

FFI RAPPORT

PCBs OPPFØRSEL I LUFT, VANN, JORD OG SEDIMENT

VOIE Øyvind Albert

FFI/RAPPORT-2000/04842

FFIBM/720/138

Godkjent
Kjeller 4 november 1999

Bjørn A Johnsen
Forsknings sjef

**PCBs OPPFØRSEL I LUFT, VANN, JORD OG
SEDIMENT**

VOIE Øyvind Albert

FFI/RAPPORT-2000/04842

FORSVARETS FORSKNINGSINSTITUTT
Norwegian Defence Research Establishment
Postboks 25, 2027 Kjeller, Norge

FORSVARETS FORSKNINGSPINSTITUTT (FFI)
Norwegian Defence Research Establishment

UNCLASSIFIED

P O BOX 25
 2027 KJELLER, NORWAY

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

REPORT DOCUMENTATION PAGE

1) PUBL/REPORT NUMBER FFI/RAPPORT-2000/04842	2) SECURITY CLASSIFICATION UNCLASSIFIED	3) NUMBER OF PAGES 26
1a) PROJECT REFERENCE FFIBM/720/138	2a) DECLASSIFICATION/DOWNGRADING SCHEDULE -	
4) TITLE PCBs OPPFØRSEL I LUFT, VANN, JORD OG SEDIMENT (THE FATE AND TRANSPORT OF PCB IN AIR, WATER, SOIL AND SEDIMENT)		
5) NAMES OF AUTHOR(S) IN FULL (surname first) VOIE Øyvind Albert		
6) DISTRIBUTION STATEMENT Approved for public release. Distribution unlimited. (Offentlig tilgjengelig)		
7) INDEXING TERMS IN ENGLISH:		
a) <u>PCB</u>		IN NORWEGIAN:
b) <u>Soil</u>		a) <u>PCB</u>
c) <u>Transport</u>		b) <u>Jord</u>
d) <u>Modelling</u>		c) <u>Transport</u>
e) <u>Bioaccumulation</u>		d) <u>Modellering</u>
		e) <u>Bioakkumulering</u>
THESAURUS REFERENCE:		
8) ABSTRACT The literature on the fate and transport of PCB in air, soil, water and sediment has been reviewed. The sorption of PCB is primarily controlled by the distribution of organic material in soils and sediments. While the bulk of the PCBs are bound to particles in soils and sediments, the long-range transport of PCBs will occur via water and air. Degradation of PCB in soils and sediments occurs, but is very slow and do not contribute to elimination of these compounds from the environment. In contrast, the degradation of PCBs by reaction with free radicals in the air occurs in a wider extent.		
9) DATE 20 september 2000	AUTHORIZED BY This page only Bjørn A Johnsen	POSITION Director of Research

ISBN-82-464-0448-2

UNCLASSIFIED

SECURITY CLASSIFICATION OF THIS PAGE
 (when data entered)

INNHOOLD

	Side	
1	INNLEDNING	7
2	PCB I JORD OG LUFT	8
3	PCB I VANN OG SEDIMENT	11
4	NEDBRYTNING	18
5	MODELLERING AV PCB I MILJØET	20
	Litteratur	21
	Fordelingsliste	25

PCBs OPPFØRSEL I LUFT, VANN, JORD OG SEDIMENT

1 INNLEDNING

Denne rapporten tar for seg hvordan polyklorinerte bifenyler (PCB) oppfører seg i luft, vann, jord og sediment med tanke på fordeling, kjemiske og fysiske interaksjoner, mobilitet, flyktighet og nedbrytning.

PCB ble først syntetisert i 1929 primært for bruk som elektrisk isolerende væsker i transformatorer og kapasitatorer. På verdensbasis er rundt to millioner tonn PCB produsert. Fire prosent av verdensproduksjonen er destruert, mens 65% er lagret. Den resterende andel, ca 20-30%, er sluppet ut i miljøet ved brenning, avdamping, lekkasjer eller dumping. Av disse utslippene er mesteparten "lagret" i havet, marine sedimenter og jord. PCB er meget lipofilt og løser seg og akkumulerer i fett. De høye konsentrasjoner av PCB som ble funnet i predatorer i slutten av 1960-årene førte etter hvert til restriksjoner og forbud mot disse produktene. I 1979 ble det i Norge forbud mot å ta i bruk nye produkter som inneholdt PCB (Poleo et al, 1996).

Når det gjelder forekomst og skjebne for PCB i miljøet er flyktighet, biodegradering, vannløselighet, fotostabilitet og bioakkumulering av spesiell interesse (Erickson, 1986). Flyktighet, vannløselighet og bioakkumulering er de viktigste mekanismene til hvordan PCB blir tilført og transportert i miljøet. Biodegradering og fotodegradering har mest betydning for hvordan miljøet renses (Pomerantz et al, 1978). PCB er kjemisk inert og er relativt stabil for oksidasjon, hydrolyse og dekomponering ved sure og alkaliske moderate forhold (Hutzinger et al, 1974). Ved sterkt oksiderende forhold i miljøet kan det forekomme noe PCB oksidasjon, spesielt blant de lavere klorerte bifenyler (Pomerantz et al, 1978). Vannløseligheten er lav og synker med stigende kloreringsgrad. Komponenter med lav kloreringsgrad er generelt mer flyktige. På grunn av den kjemiske stabiliteten må man over 1000°C for å forbrenne PCB (Hutzinger et al, 1974).

Den nåværende hovedkilden for utslipp av PCB til miljøet tyder på å være en resirkulasjon av eldre PCB som har blitt introdusert for miljøet på et tidligere tidspunkt. Denne resirkulasjonsprosessen involverer avdamping av forekomster i vann og jord til atmosfæren med en påfølgende avsetning fra atmosfæren til vann og jord. Denne resirkulasjonen er foreslått som forklaringsmodell på langtransport av PCB til nordområdene (Wania and Mackay, 1993). I tillegg må man også regne med at PCB blir jevnlig sluppet ut fra avfallsdeponier som inneholder PCB holdig materiale og produkter, ved forbrenning av kommunalt søppel og

kloakkslam, samt ved uansvarlig eller ulovlig tømning av PCB holdig materiale i åpne områder.

2 PCB I JORD OG LUFT

Jord blir kontaminert av PCB via atmosfærisk deponering. I tillegg er det mange områder hvor PCB er sølt direkte på jorden, eller hvor PCB holdig materiale er blitt begravet. I jord har PCB begrenset mobilitet, men som vi skal se kan flyktighet til luft være en spredningsvei av lokal og global betydning.

