

Mikroforurening PCB

Afloesningsopgave
Kemisk miljoelaere
2610

Tor Roennow
Thomas Hessellund

juni 1990

Mikroforurening PCB

Afloesningsopgave
Kemisk miljoelaere
2610

Tor Roennow
Thomas Hessellund

juni 1990

RESUMÉ

Begrebet mikroforurening introduceres med specielt henblik på carbogenerne, og det omtales, hvorledes sporanalyse har frembragt viden om stoffers omnipresens. Det foreslås, at man vurderer en mikropollutants miljømæssige signifikans på grundlag af årsagskæden og på indgående beskrivelse af de til denne forbundne forhold. Vigtige kædeelementer opridses : fysiske/kemiske egenskaber, kilder, stofspredning, bioakkumulation, toksicitet.

I en "case-story" redegøres for PCB's omnipresens. Forhold såsom anvendelse (kilder), struktur og toksicitet, koplanaritet, enzymin- duktion og dannelse af hyperreaktive intermediære, bioakkumulation, og forekomst i miljøet omtales. Endvidere redegøres der for forskel- lige fødevarers PCB-indhold, og det vurderes, at specielt fiskespis- ere trues af PCB-"forurening". Der gives eksempler på PCB's skadeli- ge effekter i mennesket. Det konkluderes, at PCB udgør en mikropol- lutant af største farlighed, og at "mikroforurening" som begreb og realitet i høj grad skal tages alvorligt.

Arbejdet bygger på videnskabelige artikler af ny dato og giver således et tidssvarende billede af vor viden om en mikropollutants egenskaber og miljømæssige konsekvenser.

INDHOLDSFORTEGNELSE

1	Introduktion.....	1
1.1	Mikroforurening.....	1
1.2	Carbogener.....	3
1.3	Sporanalyse.....	3
2	Arsagskæden.....	4
2.1	Kilder.....	4
2.2	Spredning.....	5
2.2.1	Mekanisk spredning.....	5
2.2.2	Biologisk spredning.....	6
2.3	Bioakkumulation.....	6
2.3.1	Væsentlige faktorer.....	6
2.3.2	Økotoxikologiske modeller for bioakkumulation....	7
2.4	Toksicitet.....	7
2.5	Effektvurdering.....	8
2.6	Arsagskæden, overblik.....	8
3	Case-story, PCB.....	9
3.1	Polychlorerede biphenyler (PCB).....	10
3.2	Struktur og toksicitet.....	11
3.2.1	Koplanaritet.....	11
3.2.2	Enzyminduktion.....	11
3.2.3	PCB-isomere af størst miljømæssig signifikans....	13
3.2.4	Evaluering af PCB-forurening.....	14
3.3	Bioakkumulation.....	14
3.3.1	Kinetik.....	14
3.3.2	Generelt.....	16
3.4	Status.....	16
3.5	PCB i middelhavsområdet.....	16
3.5.1	Middelhavet.....	17
3.5.2	Produktion.....	17
3.5.3	Målemetoder.....	18
3.5.4	Forekomst af PCB.....	18
3.5.4.1	Havluft.....	18
3.5.4.2	Havvand.....	18

3.5.4.3	Sedimenter.....	18
3.5.4.4	Mikroplankton.....	19
3.5.4.5	Alger.....	19
3.5.4.6	Blåmuslinger.....	19
3.5.4.7	Fisk.....	20
3.5.4.8	Andre havorganismer.....	20
3.5.4.9	Fugle.....	20
3.5.5	Diskussion.....	20
3.6	PCB og mennesker.....	21
3.6.1	PCB i fødevarer.....	21
3.6.1.1	Data.....	21
3.6.1.2	Vurdering.....	22
3.6.1.3	Spisevaner. Udsatte grupper.....	22
3.6.2	Struktur, forekomst og miljøtrussel.....	22
3.6.3	Eksempler på skadelige effekter.....	23
3.6.3.1	Yusho og Yucheng.....	24
3.6.3.2	Neuroadfærdsmæssige fejlfunktioner i brandmænd.....	24
3.6.3.3	Aborter. Teratogenitet.....	25
3.7	Konklusion på "case-story".....	25
4	Konklusion.....	26

Referencer

Bilag

1. Introduktion.

Nærværende tjener som afløsningsopgave i kurset Kemisk Miljølære (2610). Det akademiske sigte er at omtale forurening på sporanalyse-niveau - mikroforurening - og belyse konsekvenserne heraf. Som "case-story" omtales stofgruppen PCB, hvis egenskaber og hertil forbundne miljøproblemer således belyses.

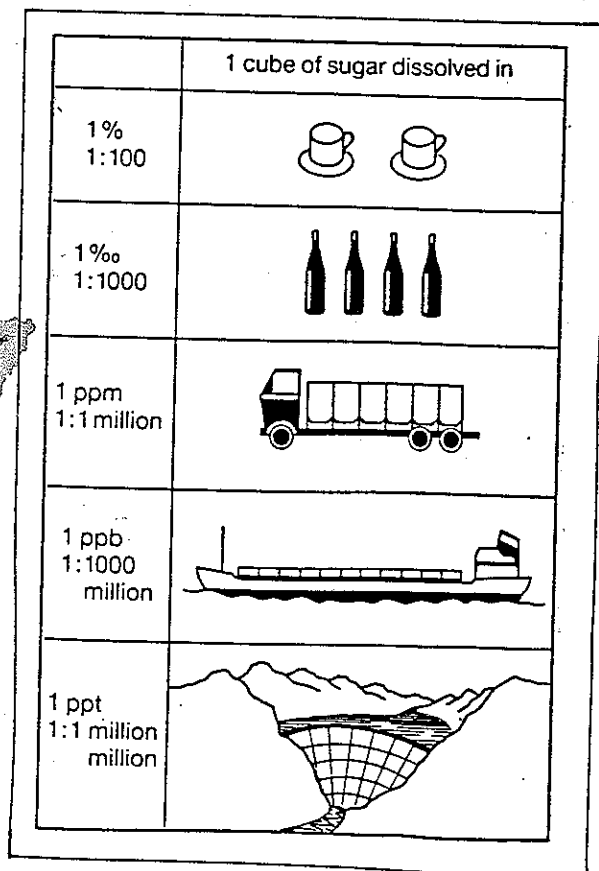
1.1 Mikroforurening.

Traditionelt opfattes forurening som værende af lokal natur, f.eks. forurening af specifikke naturområder, i forbindelse med specifikke virksomheder, smog i byer osv. At alle relativt letspredelige stoffer, organiske som uorganiske, synes at være omnipresente vil vi betegne som "mikroforurening". Mikroforurening er et blandt lægfolk forholdsvis ukendt begreb, omend de fleste vel kender til mikropollutanter som DDT og dioxin.

Mikroforurening resulterer i, at man kan sige, at alting invariabelt indeholder en lille smule af alting. Det er klart, at der er tale om forurening i ekstremt små koncentrationer, nemlig typisk af størrelsesordenerne ppm., ppb., ppt., eller endog niveauer under disse. Figur 1 giver et vist indtryk af disse størrelsesordener.

Det der er meget vigtigt at slå fast er, at der er tale om en global forurening, af hele troposfæren, af hele biosfæren. Man bør dvæle lidt ved dette.

Det der nemlig siges, er, at samtlige "ikke-nedbrydelige" kemikalier forefindes overalt på kloden, og altså også i hver enkelt levende organisme, i hvert enkelt menneske. I ethvert et æg og enhver en sædcelle. I luft, vand, jord og næring. Simpelt hen over alt.



Figur 1. Størrelsesordener. Løst fra "The

Udover at det er interessant at konstatere altets omnipresens i altet, så giver mikroforurening som begreb og realitet anledning til en række vigtige spørgsmål af både medicinsk, fænomenologisk og filosofisk karakter.

Mest påtrængende er det naturligvis at vide, om en mikropollutants omnipresens kan og vil give anledning til "dramatiske" påvirkninger og ændringer af såvel individers som populationers "naturlige velbefindende" og trivsel.

Hvad angår mennesket, så er cancerudbrud, ufrivillige aborter, evnesvaghed, misfostre, neurotiske og somatiske sygdomme m.m. interessante og samfundsmæssigt dybt alvorlige konsekvenser, som mikroforurening kan tænkes at give anledning til.

Hvad angår den levende natur som helhed, så har "mikroforurening" været en uundværlig faktor i evolutionens forløb[11]. Det kan udmærket tænkes, at de anthropogene mikropollutanter kan give anledning til store forskydninger i arternes fortsatte udvikling og forekomst. De fremstormende "kaos"-teorier synes at kunne bekræfte dette.

Da mikroforurening i princippet omfatter mange millioner af stoffer, så er det naturligvis også interessant, om de i det levende kan give anledning til additive og/eller synergistiske effekter med deraf følgende komplikationer.

Det fremgår således, at mikroforurening er en realitet af største interesse og at det må være videnskaben særdeles magtpåliggende kvantitativt og kvalitativt at beskrive, hvorvidt såvel ovenstående som andre konsekvenser kan vurderes at være i praksis egentlige og direkte følger af mikropollutanter's omnipresens. At beskrive de "vigtigste" mikropollutanter's specifikke biologiske effekter, på sporanalyseniveauet, for eventuelt herigennem at tilvejebringe en forståelse for en ønskværdig terminering af pollutanter's produktion og udledning.

Et sådant videnskabeligt arbejde vil hensigtsmæssigt finde sted inden for de rammer, som forureningslæren p.t. kan anbefale, hvad angår metoder, vurderinger og konklusioner. Der skal i det følgende redegøres for disse rammer - årsagskæden.

Det er af pladshensyn fundet hensigtsmæssigt at indskrænke nærværende til hovedsagelig at omhandle carbogenernes mikroforurening, med særlig vægt på en specielt udvalgt stofgruppe (PCB). Vor PCB-"case-story" tjener som et illustrativt eksempel på en beskrivelse af en mikropollutants udbredelse og her til forbundne miljøproblemer indenfor årsagskædens rammer.

1.2 Carbogener.

Betragter vi biota, udgør omnipresensen af syntetisk fremstillede organisk-kemiske kemikalier (carbogener) ofte vitale og artstruende trusler, qua disse stoffers ofte store spredning, lave nedbrydelighed, store bioakkumulation og store giftighed. De syntetiske (anthropogene) stoffer er tit naturen så fremmedartede, at de ekspliciterer forskydninger i de naturlige ligevægte selv i meget små mængder. Netop i de mængder, der knytter sig til begrebet mikroforurening. Problematikken forværes af det uoverskueligt store antal stoffer, som gennem tiderne er blevet tilledt miljøet. Påtæk blot stofklasser som biocider, plast-stoffer, plasticizere, opløsningsmidler, farve-/lak-stoffer, dioxiner osv. osv.

Der skal i det følgende fokuseres på carbogenernes mikroforurening i biosfæren. Først vil kædeelementer og generelle forhold i årsagskæden blive omtalt, idet de faktorer der i sidste ende tilvejebringer en "miljøskade" således belyses. Dernæst gennemgås en "case-story", hvor omfang og konsekvenser af en stofgruppes (PCB) mikroforurening illustreres.

Indledningsvis omtales kort sporanalysens tekniske grundlag. Det er sporanalysen, der har tilvejebragt mikroforurening begrebsmæssigt.

1.3 Sporanalyse.

Sporanalyse er en relativt ny sub-videnskab. Den tekniske udvikling frembringer til stadighed nye apparaturer og metoder, hvormed vi kan iagttage vor omverden. Frembringelsen af avanceret udstyr, herunder computere til databehandling, har sat os i stand til at analysere naturen i til stadighed ^{mindre} enheder, kvantitativt som kvalitativt. Resultatet er en revolutionerende forøgelse af vor viden om naturens bestanddele, om deres forekomst, egenskaber og omsætning.

