkingsfare evt. kontaminasjon av jorden på anleggsplassen sett i forhold til bygget generelle PCB-konsentrasjon. På ett tidspunkt i mastergradsarbeidet, etter analysen av finfraksjonen av de første 300 tonnene knust på Heggstadmoen (fraksjon 0-20, se tabell 6.4) hvor det ”enda” ikke var funnet PCB i betongprøvene, ble det antatt at en mulig forklaring på dette kunne være evt. PCB som forelå i byggene hadde ”blitt værende igjen” på anleggsplassen på grunnlag av denne effekten. Det er fortsatt en mulighet at noe av PCB har blitt igjen, men ved overføring av betong til trailere for frakt til Heggstadmoen blir også en del av det øverste jordlaget med. Altså anses denne muligheten nå som liten.

7.2.3 Mur ved fugemasse

Det fremkommer relativt klart av analysene av mur ved fugemasser at en ”smitte” eller kontaminering av omkringliggende materiale fra fugemasser har forekommet. Da det ikke foreligger noe informasjon om fugemassens opprinnelige konsentrasjon er det vanskelig å estimere i hvilken grad dette har forekommet. Denne effekten er forventet, og kjent forekommet (seksjon 4.5.1).

7.2.4 Tungmetallanalyser

Tungmetallanalysene (seksjon 6.2.4) viste at enkelte prøver hadde ekstremt høye verdier av tungmetaller. Normverdiene for forurenset grunn (seksjon 4.7). Denne problematikken er også kjent (seksjon 4.9.4). Det observeres videre at det ikke ble funnet noen alarmerende tungmetallkonsentrasjoner for blandprøvene sendt inn til analyse, hvilket kan tyde på analyse vha. XRF er å foretrekke for å oppdage lokalt høye konsentrasjoner

7.2.5 Prosjektet i en nasjonal skala

Undertegnede har opplevd stor interesse for dette prosjektet fra både bygnæringen så vel som KLIF. KLIF arbeider også for tiden med en ny veileder i forbindelse med lavkontaminert betong, med vekt på mulighetene for gjenvinning av betong lavkontaminert med PCB (?). Prosjektet har tjent som et eksempel på sanering av store mengder betong lavkontaminert med PCB.

7.2.6 Fare med tanke på støv

På ett tidspunkt ble det uttrykt bekymring over PCB-konsentrasjon i støv fra betonghaugen (spesielt fra finfraksjonen) rundt oppbevaringsstedet på Heggstadmoen. Et notat anngående dette ble tilsendt DOKKEN AS (vedlegg A.7). Konklusjonen ble at dette ikke var noen reel fare

Tabell 7.3: Total massebalanse fra et globalt perspektiv til St. Olavs

	Mengde i tonn	Prosentandel
PCB produsert	1325810	100
PCB anvendt Norge	1358.9	1.02E-01
PCB i betongtilsatser og maling i Norge	165	1.24E-02
PCB i bygg fra St. Olavs	0.00072735	5.49E-08

7.2.7 Total massebalanse

Som en liten kuriositet presenteres følgende oversikt over mengde PCB fra et globalt nivå til St. Olavs prosjektet (tabell 7.3)

7.3 Konklusjon og videre arbeid

Resultatene fra denne undersøkelsen bekrefter hypotesen om at knusing av betong vil gi en oppkonsentrering av PCB i en finfraksjon. I forbindelse med dette ble det også sett på forskjellige metoder for beregning av totalt PCB innhold i bygg, og konkludert med at en beregningsmodell hvor det antas at betongen foreligger primært i maling/puss ga best resultater. Denne metoden må imidlertid kvalitetssjekkes i forhold til andre kartleggingsprosjekter før det kan fremgå som en generell anbefaling.

Når det gjelder tendensen til oppkonsentrasjon av PCB i en finfraksjon ved knusing av betongen (vha en mølleknuse) vil dette kunne være en mulig løsning for sanering av store mengder betongavfall lavkontaminert med PCB, mhp. en mulig gjenvinning av en grovfraksjon. Dette er det også interesse for hos KLIF, og et standardisert opplegg rundt dette vil være noe byggebransjen kunne ha "tjent" på mhp. sanering og gjenvinning.

Søkelyset videre vil altså være å standardisere metoden for knusing av betong, slik at det ikke vil være nødvendig med store omfattende analyser av dette hvis en slik metode benyttes. En standardisering mhp kalkulering av total mengde PCB i bygg vil også være viktig i forhold til dette.

Referanser

- Ahlborg, U., A. Hanberg, og K. Kenne (1992). *Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs)*. Nordic Council of Ministers.
- Amap (2003). Amap assessment 2002: Human health in the artic. oslo: Artic monitoring and assessment programme.
- AMAP (2011). Artic pollution 2011. AMAP Secretariat, P.O. Box 81++ Dep, N-0032 Oslo, Norway.
- Amlo, S. og K. Bakke (2010). Kartlegging av nyere fraksjoner av farlig avfall i bygg. Rapport TA-2613, KLIF.
- Anderson, P. og R. Hites (1996). Oh radical reactions: The major removal pathway for polychlorinated biphenyls from the atmosphere. *Environmental science & technology* 30(5), 1756–1763.
- Andersson, M., R. Ottesen, og T. Volden (2004). Building materials as a source of pcb pollution in bergen, norway. *Science of the total environment* 325(1-3), 139–144.
- Andersson, M., T. Volden, og M. Jartun (2005). Pcb i asfalt i trondheim. Rapport 045, NGU.
- Andersson, M., T. Volden, og R. T. Ottesen (2009a). Kartlegging av pcb i bygg som skal rives ved st olavs hospital, trondheim. Rapport 2009.019, NGU.
- Andersson, M., T. Volden, og R. T. Ottesen (2009b). Kartlegging av pcb i bygg som skal rives ved st olavs hospital, trondheim. Rapport 19, NGU.
- Arm, M. (2003). *Mechanical Properties of Residues as Unbound Road Materials – Experimental tests on MSWI bottom ash, crushed concrete and blast furnace slag*. Ph. D. thesis, Kungliga Tekniska Högskolan.
- AS, H. C. (2010). Lavkontaminert avfall. Miljøgiftsutvalget <http://www.miljogift.no/Portals/0/Sluttrapport%20-%20Lavkontaminert%20avfall.pdf> (åpnet 03.06.2011).
- ATSDR (1997). *Toxicological Profile for Polychlorinated Biphenyls (Update)*. U.S. Department of health and human services.
- Aurstad, J. (2006). Teknologirapport nr. 2437 gjenbruksprosjektet prosjektrapport nr 15: Finstoff i gjenbruksbetong. http://www.vegvesen.no/_attachment/109121/binary/187991 (åpnet 06.06.2011).
- Ballschmiter, K. og M. Zell (1980). Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry* 302(1), 20–31.
- Bechmann, P., M. Berg, H. Braaten, A. Dahl, T. Denanger, P. Hagelund, Y. Hetlevik, A. Hoston, L. Høydal, A. Haakseth, G. Milli, K. Opland, J. Simense, K. Sveinhaus, og T. Svendsen (2009). Kartlegging og identifisering av forurensningskilder i nidelva nedre løp og i nyhavna i trondheim. Rapport 012, NGU.
- Bipro (2006). Identification, assessment and prioritisation of eu measures to reduce releases of unintentionally produced/released persistent organic pollutants. Rapport, European Commission, Brussels.
- Bjerregaard, P. (2005). *Økotoksikologi* (1 ed.). Gyldendal København.
- Bjerregaard, P. og T. Young (1998). *The circumpolar Inuit: health of a population in transition*. Wiley-Blackwell.
- Bjørnstad, S. L. (1996). Pcb i norge - forekomst og forslag til tiltak. *SFT rapport* (08).
- Brevik, K. (2002). Production of pcb. <http://www.nilu.no/projects/globalpcb/> åpnet