Jord er et spektrum av komplekse materialer som reflekterer variasjonen i bergartene og de organiske restene som jorden er formet av. Jordens egenskaper, som sammensetning av grunnstoffer, partikkelstørrelse, og mineralogi kan relateres mer eller mindre systematisk til bergartenes og de organiske restenes natur og til graden av disse materialenes forvitningsprosess. Forvitningsprosessen kan også medføre at jorden utvikler annerledes fysiske og mineralogiske egenskaper enn egenskapene bergartene og de organiske restene hadde i utgangspunktet. Fysisk forvitring kan redusere kornstørrelsen, noe som øker den totale overflaten på partiklene. Samtidig kan kjemiske forvitningsprosesser produsere mer inngående forandringer ved at mineraler (navngitt som *primære mineraler*) fra bergartene løses eller forandres for så å produsere lag av silikat og oksydmineraler. Disse produktene av forvitring blir referert til som *sekundære mineraler* og har som regel størrelse som leire (< 2 μm). Fordi de har meget stor overflate, bidrar de vesentlig, sammen med nedbrutt organisk materiale (*humus*), til jordens kjemiske reaktivitet (McBride, 1994). For sorpsjon av PCB til jord er det fordelingen til organisk materiale som er den primære mekanismen. Derfor utnytter man gjerne isteden en organisk karbon normalisert fordelingskoeffisient K_{OC} som defineres som $K_{OC} = K_d/f_{OC}$ hvor f_{OC} er fraksjonen av organisk karbon i jord og K_d er den generelle likevektskoeffisienten, som er ratioen mellom konsentrasjonen av PCB i jord og konsentrasjonen av PCB i vann i kontakt med jorden ved likevekt (Sun and Boyd, 1991). Når PCB først har kontaminert jorden, vil de kunne oppholde seg der i mange år, men jorden er neppe et permanent oppholdssted for disse stoffene. Utlekking til grunnvann og biodegradering vil kunne redusere konsentrasjonen av PCB i jord, men høyst sannsynlig er det avdamping til luft som vil dominere. I denne sammenheng er det en del likevektsfordelinger som er viktige. PCB vil kunne fordeles mellom jordpartikler, porevann og luftfylte hulrom. Fordelingen mellom jordpartikler og porevann kan uttrykkes som for sediment-vann fordelingskoeffisienten. Som sagt vil denne i hovedsak være bestemt av mengden organisk karbon i partiklene. Videre kan likevekten og

fordelingen mellom partikler og vann og luftfylte hulrom karakteriseres ved hjelp av Henrys lov konstant. Fordelingskoeffisienten mellom jord og luft er vel etablert. Denne er lineært proporsjonal med oktanol-vann fordelingskoeffisienten og vann-luft fordelingskoeffisienten. En annen likevektsfordeling som er viktig i denne sammenheng er gass-partikkel koeffisienten. Denne er avhengig av damptrykket til forbindelsen og konsentrasjonen av partiklene som er suspendert i luft (Cousins et al, 1999).

Fordelingskoeffisient	Verdi (logaritmisk)	Kongener nummer
Gass-partikkel (log K)	-4,43 - -2,04	3-180
Jord-luft (log K_{SA})	4,91 - 8,47	3-180
Jord-vann (log K_{OC})	3,40 - 7,77	0-209
Oktanol-luft (log K_{OA})	7,01-10,75	3-180
Oktanol-vann (log K_{OW})	4,09 - 8,18*	0-209
Luft-vann (log K_{AW})	0,701 - 1,101	3-180

Tabell 2.1 Fordelingskoeffisienter av betydning for transport av PCB fra jord til luft.

*Hawker and Connell, 1988

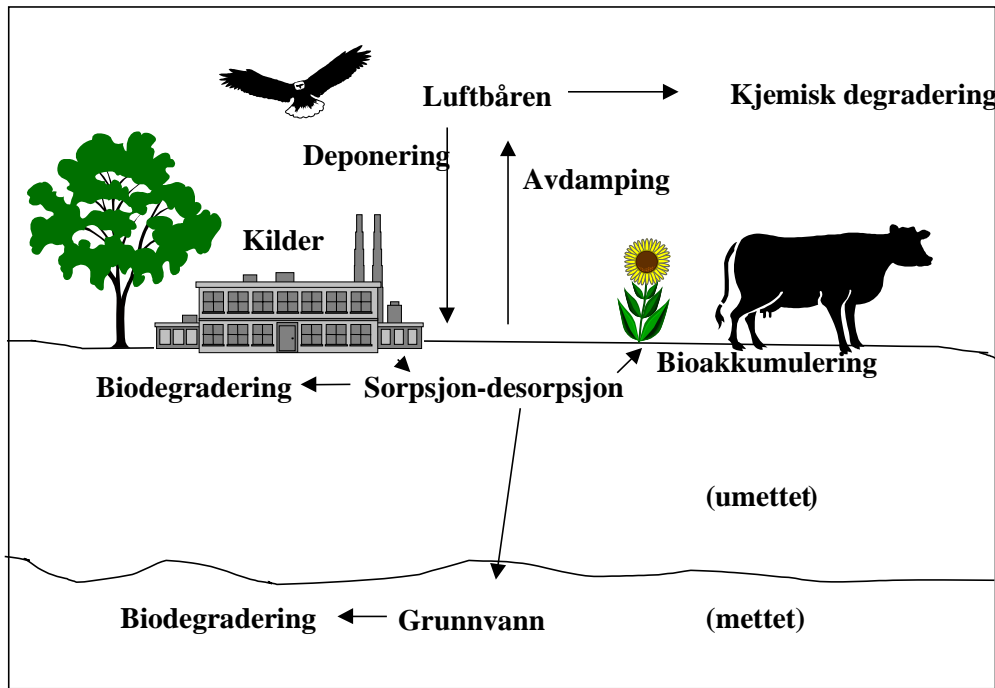
*Girvin and Scott, 1997

*Hippelein and McLachlan, 1998

*Kömp and McLachlan, 1997

Ved å plote noen av disse fordelingskoeffisientene mot hverandre finner man at det er ulike typer av korrelasjoner. Noen av fordelingskoeffisientene kan således uttrykkes som funksjoner av andre. Her følger noen eksempler: $\log K_{SA} = 0,987 \times \log (K_{OW}/K_{AW}) - 1,686 = 0,951 \times \log K_{OA} - 1,754$ (Hippelein and McLachlan, 1998) og $\log K_{OC} = 1,07 \times \log K_{OW} - 0,98$ (Girvin and Scott, 1997) og $\log K_P = 0,639 \times \log K_{OA} - 8,911$ (Kaupp and McLachlan, 1999).

Mange metoder for å forklare kinetikken for sorpsjon og desorpsjon av PCB baserer seg på at det er en lokal likevekt mellom sorpsjon og desorpsjon. Dette kan vise seg å være en egnet antagelse, men det motsatte har blitt vist i mange studier. I disse studiene har sorpsjon og desorpsjon vist seg å være en tofasert prosess med en rask innledende sorpsjon eller desorpsjon som blir fulgt av en mye mer langsom opptaksrate eller utløsningsrate (Cousins et al, 1999) Atmosfærisk deponering til jord skjer ved partikler, aerosoler og damp som blir transportert med regn eller snø, tørr-deponering av partikler, og adsorpsjon av damp i kontaktflaten mellom jord og luft (Cousins et al, 1999).



Figur 2.1 Skjebne for PCB i et terrestrisk miljø

For at det skjer en netto avdamping til luft må damptrykket til PCB i jord overskride damptrykket til PCB i den overliggende luften. Det forutsettes også en transport av PCB fra dypere jordlag til overflatelag. En slik migrering av PCB til jordoverflaten kan skje ved massetransport sammen med fordampende vann, ved en oppover-rettet diffusjon av gass eller vann p.g.a en konsentrasjonsgradient, og gjennom fysisk forstyrrelse av jorden fra invertebrater eller mennesker (Cousins et al, 1999).

Selve utskiftningen av PCB mellom jord og luft påvirkes av noen stoffspesifikke fysiokjemiske egenskaper hvor de viktigste er Henrys lov konstant, oktanol-vann fordelings-koeffisienten og damptrykket. Når det gjelder PCB vil disse egenskapene variere fra lavklorerte til høyklorerte forbindelser, hvor de lavklorerte forbindelsene har høyest flyktighet (Mackay, 1979). Videre vil en forbindelse med lav adsorpsjon til overflater, høy grad av ortho substitusjon og høyere vann/luft fordelingskoeffisient forventes en raskere emisjon til luft (Bidleman, 1988). Dette gjør også at sammensetningen av PCB forbindelser i et kontaminert område vil endres over tid, hvor de høyest klorerte forbindelsene har lengst retensjonstid. Videre er det en del miljøspesifikke faktorer som er viktige. Lavere temperatur forskyver gass-partikkel likevekten mot partikkelfasen. Ved lav temperatur øker også Henrys lov konstant som igjen fører til en kondensering og våt deponering av PCB. Vind kan også ha en effekt, men det er uvisst hvilken. Fuktighet i luft kan ha en stimulerende effekt på avdampingen ved at du får en økning av fuktigheten i jord. Der hvor luftkonsentrasjonene av PCB er høye og lufttemperaturen er lav kan PCB avsettes på ukontaminert jord. Det er klart at i et land som Norge vil avdampingen til

luft være minst på vinteren. Jordegenskaper som fuktighet, innhold av organisk materiale, tekstur, struktur og porøsitet er viktige for transport av PCB fra jord til luft. Av disse er det innholdet av organisk materiale i jord som påvirker transporten av PCB mest.