I forbindelse med carbogenerne har de spektroskopiske metoder (UV, IR, ORD, MS, NMR) vist sig uvurderlige i forbindelse med strukturoptklaring. Det samme kan siges om TLC, GC, GLC, HPLC, søjlechromatografi o.a. i forbindelse med kvantitativ analyse. Selve sporanalysen er muliggjort gennem forfinelse og kombination af disse analysemetoder. Oftest anvendes MS i kombination med GC eller HPLC. Nyere metoder kombinerer GC med ECD (Electron Capture Detection). P.t. er man i stand til at foretage kvantitative og kvalitative analyser på ppt-niveau. Til dette arbejde kræves erfarne eksperter, idet der skal udvises den største påpasselighed og grundighed ved arbejde på disse niveauer. Antallet af fejlkilder er stort, hvilket besværliggør fremskaffelsen af reproducerbare og pålidelige data. Vedrørende tekniske detaljer henvises til speciallitteraturen ([1b,c], f.eks.).

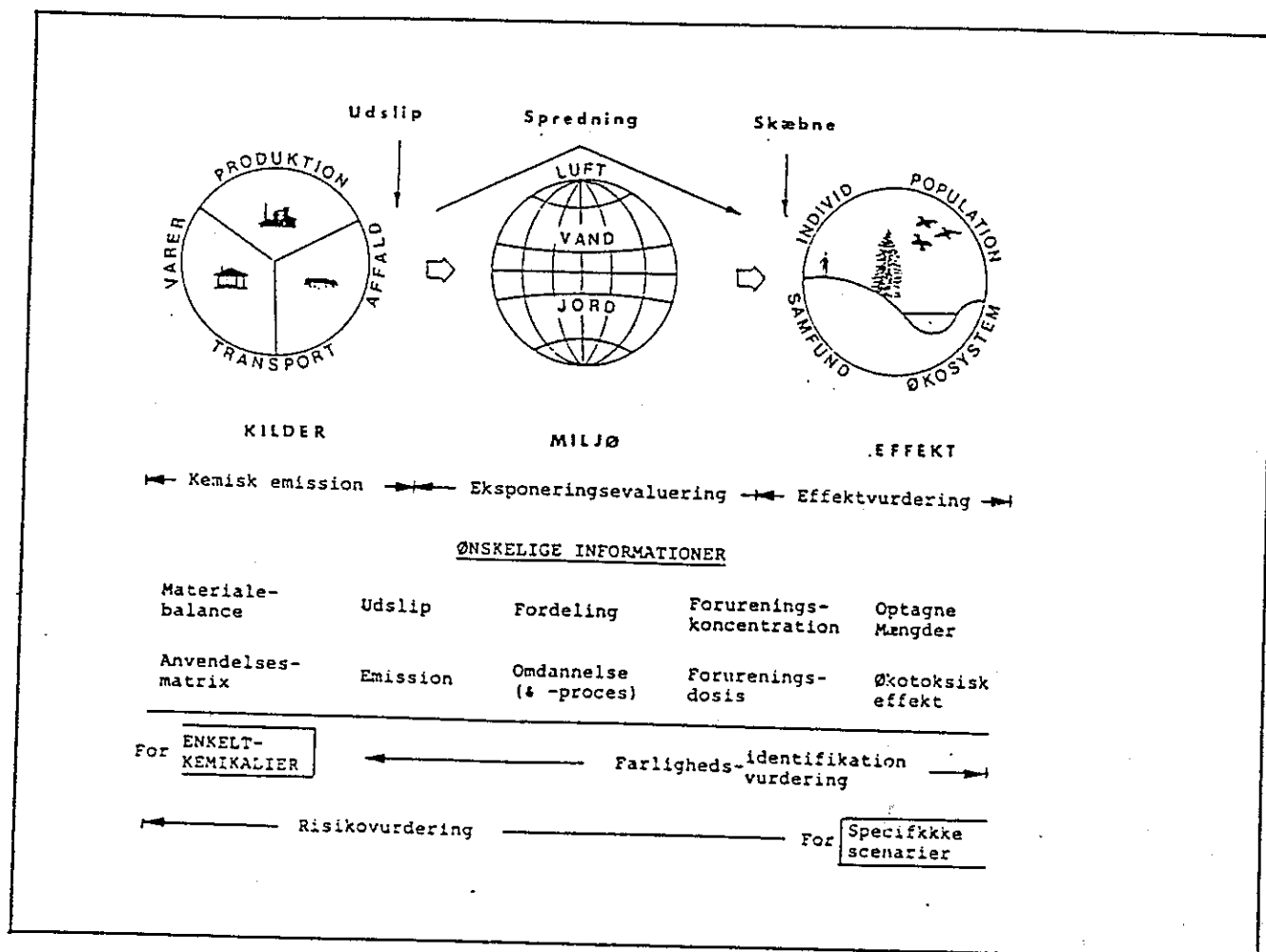
2. Årsagskæden [2].

Om et stofs omnipresens kan give anledning til "miljøproblemer" (defineres som værende uhensigtsmæssig indflydelse på omgivelserne), afhænger af stoffets fysiske og kemiske egenskaber [3]. Hvor let det spredes (og i hvor store mængder), om det nedbrydes i atmosfæren, om det akkumuleres i levende organismer, dets toksicitet og heraf følgende konsekvenser. Den samlede beskrivelse og vurdering af disse og relaterede forhold udgør hovedpunkterne i årsagskæden (fig. 2).

En kritisk og fyldestgørende vurdering af en mikropollutants miljømæssige signifikans baserer sig på en samlet beskrivelse af årsagskædens enkelte kædeelementer. Disse skal derfor uddybes i det følgende (afsnit 2.1 - 2.6).

2.1 Kilder.

Ved betragtning af årsagskæden (fig. 2) ses, at et stofs mikroforurening for det første betinger en kilde. Hvad angår carbogenerne vil forskningslaboratorier, den kemiske industri og produkter/spildprodukter herfra udgøre de typiske kilder. Da vi taler om forurening i kvantitativt meget "små" tal (f.eks. ppt-niveau), skal kilden blot udsende forholdsvis små stofmængder. Hvis man påtænker antallet af laboratorier og heri arbejdende kemikere gennem tiderne, vil man indse, at antallet af kilder er, og har været, uhyggeligt højt, og at der må være udsendt millioner af miljømæssigt ukendte forbindelser.



Figur 2. Årsagskæden med tilhørende vurderinger. Lånt fra [21].

2.2 Spredning.

2.2.1 Mekanisk spredning.

Spredning finder sted ved røg/gas-emmission til troposfæren, via udledning til vandrecipienter (søer, floder, have) og jord samt fordampning herfra.

I troposfæren nedbrydes mange stoffer p.g.a. kosmisk stråling, hvorved forureningsniveauet mindskes, omend andre skadevirkninger kan følge, f.eks. ozonlags-nedbrydning. Stoffer spredes hurtigt over store afstande i troposfæren, hvilket danner grundlag for en relativt hurtigt realiseret global-udbredelse af et bestemt stof.

I vandrecipienter spredtes stoffer ved væskestrømning og diffusion. For carbogenerne vil adsorption og sedimentation kunne begrænse forureningsomfanget. Ligeledes vil fordampning medvirke til væsentlig formindskelse af vandrecipientens forureningsgrad, idet carbogenerne qua lave densiteter og hydrofobilitet ofte vil forefindes i de øvre vandlag.

I jorden vil carbogenerne spredes ved diffusion og gennem opløsning i et eventuelt forekommende væskemedie, som oftest vand.

2.2.2 Biologisk spredning.

Spredning kan tilvejebringes gennem migration og senere opløsning af levende væv, hvori forureningskomponenter er akkumulerede. I selve det levende kan spredningen foregå via fødekæder. Næringen kan ofte udgøre en organismes primære forureningskilde, hvilket er et alvorligt problem, i sagens natur. Bioakkumulation og biomagnifikation op gennem en fødekæde kan betyde stor forgiftningsfare, særligt for "fødekædens top".

2.3 Bioakkumulation.

Ved gentagen akkumulation op gennem en fødekæde vil hvert enkelt trin blive "forurennet" via dets næring, eventuelt med forgiftning til følge. Hvis der er tale om fødekæder bestående af specialiserede predatorer, vil ét ledes populationsnedgang eller forsvinden (som følge af forgiftning) i princippet "tilte" resten af fødekæden, måske med dramatiske konsekvenser, naturens komplicerede samspil taget i betragtning. Angående selve bioakkumulationen skal en række forhold tages i betragtning.

2.3.1 Væsentlige faktorer.

Et stofs akkumulation vil afhænge af følgende vigtige forhold [4] :

- 1) En pollutant vil kun akkumuleres, hvis den kun langsomt nedbrydes i den pågældende organisme. Nedbrydeligheden kan afhænge af stoffets eksakte position. F.eks. er DDT persistent i fedtvæv, men nedbrydes let i blodet.

2) Et stof akkumuleres så længe, at optagelsen er større end den afgivelse, der undværeligt vil finde sted. Konstant koncentration betegner altså en "steady-state".

3) Et stofs koncentration er ikke nødvendigvis stigende op gennem en fødekæde. Det er ofte tilfældet, men afhænger af de indgående specier og disses metabolisme.

4) Koncentrationsprofilen op gennem en fødekæde kan være forbundet med de enkelte organismers størrelser, således at akkumulationen også afhænger af fysiologiske og biokemiske forhold, udover de økologiske.

5) Endeligt vil bioakkumulationen afhænge af stoffets polaritet, idet hydrofile stoffer med få undtagelser (metaller) ikke akkumuleres p.g.a. "udvaskning". Carbogenerne er lipofile og ophobes gerne i membraner og fedtvæv. De vil således kunne udøve særlig indflydelse på de der værende metabolitter og enzymsystemer.

2.3.2 Økotoxikologiske modeller for bioakkumulation.

Økotoxikologien - læren om pollutanterens økologiske effekter - er endnu en ung videnskab ("født" 1969). Der er opstillet matematiske modeller til forudsigelse af bioakkumulationens forløb op gennem fødekæder, og ovennævnte forhold 1) - 5) indgår som vigtige elementer [4]. Endnu haves for få eksperimentielle data til at verificere modellernes generelle anvendelighed, men man kan danne sig a priori indtryk ved sammenligning af "beslægtede" stoffer.

2.4 Toksicitet.

En pollutants toksicitet er en væsentlig, om ikke den afgørende, faktor for pollutantens miljøskadelighed og dermed de problemer, pollutanten kan give anledning til. Toksiciteten kan være af akut eller akkumulativ natur, hvilket oftest vil vides gennem bitter empiri. Toksiciteten af det enkelte stof har en biokemisk forklaring, omend den kan være videnskaben ubekendt p.t. Der er dog oftest tale om inhibering af enzymer, dannelse af hyperreaktive metabolit-

ter, ødelæggelse af arvematerialet (DNA), vævsbeskadigelse, cancer-udbrud osv. Mutagene stoffer vil eventuelt først tilkendegive deres misdåd i organismens afkom. Mikroforurening kan udmærket tænke sig at kræve en længere periode (flere generationer) til at slå igennem med fuld kraft, specielt for menneskets vedkommende.

2.5 Effektvurdering.

Vor voksende viden om biokemi på molekylært niveau har beriget os med metoder (SAR/QSAR) til at forudsige pollutanterers toksicitet alene på baggrund af molekylstrukturen. Utvivlsomt nyttige og vigtige redskaber, især til analyse af "nye" stoffer, der således kan undgås produceret, hvis de kan tænkes at give anledning til problemer a priori.

Hvad angår kendte og allerede nu i naturen forekommende stoffer, så vil velkendte empiriske metoder (f.eks. LD50, bioassays) kunne give information om et stofs toksicitet og skadevirkninger. Disse metoder er naturligvis af stor værdi, idet de kan benyttes i den saglige argumentation omkring et stofs, ud fra et miljøsynspunkt, "hensigtsmæssige" produktion og anvendelse.