- 2011.04.26.
- Breivik, K., R. Alcock, Y. Li, R. Bailey, H. Fiedler, og J. Pacyna (2004). Primary sources of selected pops: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution* 128(1-2), 3–16.
- Breivik, K., A. Sweetman, J. Pacyna, og K. Jones (2002a). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—a mass balance approach:: 1. Global production and consumption. *The Science of the total Environment* 290(1-3), 181–198.
- Breivik, K., A. Sweetman, J. Pacyna, og K. Jones (2002b). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—a mass balance approach:: 2. Emissions. *The Science of the total Environment* 290(1-3), 199–224.
- Breivik, K., A. Sweetman, J. Pacyna, og K. Jones (2007). Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners—A mass balance approach:: 3. An update. *Science of the total environment* 377(2-3), 296–307.
- Brown, J., G. Frame, D. Olson, og J. Webb (1995). The sources of the coplanar pcbs. *Organohalogen Compound* 26, 427–430.
- Burkow, I. og R. Kallenborn (2000). Sources and transport of persistent pollutants to the arctic. *Toxicology letters* 112, 87–92.
- Carpenter, D. (2006). Polychlorinated biphenyls (pcbs): routes of exposure and effects on human health. *Reviews on environmental health* 21(1), 1–23.
- Commission, O. (2010). Quality status report 2010 polychlorinated biphenyls. http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00395_supplements/p00395_supp_08_PCBs.pdf (hentet 01.06.2011).
- Cousins, I. og K. Jones (1998). Air-soil exchange of semi-volatile organic compounds (socs) in the uk. *Environmental Pollution* 102(1), 105–118.
- Dalla Valle, M., E. Jurado, J. Dachs, A. Sweetman, og K. Jones (2005). The maximum reservoir capacity of soils for persistent organic pollutants: implications for global cycling. *Environmental Pollution* 134(1), 153–164.
- de Leer, E. W., R. J. Lexmond, og M. A. de Zeeuw (1989). "de novo" - synthesis of chlorinated biphenyls, dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins in the fly ash catalyzed reaction of toluene with hydrochloric acid. *Chemosphere* 19(8), 1141–1152.
- Dong, S., J. Wu, G. Liu, B. Zhang, og M. Zheng (2011). Unintentionally produced dioxin-like polychlorinated biphenyls during cooking. *Food Control*.
- Durfee, R., G. Contos, F. Whitmore, J. Barden, og E. Hackman (1976). PCBs in the United States Industrial Use and Environmental Distribution. Rapport EPA 560/6-76-005 (NTIS No. PB-252 12), US Environmental Protection Agency (EPA).
- Egede-Nissen, C., D. Einarsdotir, S. Haug, G. Hovde, K. Nauste, og J. Skårn (2008). Kartlegging og identifisering av aktive forurensningskilder til havnebasenget i trondheim. Rapport 009, NGU.
- Elo, O., P. Vuojolahti, H. Janhunen, og J. Rantanen (1985). Recent pcb accidents in finland. *Environmental Health Perspectives* 60, 315.
- Engelsen, C. J., E. A. Hansen, og H. Hansesveen (2002). Miljøpåvirkning ved bruk av resirkulert tilslag. Rapport 03, Byggforsk.
- Environment og F. A. of Iceland (2007). National implementation plan for the stockholm convention on persistent organic pollutants iceland. www.pops.int/documents/implementation/nips (hentet 31.05.2011).
- Erickson, M. (2001). Introduction: Pcb properties, uses, occurrence, and regulatory history. *PCBS: Recent Advances in Environmental Toxicology and Health Effects* (Robertson LW, Hansen LG, eds). Lexington, KY: University Press of Kentucky, xi–xxx, xi–xxx.
- Erickson, M. og R. Kaley (2011). Applications of polychlorinated biphenyls. *Environmental Science and Pollution Research* 18, 135–151.
- Erickson, M. D. (1986). *Analytical Chemistry of PCBs*. Butterworth Publishers.

- Espourteille, F. A., E. R. Altwicker, og S. Talbot (1996). Polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzo-p-dioxins/furans: Observations from incineration and laboratory studies. *Organohalogen Compounds* 27, 133–138.
- Ettala, M., P. Rahkonen, E. Rossi, J. Mangs, og O. Keski-Rahkonen (1996). Landfill fires in finland. *Waste Management & Research* 14(4), 377.
- EU (2011). Disposal of polychlorinated biphenyls (pcbs) and polychlorinated terphenyls (pcts). Disposal of polychlorinated biphenyls (PCBs) and polychlorinated terphenyls (PCTs) (åpnet 04.06.2011).
- Faengmark, I., B. van Bavel, S. Marklund, B. Stroemberg, N. Berge, og C. Rappe (1993). Influence of combustion parameters on the formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, benzenes, and biphenyls and polyaromatic hydrocarbons in a pilot incinerator. *Environmental science & technology* 27(8), 1602–1610.
- Faroon, M. O., L. S. Keith, C. Smith-Simon, og C. T. De Rosa (2003). Polichorinated biphenyls: Human health aspects. Rapport CICAD 55, World Health Organization.
- Farrar, N., K. Smith, R. Lee, G. Thomas, A. Sweetman, og K. Jones (2004). Atmospheric emissions of polybrominated diphenyl ethers and other persistent organic pollutants during a major anthropogenic combustion event. *Environmental science & technology* 38(6), 1681–1685.
- fire administration, U. (2001). Landfill fires. *Topical fire research series* 18(1), 5.
- Fitzgerald, E., S. Hwang, G. Lambert, M. Gomez, og A. Tarbell (2005). Pcb exposure and in vivo cyp1a2 activity among native americans. *Environmental health perspectives* 113(3), 272.
- Folkehelseinstituttet (2003). Pcb målt i inneluft i boliger. http://www.fhi.no/eway/default.aspx?pid=233&trg=MainLeft_5669&MainLeft_5669=5544:27601::0:5667:2:::0:0 (åpnet 02.06.2011).
- Frogner, T. (2011). Personlig kommunikasjon med Tore Frogner, Dokken AS.
- Frogner, T. og P. O. Mengshoel (2010). Gjenbruk av betong: Faglige bakgrunn for søknad om behandling og gjenbruk av betong fra riveprosjektet ved st olavs hospital i trondheim. Dokken AS.
- Giesy, J. og K. Kannan (1998). Dioxin-like and non-dioxin-like toxic effects of polychlorinated biphenyls (pcbs): implications for risk assessment. *CRC Critical Reviews in Toxicology* 28(6), 511–569.
- Gioia, R., E. Steinnes, G. Thomas, S. Meijer, og K. Jones (2006). Persistent organic pollutants in european background air: derivation of temporal and latitudinal trends. *J. Environ. Monit.* 8(7), 700–710.
- Harrad, S., A. Sewart, R. Alcock, R. Boumphrey, V. Burnett, R. Duarte-Davidson, C. Halsall, G. Sanders, K. Waterhouse, S. Wild, et al. (1994). Polychlorinated biphenyls (pcbs) in the british environment: sinks, sources and temporal trends. *Environmental Pollution* 85(2), 131–146.
- Haugen, A. (2010). Historien om st. olavs hospital. <http://www.stolav.no/no/0m-oss/Historikk/> (åpnet 07.06.2011).
- Haugland, T. og R. T. Ottesen (2003). Trygg disponering av rive- og anleggsmasser. Rapport TA1932, SFT.
- Hellman, S. og J. Puhakka (2001). Polychlorinated biphenyl (pcb) contamination of apartment building and its surroundings by construction block sealants. *SPECIAL PAPER-GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND*, 123–128.
- Helsebygg (2011). Helsebygg midt-norge. <http://helsebygg.no/> (åpnet 06.06.2011=).
- Helsinki Convention Secretariate (2011). Helsinki convention. <http://www.helcom.fi/> (åpnet 01.06.2011).
- Henry, T. og M. DeVito (2003). *Non-dioxin-like PCBs: effects and consideration in ecological risk assessment*. Ecological Risk Assessment Support Center, Office of Research and

- Development, US Environmental Protection Agency.
- Herrick, R., D. Lefkowitz, og G. Weymouth (2007). Soil contamination from pcb-containing buildings. *Environmental health perspectives* 115(2), 173.
- Hu, D. og K. C. Hornbuckle (2010). Inadvertent polychlorinated biphenyls in commercial paint pigments. *Environmental Science Technology* 44(8), 2822–2827. PMID: 19957996.
- Inspectorate, S. C. (2006). National implementation plan for the stockholm convention on persistent organic pollutants for sweden. Rapport 4.
- IPCS (1993). Polychlorinated biphenyls and terphenyls, 2nd ed. geneva, world health organization, international programme on chemical safety (environmental health criteria 140; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc140.htm>).
- Jartun, M., O. A. Eggen, T. Volden, og R. T. Ottesen (2008). Nasjonalt estimat på problemomfang og mengdeberegning for pcb i stående bygningsmasse i norge. Rapport 080, NGU.
- Jartun, M., R. Ottesen, E. Steinnes, og T. Volden (2008). Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the total environment* 396(2-3), 147–163.
- Jartun, M., R. Ottesen, E. Steinnes, og T. Volden (2009). Painted surfaces-important sources of polychlorinated biphenyls (pcbs) contamination to the urban and marine environment. *Environmental Pollution* 157(1), 295–302.
- Jartun, M., R. T. Ottesen, og T. Volden (2005). Spredning av miljøgifter fra tette flater i bergen. Rapport 051, NGU.
- Jenkins, R. L., R. McCullough, og C. F. Booth (1930). Syntheses in the diphenyl series. *Industrial and Engineering Chemistry* 22, 31–34.
- Jensen, A. A., O. Schleicher, S. Walter, N. Trap, og F. Zeuthen (2009). Forundersøgelse: Forekomst af pcb i en- og tofamiliehuse. Rapport til Erhvervs- og byggestyrelsen, miljøstyrelsen og arbejdstilsynet.
- Jensen, M. B. (2011). Følg raketten live Å» journalisten er på bornholm og livedebatten er i gang. spørg scientariet Å» springer forlygterne oftere på nye biler? elektronikbranchen.dk Å» ingeniøren samler den danske elektronikbranche på ny portal for elektronikprofessionelle udskriv del på facebook send til ven kommentarer (1) dansk byggeri: Uforståeligt at pcb-handlingsplan syltes. <http://ing.dk/artikel/118728-dansk-byggeri-uforstaeligt-at-pcb-handlingsplan-syltes> (magasinet Ingeiøren, åpnet 05.06.2011).
- Jensen, S. (1972). The PCB story. *Ambio* 1(4), 123–131.
- Jones, K. og P. De Voogt (1999). Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution* 100(1-3), 209–221.
- Katami, T., A. Yasuhara, T. Okuda, og T. Shibamoto (2002). Formation of pcdds, pcdfs, and coplanar pcbs from polyvinyl chloride during combustion in an incinerator. *Environmental science & technology* 36(6), 1320–1324.
- Kim, K., Y. Hirai, M. Kato, K. Urano, og S. Masunaga (2004). Detailed PCB congener patterns in incinerator flue gas and commercial PCB formulations (Kanechlor). *Chemosphere* 55(4), 539–553.
- Klif (2009). Revidert handlingsplan for reduserte utslipp av pcb 2009-2012.
- KLIF, M. (2006). Norsk implementeringsplan for stockholm-konvensjonen om persistente organiske miljøgifter (pops).
- KLIF-nettside (2011, 06). Veileder for kommuner. avfallsforskriften kapittel 15 om byggavfall. http://www.klif.no/miljoreferanse___42107.aspx).
- KLIF, NHP (2009). Identifisering av pcb i norske bygg (pcb-veileder). Nasjonal handlingsplan for bygg- og anleggsavfall (NHP).
- Kocan, A., J. Petřík, J. Chovancová, L. Neubauerova, og M. Bezacinski (1991). Pcd, pcdf and pcb levels in stack emissions from czecho-slovak waste burning facilities. *Chemosphere* 23(8-