Egenskaper ved jord	Effekt på transport	Egenskaper ved luft	Effekt på transport	Egenskaper ved PCB	Effekt på transport
Fuktighet↑	↑	Temperatur↑	↑	Klorering↑	↓
TOC↑	↓	Vind↑	↑	Ortho-klor↑	↑
Porestørrelse↑	↑	Fuktighet↑	↑	Vannløselig↑	↑
Tekstur (kornstørrelse)↑	↑	Nedbør	Deponering		
Hydrofobe overflater↑	↓				
Struktur (gryn→plate)	↓				
Erosjon↑	↑				

Tabell 2.2 Stoffspesifikke og miljøspesifikke egenskaper som påvirker transport av PCB fra jord til luft.

Når det gjelder deponering vil vegetasjon ha en viss betydning ved at den totale overflate på vegetasjonen er så mye større en jordoverflaten. Ved at planten akkumulerer PCB kan dette deponeres videre til jorden enten ved at planten dør eller at PCB vaskes av planten ved regnvær (Cousins et al, 1999).

Et interessant spørsmål er hva flyktigheten har av betydning for skjebnen til PCB-kontaminert jord. I England har mengden av PCB i jord avtatt fra 26600 tonn i 1970 til 1500 tonn i 1990. Dersom denne nedgangen hovedsakelig skyldes avdamping betyr det at den midle avdampingen har vært $14 \mu\text{g}/\text{m}^2$ dag (Bignert et al, 1998). Dette viser at avdamping fra jord og sediment kan forklare en stor del av forurensningen av atmosfæren som skjer i dag.

Når det gjelder spredning av PCB i jord er denne meget langsom. En modellering anslo at i løpet av en 30 års periode ville det bare skje minimale endringer i et PCB kontaminert område. (Adeel and Luthy, 1995).

3 PCB I VANN OG SEDIMENT

Polyklorinerte bifenyler (PCB) i akvatiske systemer har en sterk tendens til å bli vidt distribuert i sedimenter, suspenderte partikler og vev hos organismer. På tross av deres begrensede løselighet i vann og lave damptrykk, kan de ulike PCB kongenere som er tilstede i miljøet

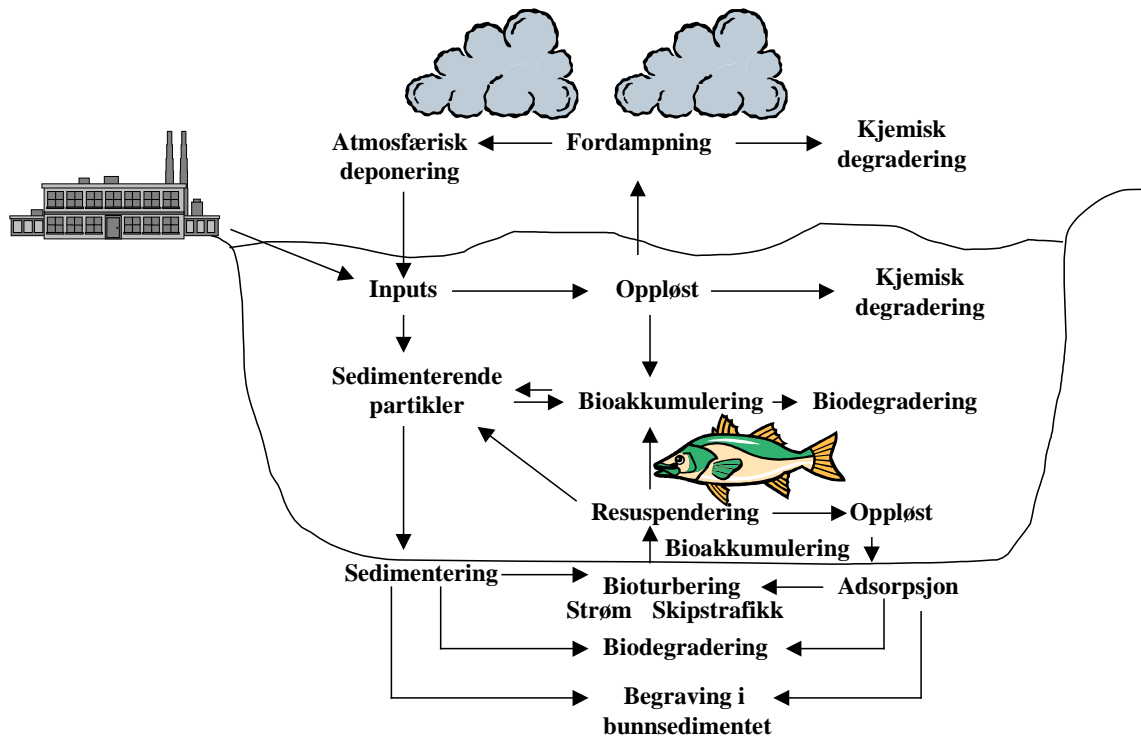
bevege seg mellom sedimentet og den overliggende vannsøylen og dermed bli transportert og spres til hele systemet. Nøkkelen til å forstå denne spredningen er en beskrivelse og kvantifisering av de fysiske, kjemiske og biologiske prosesser som påvirker fluks av PCB fra et medium til et annet. Sedimenter akkumulerer PCB ved at PCB kontaminerte partikler sedimenteres, direkte fordeling fra vannsøylen, og ved antropogene utslipp og dumping.

Sediment består av alle uorganiske og organiske partikler som har sedimentert fra vannmassen. Dette materialet kan derfor være ganske heterogent med tanke på dets fysiske, kjemiske og biologiske karakter. Sedimenter kan ses på som et endepunkt for alt naturlig og antropogent materiale. Sedimenter kan deles inn i fire hovedkomponenter. Den største delen (50 % av volumet) er porevann som okkuperer hulrommet mellom partiklene. Den uorganiske fasen består av fragmenter av stein, skall og mineraler som er et resultat av naturlig erosjon. Organisk materiale okkuperer et mindre volum, men er viktig fordi det kan regulere sorpsjon og biotilgjengelighet av mange kontaminanter. Til sist har vi antropogent materiale som kan inkludere flere typer. PCB i sedimentet vil være fordelt over tre former. Disse er binding til uorganisk sediment, binding til organisk karbon, og fritt PCB. Det er gjerne mengde fritt PCB og i noen utstrekning den kolloidale formen som er kjemisk mobil og kan bli transportert fra sedimentet til vannsøylen.