Forsøgsresultater på sporanalyseniveauet kan redegøre for miljøeffekter på statistisk signifikant og forsvarlig måde, og netop forskning på disse niveauer kan tænkes at stoppe en accelererende fare, endnu før den "eksploderer" i fuldt flor. Om politik og økonomi vil det.

2.6 Årsagskæden, overblik.

Betragter vi en bestemt pollutant (ikke let nedbrydelig), foreligger a priori to muligheder :

- 1) Stoffet findes i naturen som mikroforurening.
- 2) Stoffet påtænkes fremstillet i større målestok, men findes endnu ikke i naturen i signifikante mængder.

Angående punkt 1, så vil en grundig undersøgelse af ovennævnte forhold give indikationer om, hvorvidt stoffets produktion og dermed spredning bør standes. Her vil bioassays (eks: [5]) o.lign. veje særligt tungt, såfremt data herfra påviser forgiftninger som følge af mikroforureningen. DDT's effekter på svenske havørne osv. tør være et godt eksempel på en mikropollutants skadeforvolden. Dioxiner fra forældede forbrændingsanlæg m.m. udgør endnu et.

Angående punkt 2, så vil en kritisk analyse af stoffets fysisk-kemiske egenskaber (spredningsfaktorer) kombineret med SAR/QSAR-analyser (toksicitets-vurderinger) kunne give fingerpeg om, hvorvidt en forestående mikroforurening af stoffet kan tænkes miljømæssigt forsvarlig.

Sammenfattende kan det siges, at der er mange faktorer at tage op til overvejelse i forbindelse med årsagskæden. I bilag 1 ses en liste opstillet af "International Register of Potentially Toxic Chemicals" (IRPTC). IRPTC blev oprettet af FN i 1975 med formålet "at tjene som et essentielt værktøj i optimering af brugen af kemikalier for på samme tid at udgøre et globalt advarselssystem mod uønskede sideeffekter i miljøet" [6], og udgør således et analytisk og problemformulerende organ.

At efterleve konsekvenserne af informative data og herom formulerede betragtninger vil være et skridt mod en intelligent og visionær verden.

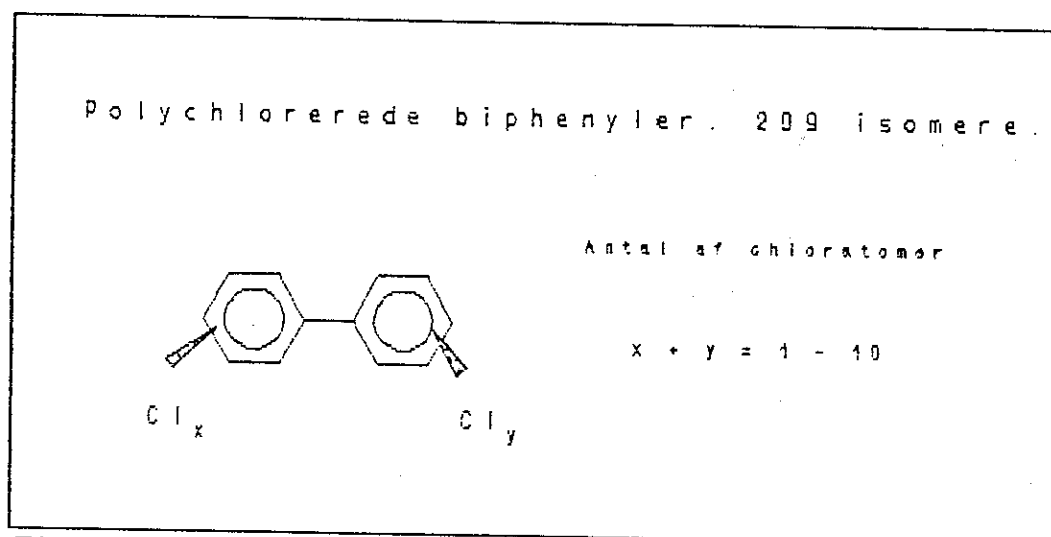
3. Case-story, PCB.

PCB tilhører gruppen af "chlorerede hydrocarboner", der i de senere år har givet anledning til verdensomspændt bekymring p.g.a. spredning i biosfæren, ringe nedbrydelighed og store toksicitet [6a]. Til denne stofgruppe hører også DDT, Aldrin, Dieldrin, HCB, PVC og PCP, for bare at nævne nogle få velkendte eksempler. I bilag 2 [6a] ses en liste over chlorerede hydrocarboner i amerikansk drikkevand; mikroforureningen af et stort antal stoffer fremgår. Da alle disse stoffer potentielt kan give anledning til miljøproblemer, turde man forstå, at risikovurdering af mikroforurening hurtigt bliver et kompliceret problem, medmindre man begrænser sig til et overskueligt antal stoffer.

I det følgende skal mikroforureningen af PCB omtales. Kemiske karakteristika, forureningsomfang, toksicitet og følgevirkninger, bioakkumulation m.m. vil blive gennemgået.

3.1 Polychlorerede biphenyler (PCB).

De polychlorerede biphenyler (PCB) er en familie af 209 mulige forbindelser opstået fra partiel eller total chlorering af biphenyl (fig. 3). Deres fysiske egenskaber varierer i overensstemmelse med graden af chlorering og positionen af chloratomerne i molekylet, men de har alle lav vandopløselighed og damptryk, og er ikke let nedbrydelige gennem fysiske, kemiske eller biologiske processer [7].



Figur 3 Strukturformler for PCB.

Stofferne benyttes 1) i elektronikindustrien i kapacitorer og transformatorer, 2) i varmetransport og hydrauliske systemer, 3) i skære- og smørreolier og 4) i pesticider, malinge, plastiker og blækstoffer [8,9]. Industrielle produkter såsom Aroclor, Kaneclor og beslægtede indeholder, i varierende mængder, mange af de forskellige isomerer [10-12].

De polychlorerede biphenyler er anført i IRPTC's lister [6] over potentielt giftige kemikalier. Efter man er blevet opmærksom på deres store giftighed og bioakkumulation, har verdensproduktionen været faldende (se tabel 3) [8]. Dette har givet anledning til lokale miljøforbedringer [13].

Der foreligger en af IUPAC anbefalet nomenklatur af PCB-isomererne [14].

3.2 Struktur og toksicitet.

Hver enkelt isomers biologiske effekt og skadevirkning kan relateres til molekylstrukturen. Forskningen har vist, at det særligt er de tetra- til hepta-substituerede biphenyler, der er potentielt giftige (se [14] og ref. deri). De lavere substituerede nedbrydes generelt let, og okta- til deca-chlor-biphenyl optages ikke i biota i skadelige mængder.

3.2.1 Koplanaritet.

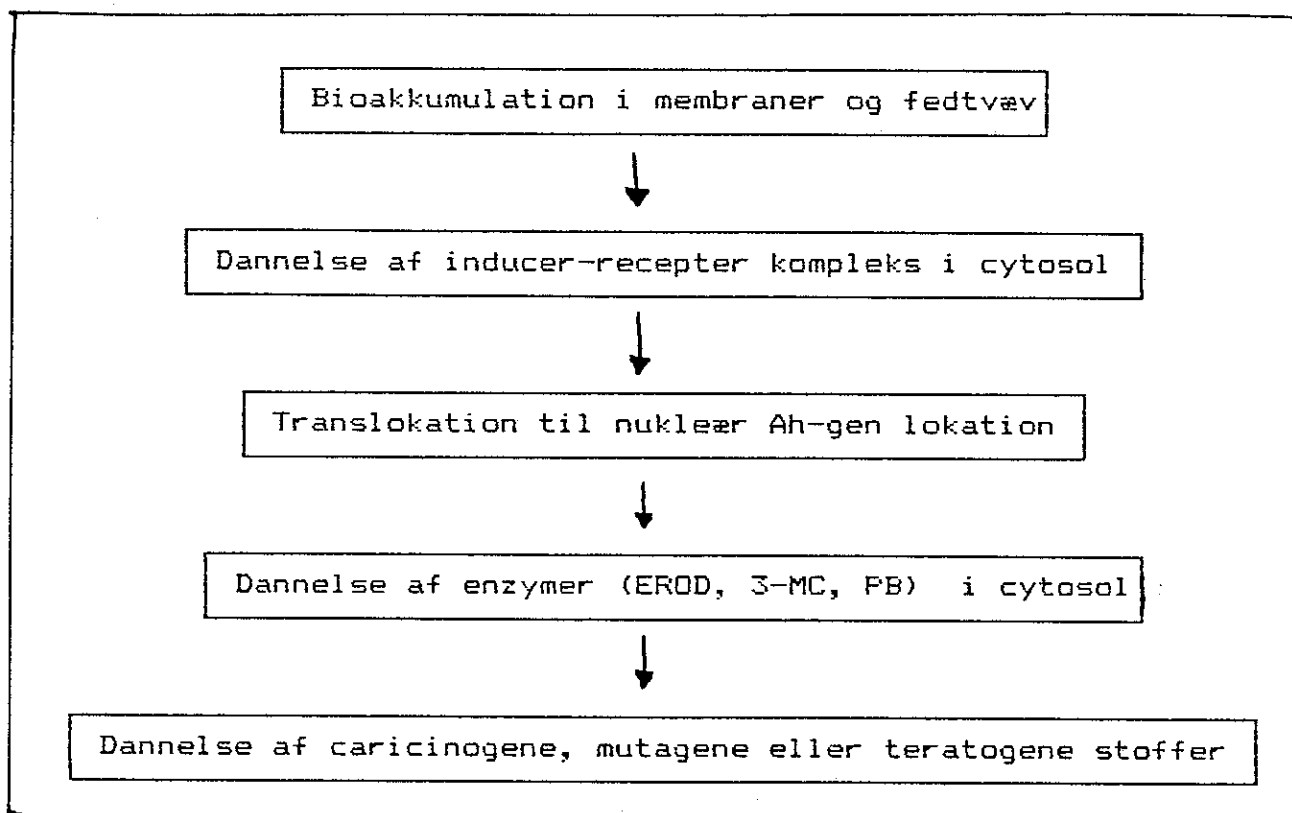
Stoffernes skadevirkning opstår, jvnf. efterfølgende, gennem induktion af "mixed function oxidase (MFO)" (cytochrome P-450) enzymesystemer, hvilke katalyserer dannelsen af reaktive intermediære [14]. Induktionen opnåes via specifik binding til et receptorsite, hvori også "dioxin" passer. Det har vist sig, at stoffer isosteriske med dioxin udviser størst potentiel induktionsevne og dermed toksicitet. Den isosteriske konformation kan kun opnåes af PCB-isomerer med koplanære phenylringe. Kun 20 af de 209 isomere kan teoretisk antage koplanær form. I figur 4, side 12, ses tre af de farligste PCB'er, tillige med 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-p-dioxin (4), 2,3,7,8-TCDD, et af de giftigste syntetiske stoffer overhovedet [14].

3.2.2 Enzyminduktion.

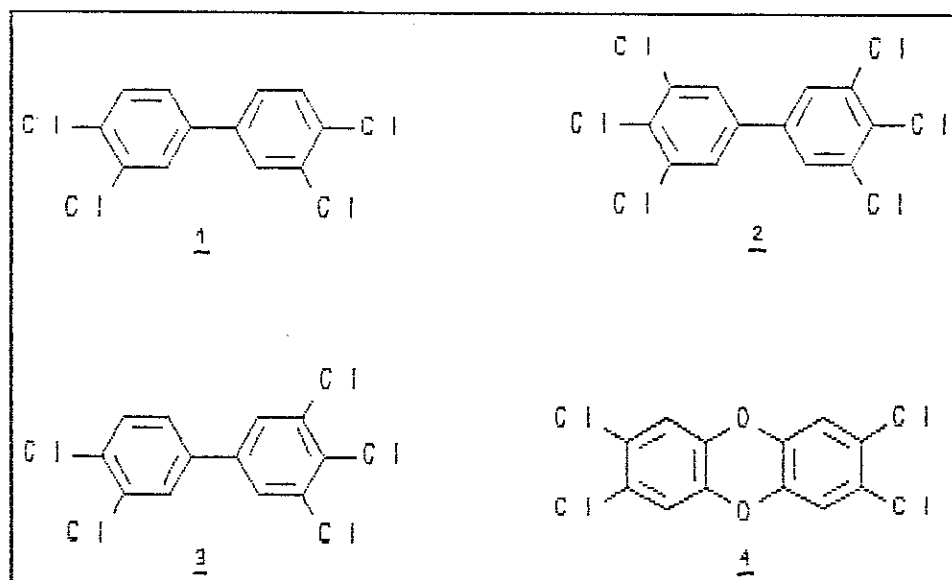
Giftstofferne virkningsmekanisme er anskueliggjort i skema 1.