- 10), 1473–1480.
- Konieczny, R. M. og L. Mouland (1997). Tolkning av pcb-profiler og beregning av totalt pcb-innhold i marine sedimenter. Rapport 33, SFT.
- Kucklick, J., W. Struntz, P. Becker, G. York, T. O'Hara, og J. Bohonowych (2002). Persistent organochlorine pollutants in ringed seals and polar bears collected from northern Alaska* 1. *The Science of the total environment* 287(1-2), 45–59.
- Lemieux, P. (2002). Emissions of organic air toxics from open burning. *Washington, DC, United States Environmental Protection Agency* 62, 1–32.
- Lemieux, P., C. Lutes, J. Abbott, og K. Aldous (2000). Emissions of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from the open burning of household waste in barrels. *Environmental science & technology* 34(3), 377–384.
- Lewis, R., B. Martin, D. Sgontz, og J. Howes Jr (1985). Measurement of fugitive atmospheric emissions of polychlorinated biphenyls from hazardous waste landfills. *Environmental science & technology* 19(10), 986–991.
- Lovdata (2011). Forurensingsloven kapittel 5, paragraf 27. <http://www.statkart.no/IPS/filestore/cd2003/lover/foruren.html#27> (åpnet 07.06.2011).
- Maag, J. og C. Lassen (2000). Pcb i apparater i danmark. Rapport 15, Miljøstyrelsen (Miljø- og Energiministeriet).
- Malin, A. og T. Volden (2003). Pcb i yttervegger i bygg tilhørende st olavs hospital, trondheim. Rapport 010, NGU.
- Mandalakis, M., H. Berresheim, og E. Stephanou (2003). Direct evidence for destruction of polychlorobiphenyls by oh radicals in the subtropical troposphere. *Environmental science & technology* 37(3), 542–547.
- McKinney, J. og P. Singh (1981). Structure-activity relationships in halogenated biphenyls: unifying hypothesis for structural specificity. *Chemico-Biological Interactions* 33(2-3), 271–283.
- Meijer, S., W. Ockenden, E. Steinnes, B. Corrigan, og K. Jones (2003). Spatial and temporal trends of pops in norwegian and uk background air: Implications for global cycling. *Environmental science & technology* 37(3), 454–461.
- Meijer, S., W. Ockenden, A. Sweetman, K. Breivik, J. Grimalt, og K. Jones (2003). Global distribution and budget of pcbs and hcb in background surface soils: implications for sources and environmental processes. *Environmental science & technology* 37(4), 667–672.
- Miljøministeriet (2009). Pcb findes fortsatt i visse ældre danske bygninger. http://www.mst.dk/Nyheder/Pressemeddelelser/2009/PCB_fundes_fortsat_i_visse_aeldre_danske_bygninger.htm (åpnet 04.06.2011).
- Miljøverndepartementet (2001-2002). Statsmelding nr. 12 (2001-2002) rent og rikt hav. Statsmelding.
- Miljøverndepartementet (2004-2005). Statsmelding nr. 21 (2004-2005) regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand.
- Miljøverndepartementet (2010-2011). Proposisjon 1s til stortinngtet (2010-2011) for budsjettåret 2011. Proposisjon til Stortinget.
- Mills Iii, S., D. Thal, og J. Barney (2007). A summary of the 209 PCB congeners nomenclature. *Chemosphere* 68(9), 1603–1612.
- Murphy, T., L. Formanski, B. Brownawell, og J. Meyer (1985). Polychlorinated biphenyl emissions to the atmosphere in the great lakes region. municipal landfills and incinerators. *Environmental science & technology* 19(10), 942–946.
- Naturvårdsverket (2005). Survey of sources of unintentionally produced substances. Rapport, Naturvårdsverket.
- NGU (2005). Pcb i betongfasader og i jorda rundt fasadene. *NGU-Fokus* (5).
- Nisbet, I. og A. Sarofim (1972). Rates and routes of transport of pcbs in the environment. *Environmental Health Perspectives* 1, 21.

- Nordisk Ministerråd (2007a). Pcb i bygg - ut av kretsløpet. Rapport 516, Norden.
- Nordisk Ministerråd (2007b). Pcbygg- og rivningsavfall i norden. Rapport 516, Norden.
- NORSAS (2011). Byggavfallskonferansen 2011 - har vi styring på byggavfallet? <http://www.kommunalteknikk.no/byggavfallskonferansen-2011-har-vi-styring-paa-byggavfallet.4848772-160163.html> (åpnet 03.02.2011).
- NOU (2009). Norges offentlige utredninger - globale miljøutfordringer - norsk politikk. Rapport 16, Finansdepartementet.
- NRC (1979). *Polychlorinated Biphenyls: A Report (National Research Council)*. National Academy Press.
- Nymoen, H. M. (2011). Personlig kommunikasjon med Cand. Med. Nymoen.
- Ockenden, W., K. Breivik, S. Meijer, E. Steinnes, A. Sweetman, og K. Jones (2003). The global re-cycling of persistent organic pollutants is strongly retarded by soils. *Environmental Pollution* 121(1), 75–80.
- Oehme, M., S. Mano, og A. Mikalsen (1987). Formation and presence of polyhalogenated and polycyclic compounds in the emissions of small and large scale municipal waste incinerators. *Chemosphere* 16(1), 143–153.
- Offenberg, J., S. Eisenreich, L. Chen, M. Cohen, G. Chee, C. Prophete, C. Weisel, og P. Liroy (2003). Persistent organic pollutants in the dusts that settled across lower manhattan after september 11, 2001. *Environmental science & technology* 37(3), 502–508.
- OSPAR (2011). Ospar commision. <http://www.ospar.org/> (åpnet 01.06.2011).
- Ottesen, R. T. (2011). Personlig kommunikasjon med Rolf Tore Ottesen ngu.
- Ottesen, R. T., H. Bjordal, T. I. Bratteteig, L. Bjørnen, O. A. Eggen, A. M. Gjesdal, K. Habbestad, R. Johannesen, Q. Lundkvist, Ø. I. Oppheim, B. Relling, E. B. Røed, V. Sandvik, S. Skotheim, og O. Soldal (2010). Pcb-holdige rivemasser ved riving av stående bygg i bergen. Rapport 23, NGU.
- Øygard, J., A. Måge, E. Gjengedal, og T. Svane (2005). Effect of an uncontrolled fire and the subsequent fire fight on the chemical composition of landfill leachate. *Waste management* 25(7), 712–718.
- Øyri, A. (2003). *Norsk medisinsk ordbok*, Volume 7 ed. Det Norske Samlaget.
- Paulsrud, L. E. og G. Flaamo (2011). Foredragene fra byggavfallskonferansen 2011. <http://www.norsas.no/Kurs-konferanse/Foredragene-fra-Byggavfalls-konferansen-2011/%28offset%29/10> (åpnet 03.06.2011).
- Penning, C. H. (1930). Physical characteristics and commercial possibilities of chlorinated diphenyl. *Industrial and Engineering Chemistry* 22, 1180–1182.
- Pereira, W., C. Rostad, H. Taylor, og J. Klein (1982). Characterization of organic contaminants in environmental samples associated with mount st. helens 1980 volcanic eruption. *Environmental Science & Technology* 16(7), 387–396.
- Persson, N., H. Pettersen, R. Ishaq, J. Axelman, C. Bandh, D. Broman, Y. Zebuhr, og T. Hammar (2005). Polychlorinated biphenyls in polysulfide sealants—occurrence and emission from a landfill station. *Environmental Pollution* 138(1), 18–27.
- Priha, E., S. Hellman, og J. Sorvari (2005). Pcb contamination from polysulphide sealants in residential areas—exposure and risk assessment. *Chemosphere* 59(4), 537–543.
- Rotterdam Convention Secretariat (1998). Rotterdam convention. <http://www.pic.int/> (åpnet 01.06.2011).
- Ruokojärvi, P., M. Aatamila, og J. Ruuskanen (2000). Toxic chlorinated and polyaromatic hydrocarbons in simulated house fires. *Chemosphere* 41(6), 825–828.
- Ruokojärvi, P., J. Ruuskanen, M. Ettala, P. Rahkonen, og J. Tarhanen (1995). Formation of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated organic compounds in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 31(8), 3899–3908.
- Sabata, S., A. Friesová, R. Rericha, og J. Hetflejš (1993). Limits to the use of koh/peg method