I likhet med jord er det fordelingen av PCB til organisk materiale som er den primære mekanismen for sorpsjon til sediment. Derfor utnytter man gjerne en organisk karbon normalisert fordelingskoeffisient K_{OC} som defineres som: $K_{OC} = K_d/f_{OC}$ hvor f_{OC} er fraksjonen av organisk karbon i sedimentet og K_d er den generelle likevektskoeffisienten som er ratioen mellom konsentrasjon av PCB i sedimentet og konsentrasjonen av PCB i vannet ved likevekt. Det er blitt observert at K_{OC} verdiene i høy grad er korrelert med oktanol-vann fordelingskoeffisienten. Det er også en viss korrelasjon mellom K_{OC} og sedimentfraksjonen som er mindre enn 63 μm . Det er funnet en negativ korrelasjon mellom K_{OC} og antall ortho substitusjoner i PCB molekylet (Booij et al, 1997). Det organiske innholdet er ikke alltid homogent i sedimentet. Det er vist at spesielt høyt innhold av aromatiske forbindelser i denne fasen vil øke sorpsjon av PCB (Brannon et al, 1998). Mange studier har vist at K_{OC} verdier minker når mengden av fast stoff per volum enhet øker, men mekanismen for dette er lite forstått (Booij et al, 1997).

På grunn av sine hydrofobe og upolare egenskaper vil PCB lett adsorbere eller absorbere til uorganiske eller organiske sedimentpartikler ved hydrofobe interaksjoner. Denne sorpsjonen vil være lineær eller konstant. Store partikler med høy molekylvekt vil nå likevekt med PCB mer

sakte enn små partikler på grunn av sen diffusjon gjennom mikroporer mellom de små partiklene. Mer hydrofobe forbindelser (høyere K_{ow}) og har derfor lavere sorpsjonsrater og desorpsjonsrater. Temperatur har liten effekt på sorpsjonsrater. Innholdet av organisk kolloidalt materiale i suspensjonen gir en høyere sorpsjonskapasitet. Mikrobielle belegg på partiklene vil også øke sorpsjonen (Schorer and Eisele, 1997). Sorpsjonen er reversibel, men ofte veldig sakte på grunn av den lavere diffusjonshastigheten gjennom mikroporene. Forutsetningen for at det skjer en desorpsjon er gjerne at likevekten endres ved at enten tilførselen av PCB i miljøet reduseres eller stopper opp, eller at sedimentet overføres til et område med lavere konsentrasjon av PCB. Mekaniske forstyrrelser og resuspensjon av sedimentene som for eksempel bioturbering (bunndyr som graver i sedimentet) eller gass konveksjon, vil være prosesser som kan initiere en desorpsjon. Som et eksempel kan det nevnes at homogenisering av et PCB kontaminert sediment økte porevannets konsentrasjon av PCB med en faktor på 2 (Burgess and McKinney, 1997). Dersom innholdet av kolloidalt organisk materiale i suspensjonen er høyt blir desorpsjonen langsommere. Videre vil høyere partikkelstørrelse gi en raskere desorpsjon. Desorpsjonsraten vil initialt være rask (0-45 timer), deretter vil den flate ut og sakte nærme seg likevekt. Det kan likevel ta fra uker til år før likevekten er nådd. Dersom sediment og overliggende vannsøyle er i likevekt vil det være en stadig utveksling av PCB mellom vannsøylen og sedimentet. Denne utvekslingen kan involvere følgende prosesser. Spredning av kolloidalt og løst PCB fra sedimentet ved diffusjon, resuspensjon og desorpsjon fra resuspenderte partikler og sedimentering (Achman et al., 1996). Sorpsjonsraten av PCB til suspenderte sedimentpartikler ble funnet å være avhengig av mengden av kolloider fra vannet og fra sedimentene, flokkuleringen av disse kolloidene, og mengden av organisk materiale i sedimentet. Videre avhenger den av flokkuleringsraten til kolloidene og sedimentpartiklene og partikkelstørrelse og tetthet. På grunnlag av dette ble det regnet ut likevektskoeffisienter for tre kongener; $K_d = 1980$ for 2-CB; $K_d = 7590$ for 4,4'-DCB og $K_d = 66100$ for 2,2',4,4',5,5'-HCB (Jepsen et al, 1996).



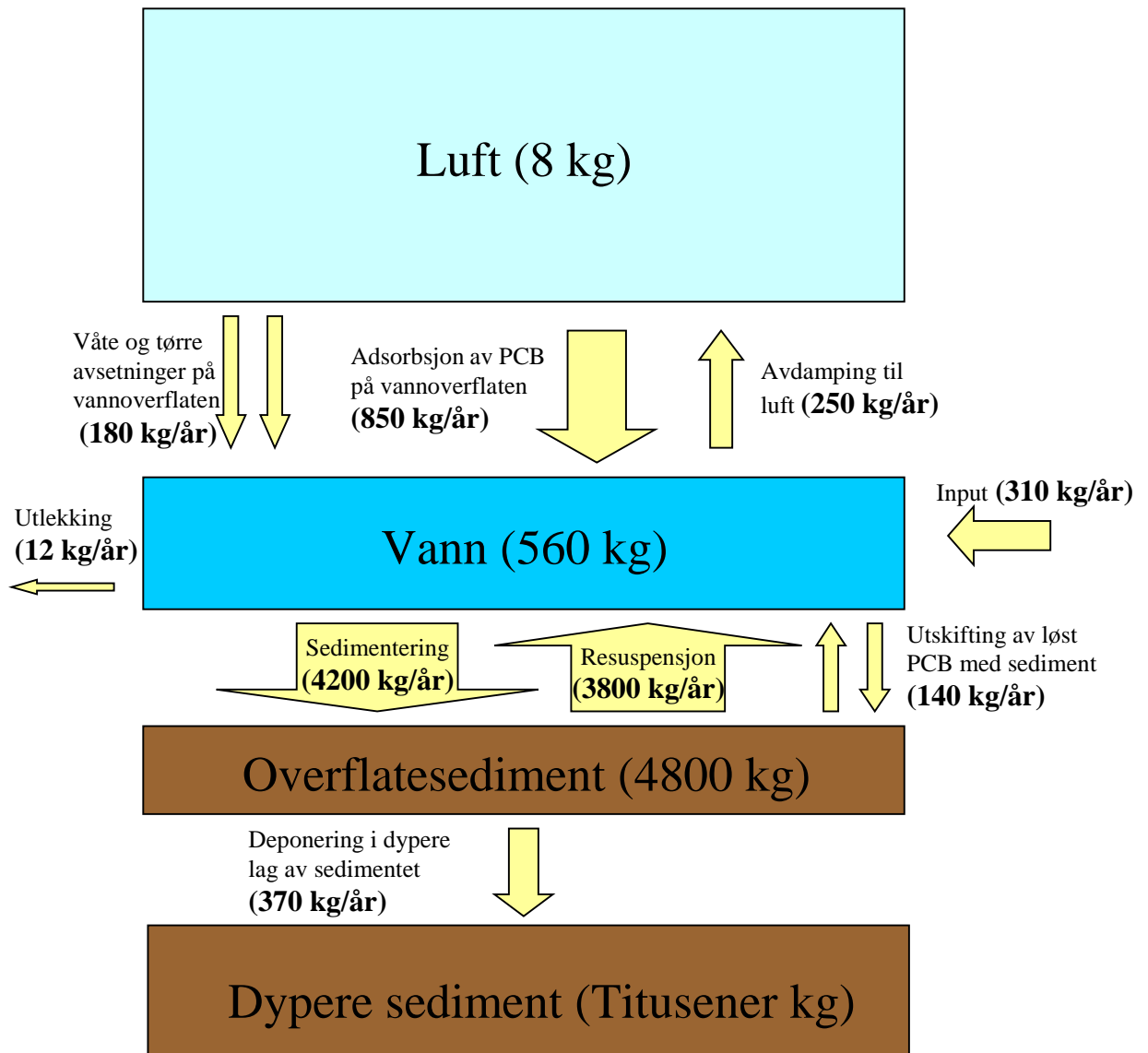
Figur 3.1 Distribusjon og skjebne av PCB i et akvatisk miljø.