Enzymsystemerne aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH), ethoxyresorufin O-deethylase (EROD), 3-methylcholanthrene-type (3-MC) og phenobarbital-type (PB) katalyserer alle omsætningen af ellers ufarlige polyaromatiske hydrocarboner (PAH'er) til reaktive intermediære af eventuel carcinogen, mutagen eller teratogen natur [14].

Den enkelte PCB-isomers toksicitet afhænger af, hvilke af ovennævnte enzymesystemer, der induceres, idet PAH'erne kan omsættes til forskellige specier afhængigt af katalysatoren.



Skema 1. PCB's toksiske virkningsmekanisme.



Figur 2 Struktur af 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl (1) (IUPAC nr. 77), 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (2) (IUPAC nr. 126), 3,3',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl (3) (IUPAC nr. 169) og 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) (4).

"Rene" 3-MC inducere, hvoraf 1 - 4 udgør prominente eksempler, er de mest toksiske (for udførlig klassifikation og diskussion, se ref. 14), og disse inducere påkalder sig størst opmærksomhed i forbindelse med en risikovurdering.

En PCB-blandings giftighed kan kvantitativt relateres til ovennævnte enzymeres aktivitet. Dette danner baggrunden for *in vitro* forsøg samt skadevirkningsmåling på diverse organismer i forbindelse med forureningsbetemmelse og bioassays [14]. Eksempler herpå skal senere anføres.

3.2.3 PCB-isomerer af størst miljømæssig signifikans.

De forskellige PCB-isomerer udviser forskellig (strukturelrelateret) toksicitet, miljømæssig udbredelse og relativ forekomst i levende væv. En kritisk analyse og evaluering af en forureningssituation bør tage disse forhold i betragtning. I ref. 14 er der, på baggrund af de nævnte forhold, foretaget en klassifikation af de potentielt set mest skadelige PCB-isomerer; resultatet ses i tabel 1. De i tabellen anførte stoffer udgør de PCB-isomerer, der er af størst miljømæssig signifikans.

Tabel 1. Gruppe 1: Stor udbredelse, størst toksicitet. Gruppe 2: Udbredt i miljøet, relativt hyppige i væv. Gruppe 3: Svage inducere, men hyppig forekomst. Gruppe 4: Potentielt toksiske.

Priority groups of PCB congeners of highest concern as environmental contaminants based on potential toxicity, frequency of occurrence and abundance, and suggested for inclusion in analysis of environmental materials for regulatory purposes.			
IUPAC no.			
Group 1	Group 2	Group 3	Group 4
A	87 ^{a,b}	18 ^a	37 ^b
77 ^{a,b}	99 ^b	44 ^{a,b,c}	81 ^c
126 ^b	101 ^{a,b,c}	49 ^{a,b,c}	114 ^{a,b,c}
169 ^{b,c}	153 ^{a,b}	52 ^{a,b,c}	119
	180 ^{a,b}	70 ^b	123
B	183 ^{a,b,c}	74 ^b	157
105 ^{a,b}	194 ^{a,c}	151 ^{a,c}	158 ^b
118 ^{a,b}		177 ^c	167
128 ^{a,b,c}		187 ^{a,c}	168
138 ^{a,b,c}		201 ^a	189 ^{a,b,c}
156 ^{a,b}			
170 ^{a,b,c}			

3.2.4 Evaluering af PCB-forurening.

En isomer-specifik analyse og kvantisering af de i tabel 1 anførte stoffer vil udgøre den mest meningsfulde basis for en evaluering af en PCB-forureningssituations karakter og farlighed [14]. I ref. 14 anbefales fremstillingen af analytiske kalibreringssystemer indeholdende de pågældende isomerer, og der anføres eksempler på nyligt fremkomne rapporter, som baserer evaluering på isomerspecifik analyse [14,15-71].

De fleste i litteraturen forekommende rapporter angiver PCB-forurening som total koncentration af samtlige isomerer, eller som f.eks. Arochlor-ekvivalenter. Man vil forstå, at denne fremgangsmetode kan give anledning til ubegrundet og overdreven bekymring, idet tabel 1 stofferne ingenlunde behøver at være dominerende. Dog vil meget høje koncentrationer give anledning til bekymring, idet tabel 1 stofferne med en nogenlunde veldefineret procentsats af total PCB-mængde [18, 19] naturligvis da også vil være tilstede i eventuelt farlige mængder.

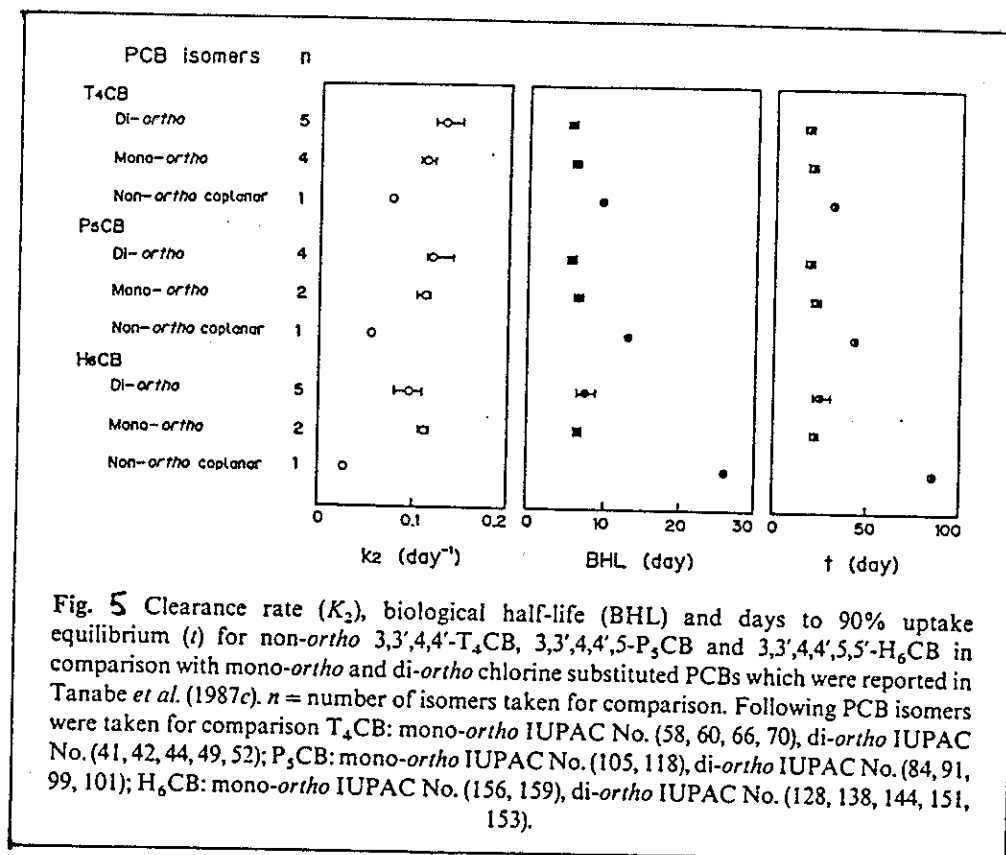
3.3. Bioakkumulation.

3.3.1 Kinetik.

Kannan et al. [18] rapporterede i 89' om et bioassay, i hvilket man med muslingen Perna viridis L. som bioindikator havde bestemt "clearings rate", biologisk halveringstid og 90 % ligevægtskonstant, se tabel 2 og figur 5. Resultaterne viser, at biokoncentrationen af PCB ligevægtsmæssigt afhænger af det ydre forureningsniveau. At de koplanære isomerer 1-3 optages/afgives langsommere end øvrige PCB-isomere, og at 1-3 således er potentielt bioakkumulative, til fare for højerestående organismer, bl. a. mennesket.

TABLE 2
Clearance Rate (k_2), Biological Half-life (BHL) and Days to 90% Uptake Equilibrium (t) for Coplanar PCBs in Green-lipped Mussels (*Perna viridis*) During the Transplantation Experiment

PCB isomer	IUPAC no.	k_2 (day ⁻¹)	BHL (day)	t (day)
3,3',4,4'-T ₄ CB	77	0.075	9.3	31
3,3',4,4',5-P ₅ CB	126	0.054	13	43
3,3',4,4',5,5'-H ₆ CB	169	0.027	26	85



Lånt fra [18].

Kannan *et al.* bestemte i en samhørende analyse koncentrationen af PCB i sedimenter af varierende forureningsgrad (7-1000 ng/g tør-vægt), og fandt, at de koplanære PCB-isomere præferentielt bioakkumuleredes, og sedimentlagene konkluderedes at fungere som PCB-"sink" for biota. Forureningsniveauet på de forskellige lokaliteter kunne i øvrigt korreleres med nærliggende industri-komplekser [19]. Man anskueliggjorde den samlede dynamik i figur 6.

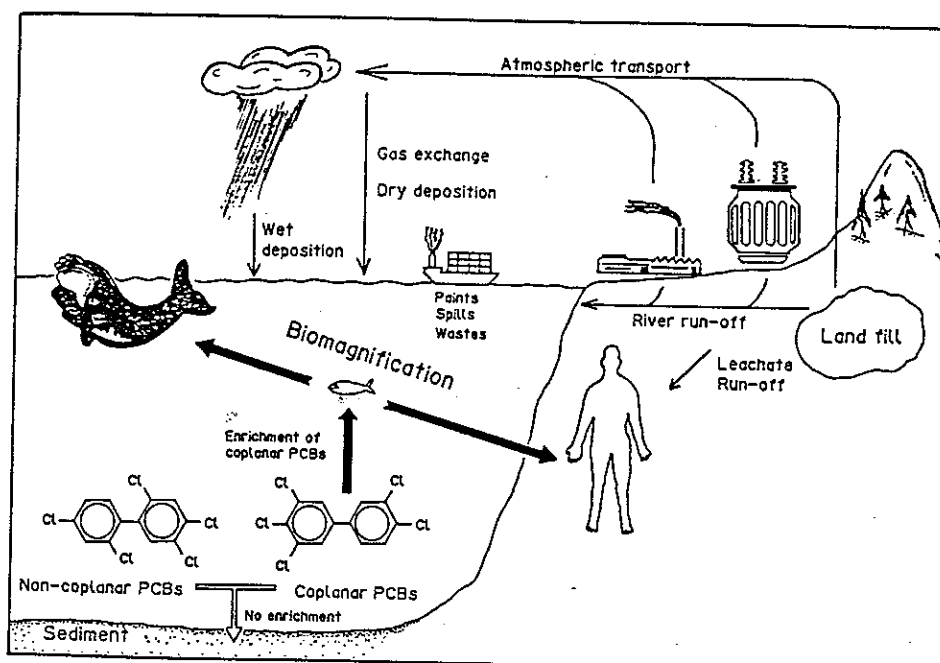


Fig. 6 Schematic diagram showing the sources of coplanar PCBs to aquatic environments and their overall dynamics therein. Lånt fra [19].

Der skal ikke her fremhæves flere eksempler på kinetiske studier, men der henvises til relevant litteratur [20-23].