- for destruction of pcb liquids of czechoslovak production. *Chemosphere* 27(7), 1201 – 1210.
- Sand, O., Ø. V. Sjaastad, og E. Haug (2001). *Menneskets fysiologi*. Gyldendal Akademisk.
- SFT (2007). Avfallsforskriften kapittel 15 2356 avfallsforskriften kapittel 15 om byggavfall. Rapport TA-2356.
- SFT (2009). Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Rapport TA2553, KLIF.
- Sinkkonen, S. og J. Paasivirta (2000). Degradation half-life times of pcdds, pcdfs and pcbs for environmental fate modeling. *Chemosphere* 40(9-11), 943–949.
- Sørensen, P. (2008). Prioriterte miljøgifter. nasjonale utslipp –status 2008. Rapport TA-2738, Klif.
- Statens Vegvesen (2007). Gjenbruksprosjektet teknologirapport nr. 2432 prosjektrapport nr 14: Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i vegbygging. <http://www.gjenbruksprosjektet.net/filemanager/download/1894/2432%20Prosjektrapport%20nr%2014.pdf> (åpnet 06.06.2011).
- Statens Vegvesen (2009). Delprosjekt 3 gjenbruk av betong. <http://www.vegvesen.no/Fag/Teknologi/Vegteknologi/Gjenbruk/Delprosjekter/DP3+Gjenbruk+betong> (åpnet 05.06.2011).
- Stieglitz, L., G. Zwick, J. Beck, H. Bautz, og W. Roth (1989). Carbonaceous particles in fly ash -a source for the de-novo-synthesis of organochloro compounds. *Chemosphere* 19(1-6), 283 – 290. Proceedings of the Eight International Symposium.
- Stocholm Convention Secretariat (2001). Stocholm convention. <http://www.pops.int> (åpnet 01.06.2011).
- Sugita, K., S. Asada, T. Yokochi, T. Okazawa, M. Ono, og S. Goto (1994). Survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in urban air. *Chemosphere* 29(9-11), 2215–2221.
- Takasuga, T., T. Inoue, T. Ishida, og P. Ireland (1996). Determination of the composition of the commercial pcbs, kanechlor, clophen, arcolor, chlorofen, and sovol, by hrgc-hrms. *Organohalogen Compound* 27, 391–396.
- Tame, N., B. Dlugogorski, og E. Kennedy (2007). Formation of dioxins and furans during combustion of treated wood. *Progress in energy and combustion science* 33(4), 384–408.
- Tanabe, S. (1988). PCB problems in the future: foresight from current knowledge. *Environmental Pollution* 50(1-2), 5–28.
- Thomsen, M., O. Nielsen, og J. Illerup (2009). Unintentional formation and emission of the persistent organic pollutants hcb and pcbs in the nordic countries: Documentation of existing information regarding sources and emissions to air, water and soil, with focus on reporting obligations according to the stockholm convention, the unece pop protocol, and prtr registers. Rapport, Nordisk ministerråd.
- Travis, C. og S. Hester (1991). Global chemical pollution. *Environmental science & technology* 25(5), 814–819.
- UNECE (2008). Protocol to the 1979 convention on long-range transboundary air pollution on persistent organic pollutants. <http://www.unece.org/env/documents/2009/EB/eb/POPs/Guidance%20document%20on%20BAT.e.pdf>) (åpnet 06.2011).
- UNEP (2002). Pcb transformers and capacitors: From management to reclassification and disposal. Rapport 1, United Nations Environment Programme (UNEP).
- Van den Berg, M., L. Birnbaum, M. Denison, M. De Vito, W. Farland, M. Feeley, H. Fiedler, H. Hakansson, A. Hanberg, L. Haws, et al. (2006). The 2005 world health organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences* 93(2), 223.
- Walker, C. (2006). *Principles of ecotoxicology*. CRC Press.
- Wania, F. og G. Daly (2002). Estimating the contribution of degradation in air and deposition to the deep sea to the global loss of pcbs. *Atmospheric Environment* 36(36-37), 5581–5593.
- Wania, F., J. Haugen, Y. Lei, og D. Mackay (1998). Temperature dependence of atmosphe-

- ric concentrations of semivolatile organic compounds. *Environmental science & technology* 32(8), 1013–1021.
- Wania, F. og D. Mackay (1999). The evolution of mass balance models of persistent organic pollutant fate in the environment. *Environmental Pollution* 100(1-3), 223–240.
- Wania, F. og Y. Su (2004). Quantifying the global fractionation of polychlorinated biphenyls. *Ambio*, 161–168.
- Weber, R., F. Iino, T. Imagawa, M. Takeuchi, T. Sakurai, og M. Sadakata (2001). Formation of pcd, pcdd, pcb, and pcn in de novo synthesis from pah: Mechanistic aspects and correlation to fluidized bed incinerators. *Chemosphere* 44(6), 1429–1438.
- Wikipedia (2011). Norden samt storbritannia. <http://www.wikipedia.org> (åpnet 04.06.2011).
- Yasuhara, A., T. Katami, og T. Shibamoto (2003). Formation of pcdds, pcdfs, and coplanar pcbs from incineration of various woods in the presence of chlorides. *Environmental science & technology* 37(8), 1563–1567.

VEDLEGG

A.1 Ordliste medisin

Ordliste medisin *Reseptorer*: Alle reseptorer er proteiner, videre er proteiner strukturer bygd opp av aminosyrer. Generelt vil et reseptormolekyl kune binde ett signalmolekyl om gangen. Med signalmolekyl menes et hormon eller transmitterstoff. Bindignen til reseptormolekylet skjer ved et bestemt område på reseptormolekylet som kalles bindingssetet. Bindingen til bindingssetet bestemmes av strukturen til signalmolekylet (Sand, Sjaastad, og Haug, 2001).

Når det gjelder bindinger til hormoner vil hormoner deles inn etter fettløselige (lipofile) og lite fettløselige. Cellemembranen består videre av dobbelt lipidlag, hvilket tillater de fettløselige stoffene å diffundere gjennom cellemembranen. Slike stoffer har sine reseptorer intracellulært, altså inne i cellen. De stoffene som er lite fettløselige har sine reseptorer i cellemembranen (Sand, Sjaastad, og Haug, 2001).

Ah-reseptoren: Ah-reseptoren foreligger i cytosol (som kan ses på som "cellevesken"), altså er det en intracellulær reseptor. Det antas at den spiller en rolle i forbindelse med utviklingen av leverceller, nerveceller og T-celler (lymfocytt, en av immunforsvaret celler). En av oppgavene til T-cellene er å hjelpe kroppen med å fjerne innkomende virus og mikrober (Nymoen, 2011).

Endokrin: En endokrin celle er en hormonproduserende celle. Endokrinforstyrrende miljøgifter vil altså si miljøgifter som påvirker hormonproduksjonen og/eller hormonfunksjoner (Nymoen, 2011).

Enzymer: Enzymer er proteiner som virker ved å katalysere kjemiske reaksjoner i kroppen (Sand, Sjaastad, og Haug, 2001)

Østrogen: Østrogen påvirker utviklingen av kjønnsorganer, sekundære kjønnskarakteristika og seksualatferd (Sand, Sjaastad, og Haug, 2001).

Thymus kjertelen: En kjertel også kjent som brissel-kjertelen hvor modning av T-celler foregår i hovedsak frem til puberteten (Nymoen, 2011)

Thyroidea: En hormonproduserende kjertel også kjent som skjoldbruskkjertelen som ligger på forsiden av luftrøret på halsen. Tyroideahormoner eller tyroide hormoner regulerer i hovedsak stoffskiftet i kroppen (Nymoen, 2011)

Cytokrom: En proteingruppe som er nødvendig for oksidasjonsprosesser i cellen (Nymoen, 2011)

Lymfom: Lymom er kreft i lymfekjertler (Nymoen, 2011)

Non-Hodgkins lymfom: Lymfom med opphav i enten T eller B celler (immunforsvaret) (Øyri, 2003)

A.2 Sandfang på St. Olavs



A.3 Prøvepunkter heggstadmoen



A.4 Analysedata hentet fra fra Andersson et al. (2009b)

Tabell A.1: Oversikt over prøvedata hentet fra Andersson et al. (2009b). Kodene er forklart i tabell 5.3. Rest er kodet som de tilfellene hvor det i prøvebeskrivelsen ble beskrevet som f.eks. ”litt puss med fra avkapp” og ”litt maling med på prøven”

Prøve	Kode	Restkode	$\sum\text{PCB}_7$ mg/kg	Byggnummer
65A	G	B	0.0974	7
67	BM		0.142	7
66A	M	B	0.282	7
73A	MP		0.838	7
64A	MP		1	7
73B	B	M	1.35	7
64B	B		2	7
68C	F		200000	7
106	F		230000	7
63A	MP		0	7
65B	B		0	7
66B	B		0	7
74A	MP		0.0305	8
72A	MP		0.0735	8
69D	MB		0.27	8
69C	F		260000	8
71A	M	B	0	8
72B	BP		0	8
74B	MB		0	8
107	U		0	8
17	B		0.0437	9
16	B	P	0	9
79A	MP		0.0301	17
80A	MP		0.0306	17
81A	M	P	0.0327	17
80B	B		0.246	17
79B	U		0	17
81 B	B		0	17
78	F		0	17
88	MP		0.0218	18
89	MP		0.0234	18
76A	B		0.0239	18
77B	B		0.0378	18
82A	MP		0.0652	18
83B	B		0.0652	18
83A	MP		0.0859	18

Fortsetter...