I vann er PCB såpass lite løselig at deres affinitet for partikler er så stor, at mengden PCB som bindes til partikler langt vil overskride den mengden som avdampes til luft. Avdamping til luft må allikevel tas med i betraktningen, spesielt gjelder dette sterkt kontaminerte havområder. Det har blitt estimert at så mye som 2,2 kg PCB/år ble avgitt til atmosfæren over et sterkt kontaminert havneområde i New Bedford (Garton et al, 1995). Det er også gjort målinger av gassfasen over Green Bay, Lake Michigan hvor en kalkulering av avdampingen til luft gav en verdi på opp til $1,3 \mu\text{g}/\text{m}^2$ dag (Achman et al, 1993). Avdampingen fra store kontaminerte vannområder kan være hovedveien for tap av PCB fra slike reservoarer (Chiarenzelli et al, 1998). Fra vann kan PCB også bli overført til luft via små dråper fra sprukne vannbobler (Larsson and Sødbergren, 1987). PCB vil også avgis i en strandsone hvor kontaminert sediment kommer i direkte eller nær kontakt med luft. Nylige eksperimenter som måler tapet av PCB fra våte sedimenter og subakvatisk sand viser en sterk korrelasjon mellom fordamping av vann og avdamping av PCB noe som impliserer at PCB kan bli frigjort ved tørking av PCB holdig materiale (Chiarenzelli et al, 1998). Desorpsjonsraten øker når PCB molekyler går i løsning for å erstatte vann som avdampes fra partiklene. Denne prosessen går under navnet Wicking (Bushart et al., 1998). Spredningspotensialet ved avdamping kan være en grunn til ettertenksomhet når det gjelder mudringsprosjekter av stor skala som involverer deponering med kontakt til luft (Chiarenzelli et al, 1998). Avdampingen av PCB kan forsterkes av kjemiske

forandringer og biodegradering som deklorering på grunn av at av mindre flyktige PCB forbindelser omdannes til mer løselige og flyktige forbindelser.

For hver individuell kongener vil det oppstå en likevektstilstand mellom konsentrasjonen i vann og konsentrasjonen på partiklens overflate, hvor balansen er sterkt forskjøvet mot partiklene. På tross av det lille volumet partiklene opptar i vannsøylen kan de således inneholde hoveddelen av mengden av PCB. I Østersjøen ble omtrent halvparten av PCB i vannsøylen funnet å være partikkelbundet om vinteren, mens partikkelbundet PCB om sommeren økte til 90 % (Schulz-Bull et al, 1995). Ved høyt innhold av organiske partikler i vannsøylen som for eksempel ved algeoppblomstringer kan man finne relativt høye konsentrasjoner av PCB i suspensjon, slik som i Kattegat hvor det har blitt funnet 3000 pg/l (Schulz-Bull et al, 1995). Man finner ofte en god korrelasjon mellom den totale konsentrasjonen av PCB i vann og mengden av suspenderte partikler i vannsøylen (DiGiano et al, 1993).

Denne sesongavhengige variasjonen kommer av at flere partikler er tilstede om sommeren som et resultat av høyere biologisk aktivitet. Partikler kan holdes i suspensjon i vannsøylen i dager, uker og måneder, men til slutt vil de nå bunnen. I Østersjøen vil sedimentasjonshastigheten typisk være på 1 meter per dag. Når det gjelder spredning er vann i kontrast til luft mindre effektivt. Ved strøm kan partiklene drive noen titalls kilometer før de når sedimentet. Redistribusjon vil derfor også ha mindre betydning i vann enn i luft. Det er imidlertid ikke transport av partikkelbundet PCB som er den viktigste spredningsveien. I New Bedford Harbor ble det estimert at når tidevannet gikk tilbake ble det en netto tapsrate på opp til 537,6 kg/dag fra vannet i havnen ved transport av PCB løst i vann. Til sammenlikning ble 336 kg/dag fjernet fra havneområdet ved transport av partikulært PCB. Den totale vannkonsentrasjonen i havnen i denne tiden på 0,2 µg/ml (Garton et al, 1996). I Hudson River ble det målt at desorpsjon fra suspenderte partikler kan vise seg å være den viktigste mekanismen for spredning av PCB fra et kontaminert elevesediment (Achman et al, 1996) Dette tyder på at selv om mengden av PCB som er løst i vann er lav i forhold til det som er bundet opp til suspenderte partikler, er det fraksjonen av PCB løst i vann som er den viktigste transportveien for PCB i akvatiske miljø.



Figur 3.2 Kvantiteter og fluks av PCB i luft, vann og sediment i Østersjøen (SEPA, 1998)

PCB som har endt opp i bunnsedimenter vil nødvendigvis ikke bli der for alltid. Strømninger kan på enkelte grunne steder bli så sterke at de rører opp sedimentpartikler og fører dem med seg. I dypere områder av innsjøer og hav vil strømninger langs bunnen være så svake at det sedimenterte materiale vil være uforstyrret i lang tid. Slike bunnsedimenter vil etter hvert øke i tykkelse og er den endelige destinasjon for en stor del av PCB og andre persistente miljøgifter. Dersom videre tilførsler av PCB reduseres eller stopper opp vil de kontaminerte bunnsedimentene stundom dekket av mindre kontaminert materiale. Denne begravelsen av sedimenter vil gi et anoksisk miljø hvor bakteriell nedbrytning kan finne sted. Denne nedbrytningen vil imidlertid foregå såpass seint at vi må regne med høye konsentrasjoner i bunnsedimentene i mange århundrer fremover. Begravelsen vil også medføre at PCB blir utilgjengelig for bunnlevende fauna og andre organismer og således oppføre å representere en trussel for levende

organismer. Før de kontaminerte sedimentene er tilstrekkelig begravet kan PCB igjen frigjøres fra sedimentet. Dette kan skje ved utløsning i vann, opptak via bunnlevende organismer og videre opptak gjennom næringskjedene. Dermed kan kontaminerte sedimenter i mange år fungere som en sekundær kilde for PCB forurensninger. Da en i mange havner er avhengig av seiledybde og derfor må mudre, kan dette medføre at begravet PCB påny blir biotilgjengelig.

Grunnere vann vil sjelden lide av oksygenmangel og bunnlevende organismer som mark, bløtdyr, krepsdyr og insektlarver (ferskvann) vil forekomme. Disse lever mer eller mindre nedgravd i bunnen og vil være under konstant eksponering av PCB fra sedimentet. Som et resultat kan det oppstå en likevektstilstand mellom konsentrasjon av PCB i sedimentene og konsentrasjon i organismene. I sedimentene vil PCB hovedsakelig være bundet til organiske karbonforbindelser, mens de i organismene vil forekomme i størst konsentrasjon i fettvevet. Det er derfor mulig å predikere mengden av PCB i organismene dersom vi kjenner mengden av PCB i sedimentet samt innhold av organisk karbon i sedimentet og fettinnhold i organismene. I vann med høyt innhold av humus vil gjerne PCB bindes til de store humuspartiklene og har således mindre mulighet for å bli tatt opp av organismer gjennom gjeller og skinn. Dette gjelder også vann med høyt innhold av alger. PCB vil fortynnes i den økte mengden biologisk materiale, samtidig som det vil være mer organisk materiale og partikler i vannsøylen og høyere sedimentasjonsrate. Det betyr at organismer kan få en viss beskyttelse for PCB og andre kontaminanter i et eutroft miljø (SEPA, 1999).