3.3.2 Generelt.

Bioakkumulationen af PCB er eftervist kinetisk mulig. Der foreligger mange rapporter angående PCB-koncentrationen i diverse organismer, og en generel tendens er, at højerestående organismer i en fødekæde indeholder mest PCB pr. gram kropsvægt [15]. Egentlige fødekæde-bioassays er sjældne (men de findes [24-27]), hvorfor man søger at opstille matematiske modeller beskrivende naturlige fødenet [28].

Resultatet fra et enkelt fødekæde-bioassay skal omtales. Efter forsøg med græskarpen Ctenopharyngodon idella Val. (herbivor) og regnbue-ørreden Salmo gairdneri Richardson (karnivor) konkluderer Crossland et al., at regnbueørreden akkumulerer PCB-isomeren 2,5,4'-trichlorbiphenyl (IUPAC nr. 31) gennem optagelse fra fødekæden, med en bioakkumulationsfaktor på 15.100 [7]. Den herbivore græskarpe akkumulerede ikke PCB fra sin føde. I henhold til diverse forsøgsresultater kunne man afkræfte indflydelse fra forhold som forskellig hastighed i metabolisme, redistribution af lipider, "lipidfortynding" ved vækst og forskellig direkte optagelse. Man må formode, at forsøgsresultatet kan "ekstrapoleres" til også at gælde for de koplanære isomerer.

3.4 Status.

En række af årsagskædens elementer (jvnf. afsnit 2) er nu blevet omtalt for PCB's vedkommende, med vægt på kvalitative data (kvantitative data findes i litteraturen [13,14]). Der skal nu redegøres for PCB's forekomst (omnipresens), og for dets relationer til menneskets og vildtlivets velbefindende.

3.5 PCB i middelhavsområdet.

Der skal i dette afsnit redegøres for PCB's kvantitative forekomst i biosfæren i middelhavsområdet for på denne måde at belyse PCB's omnipresens. Angående global omnipresens henvises til litteraturen (se ref. [13] og ref. deri). Se endvidere bilag 6.

3.5.1 Middelhavet.

Middelhavet udstrækker sig 3800 km fra øst til vest og 800 km fra nord til syd og har et volumen på omkring 3.7 millioner kubikkilometer. Det er et meget lukket havområde, der er udsat for en omfattende forurening via dumpning og spildevandsudledning fra de omkringliggende lande. Ovenstående forhold gør området velegnet til miljømæssige undersøgelser, bl.a. en vurdering af mikroforureningsniveauet.

3.5.2 Produktion.

PCB er blevet produceret industrielt siden 1929 og fremstilles stadig af en række industrilande, heriblandt visse af middelhavslandene (1984). I tabel 3 er vist en oversigt over nogle nationers PCB-produktion, der i perioden 1973-1980 generelt har været faldende. Den samlede anvendelse af PCB i middelhavslandene kendes ikke [8].

TABLE 3
TOTAL PRODUCTION (METRIC TONS) OF PCBs BY SOME MEDITERRANEAN COUNTRIES,
FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY, UNITED KINGDOM, AND
UNITED STATES BETWEEN 1973 AND 1979

Year	France	Italy	Spain	Germany (Fed. Rep.)	United Kingdom	United States
1973	9674	2519	NG ^a	6949	4067	19,132
1974	9541	NG	1935	8374	4818	18,394
1975	7182	1868	NG	7328	3274	14,207
1976	7190 ^a	1933	NG	6610	3013	13,423
1977	7640	2343	1504	5680	283	6,046
1978	7916 ^a	1767	NG	7640	0	NG
1979	NG	1414	NG	NG	0	NG
1980	6557 ^a	1479	1241	7309	0	0

Lånt fra [8].

Kommercielle PCB-produkter er blandinger af de enkelte PCB-isomerer. Desuden indeholder de urenheder (på ppm-niveauet) af polychlorerede naftalener (PCN) og polychlorerede dibenzofuraner (PCDF), der også kan bioakkumuleres. Visse isomerer af PCN og PCDF kan være mere toksiske end PCB [8]. (En passant bemærkes, at PCDF-stoffer kan opstå via iltning af PCB, hvilket bl.a. sker i atmosfæren. Tidligere tilskrev man "forurening" af PCDF i PCB som værende ansvarlig for PCB's toksicitet; idag vides jo, at PCB er toksisk per se).

3.5.3 Målemetoder.

Til en kvantitativ bestemmelse af PCB anvendes ofte en gaskromatograf (GC) tilsluttet en "electron capture detector" (ECD). Det skal bemærkes, at PCB-analysen stadig er kritisk, og at sammenligning af data fra forskellige laboratorier derfor bør undgås [8].

3.5.4 Forekomst af PCB.

Forekomsten af PCB er af global karakter, det er tilstede overalt (omnipresent) [8,29]. PCB er fundet i luft, vand, havorganismer, næringsmidler etc. De følgende undersøgelser er koncentreret omkring middelhavsområdet, der forurenes med PCB gennem spildevandsudledninger, fra floder og fra atmosfærisk nedfald (fig. 6).

3.5.4.1 Havluft.

De foretagne PCB-målinger (1975-1977) er af størrelsesordenen 0,1-1,0 ng/m³ [8]. Målingerne varierer afhængig af det geografiske område. Til sammenligning kan nævnes en undersøgelse fra den Mexikanske Golf (1977): 0,17-0,79 ng/m³, middel: 0,35 ng/m³ [29]. I de arktiske områder er PCB blevet påvist i størrelsesordenen 3 pg/m³ [8] vidnende om stoffets omnipresens.

3.5.4.2 Havvand.

I hele middelhavsområdet blev der ud fra 76 målinger i 1977-1979 fundet PCB-koncentrationer i området 0,1-2,5 ng/l, middel: 0,7 ng/l [8]. Der blev ikke konstateret nogen forskel mellem målinger fra overfladevand og vand fra 1000-1500 meters dybde.

Tilsvarende målinger (af samme personer) i 1975 (80 prøver) havde givet en middelkoncentration på 8,6 ng/l (svarende til 32000 tons i hele Middelhavet). Der har således været tale om et fald i den totale koncentration.

3.5.4.3 Sedimenter.

En lang række af kemikalier geoakkumuleres, de aflejres i jorden, havbunden etc. Dette gælder specielt for stærkt lipofile stoffer og stoffer, der ikke udsættes for en biotisk eller abiotisk nedbrydning

i sedimentet [8]. PCB opfylder i høj grad de nævnte kriterier. Havbundsundersøgelser fra perioden 1977-1979 viste PCB-mængder på 0,2-8,9 µg/kg på tørvægtsbasis [8]. Målingerne blev foretaget i 10-00-3800 meters dybde. Forureningen var koncentreret i de øverste 0-5 cm af havbunden. I havneområder er værdier på op imod 500 µg/kg (tørvægt) blevet konstateret [8].

3.5.4.4 Mikroplankton.

Mikroplankton spiller en stor økologisk rolle, hvilket gør en vurdering af mikroforureningen særligt interessant. Blandt de foretagne undersøgelser forekommer en vis divergens, men som et gennemsnitsniveau angives 10-100 µg/kg (vådvægt) [8].

Andre undersøgelser har vist, at mikroplankton kan have en PCB-bioakkumulationsfaktor på 170.000 (vådvægtsbaseret) [29].

3.5.4.5 Alger.

En lang række undersøgelser har vist, at alger, som andre organismer, i vid udstrækning bioakkumulerer PCB og andre lipofile kemikalier. Koncentrationen af PCB i alger kan være mere end en faktor 10000 større end det omgivne vand [8].

På østkysten af Sicilien blev der i 1977-1978 fundet mængder svarende til 2,7-39,4 µg/kg (vådvægt), middel: 12 µg/kg [8].

Alger er blevet overvejet som en nyttig bioindikator ved forureningsbestemmelser i kystområder.

3.5.4.6 Blåmuslinger.

Blåmuslingerne Mytilus galloprovincialis og M. edulis er vidt udbredt i middelhavsområdet og er i stand til at bioakkumulere PCB og andre organiske kemikalier i forhold til deres lipofili og omgivelsernes koncentrationer. Bioakkumulationsfaktorer for Mytilus sp. ligger i intervallet 3000-27000 [8]. De betragtes som nyttige organismer til overvågningsforsøg, jvnf. ovennævnte Perna viridis (afsnit 3.3.1). Da de er immobile bør de primært anvendes som indikatorer for lokale forureningsniveauer (f.eks. flodudmundinger og havne).

I Middelhavet er der foretaget en række målinger fra forskellige kystområder. Resultaterne, der er stærkt stedafhængige, ligger i intervallet 78-1920 µg/kg (vådvægt) [8].

3.5.4.7 Fisk.

Fisk er også i stand til at bioakkumulere lipofile kemikalier afhængigt af forskellige miljømæssige parametre som f. eks. temperatur og saltholdighed. Desuden spiller fiskens alder og lipidindhold en rolle [8].

PCB er blevet konstateret i en række fisk, heriblandt konsumfisk, men det har været svært at finde tal, der blot ville være en smule repræsentative. Målingerne for de enkelte arter har været meget afhængige af miljømæssige forhold, sted, tid m.m. Det skal dog nævnes, at vi befinder os i området µg/kg (vådvægt). Enkelte resultater viser dog koncentrationer på op imod 5000 µg/kg (tunfisk) [8].

3.5.4.8 Andre havorganismer.

En lang række andre organismer har været genstand for marinbiologiske undersøgelser. Generelt er de målte PCB-koncentrationer stigende med stigende fedtindhold (PCB opkoncentreres i fedtvævet) [8].

3.5.4.9 Fugle.

Ud fra en undersøgelse af havmåger i 1978 fandt man PCB-mængder i fedtvævet på gennemsnitlig 240 mg/kg (vådvægt)! Målingen blev foretaget med decachlorbiphenyl som reference og er derfor ikke direkte sammenlignelig med tidligere angivne målestørrelser.

3.5.5 Diskussion.

Omstående har først og fremmest skulle tjene som eksempler på, i hvilke mængder PCB forefindes og kan forefindes.

Det skal understreges, at tallene kun bør tages som eksempler. De kan således ikke bruges til at fremstille et fyldestgørende billede af PCB's reelle kvantitative forekomst i de enkelte led af fødekæden og eventuelle opkoncentrering i denne. (Sidstnævnte vil kræve en omfattende undersøgelse af de på nuværende tidspunkt forliggende

målinger, hvilket iøvrigt kun ville være en lille brik i det samlede puslespil. Et sådant projekt ligger udenfor denne opgaves rammer).

Dog kan man ikke undgå at bemærke, at PCB-indholdet i muslinger, fisk og fugle må siges at være meget højt sammenlignet med alger og mikroplankton, og at PCB-niveauerne i biota generelt er høje sammenlignet med omgivelserne.

Da der ikke er tale om isomer-specifikke data, så vil en kritisk vurdering af de angivne tal ikke kunne lade sig gøre. Det skal dog bemærkes, at PCB-indholdet i middelhavets føderessourcer (muslinger, fisk) må give anledning til bekymring (jvnf. afsnit 3.5), og at man bør begrænse indtaget til et absolut minimum. (I denne forbindelse skal det erindres, at PCB kun er en mikropollutant ud af mange.)

3.6 PCB og mennesket [30].

Mennesket kan optage PCB direkte fra luften og gennem føden. Hvert menneske vil ligevægtsmæssigt indeholde ligeså meget PCB, som omgivelser og fødevarer til enhver tid "dikterer". Højt "forurenede" individer kan tænkes at udvikle helbredsmæssige forskydninger af uønsket karakter.

Der skal i dette afsnit redegøres for forskellige fødevarers PCB-indhold. Endvidere skal der gives eksempel på, at mikroforureningen af PCB allerede har givet anledning til uønskede effekter på menneskets velbefindende, og på effekter opstået i forbindelse med særlige "PCB-ulykker".