Prøve	Kode	Restkode	\sum PCB ₇ mg/kg	Byggnummer
77A	M	P	0.0948	18
86	MP		0.095	18
84	MP		0.11	18
76B	P		0	18
70A	M	B	0	18
70B	B		0	18
82B	B		0	18
85	MP		0	18
87	F		0	18
57A	MP		0.0259	19
26A	M	B	0.047	19
25	MB		0.0574	19
58A	MP		0.101	19
26D	M		1.27	19
101	F		260000	19
1A	MB		0	19
1B	B		0	19
2A	MP		0	19
2B	B		0	19
23	MPB		0	19
30A	MP		0	19
30B	B		0	19
35A	MP		0	19
35B	B		0	19
36	B		0	19
39	B		0	19
40A	M	B	0	19
40B	B		0	19
48	MP		0	19
49	P		0	19
57B	B		0	19
58B	B		0	19
61	B		0	19
22A	M	B	0.0276	20
75A	MP		0.0305	20
62A	MP		0.033	20
75B	B		0.0342	20
51A	M	B	0.0376	20
46A	M		0.0414	20
59A	MP		0.0469	20
10A	M	B	0.0524	20

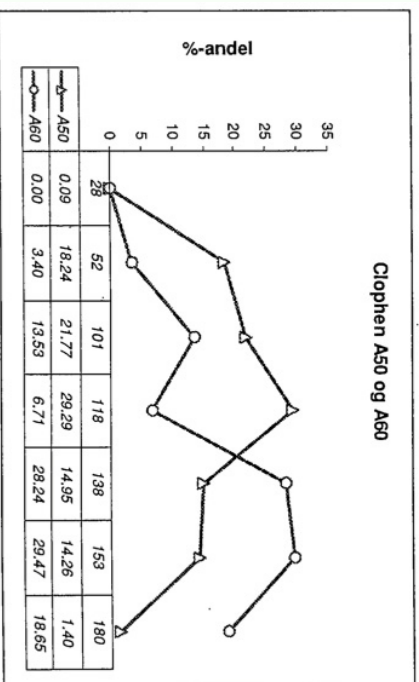
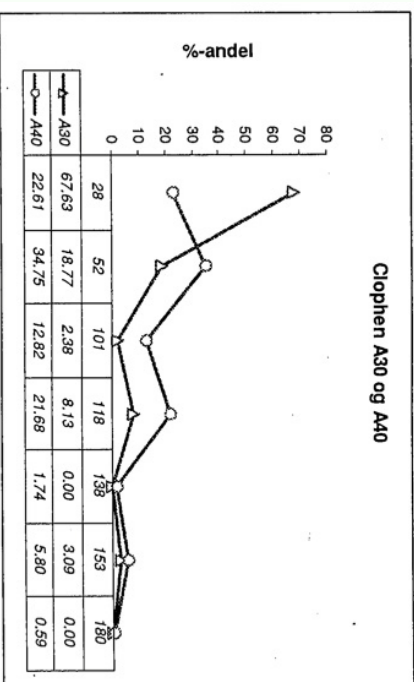
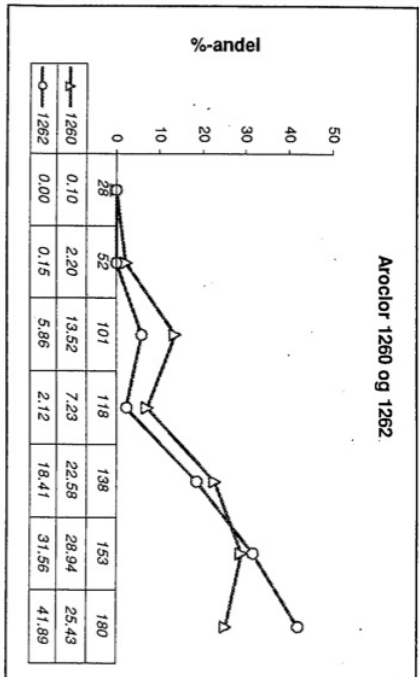
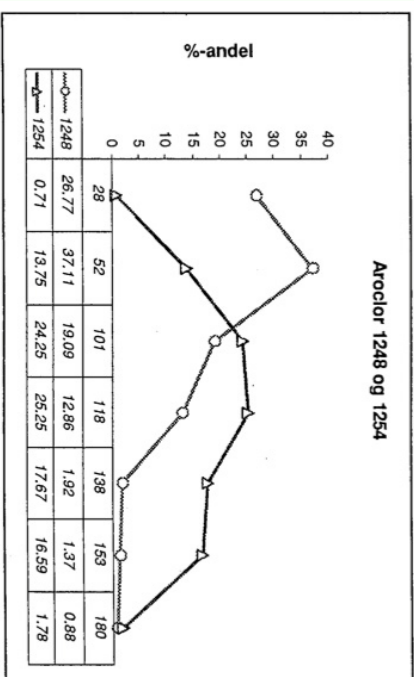
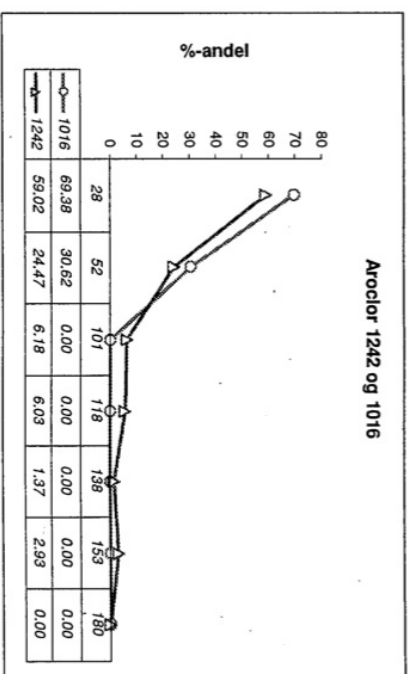
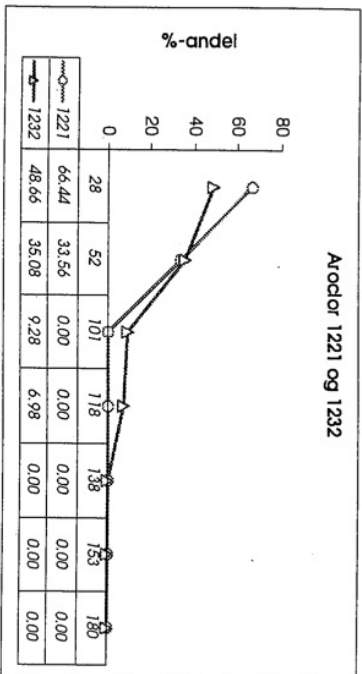
Fortsetter...

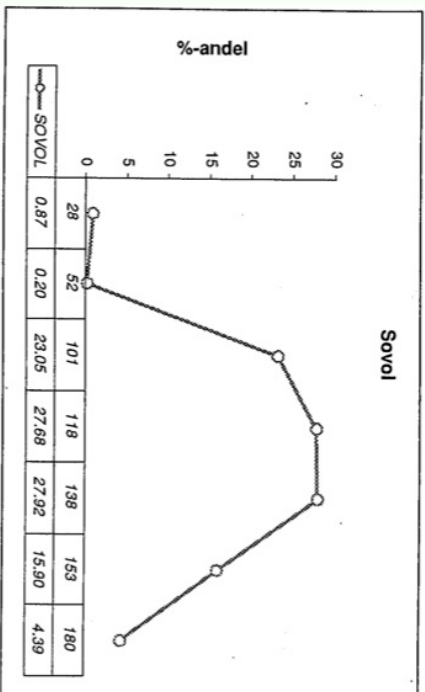
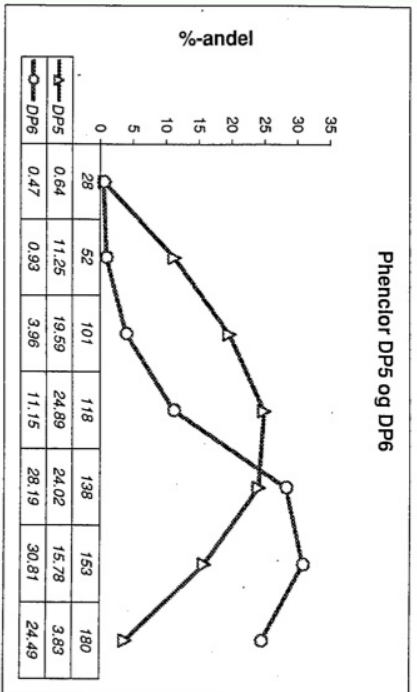
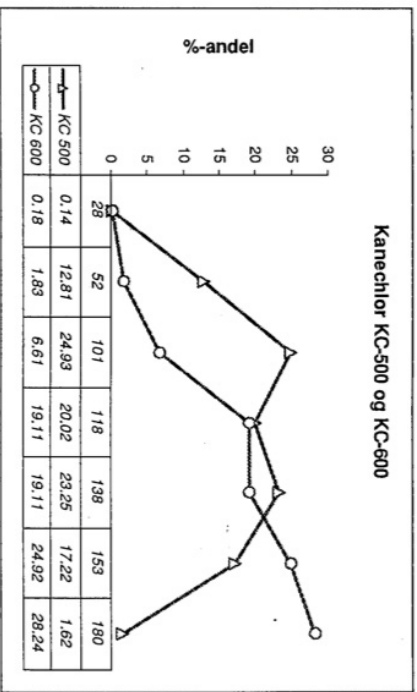
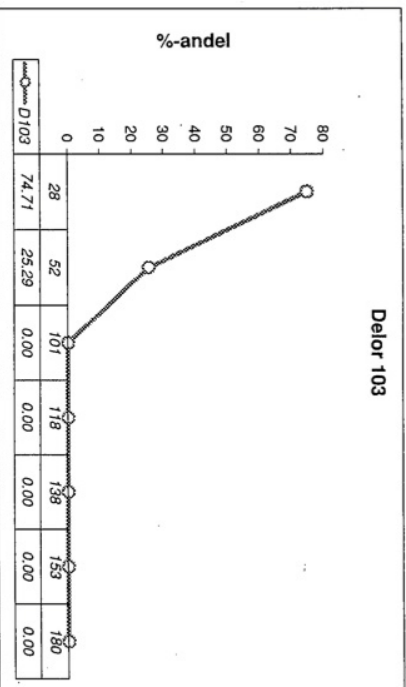
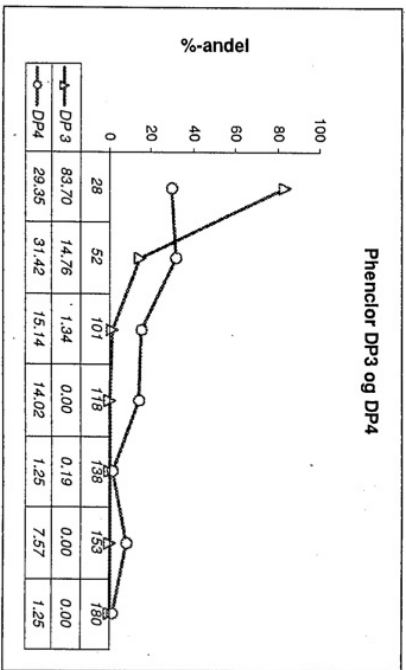
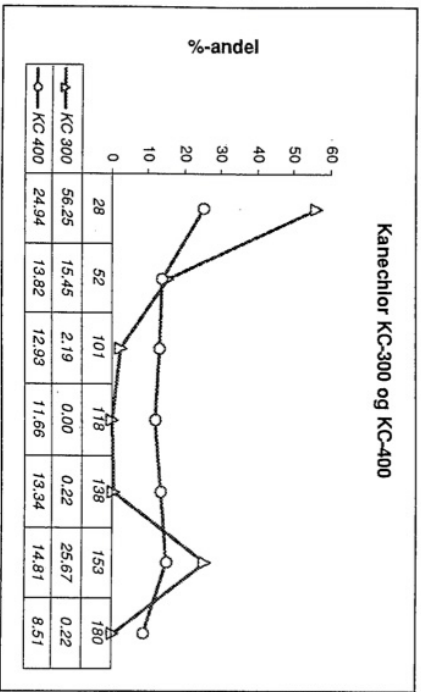
Prøve	Kode	Restkode	$\sum\text{PCB}_7$ mg/kg	Byggnummer
53	B		0.431	20
103	F		290000	20
10B	B		0	20
52A	MP		0	20
22B	B		0	20
28A	M	PB	0	20
28B	B		0	20
29A	M	PB	0	20
33A	MP		0	20
33B	B		0	20
37A	MP		0	20
37B	B		0	20
41A	MP		0	20
41B	B		0	20
42A	MP		0	20
42B	U		0	20
43A	MP		0	20
43B	B		0	20
45	B		0	20
46 B	P		0	20
51B	B		0	20
56A	P		0	20
59B	B		0	20
56C	G		0	20
47A	MP		0.0211	21
50A	MP		0.0648	21
54B	B		0.0732	21
27A	M		0.0951	21
54A	MP		0.13	21
55A	G	B	0.516	21
32	M		0.699	21
55B	B		2.25	21
102	F		280000	21
3A	MP		0	21
3B	B		0	21
4A	MP		0	21
4B	B		0	21
9A	MB		0	21
9B	B		0	21
24A	MP		0	21
24B	U		0	21