Ved et litteraturstudie av konsentrasjoner av PCB i sedimenter og i den overliggende vannsøylen er det funnet en sammenheng hvor $\log[\text{PCB}]_w = 0,54 \times \log[\text{PCB}]_s - 3,8$ (Rowan and Rasmussen, 1992). Denne sammenhengen ble funnet for et konsentrasjonsområde fra 5 - 250 $\mu\text{g PCB/kg sediment}$.

Fordelingen av PCB ble studert i Sverige ved hjelp av bruk av mesokosmos. Dette studiet viste at fordelingen av PCB i et akvatisk miljø stort sett følger størrelsen på de ulike lagre av fettstoffer i systemet. Transporten fra sediment til vann minket på vinteren. Dette falt stort sett sammen med lavere temperatur som betyr senket aktivitet av bunndyr (bioturbering), mikrobiell aktivitet, seinere desorpsjon, og reduserte deponier av fett i vannsøylen. Temperaturen så også ut til å kontrollere konsentrasjonen av PCB i luften over mesokosmoset, noe som tyder på at PCB ble transportert til luft ved fordampning (Larsson and Södergren, 1987).

4 NEDBRYTNING

Nedbrytning av PCB kan skje ved bakteriell nedbrytning, biodegradering i høyere organismer, og ved oksidasjon i atmosfæren. Mange forskere har rapportert om et knippe med faktorer som påvirker mikrobiell degradering av PCB i miljøet. Vannløselighet, flyktighet, pH, temperatur, oksygen, tilgjengelig næringsstoffer samt reaksjon med omliggende materiale (Waid, 1986). PCB kan brytes ned av en rekke anaerobe bakterier ved reduktiv deklorering. Anaerobe bakterier angriper særlig PCB med høyere kloreringsgrad (≥ 5 kloratomer). En rekke forsøk har vist at denne prosessen hovedsakelig skjer med klor i meta eller para posisjon, slik at mengden av høyklorerte PCB reduseres og mengden av lavklorerte PCB med klor i ortho-stilling øker (Pedersen og Semb, 1996). Deklorering er påvist i en rekke ferskvanns- og marine sedimenter i USA (Pedersen og Semb, 1996). Dette indikerer at anaerob deklorering kan være en naturlig prosess ved PCB kontaminering, selv om reaksjonshastighetene er meget lave. PCB kan også brytes ned ved en aerob oksidasjonsprosess. Den aerobe prosessen kan utføres av en rekke forskjellige mikroorganismer og omfatter de lavest klorerte PCB kongenere (≤ 4 kloratomer). En rekke laboratorieforsøk har vist at hovedmekanismen involvere dannelsen av 2,3,-dihydro-2,3-dihydroxy PCB, som via enzymatisk påvirkning brytes ned til tilsvarende klorerte benzosyrer. Disse kan så brytes ned til karbondioksid, vann, klorid og biomasse. Selv om denne typen av PCB nedbryting er nøye karakterisert fra laboratorieforsøk, er den bare i ett tilfelle funnet å foregå i sedimenter i naturen (elvesediment fra Hudson River, USA). Det er usikkert om det kan forekomme på andre lokaliteter. Det må nevnes at små konsentrasjoner av PCB kan stimulere bakterievekst ved å tilføre karbon, men høye konsentrasjoner er giftig for mikroorganismene. Noen kongenere degraderer lettere dersom de er tilstede sammen med andre kongenere. Dette skyldes ko-metabolisme som er en vanlig mikrobiell prosess (Barriault and Sylvestre, 1993). Det er lite trolig at nedbrytning har noen betydning for miljøproblemene knyttet til PCB kontaminering fordi nedbrytingsreaksjonene i naturen skjer med meget lav hastighet (Pedersen og Semb, 1996). Det har vært antatt at en anaerob nedbryting av PCB innebærer vesentlige fordeler for miljøet (Pedersen og Semb, 1996). For det første vil dekloreringen hovedsakelig foregå i meta- og para-posisjon slik at mengden høyklorerte non-ortho substituerte PCB reduseres. Dermed reduseres det toksiske potensialet av PCB kontaminerte sediment fordi non-ortho substituerte kongenere med høy kloreringsgrad har vist seg å være de mest toksiske (Quensen et al, 1992; Abramowicz, 1994). Det er også sagt at

anaerob deklorering vil bidra til en reduksjon av bioakkumuleringspotensialet for PCB i sedimenter (Abramowicz, 1994). Selv om dette kan være tilfelle i noen lokaliteter som Hudson River (Mondello et al, 1998) kan det i lys av nye resultater argumenteres for at dette ikke gjelder generelt. Lavklorerte ortho-substituerte PCB kongenere har vist seg å forårsake alvorlige skader på nervesystemet hos mennesker og laboratoriedyr (Seegal, 1996). I tillegg er det også rapportert mange andre giftvirkninger av disse kongenere (Voie et al, 1998; Voie and Fonnum, 1998; Voie and Fonnum, 1999). En anaerob deklorering vil dessuten produsere flyktige og mer mobile datterprodukter som har et større spredningspotensiale som også kanskje vil kunne være mer biotilgjengelige. Laboratiestudier har vist en korrelasjon mellom høy kloreringsgrad og bioakkumulerbarhet (van Bavel et al, 1996). Disse forsøkene sier imidlertid ingenting om hva som faktisk er biotilgjengelig. Derfor er det mulig at de lettere klorerte ortho-substituterte PCB forbindelsene som er langt mer biotilgjengelig enn de tyngre forbindelsene blir tatt mest opp i organismer selv om de har lavere bioakkumulerbarhet. Dette kan være med på å forklare hvorfor det ikke ble funnet høye konsentrasjoner av høyklorerte non-ortho substituerte kongenere, men derimot ble funnet høye konsentrasjoner av lettere ortho-substituerte kongenere i ringsel (*Phoca hispida*) og gråsel (*Halichoerus grypus*) fra Østersjøen (Olsson, 1993). Bioakkumulering i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Østersjøen var også høyest for lavklorinerte kongenere (Gilek et al, 1996). Det er også vist at det kan forekomme anaerob nedbrytning av PCB i jord (Haluska et al, 1993). Mikrobiell nedbrytning av PCB vil sterkt avhenge av de stedspesifikke og stoffspesifikke forhold. Det er for eksempel vist at selv ved gode stedspesifikke forhold slik som i Hudson River ble det ikke registrert noen nedgang i enkelte kongenere som 2,2,4,4'-tetraklorobiphenyl selv om andre kongenere ble nedbrutt (Rhee et al, 1993). Det er også sannsynlig at mange lokaliteter ikke har de mikrobielle forhold som skal til for at en fullstendig nedbrytning kan finne sted. Feltstudier av naturlig nedbrytning av PCB i jord tyder på at denne nedbrytningen er meget begrenset (Kastanek et al, 1999).

Det er resultater som peker i retning av at det kan være en betydelig nedbrytning av enkelte PCB kongenere i luft. Det er funnet en nedgang i konsentrasjonen av lettere klorerte PCB kongenere på dagen i forhold til natten. Det er foreslått at denne nedbrytningen skjer ved at hydroksyl radikalet angriper karbonskjelettet i molekylet. Denne reaksjonen skjer lettest med de lettere klorerte kongenere ettersom de har et mer ubeskyttet karbonskjelett. Det er beregnet at dette kan være den største faktoren for nedbrytning av PCB i en global skala (Eisenreich et al, 1999). Ut fra målinger av atmosfæriske konsentrasjoner av PCB over Great Lakes (USA) ble det estimert en halveringstid på 5-9 år for atmosfærisk PCB (Hillery, et al, 1998). Det er funnet gode overenstemmelser med halveringstiden i luft og halveringstiden i den

underliggende vannsøylen noe som tyder på en rask likevekt mellom luft og vann (Hillery et al, 1998) Degradering av PCB ved hjelp av UV lys har blitt observert i laboratoriet (Shimura et al, 1996).