3.6.1 PCB i fødevarer.

3.6.1.1 Data.

I bilag 2 ses resultatet af et studie i PCB's forekomst i fødevarer fra Vesttyskland [31]. Til trods for et stort område af PCB-koncentrationer, så grupperes de vigtigste fødevarer i klart definerede blokke med gennemsnitsværdier på ca. 0.005 µg/g i fedtfattige fødeemner af planteoprindelse såsom cerealier og kartofler, ca. 0.05 µg/g i vegetabiliske fedtstoffer, ca. 0.3 µg/g i fedt fra mælk, smør og ost, ca. 0.15 µg/g i animalsk fedt, ca. 0.03 µg/g i hønseæg og

ca. 10 µg/g i fiskefedt.

Gennem en betragtning af gennemsnitskosten i Vesttyskland kunne man udregne et dagligt PCB-indtag på ca. 29 µg fra animalsk fedt og ca. 6 µg fra andre fødekilder. Det totale indtag på således 35 µg pr. dag og capita var af samme størrelsesorden som det tal (36 µg), som WHO har anbefalet som acceptabel dosis for det beslægtede HCB [31].

3.6.1.2 Vurdering.

De angivne tal viser, at det daglige PCB-indtag næsten overskrider den angivne grænseværdi. Det faretruende moment i dette skal neddys-ses, idet det reelle indtag af specielt farlige PCB-isomerer (tabel 1) må formodes at være meget lavere end 35 µg.

Hvad angår grupperingen af de forskellige næringsmidler, så er det meget interessant at bemærke, at over 80 % af det "daglige PCB" stammer fra animalske fødevarer. Mælk, smør og ost indeholder 60 gange mere PCB end frugt og grønt ! Fiskefedt 2000 gange mere !!

3.6.1.3 Spisevaner. Udsatte grupper.

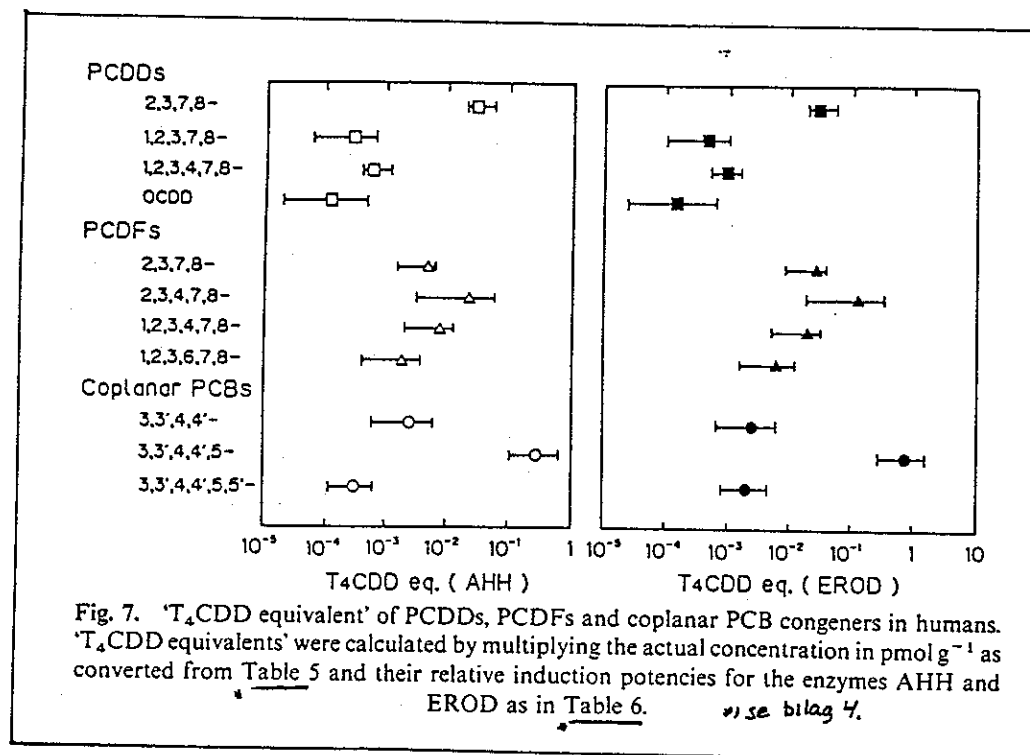
Der udtrykkes ofte [13] direkte bekymring for lystfiskere, idet disse ofte har et meget højt forbrug af fisk. Ligeledes bør man udtrykke bekymring i forbindelse med jævnlige konsum af middelhavets næringsemner (jvnf. afsnit 3.5). En overslagsberegning vil nemlig hurtigt vise, at der ikke skal mange gram fiskekød til, før en dagsdosis på 36 µg er indtaget, og selvom "tabel 1 stoffer" måske kun udgør en mindre del af den totale PCB-mængde, så vil ganske rigelige mængder blive indtaget.

Til sidst bemærkes, at man som veganer belastes betydeligt mindre af PCB, end hvis man konsumerer animalske produkter i større omfang. Flere undersøgelser bekræfter dette [32].

3.6.2 Toksicitet, forekomst og miljøtrussel.

I en isomerspecifik analyse af PCB-indholdet i en række dyr, heriblandt mennesket, målte Tanabe et al. [15] koncentrationer af 1-3 i et interval fra få µg/g til flere deca ng/g (vådvægt). Repræsentati-ve data forefindes i bilag 4. V.h.a. induktionspotentialer for en-

zymerne EROD og AHH beregnede man toksicitet i "TCDD-ekvivalenter" for en række stoffer, se figur 7, og man konkluderede, at de koplantære isomerer 1-3 udgjorde en større potentiel trussel mod mennesket og vildtlivet end dioxin ! Det turde således stå fast, at PCB's omnipresens meget vel kan udgøre en stor miljøtrussel, med konsekvenser over hvilke man kun kan spekulere omfanget af. Faktisk bekræfter og korrigerer Tanabe *et al.* de bange anelser, som forskere havde i starten af 80'erne: "The most worrisome aspect of the PCB's is the ubiquitous occurrence of this group of compounds in biological material. This is related to transport behavior, lack of easy biodegradation and the bioakkumulation potential af PCB's (thus to physical properties rather than toxic effects). Still, the nagging feeling remains that, perhaps, after 20 to 30 years some as yet unknown or unstudied effect in man or other organisms may become apparent"[33].



Lånt fra [15].

3.6.3 Eksempler på PCB's skadelige effekt [30].

Normale menneskers fedtvæv indeholder mellem 0.7-1.8 ppm PCB [15]. En isomerspecifik analyse har vist, at over 90 % af det akkumulerede PCB udgøres af isomerer tilhørende gruppe 1 eller 2 i tabel 1 [34]. Interessant nok udgør 1 kun 0.001 % af det totale PCB-indhold, med en gennemsnitskoncentration på 51 ppb i fedtvæv [35] ; 2 og 3 forekommer i værdier langt under denne [35]. Baseret på AHH og EROD induktion bidrager 1 således til mindre end 1 % af PCB's toksicitet.

Hvad angår normale mennesker, så kendes der endnu ikke (1987) til nogle udtalte helbredseffekter som følge af "normal" PCB-belastning. Dette udelukker dog ikke, at eventuelle effekter er for "spidsfindige" til at observere, eller at de kræver langtids-observation [30].

Adskillige studier med forsøgsdyr har dog påpeget en række skadelige effekter, hvoraf blot få skal nævnes: påvirkning af reproduktion, svækkelse af immunforsvar (dog kun ved meget høje konc.), hepatocellulær carcinoma, dannelse af levercyster, ændringer i hormonbalance m.m. [14,30]. Disse effekter kan udmærket tænkes at blive gældende for mennesket fra et vist PCB-koncentrationsniveau og opefter (ligesom vildtlivet kan tænkes at pådrage sig pågældende skader).

Særligt skadelige effekter på mennesket kendes kun fra ulykkestilfælde, hvor begrænsede befolkningsgrupper er blevet udsat for meget store PCB-doser tillige med PCDF og dioxiner [30].

3.6.3.1 Yusho og Yucheng [30].

Efter indtagelse af PCB-forurenede risolie indeholdende 1.000 ppm PCB observeredes chloracne, mørk pigmentering af negle, kløe, opsvulmning af læber, pigmenterede slimhinder, øjenforstyrrelser, gulsot, feber, træthedsfølelse m.m. [30,36].

Yucheng: 44 % af patienterne havde et PCB-serumindhold på mellem 51-100 ppb og 23 % havde over 100 ppb [36], mod "normalt" 5-7 ppb [30].

Yusho: Under ulykkesforløbet indtog hver patient i gennemsnit 633 mg PCB. Ved efterfølgende fødsler havde babyerne foruden ovennævnte manifestationer tilfælde af tænder ved fødslen, abnorm calcifiering af kraniet og lave fødselsvægte. Man foreslog ændringer i calciummetabolismen som værende ansvarlig for dette "PCB-foster syndrom" [37].

3.6.3.2 Neuroadfærdsmæssige feilfunktioner i brandmænd.

Ansatte i elektronikindustrien udgør en risikogruppe hvad angår pludselig PCB-forurening [30]. Under slukningen af en transformerbrand blev 14 brandmænd udsat for meget høje doser af PCB, PCDD og PCDF (sidstnævnte dannet ved thermolyse af PCB). Der var ingen akutte effekter, men efter perioder på mellem to dage til to

månder opstod komplikationer såsom ekstrem træthed, hovedpine, muskeltræthed, hukommelsestab, nedsat læreevne, irritabilitet, søvnløshed, manglende balanceevne, og hypertension. Disse neuroad-færdsmæssige forstyrrelser blev tilskrevet PCB og de thermogene bi-produkter. De fleste af forstyrrelserne mindskedes eller forsvandt efter en afgiftningsperiode [38].

3.6.3.3 Aborter. Teratogenitet.

Yusho og Yucheng var de første beviser for, at PCB er teratogent for mennesket. Teratogenitet er påvist på mange forskellige slags forsøgsdyr [39]. Der er flere studier med mennesket, der synes at kunne korrelere moderens PCB-serumindhold med hyppigheden af teratogene effekter. Således observerede en nylig undersøgelse, at mødre med ufrivillige aborter havde et signifikant højere PCB-serumindhold end referencegruppen af normale graviditeter. Tallene var 8.65 ppb hhv. 6.89 ppb [39].

Hermed afsluttes afsnittet "PCB og mennesket".

3.7 Konklusion på "case-story".

Det konkluderes, at PCB udgør en potentielt meget farlig miljøtrus-sel, mod såvel mennesket som vildtlivet. Visse koplanære PCB-isomer-er er særdeles persistente i biologisk materiale, meget bioakkumula-tive/magnifikative og højst toksiske. Meningsfyldt evaluering af en PCB-forurening baserer sig på en kvantisering af disse isomerer. I den forbindelse kræver sundhedseffekter på mennesker og dyr yderlig-ere studier.

Omnipresensen af PCB er synonymt med, at der er tale om en global forureningssituation. Udsigterne til fremtiden er ikke lovende : i 1985 fandtes der 375.000 t. PCB i miljøet, godt en trediedel af den totale mængde på 1.2 millioner tons, se bilag 6 [13]. 783 ^{tusind} ~~mill.~~ tons var "midlertidig" bundet i elektroniske komponenter.

Så selvom produktionen af PCB i hovedproducentlandene er stoppet (Japan 1976, USA 1979 og Vesttyskland 1983) [8], så vil de chlore-rede biphenyler være tilstede i miljøet mange år ud i fremtiden, til potentiel fare for klodens økosystemer - og mennesket [13].

4. Konklusion.

Naturligvis kan der ikke inden for disse (2610) rammer gives en på nogen måde uddybende eller blot tilnærmelsesværdig fyldelstgørende behandling af såvel emnet mikroforurening som pollutanten PCB.