Fortsetter...

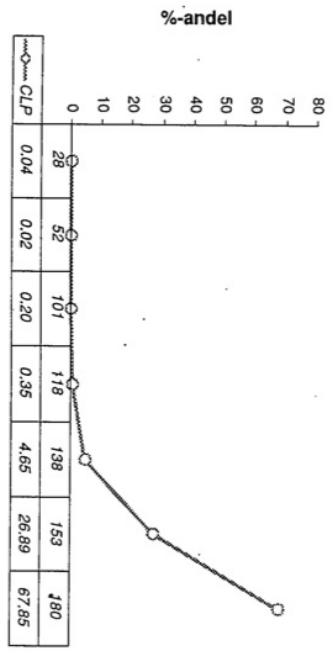
Prøve	Kode	Restkode	\sum PCB ₇ mg/kg	Byggnummer
27B	B		0	21
31	B		0	21
38A	MP		0	21
44A	MP		0	21
47B	B		0	21
50B	P		0	21
104	F		0	21
105	F		0	21
14A	P	MP	0.0253	24
15B	B		0.0494	24
14 B	B		0	24
15A	MP		0	24
18A	P		0	24
19	MP		0	24
18C	G		0	24
8A	M	B	0	25
8B	B		0	25
5A	GP		0	26
5B	B		0	26
6A	MP		0	26
6B	U		0	26
7	F		0	26
20	B		0	27
21	MP	B	0	27
11A	MB		0	29
11B	B		0	29
12A	GB		0	29
12B	B		0	29
13A	GP		0	29
13b	B		0	29

A.5 Kongener-analyser (hentet fra Konieczny og Mouland (1997))





Clorofen



A.6 Utdrag analyserapport fra ALS laboratorier



Deres prøvenavn		11C				
		Betong/puss				
Labnummer		N00147283				
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign
PCB 28	0.0056	0.0022	mg/kg	4	1	IEA
PCB 52	<0.0030		mg/kg	4	1	IEA
PCB 101	<0.0030		mg/kg	4	1	IEA
PCB 118	<0.0030		mg/kg	4	1	IEA
PCB 138	0.0054	0.0022	mg/kg	4	1	IEA
PCB 153	0.0044	0.0017	mg/kg	4	1	IEA
PCB 180	<0.0030		mg/kg	4	1	IEA
Sum PCB-7	0.0154		mg/kg	4	1	IEA
Knusing*	ok			2	1	IEA



* etter parameternavn indikerer uakkreditert analyse.

Metodespesifikasjon	
1	<p>Analyse av polyklorerte bifenyler (PCB-7)</p> <p>Metode: EPA 8082, DIN 38407-del 2 Ekstraksjon: Aceton/heksan Rensing: Florisil (samt svovelfrensing med svovelsyre og kvikksølv) Deteksjon og kvantifisering: GC-ECD på to kolonner med ulik polaritet Kvantifikasjonsgrenser: 0,002 mg/kg TS</p> <p>SFT sendte ut et brev datert 17.09.2003 (2002/870 612.2) om Analysemetoder og grenseverdier for PCB. Der det bl.a. er nevnt "Som hovedregel skal analyse av sum 7 (7-dutch) brukes som mål på konsentrasjon av PCB i PCB-holdig olje, avfall og forurensede masser."</p> <p>Tolkning av analyse resultatene til ALS Scandinavia: Sum PCB-7 = n.d. (not detected): prøven inneholder ikke PCB Sum PCB-7 mer enn 50 mg/kg (50 ppm): prøven må behandles som farlig avfall, jf Avfallsforskriftens kapittel 11.</p>
2	Knusing
3	<p>Analyse av tungmetaller (I-1C)</p> <p>Metode: EPA metoder 200.7 og 200.8 (modifisert) Forbehandling: Nedmaling. Oppslutning: HNO₃/vann (1:1) i mikrobølgeovn.</p>
4	<p>Analyse av polyklorerte bifenyler (PCB)</p> <p>Metode: DIN 38407, del 2, EPA 8082 Deteksjon og kvantifisering: GC-ECD eller GC/MS Kvantifikasjonsgrenser: 0,01 mg/kongener (betong)</p> <p>Note: LOQ kan noen ganger være høyere ved interferenser fra prøvematriksen, eller hvis for lite prøvemateriale er levert inn. Ikke påvist PCB vil i såfall angis som "< forhøyet LOQ verdi".</p> <p>Tolkning av analyse resultatene til ALS Scandinavia: Sum PCB-7 = n.d. (not detected): prøven inneholder ikke PCB Sum PCB-7 mer enn 50 mg/kg (50 ppm): prøven må behandles som farlig avfall, jf Avfallsforskriftens kapittel 11.</p>

Godkjenner	
IEA	Inger Eikebu Alfsen
MOBE	Monica Bendiksen

Underleverandør ¹	
S	<p>ICP-SFMS</p> <p>Ansvarlig laboratorium: ALS Scandinavia AB, Aurorum 10, 977 75 Luleå, Sverige Akkreditering: SWEDAC, registreringsnr. 1087</p>
1	<p>Ansvarlig laboratorium: ALS Laboratory Group, ALS Czech Republic s.r.o, Na Harfě 9/336, Praha, Tsjekia</p> <p>Lokalisering av andre ALS laboratorier:</p>

¹ Utførende teknisk enhet (innen ALS Laboratory Group) eller eksternt laboratorium (underleverandør).

A.7 Internt notat mhp PCB-kontaminasjon av støv

1 Eolisk sedimenttransport

Eolisk sediment-transport betegner sedimenttransport med vind. Transporten skjer som følger av tre forskjellige prosesser: suspensjon, saltasjon og kryping.

Saltasjon er en prosess som innebærer at sandkorn blir løftet av vinden opp til maks 60 cm før sandkornet detter ned igjen. Denne prosessen omfatter sandkorn mellom 0.1-1mm i diameter. Større sandkorn luftes ikke i opp av vinden på samme måte, men kan bli ”dyttet” bortover bakken, hvilket kalles for kryping.

Suspensjon vil si at sandkornene flyter i luften, og omfatter gjerne støv. Definisjonen av størrelsen på disse sandkornene varierer noe, men partikkler mindre enn 0.1mm i diameter kan antas å bli løftet opp og holdes i vinden. (http://en.wikipedia.org/wiki/Aeolian_processes og <http://www.nps.gov/archive/whsa/sand\%20dune\%20geology.htm>)

I forbindelsene med situasjonen på Heggstadmoen vil effekten av suspensjon fra betongmassene være av interesse. Altså vil kun partikkler mindre enn 0.1mm i diameter kunne anses å være til stede som støv i luften (hvilket kan anses som et meget grovt estimat).