Kongener	$k_e \pm (\text{sd})$
4	6.0 \pm (1.1)
7	12.1 \pm (4.0)
31	6.8 \pm (2.9)
44	5.7 \pm (2.3)
47	6.4 \pm (2.4)
110	2.7 \pm (2.2)

Tabell 4.1 Gjennomsnittlige rater (k_e in 10^{-12} cm^3/s) for tap av spesifikke PCB kongenerer fra luftprøver i USA.

5 MODELLERING AV PCB I MILJØET

For å kunne forutsi hva som kommer til å skje med en PCB forurensning over tid er det nødvendig å ta i bruk matematiske modeller for å gjøre beregninger. Problemet med slike modeller er at de er avhengig at man har gode data for transport av PCB mellom de ulike media, degradering i de ulike media, og netto tilførsel inn og transport ut av hvert medium (Stiver and MacKay, 1994). Slike gode data kan imidlertid være tidkrevende og vanskelig å fremskaffe. Det er derfor vanlig å utnytte forholdsvis enkle modeller ved slike prediksjoner, hvor man benytter seg av høye sikkerhetsfaktorer dersom prediksjonene skal utnyttes i en risikovurdering.

Litteratur

- (1) Abramowicz D (1994): Aerobic PCB biodegradation and anaerobic PCB dechlorination in the environment, *Res Microbiol* **145**, 1, 42-46.
- (2) Achman D R, Brownawell, B J, Zhang L (1996): Exchange of polychlorinated biphenyls between sediments and water in the Hudson River Estuary, *Estuaries* **19**, 4, 950-965.
- (3) Achman D R, Hornbuckle K C, Eisenreich S J (1993): Volatilization of polychlorinated-biphenyls from green bay, Lake-Michigan, *Environmental Science & Technology* **27**, 1, 75-87.
- (4) Adeel Z, Luthy R G (1995): Modeling transport of multiple organic compounds: segregated transport-sorption/solubilization numerical technique, *Wat Res Res* **31**, 8, 2035-2045.
- (5) Alcock R E, Johnston A E, McGrath S P, Berrow M L, Jones K C (1993): Long-term changes in the polychlorinated biphenyl content of UK soils. *Environ Sci Technol*.
- (6) Barriault D, Sylvestre M (1993): Factors affecting PCB degradation by an implanted bacterial strain in soil microcosms, *Can J Microbiol* **39**, 6, 594-602.
- (7) Bignert A, Olsson M, Persson W, Jensen S, Zakrisson S, Litzen K, Eriksson U, Häggberg L, Alsberg T (1998): Temporal trends of organochlorines in Northern Europe, 1967-1995, Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures, *Environ Poll* **99**, 177-198.
- (8) Booij K, van der Meer J, Kwast D, de Boer J L (1997): Sorption of polychlorinated biphenyls by North Sea sediments, *J Sea Res* **37**, 49-66.
- (9) Borén H, Grimvall A (1996): Klororganiska föroreningar- naturen den största producenten, *Kemivärlden* **8**, 26-28.
- (10) Brannon J M, Davis W M, McFarland V A, Hayes C (1998): Organic matter quality and partitioning of PCB. Bull, *Environ Contam Toxicol* **61**, 333-338.
- (11) Bremle G, Larsson P (1998): PCB in the air during landfilling of a contaminated lake sediments, *Atmosph Environ* **32**, 1011-1019.
- (12) Burgess R M, McKinney R A (1997): Effects of sediment homogenisation on interstitial water PCB geochemistry, *Arch Environ Contam Toxicol* **33**, 125-129.
- (13) Burton Jr G.A (1992): Sediment toxicity assessment, Lewis Publishers, Chelsea, 457.
- (14) Bushart S E, Bush B, Barnard E L, Bott A (1998): Volatilization of extensively dechlorinated biphenyls from historically contaminated sediments, *Environ Toxicol Chem* **17**, 10, 1927-1933.

- (15) Chiarenzelli J, Scrudato R, Bush B, Carpenter D, Bushart S (1998): Do large scale remediation and dredging events have the potential to release significant amounts of semivolatile compounds to the Atmosphere?, *Environ Health Persp* **106**, 47-49.
- (16) Cousins I T, Beck J B, Jones K C (1999): A review of the processes involved in the exchange of semi-volatile organic compounds (SVOC) across the air-soil interface, *Sci Tot Environ* **228**, 5-24.
- (17) Crowley D E, Alvey S, Gilbert E S (1997): Rhizosphere ecology of xenobiotic-degrading microorganisms.
- (18) DiGiano F A, Miller C T, Members A S C E, Jeyong Y (1993): Predicting release of PCBs at point of dredging, *J Environ Engineer* **119**, 1, 72-89.
- (19) Erikson M D (1986): Analytical chemistry of PCBs, Butterworth Publishers, London, 508.
- (20) Garton L S, Bonner J S, Ernest A N, Autenrieth R L (1995): Fate and transport of PCBs at the New Bedford harbor superfund site, *Environ Toxicol Chem* **15**, 5, 736-745.
- (21) Gilek M, Björk M, Broman D, Kautsky N, Näf C (1996): Enhanced accumulation of PCB congeners by Baltic Sea blue mussels, *Mytilus edulis*, with increased algae enrichment, *Environ Tox and Chem* **15**, 1597-1605.
- (22) Girvin D C, Scott A J (1997): Polychlorinated biphenyl sorption by soils: Measurement of soil-water partitioning coefficients at equilibrium, *Chemosphere* **35**, 9, 2007-2025.
- (23) Gong Y, Depinto J V, Rhee G Y, Liu X (1998): Desorption rates of two PCB congeners from suspended sediments-I Experimental results, *Wat Res* **32**, 2507-2517.
- (24) Haluska L, Balaz S, Dercova K, Benicka E, Krupcik J, Bielek P, Lindisova G (1995): Anaerobic degradation of PCB in soils, *Intern J Environ Anal Chem* **58**, 327-336.
- (25) Hawker D W, Connell D W (1988): Octanol-water partition coefficients of polychlorinated biphenyl congeners, *Environ Sci Technol* **22**, 382-387.
- (26) Hillery B R, Simcik M F, Basu I., Hoff R M, Strachan W M, Burniston D, Chan C H, Brice K H, Sweet C W, Hites R A (1998): Atmospheric deposition of toxic pollutants to the Great Lakes as measured by the intergrated atmospheric deposition network, *Environ. Sci Technol* **32**, 2216-2221.
- (27) Hippelein M, McLachlan M S (1998): Soil/Air partitioning of semivolatile organic compounds, 1. Method development and influence of physical-chemical properties, *Environ Sci Technol* **32**, 310-316.
- (28) Hutzinger O, Safe S, Zitko V (1974): The chemistry of PCBs. CRC Press, Inc, Florida. 268.
- (29) Jepsen R, Lick W (1996): Parameters affecting the adsorption of PCBs to suspended sediments from the Detroit River, *J Great Lakes Res* **22**, 2, 341-353.