Det skal dog konkluderes, at der i nærværende er blevet tilvejebragt en forståelse - og påskønnelse - af emnet mikroforurening. Vigtige forhold i årsagskæden er blevet fremhævet ; særligt strukturrelateret toksicitet og bioakkumulation er af betydning i forbindelse med mikroforurening. Dette fremgår tydeligt af "case-storyen", hvori mange af PCB's toksiske og miljømæssige karakteristika belyses. Det omtales, at visse PCB-isomerer udgør en større miljøtrussel end dioxin (TCDD), og dette faktum implikerer, at man må betragte omnipresensen af PCB som værende et meget alvorligt og højt prioriteret miljøproblem. Mange år ud i fremtiden.

REFERENCER.

- [1] G. Tølg, Kontakte (Darmstadt), 1989 (2), 20
- [1b] K. Grob, J. Chromatogr., 1973, 84, 255 ; K. Grob, K. Grob Jr., G. Grob, J. Chromatogr., 1975, 106, 299
- [1c] K. Grob, F. Zucher, J. Chromatogr., 1976, 117, 294 ; W. E. Coeman et al., Jour. AWWA, 1981, 83, 119
- [2] J. Folke, F. Bro-Rasmussen, Dansk kemi, 1984, 65 ; (undervisningsmat. i 2610).
- [3] "Udvalgte kemiske stoffer", Danmarks Miljøstyrelse, December 1984 ; (undervisningsmat. i 2610).
- [4] J. Moriarty, C. H. Walker, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1987, 13, 208
- [5] E. Nikunen, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1985, 2,
- [6] J. W. Huismans, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1980, 4, 393
- [6a] M. Deinzer, F. Schaumburg, E. Klein, Environ. Health. Perspect., 1978, 2, 209
- [7] N. O. Crossland, D. Bennett, C. M. Wolff, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1987, 13, 225
- [8] H. Geyer, D. Freitag, F. Korte, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1984, 8, 129
- [9] O. Hutzinger, S. Safe, V. Zitko, "The Chemistry of PCBs", CRC Press, Cleveland, 1974
- [10] P. W. Albro, C. E. Parker, J. Chromatogr., 1979, 169, 161, citeret fra [15].
- [11] J. N. Huckins, D. L. Stalling, J. D. Petty, J. Assoc. Off. Anal. Chem., 1980, 63, 750 ; Citeret fra [15].
- [12] N. Kannan, S. Tanabe, R. & T. Tatsukawa, J. Assoc. Off. Anal. Chem., 1987, 70, 451 ; citeret fra [15].
- [13] S. Tanabe, Environ. Pollut., 1988, 50, 5
- [14] V. A. McFarland, J. U. Clarke, Environ. Health. Perspect., 1989, 81, 225
- [15] S. Tanabe, N. Kannan, A. Subramanian, R. & S. Watanabe, Environ. Pollut., 1987, 47, 147
- [16] J. C. Duinker, D. E. Schultz, G. Petrick, Mar. Pollut. Bull., 1988, 19, 19 ; citeret fra [14].
- [17] K. C. Jones, Sci. Total. Environ., 1988, 68, 141 ; cit. fra [14].

- [18] N. Kannan, S. Tanabe, R. Tatsukawa, D. J. H. Phillips, Environ. Pollut., 1989, 56, 65
- [19] N. Kannan, S. Tanabe, T. Okamoto, R. Tatsukawa, D. J. H. Phillips, Environ. Pollut., 1989, 62, 223
- [20] D. Mackay, Environ. Sci. Technol., 1982, 16, 731 ; cit. fra [18].
- [21] N. Kannan, S. Tanabe, R. Tatsukawa, T. Okamoto, D. J. H. Phillips, "Mussels (*Perna viridis* L.) as bioindicators of PCB pollution in an urban aquatic environment." i "Pollution in the Urban Environment, Polmet 88, vol.2, Vincent Blue Copy Ltd., Hong Kong, 1988, pp. 444-9 ; citeret fra [19].
- [22] S. Tanabe, R. Tatsukawa, D. J. H. Phillips, Environ. Pollut., 1987, 47, 41 ; citeret fra [19].
- [23] W. A. Bruggmann, L. B. Marton, D. Kooiman, O. Hutzinger, Chemosphere, 1981, 10, 811 ; citeret fra [8].
- [24] R. L. Metcalf, J. R. Sanborn, L. Po-Yung, D. Ney, Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1975, 13, 151 ; cit.fra [7].
- [25] E. D. Scura, G. H. Theilacker, Marine Biol., 1977, 40, 317 ; citeret fra [7].
- [26] D. Weininger, "Accumulation of PCB's in lake trout in Lake Michigan", Ph.D dissertation, University of Wisconsin-Madison, WI ; citeret fra [7].
- [27] K. Wang, K. Ballschmiter, Fresenius Z. Anal. Chem., 1980, 304, 337 ; citeret fra [8].
- [28] R. V. Thomann, Canad. J. Fish. Aquat. Sci., 1981, 38, 280 ; citeret fra [7].
- [29] K. Verschueren, "Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals", Van Nostrand Reinhold Company Inc. New York, 1983, pp. 1008-1013
- [30] R. D. Kimbrough, Ann. Rev. Pharmacol. Toxicol., 1987, 87
- [31] W. Summerrmann, H. Rohleder, F. Korte, Z. Lebensm. Unters. -Forsch., 1978, 166, 137
- [32] B. L. Sawhney, L. Hankin, J. Food Production, 1985, 48, 442
- [33] O. Hutzinger, Chemosphere, Information and News Section, 1983, 7, N39
- [34] D. T. Williams, Chemosphere, 1990, 20, 33
- [35] H. Beck, A. Dross, W. Mathar, Chemosphere, 1989, 19, 1805
- [36] S-T. Hsu, C-I Ma, S. K-H. Hsu, S-S. Wu, N. H-M. Hsu, C-C. Chuan Yeh, S-B. Wu, Environ. Health. Perspect., 1985, 59, 5
- [37] F. Yamashita, M. Hayashi, Environ. Health. Perspect., 1985, 59, 41

[38] K. H. Kilburn, R. H. Warsaw, M. G. Shields, Arch. Environ. Health, 1989, 44, 345

[39] V. Leoni, L. Fabiani, G. Marinelli, G. Puccetti, G. F. Tarsitani, A. De Carolis, N. Vescia, A. Morini, V. Aleandri, V. Pozzi, F. Cappa, D. Barbatì, Ecotoxicol. Environ. Saf., 1989, 17, 1

Vigtige forhold i forbindelse med årsagskæden.

- | | |
|---|--|
| <ol style="list-style-type: none"> 1. Identifiers for substances <ul style="list-style-type: none"> IRPTC name and sequence number Pointers (cross references) Synonyms Descriptors 2. Properties for predicting environmental fate/hazard potential <ul style="list-style-type: none"> Melting point or range Boiling point or range Vapour pressure Flash point Flammable limits Reactivity/stability Density Solubility (or miscibility) in water Partition coefficient Adsorption/desorption properties 3. Total production <ul style="list-style-type: none"> Year Area Amount produced in tons Trend 4. Production process(es) <ul style="list-style-type: none"> Process(es) Number of workers exposed Intermediates, impurities and waste products 5. Use <ul style="list-style-type: none"> Use Geographic area Substances added for a particular use Trend 6. Pathways into the environment <ul style="list-style-type: none"> Pathway Quantity Geographic area 7. Transport in the environment <ul style="list-style-type: none"> Pathway Quantity Geographic area 8. Transformation <ul style="list-style-type: none"> Process of transformation Location of transformation Environmental residence time Environmental stability data Transformation products 9. Behaviour in organisms <ul style="list-style-type: none"> Description of organism Route of exposure Dose Duration of exposure and clearance period Retention Clearance rate Metabolites | <ol style="list-style-type: none"> 10. Concentration <ul style="list-style-type: none"> Description of sample Geographic area Date of sampling Concentration 11. Effects on man <ul style="list-style-type: none"> Array of toxic effects Dose Route of administration/exposure Total exposure time; brief description of exposure Description of organism/system Description of effect Observation in man Special studies <ul style="list-style-type: none"> Description of organism Route of administration Dose Total exposure time; brief description of exposure Description of effect 12. Effects on the environment <ul style="list-style-type: none"> Description of organism/system Description of exposure concentration Description of exposure/clearance time Description of effect 13. Sampling and analysis <ul style="list-style-type: none"> Sampling and preparation methods Analytical methods 14. Spills <ul style="list-style-type: none"> Date of spillage Location Quantity Meteorological conditions Description of physical appearance Cause Effects on man Emergency treatment Evacuation measures Effects on the environment Measures taken to remove the chemical 15. Poisoning 16. Removal <ul style="list-style-type: none"> Disposal and/or destruction method(s) Recycling method(s) 17. Legal mechanisms <ul style="list-style-type: none"> Country Type of control mechanism Description of control mechanism Quantitative information Date of entry or verification |
|---|--|

FIG. 2. List of attributes for the IRPTC chemical data register (1978).

FIG. 2.—Continued.

Bilag 2, side 1.

Chlorerede mikropollutanter i drikkevand.

Table 1. Chloroorganics found in the U. S. drinking water.

Compound	Probable use, source	Concentration range, $\mu\text{g/l}$.	Reference ^a
Acetylene chloride			37, 48
Acetylene dichloride	Solvent, fermentation retardant		3, 34, 48
Aldrin	Pesticide		44
Bladex	Pesticide		39
Bromochlorobenzene			39, 43
Bromotrichloroethane			48
Carbon tetrachloride	Industrial, cleaning	0-5	3, 39, 40, 48
Chlordane	Pesticide		39, 44
Chlordene	Pesticide		39
Chlorobenzene	Manufacture of phenol, aniline	1-<5.0	3, 39, 43
Chloroethane	Manufacture of tetraethyllead		48
1,2-Bischloroethoxyethane	Refrigerant, solvent		37, 39
Chloroethoxy ether			37, 39
Bis(2-chloroethyl) ether	Ethylene glycol manufacture intermediate	0.07-0.42	3, 37, 38, 39, 43
1-Chloroethyl methyl ether			39
Chlorohydroxybenzophenone			38, 39
Bis(2-chloroisopropyl) ether	Propylene glycol manufacture intermediate	0.18-1.58	3, 38, 39
Chloromethane	Refrigerant		39, 48
Chloromethyl ethyl ether			3, 39, 43
Chloromethyl ether			39
Chloromethylethyl ether			39
m-Chloronitrobenzene			3, 39, 43
2-Chloropropane			48
1-Chloropropene		<1.0	6, 39
Chloropyridine			43
3-Chloropyridine			3, 39
Chlorotoluene	Dyestuff intermediate, solvent, chemistry		48
Cyanogen chloride	Chemical synthesis		39, 48
DDE	Pesticide		39, 44
DDT	Pesticide	0.04	39, 44, 45
Dibromochloromethane		1.1 < 5	39
Dibromodichloroethane		0.33	39
Dichlorobenzene	Insecticide		3, 43
1,2-Dichlorobenzene	Solvent, insecticide, manufacture of dyes, other industrial uses		
1,3-Dichlorobenzene		0.01	38, 39, 48
1,4-Dichlorobenzene	Insecticide	1.0	39, 48
Dichlorobiphenyl	PCB component, dielectric fluid, plasticizer		42
Dichlorodifluoroethane	Refrigerant, propellant		39
1,2-Dichloroethane	Solvent	0.8	3, 39, 48
1,1-Dichloroethane	Extractant for heat-sensitive substances solvent		48
1,1-Dichloroethane (vinylidene chloride)	Food packaging		48
Cis-1,2-dichloroethene			48
Trans-1,2-dichloroethene			48
Dichloroethyl ether	Finish remover		43
Dichloromethane	Solvent, degreasing, cleaning	<5	39, 48
Dichlorofluoromethane			48
1,1-Dichloro-2-hexanone	Aerosol propellants	<1	39
Dichloriodomethane			48
Dichloronitromethane			48
2,4-Dichlorophenol		36	37, 39
1,3-Dichloro-2-propanol			42
Dichloropropane	Solvent, cleaning fluid	<1	6, 39, 40
1,3-Dichloropropene	Soil fumigant	<1	6, 39, 40
Dieldrin	Pesticide	0.07-8.0	39, 44
Endrin	Pesticide	0.004-0.008	39, 44

(Continued)

Lst fra [6a].