2 Beregning av PCB i masse med kornstørrelse mindre enn 0.1mm

Tabell 1: Tall innhentet av Dokken AS

Fraksjon	Middelverdi (mg/kg)	Medianverdi (mg/kg)	Produsert betongfraksjon	% PCB i fraksjonen
0-2 mm	0.23	0,18		
0-10 mm	0.09	0,10	10%	40%
10-20 mm	0.04	0,05	15%	30%
20-38 mm	0.01	0,01	75%	30%

2.1 Mengde betong med kornstørrelse < 0.125mm

Det er totalt 16 000 tonn betong på Heggstadmoen som skal knuses. Tall innhentet fra Dokken anslår at det i betongen fra St. Olavs er totalt 143 g PCB₇. Ved knusing av betongen vil 25% av massene havne i en finfraksjon (<=20mm), som vil inneholde 70% av den totale PCB mengden.

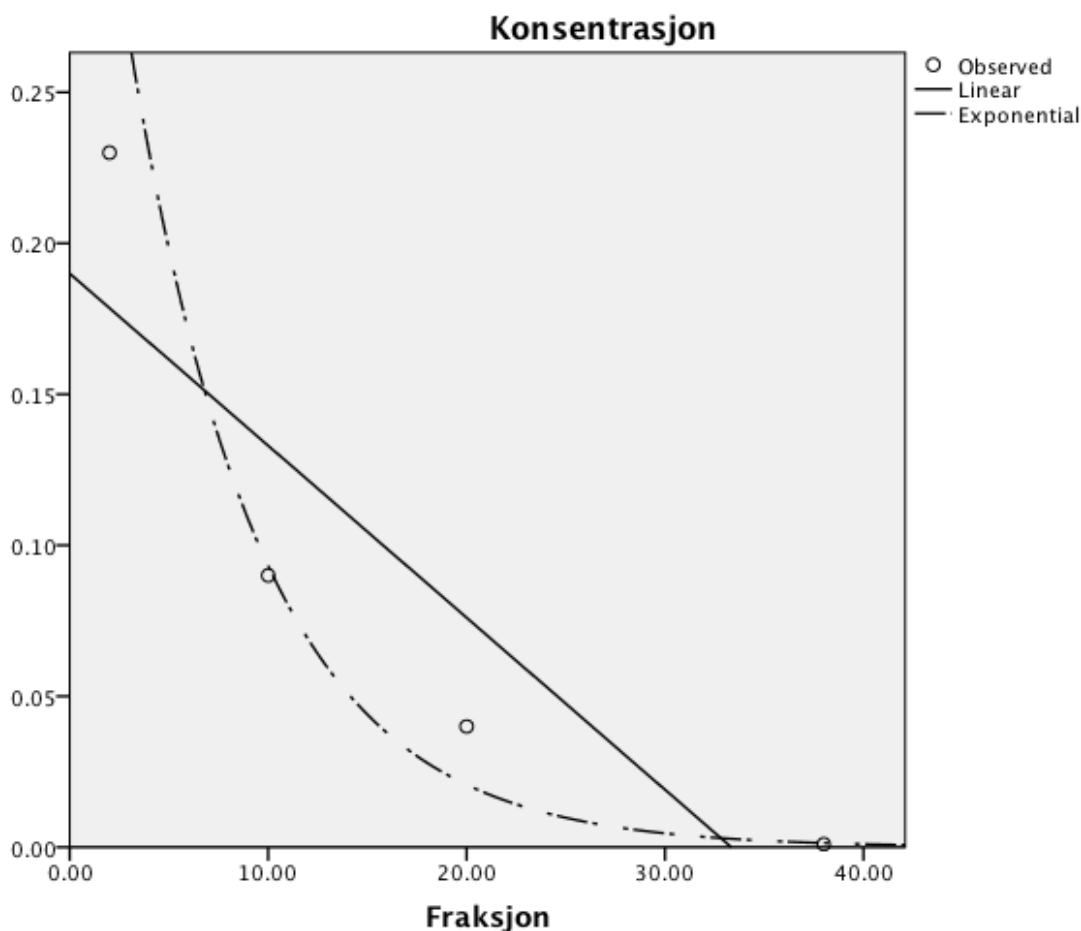
Videre viser en sikteanalyse utført av KOLO at mengden materiale mindre enn 0.125mm utgjør 4.5% av finfraksjonen. Altså vil mengden betong totalt som innehar en kornstørrelse mindre enn 0.125mm være:

$$16000\text{tonn} * 25\% * 4.5\% = 180\text{tonn betong.}$$

2.2 Konsentrasjon PCB i masse med kornstørrelse $< 0.125\text{mm}$

Tall innhentet av dokken viser at totalt 40% av PCB-innholdet foreligger i fraksjonen 0-10mm. Konsentrasjonen øker videre ned til fraksjonen 0-2mm. Det foreligger ikke noen tall på i hvor stor grad PCB oppkonsentreres videre nedover. Ved å utføre en regresjonsanalyse kan forventet PCB-konsentrasjon ekstrapoleres ut for betong med en kornstørrelse mindre enn 0.125mm.

Datamateriale for analysen er vist i tabell ???. Ved å anta at middelkonsentrasjonen for en gitt fraksjon, representerer konsentrasjonen for fraksjonens høyeste kornstørrelse kan en eksponentiell kurve tilpasses, og et estimat for PCB-konsentrasjoner i hendhold til kornstørrelse utarbeides. Datagrunnlaget gir en middsverdi innenfor et intervall av kornstørrelser (som fraksjon 0-10mm) som ikke representerer den aktuelle konsentrasjonen ved 10mm. Denne vil antageligvis være lavere, og følgende vil konsentrasjonen ved intervallets nedre grense være høyere. Basert på dataene i tabell ??? vil altså konsentrasjonen ved en kornstørrelse på 38mm antas å være 0.01, videre ved 20mm vil den være 0.04 osv. Derfor vil regresjonsanalysen kun anvendes i mangel av et bedre alternativ som en prediktor på konsentrasjonen i fraksjonen fra 0-0.125mm.



Figur 1: Regresjonsgraf for konsentrasjon

Følgende formel er uthentet fra analysen og anvendes for å bestemme konsentrasjon ved kornstørrelse:

$$0.2890 * e^{-0.1081x}$$

Der x representerer fraksjonstørrelse ($r^2 = 0.989$)

Ved å sette $x = 0.125$ vil blir konsentrasjonen av PCB i kornstørrelser mindre enn 0.125mm 0.2850 mg/kg, med en makskonsentrasjon ($x=0$) på 0.289 mg/kg. Sett i forhold til konsentrasjonen i hele fraksjonen fra 0-10mm vil konsentrasjoen i fraksjonen 0-125mm være 3.22 ganger

2.2.1 Mengde masse under 10mm

Fra sikteanalysen kommer det frem at % passert en sikteåpning på 11.2mm er 81.7%. Det er imidlertid ingen data på en sikteåpning på 10mm. Derfor ble det utført en regresjonsanalyse og et anslag ble gjort (merk at regresjonsanalysen kun omfattet sikteåpninger fra 8-22.4mm for å få et bedre anslag).

Model Summary and Parameter Estimates

Dependent Variable: Prosent_passert

Equation	Model Summary					Parameter Estimates			
	R Square	F	df1	df2	Sig.	Constant	b1	b2	b3
Cubic	1.000	2372.257	2	1	.015	38.752	4.231	.000	-.003

The independent variable is Sikteåpning.

Figur 2: Regresjonsdata sikteanalyse

Som vist i figur ?? vil en kubisk tilpassning være best. Dette gir følgende formel:

$$(-0.003)x^3 + (0)x^2 + (4.231)x + 38.752$$

Ved en sikteåpning på 10mm ($x=10\text{mm}$) vil 78.062% passere åpningen. Altså vil massene under 10mm utgjøre:

$$16000 \text{ tonn} * 25\% * 78.062\% = 3122.48 \text{ tonn}$$

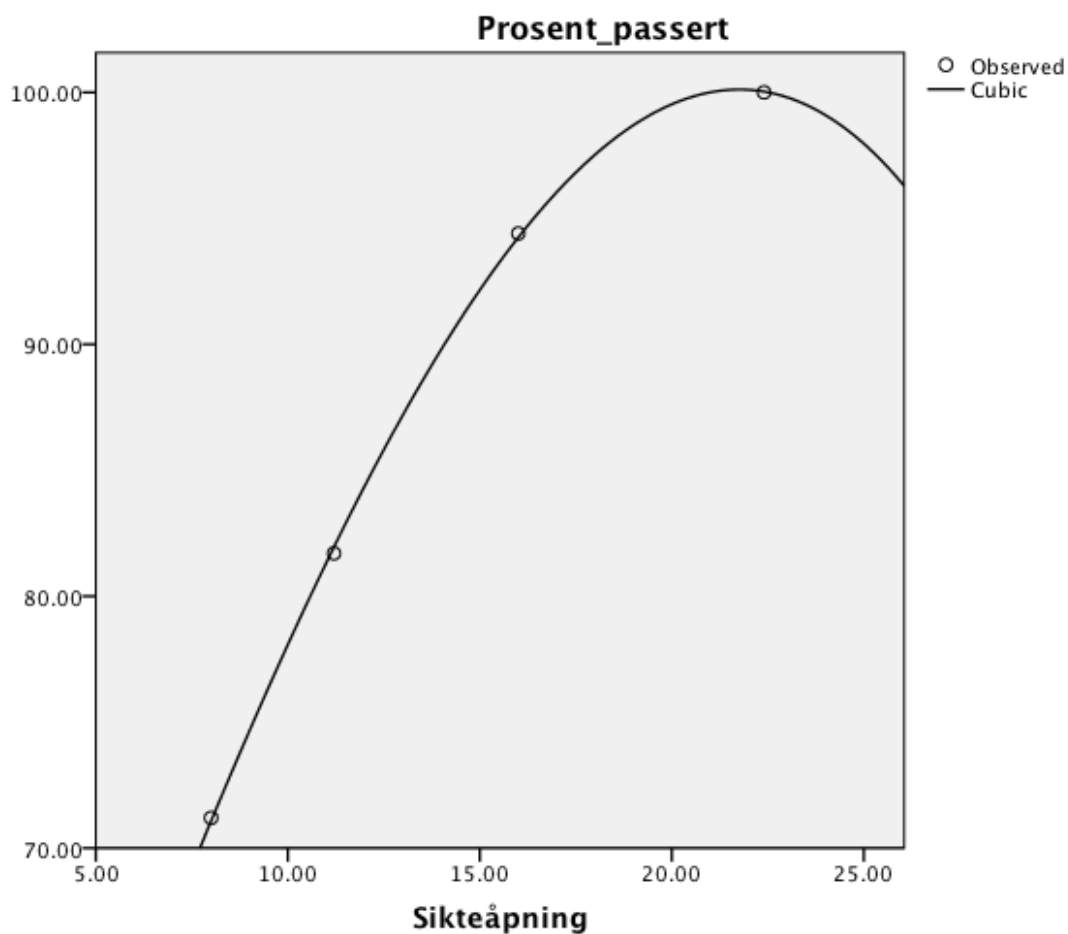
Altså er det 3122.48 tonn betong med en kornstørrelse under 10mm