- (30) Kaupp H, McLachlan M S (1999): Gas/particle partitioning of PCDD/Fs, PCBs, PCNs and PAHs, *Chemosphere* **38**, 14, 3411-3421.
- (31) Kastanek F, Demnerova K, Pazlarova J, Burkhard J, Maleterova Y (1999): Biodegradation of polychlorinated biphenyls and volatile chlorinated hydrocarbons in contaminated soils and ground water in field conditions, *Int Biodegrad Biodeg* **44**, 1, 39-47.
- (32) Landgraff O, Kamman U, Steinhart H (1992): The distribution of cyclic organochlorines in sediments from the North Sea and the German Bight: an overview, *Analisis Magazine* **20**, 74-77.
- (33) Larsson P, Södergren A (1987): Transport of polychlorinated biphenyls (PCBs) in freshwater mesocosms from sediment to water and air. *Water, Air and Soil Pollution* **36**, 33-46.
- (34) Lead W A, Steinnes E, Bacon J R, Jones K C (1997): Polychlorinated biphenyls in UK and Norwegian soils: spatial trends and temporal trends, *Sci Tot Environ* **193**, 229-236.
- (35) Lead W A, Steinnes E, Jones K C (1996): Atmospheric deposition of PCBs to Moss (*Hylocomium splendens*) in Norway between 1977 and 1990.
- (36) McBride M B (1994): Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York, 406.
- (37) Mondello F J, Abramowicz D A, Rhea J R (1998): Natural restoration of PCB-contaminated Hudson River sediments, *Biological Treatment of Hazardous Wastes* (Eds Lewandowski, DeFilippi), John Wiley and Sons.
- (38) Pedersen-Bjergaard S, Semb S I (1996): Hva skjer med polyklorerte bifenyler i sedimenter?, *Kjemi* **1**.
- (39) Polmerantz I, Burke J, Firestone D, McKinney J, Roach J, Trotter W (1978): Chemistry of PCBs and PBBs. *Environ, Health Perspect* **24**, 133-146.
- (40) Quensen J F, Tiedje J M (19??): Evaluation of PCB dechlorination in sediments, *Methods in Biotechnology, 2: Bioremediation protocols*, 257-273.
- (41) Quensen J F, Tiedje J M, Boyd S A, Enke C, Lopshire R, Giesyl J, Mora M, Crawford R, Tillitt D (1992): Reprints: International Symposium on Soil Decontamination Using Biological Processes, Karlsruhe, 6-9. December, 91-100.
- (42) Rhee G Y, Sokol R C, Bethoney C M, Bush B (1999): A long-term study of anaerobic dechlorination of PCB congeners by sediment microorganisms - pathways and mass-balance, *Environ Toxicol Chem* **12**, 10, 1829-1834.
- (43) Rowan D J, Rasmussen J B (1992): Why don't Great Lakes fish reflect environmental concentrations of organic contaminants? - An analysis of between-lake variability in the ecological partitioning of PCBs and DDT, *J Great Lakes Res* **18**, 4, 724-741.
- (44) Schorer M, Eisele M (1997): Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment, *Water Air and Soil Pollution* **99**, 1-4, 651-659.

- (45) Schulz-Bull D E, Petrick G, Kannan N, Duinker J C (1995): Distribution of individual chlorobiphenyls (PCB) in solution and suspension in the Baltic Sea, *Mar Chem* **48**, 245-270.
- (46) Scrimshaw M D, Lester J N (1996): The occurrence and effects of organic micro-pollutants in salt marsh sediments with refernce to the UK Essex coast: A review, *Environ Techn* **17**, 951-964.
- (47) Shimura M, Koana T, Fukuda M, Kimbara K (1996): Complete degradation of polychlorinated biphenyls by a combination of ultraviolet and biological treatments, *J Ferm Bioeng* **81**, 6, 573-576.
- (48) Stiver W, Mackay D (1994): Linear superpsition in modelling contaminant behaviour in aquatic systems, *Wat Res* **29**, 1, 329-335.
- (49) Sun S, Boyd S A (1991): Sorption of polychlorinated biphenyl (PCB) congeners by residual PCB-oil phases in soils, *J Environ Qual* **20**, 557-561.
- (50) Swedish environmental protection agency (SEPA) (1998): Monitor 16. Persistent Organic Pollutants, A Swedish view of an international problem, Claes Bernes AB Fälths Tryckeri, Värnamo, 152.
- (51) Vanier C, Sylvestre M, Planas D (1996): Persistence and fate of PCBs in sediments of the Saint Lawrence River, *Sci Tot Environ* **192**, 229-244.
- (52) Vrana B, Tandlich R, Balaz S, Dercova K (1998): Aerobic biodegradation of polychlorinated biphenyls by bacteria, *Biologia Bratislava* **53**, 251-266.
- (53) Waid J S (1986): PCBs and the environment, Volume II, CRC Press, Inc, Florida, 191.
- (54) Wania F, Mackay D (1993): Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions, *Ambio* **22**, 10-18.
- (55) Wania F, Mackay D (1995): A global distribution model for persistent organic chemicals, *Sci Tot Environ* **160/161**, 211-232.
- (56) Wania F, Mackay D (1996): Tracking the distribution of persistent organic pollutants. Control strategies for these contaminants will require a better understanding of how they move around the globe, *Environ Sci Techn* **30**, 390-396.

FORDELINGSLISTE

FFIBM
Dato: 20 september 2000

RAPPORTTYPE (KRYSS AV)		RAPPORT NR.	REFERANSE	RAPPORTENS DATO				
<input checked="" type="checkbox"/>	RAPP	<input type="checkbox"/>	NOTAT	<input type="checkbox"/>	RR	2000/04842	FFIBM/720/138	20 september 2000
RAPPORTENS BESKYTTELSESGRAD				ANTALL EKS UTSTEDT	ANTALL SIDER			
UGRADERT				67	26			
RAPPORTENS TITTEL				FORFATTER(E)				
PCBs OPPFØRSEL I LUFT, VANN, JORD OG SEDIMENT				VOIE Øyvind Albert				
FORDELING GODKJENT AV FORSKNINGSSJEF:				FORDELING GODKJENT AV AVDELINGSSJEF:				

EKSTERN FORDELING

INTERN FORDELING

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	TIL
1		FBT/SV	14		FFI-Bibl
1		v/Egil Danielsen			Adm direktør/stabssjef
2		FBT/S	1		FFIE
1		v/Terje Harberg	1		FFISYS
1		VSD	1		FFIBM
1		v/Orlkapt Roald Hennø	1		FFIN
2		FO	1		Bjørn Arne Johnsen, FFIBM
1		v/Kom kapt Jon Ole Siggerud	5		Øyvind Voie, FFIBM
1		HFK	1		Arnt Johnsen, FFIBM
1		v/Lt Sigrid Finsrud	1		Helle Rosslund, FFIBM
1		LFK	1		Marita Ljønes, FFIBM
1		v/Kapt Tor Melvold	1		Thor Engøy, FFIBM
1		SFK	5		Kjetil Longva, FFIBM
1		v/Harald Juvik			
1		Norges veterinærhøgskole			
1		v/Vidar Berg			
2		P.boks 8146 Dep., 0033 Oslo			
1		Statens forurensningstilsyn			
1		v/Bjørn Bjørnstad			
1		Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo			
1		Det Norske Veritas			
1		v/Jens Laugesen			
1		Veritasvn. 1 1322 Høvik			
1		Akvaplan-Niva AS			
1		v/Anita Evenset			
1		9296 Tromsø			
1		Norsk Polarinstitutt			
1		v/Katrine Borgå			
1		Polarmiljøsenderet, N- 9296 Tromsø			

FFI-K1 Retningslinjer for fordeling og forsendelse er gitt i Oraklet, Bind I, Bestemmelser om publikasjoner for Forsvarets forskningsinstitutt, pkt 2 og 5. Benytt ny side om nødvendig.

EKSTERN FORDELING**INTERN FORDELING**

ANTALL	EKS NR	TIL	ANTALL	EKS NR	
1		SINTEF	1		Arnljot Strømseng, FFIBM
1		v/Tormod Briseid PB 124, 0314 Oslo			FFI-veven
1		NIVA			
1		v/John Arthur Berg PB 173, 0411 Oslo			
		www.ffi.no			