2.2.2 PCB konsentrasjon i massene fra 0-10mm

Som gitt i tabell ?? vil fraksjonen fra 0-10mm inneholde totalt 40% PCB sett i forhold til total PCB-mengde. Dette vil utgjøre 57g av totalt 143 g PCB. Altså vil konsentrasjonen i fraksjonen 0-10mm være på

$$57g/3122.48\text{tonn} = 0.0163\text{mg/kg}$$

Konsentrasjonen i fraksjonen 0-0.123mm vil da utgjøre $3.3*0.0163 \text{ mg/kg} = 0.0539$.



Figur 3: Regresjonsdata sikteanalyse

2.2.3 Mengde PCB i fraksjon 0-0.125mm

Følgende vil mengden PCB i fraksjonen fra 0-0.125mm være:

- Mengde betong i fraksjonen: 180 tonn
- PCB-konsentrasjon i fraksjonen: 0.0539 mg/kg
- Total mengde PCB i fraksjonen: $0.0539 \text{ mg/kg} * 180 \text{ tonn} = 9.7 \text{ g PCB}$

3 Utslipp til luft

For å beregne utslippsfare til luft korrekt kreves det avanserte beregninger og helst målinger. Som et overslag velger jeg å se på hva som skjer hvis alt partikkulært materiale under 0.123mm skulle blåse opp som støv fra en haug med betong. Jeg forutsetter som følger:

- At PCB-innholdig fin-fraksjon (0-20mm) oppbevares i en haug med rektangulær flate på 4*10 meter og høyde 2.5 meter
- At vinden per sekund kun kan frigjøre støv fra det øverste 0.5cm laget på haugen

- At all mulig overflate på haugen kan slippe ut støv
- For enkelhetsskyld antas det at haugen har en tredimensjonal struktur som en kube
- At alt avblåst materiale vil fordele seg innenfor et område på $2.5\text{m} \times 4\text{m} \times 3.6\text{m}^3$

Den gjennomsnittlige vindhastigheten de tre månedene det blåste mest i trondheim det siste året er på 3.6 m/s. Dette tallet vil derfor anvendes her. Den gjennomsnittlige verdien for sterke vindkast over de fem siste årene er 21.6 m/s. I denne beregningen antas det at begge vindhastigheter frigjør like mye støv, selv om dette neppe er tilfellet. Mest sannsynlig vil ikke den sterkeste vindhastigheten på 21.6 m/s kunne frigjøre alt støv fra det øverste 0.5 cm laget i haugen. Det antas videre at mengden som kan blåse bort kontinuerlig vil påfylles, slik at lik mengde kan løses ut i luften som støv hvert sekund.

Finner først overflatevolum for den øverste 1cm av haugen.

- Overflatevolum topp og bunn: $10\text{m} \times 4\text{m} \times 0.005\text{m} \times 2 = 0.4 \text{ m}^3$
- Overflatevolum langsgående sider: $10\text{m} \times 2.5\text{m} \times 0.005\text{m} \times 2 = 0.25 \text{ m}^3$
- Overflatevolum tverrgående sider: $4\text{m} \times 2.5\text{m} \times 0.005\text{m} \times 2 = 0.1 \text{ m}^3$
- Totalt overflatevolum blir da: $0.4\text{m}^3 + 0.25\text{m}^3 + 0.1\text{m}^3 = 0.75 \text{ m}^3$

Betongens egenvekt er satt til 2.5 tonn pr m^3 hvilket gir en vekt på $2.5 \text{ tonn} / \text{m}^3 \times 0.75 \text{ m}^3 = 1.875 \text{ tonn}$.

Mengde PCB i øverste lag på haugen vil da være $0.0539 \text{ mg/kg} \times 1.875 \text{ tonn} = 0.101 \text{ g PCB}$.

3.1 Konsentrasjon i luften rundt

Når det gjelder mengde støv som blåser av pr sekund, har det ikke blitt gjort noen kalkulasjoner med henhold på dette. Som et utgangspunkt antas det at halvparten av finstoffet tilgjengelig blåser bort per sekund. Dette vil resultere i totalt 0.9375 tonn pr sekund, som vil inneholde 0.0505 g PCB.

Gitt at blåser i en retning bort fra haugen som ugjør 4 meter i bredde, så vil volumet med luft som beveger seg bort fra haugen være: $4\text{m} \times 2.5\text{m} \times 3.6\text{m} = 36\text{m}^3$. PCB konsentrasjonen i denne luften vil da være på:

$$(0.0505\text{g}/36\text{m}^3) \times 1000\text{mg} = 1.4\text{mg}/\text{m}^3$$

Grensen for når det må iverksettes tiltak grunnet PCB i inneluft i tyskland er satt til 3000 ng/ m^3 som tilsvarer 0.003 mg/ m^3 . Grensen for akseptabelt inneklime er satt til 0.0003 mg/ m^3 i tyskland og i norge er den på 0.0001mg/kg (TemaNord 2007:516). Konsentrasjonen vist over er klart over denne grensen

Disse utregningene er imidlertid meget grove. Med de tall som ligger til grunn vil følgende mengde finstoff blåse bort over en dag:

$$0.9375 \text{ tonn/s} \times 60 \text{ s} \times 60 \text{ min} \times 24 \text{ t} = 81000 \text{ tonn/dag}$$

Hvilket helt klart påviser at det ikke frigjøres 0.9375 tonn per sekund! Da ville all betong oppbevart på Heggstadmoen blåse bort i løpet av fem timer. Det kan derfor antas at det slippes ut mye mindre finstoff i sekundet på grunnlag av vind. Gitt at det blåser av en 10 000 del av denne mengden pr dag. Som vil si 8.1 tonn pr dag vil blåse bort som støv, og følgelig vil dette gi en konsentrasjon i luften rundt på følgende:

$$(9.375 * 10^{-5} \text{ tonn} * 0.0539 \text{ mg/kg}) * 1000 \text{ mg/36m}^3 = 0.00014 \text{ mg/m}^3$$

Hvilket ligger godt innenfor grensen for akseptabel inneluft.

4 Vurdering av utregningene

Utregningene av konsentrasjon er i all enkelhet basert på et estimat av hvor mye PCB som finnes i fraksjonen 0-0.125mm og hvilken konsentrasjon som oppnås i luften hvis et gitt antall kg blandes i en gitt størrelse med luft. Det er ikke tatt hensyn til hvordan støvet fordeler seg i luftmassen, men det antas at støvet fordeler seg likt. Denne form for utregning har ikke basert seg på faktisk utslipp fra massene, og det har heller ikke blitt foretatt noen målinger av dette. Derfor vil tallene kun representere et tenkt tilfelle hvor 8.1 tonn masse blåser bort som støv pr dag. Mest sannsynlig er dette fortsatt et meget grovt anslag, og den faktiske massen som blåser bort pr dag er med all sannsynlighet lavere. Personlig korrespondanse med Rolf Tore Ottesen ved NGU med spørsmål om hvorvidt luftkonsentrasjonen av PCB rundt haugen kunne være av helseskadelig karakter ble anslått til å være relativt usannsynlig, hvilket disse beregningene støtter oppunder.

Finfraksjonen på Heggstadmoen oppbevares i tillegg under tak med vegger på to av sidene, som vil kunne motvirke vindens mulighet til å forflytte massene, hvilket igjen vil bidra til å minske konsentrasjonen i luften rundt.

Når det gjelder faren for innånding av partikulært finmateriale (PM10) så anses denne faren som liten utendørs (iflg Ottesen), selv om ikke dette har blitt målt eller regnet på. Ved oppbevaring innendørs vil nok denne faren måtte analyseres nærmere.

5 Konklusjon

Som følge av data som foreligger vil det nok mest sannsynlig ikke foreligge noen direkte helsefare med tanke på PCB konsentrasjon i luften, rundt massene som oppbevares utendørs på Heggstadmoen. Det er imidlertid ikke foretatt noen luftmålinger, som kan bekrefte denne konklusjonen, men massenes relativt lave konsentrasjon av PCB er en viktig faktor i denne konklusjonen. Hadde konsentrasjonene vært høyere, som f.eks. i fugemasser hadde faren nok i mye større grad vært tilstede.