Table 1. continued

Compound	Probable use, source	Concentration range, $\mu\text{g/l}$.	Reference ^a
Heptachlor	Pesticide		39, 44
Heptachlor epoxide	Pesticide		39, 44
1,2,3,4,5,7,7-Heptachloronorbornene		0.06	39
Hexachlorobenzene	Organic synthesis		38, 39
Hexachlorobiphenyl !	PCB component—dielectric fluid, plasticizer		42
Hexachloro-1,3-butadiene	Pesticide, solvent	0.06	15, 39
Hexachlorocyclohexane	Insecticide		39, 42, 44
Hexachloroethane	Explosives, solvent	0.07	38, 39
	rubber vulcanizing accelerator		
Hexachlorophene	Germicidal soaps	0.01	39, 47
(2- or 1-Naphthyl) dichloromethane			40
Nitrotrichloromethane (chloropicrin)	Fungicide, nematocide		48
Octyl chloride			39
Pentachlorobiphenyl	From PCB mixture		39, 42
	plasticizer, dielectric fluid		
Pentachlorophenol	Preservation of wood, starches, glues, herbicide (slime and algae control)	0.06	39, 47
1,1,3,3,3-Pentachloropropane			42
Pentachloropentene (isomers)			42
Pentachlorophenyl methyl ether			39
1,1,3,3-Tetrachloroacetone			39, 41
Tetrachloropropanes (isomers)			42
Tetrachlorobiphenyl	From PCB mixtures		16, 39, 41, 42
	plasticizer, dielectric fluid		
1,1,1,2-Tetrachloroethane		0.11	39
Tetrachloroethylene	Dry cleaning, degreasing	0.41 < 5.0	6, 38, 39, 40, 43
Trichlorobiphenyl	From PCB mixture plasticizer, dielectric fluid		42
1,1,1-Trichloroacetone			42, 46
1,1,1-Trichloroethane	Cleaning cold metals and plastics		48
1,1,2-Trichloroethane	Solvent		39
Trichloroethane			40, 43
(1,1,2) Trichloroethylene	Industrial solvent extraction, organic chemicals intermediate		3, 39, 48
Trichlorofluoromethane	Refrigeration, aerosol propellant		39
Trichloroheptafluorobutane			42
Trichloropentafluoropropane			42
1,1,2-Trichloro-1,2,2-trifluoroethane			42
2,4,6-Trichlorophenol	Fungicide, bactericide preservative		39, 41
Trichloropropanes (isomers)			42
Vinyl chloride	Plastics industry, refrigerant, organic synthesis		48

a) Referencer i den oprindelige artikel [6a].

Lent fra [6a]

PCB-indholdet i forskellige
fødevarer.

Bilag 3.

Tabelle 1. PCB-Gehalte zur Situation in Nahrungsmitteln

Probentyp	Gehalt der Einzelprobe $\pm$ Standardabweichung in $\mu\text{g/g}$			Mittel in $\mu\text{g/g}$ (Probenzahl)
Mischfuttermittel	$0,020 \pm 0,009$	$0,011 \pm 0,005$	$0,023 \pm 0,007$	0,018 (3)
Hühnerfett	$0,18 \pm 0,06$	$0,34 \pm 0,07$	$0,50 \pm 0,11$	0,34 (3)
Hühnerfleisch	$<0,012$	$<0,012$	$<0,012$	$<0,012$ (3)
Hühnereier (Massentierhaltung)	$0,021 \pm 0,004$	$0,018 \pm 0,007$	$0,046 \pm 0,007$	
	$0,028 \pm 0,009$	$0,037 \pm 0,007$	$0,026 \pm 0,004$	
	$0,035 \pm 0,010$	$0,032 \pm 0,008$	$0,045 \pm 0,011$	
	$0,028 \pm 0,009$			0,032 (10)
	$0,031 \pm 0,007$	$0,035 \pm 0,008$	$0,033 \pm 0,008$	
Hühnereier (sonstige)	$0,037 \pm 0,012$	$0,030 \pm 0,007$	$0,014 \pm 0,004$	
	$0,015 \pm 0,003$	$0,022 \pm 0,005$	$0,022 \pm 0,005$	
	$0,015 \pm 0,003$			0,025 (10)
				gesamt: 0,029 (20)
Milch (bez. a. Fett) (6.—7./75)	$0,27 \pm 0,04$	$0,40 \pm 0,04$	$0,16 \pm 0,03$	
	$0,24 \pm 0,04$	$0,11 \pm 0,03$	$0,26 \pm 0,04$	0,24 (6)
(10./75)	$0,19 \pm 0,04$	$0,29 \pm 0,05$	$0,31 \pm 0,05$	
	$0,26 \pm 0,04$	$0,17 \pm 0,03$	$0,26 \pm 0,04$	0,25 (6)
(1.—2./76)	$0,09 \pm 0,03$	$0,15 \pm 0,03$	$0,46 \pm 0,08$	
	$0,39 \pm 0,07$	$0,17 \pm 0,03$	$0,16 \pm 0,03$	0,24 (6)
				gesamt: 0,24 (18)
Edamer (bez. a. Fett)	$0,17 \pm 0,05$	$0,27 \pm 0,04$	$0,19 \pm 0,06$	
	$0,16 \pm 0,07$	$0,15 \pm 0,04$	$0,19 \pm 0,06$	0,19 (6)
Milchverpackung	$0,011 \pm 0,003$	$0,019 \pm 0,004$	$0,013 \pm 0,004$	0,014 (3)
Butter	$0,17 \pm 0,05$	$0,16 \pm 0,01$	$0,10 \pm 0,03$	0,14 (3)
— (bez. a. Fett)	$0,20 \pm 0,06$	$0,19 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,04$	0,17 (3)
Schweineschmalz	$0,20 \pm 0,10$	$0,11 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,03$	0,13 (3)
Margarine	0,08	0,10	0,03	0,07 (3)
Salatöl	0,01	0,07	0,03	0,04 (3)
Kokosfett	0,12	0,05	$<0,01$	0,06 (3)
Ölsardinen — Öl	$0,47 \pm 0,01$	$0,12 \pm 0,04$	$0,10 \pm 0,01$	0,23 (3)
— Fisch	$0,19 \pm 0,1$	$0,045 \pm 0,001$	$0,17 \pm 0,1$	0,13 (3)
— Fisch (bez. a. Fett)	$1,2 \pm 0,7$	$0,36 \pm 0,01$	$1,4 \pm 0,9$	1,0 (3)
Braunschweiger	$0,07 \pm 0,03$	$0,07 \pm 0,04$	$0,03 \pm 0,01$	0,06 (3)
— (bez. a. Fett)	$0,18 \pm 0,09$	$0,17 \pm 0,11$	$0,08 \pm 0,03$	0,14 (3)
Brot	0,003	$<0,004$	0,005	0,003 (3)
Kartoffeln	$<0,004$	0,005	0,005	0,004 (3)
Fertigpüree	$<0,004$	$<0,004$	0,008	0,004 (3)
Reis	0,006	0,005	$>0,005$	0,004 (3)
Haferflocken	0,005	0,005	0,004	0,005 (3)
Sojamehl, -brot	0,005	$<0,005$	0,010	0,006 (3)
Pergamentpapier	0,010	0,010	0,003	0,008 (3)
Polyäthylenbeutel	0,010	0,018	0,020	0,016 (3)
Kaffeefilter	0,005	$<0,006$		0,004 (2)
Packpapier	$3,4 \pm 0,3$	$0,85 \pm 0,01$		2,1 (2)
Obsttüten	$0,72 \pm 0,09$	$0,61 \pm 0,1$		0,66 (2)
Zeitungspapier	$0,013 \pm 0,002$	$0,024 \pm 0,012$	$0,025 \pm 0,010$	0,021 (3)
Latschenzweige (Alpen)	0,010	0,010	0,008	0,009 (3)
Gras (Autobahn)	$0,40 \pm 0,09$			0,40 (1)
Brombeerblätter (Autobahn)	$0,036 \pm 0,010$			0,036 (1)

Lent fra [31].

PCB-koncentrationer i diverse dyr, samt induktionspotentialer. [15] Bilag 4.

TABLE 4
Concentrations (on Wet Weight Basis) of Three Coplanar PCBs and Total PCBs in Marine and Terrestrial Animals

Sample		T_4CB (pg g ⁻¹)		P_5CB (pg g ⁻¹)		H_6CB (pg g ⁻¹)		Total PCBs ^a (µg g ⁻¹)	
		Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean	Range	Mean
FISH									
Striped mullet		580-4 800	2 100	32-230	100	1.4-4.3	2.4	0.22-3.2	1.2
MARINE MAMMALS									
Dall's porpoise	(M)	2 800-3 500	3 100	170-250	200	120-200	150	7.1-18	12
	(F)	360-1 500	930	83-100	92	41-64	53	1.0-2.0	1.5
Baird's beaked whale	(M)	1 300-1 900	1 600	390-570	480	170-450	310	2.4-2.8	2.6
	(F)	—	700	—	100	—	93	—	1.8
Pacific white-sided dolphin	(M)	14 000-38 000	27 000	3 200-4 400	3 800	880-1 400	1 200	40-71	53
Finless porpoise	(M)	—	14 000	—	890	—	640	—	40
Killer whale	(F)	—	42 000	—	4 000	—	3 600	—	160
TERRESTRIAL MAMMALS									
Human	(M)	94-860	400	120-730	400	46-200	120	0.7-1.8	1.2
	(F)	160-350	270	170-320	240	36-78	53	0.43-0.99	0.72
Cat	(M)	230-530	370	64-130	87	45-87	70	1.5-2.5	2.0
Dog	(M)	—	44	—	9	—	42	—	0.10
	(F)	—	11	—	5	—	12	—	0.09

^a Total concentration of detected PCB isomers and congeners excluding three coplanar PCBs.

TABLE 3
Comparison of the Concentration (pg g⁻¹ on Wet Weight Basis) of Coplanar PCBs Obtained from GC-ECD and GC-MS Analyses of Selected Samples of Marine and Terrestrial Animals

Sample	$3,3',4,4'-T_4CB$		$3,3',4,4',5-P_5CB$		$3,3',4,4',5,5'-H_6CB$	
	GC-MS	GC-ECD	GC-MS	GC-ECD	GC-MS	GC-ECD
Dall's porpoise male	3 600	3 500	270	250	230	200
Killer whale female	39 000	42 000	3 300	4 100	3 500	3 600
Fish	4 800	4 800	260	230	<25	4.3
Cat	610	530	110	130	76	78
Human male	380	340	320	380	100	130

TABLE 5
Concentrations (pg g⁻¹ on Wet Weight Basis) of Toxic and Major Components of PCDDs, PCDFs and Coplanar PCB Congeners in Human Adipose Tissues (n = 12)

Chemicals	Concentration		In vitro EC ₅₀ (M) ^a		Relative potency of induction	
	Range	Mean	AHH	EROD	AHH	EROD
PCDDs						
2,3,7,8-	6.4-18	9.5	7.2 × 10 ⁻¹¹	1.9 × 10 ⁻¹⁰	1.0	1.0
1,2,3,7,8-	3.4-36	16	1.1 × 10 ⁻⁸	1.7 × 10 ⁻⁸	6.5 × 10 ⁻³	1.1 × 10 ⁻²
1,2,3,4,7,8-	4.5-14	8.1	2.1 × 10 ⁻⁹	4.1 × 10 ⁻⁹	3.4 × 10 ⁻²	4.6 × 10 ⁻²
OCDD	40-1 100	250	3.1 × 10 ⁻⁷	7.0 × 10 ⁻⁷	2.3 × 10 ⁻⁴	2.7 × 10 ⁻⁴
PCDFs						
2,3,7,8-	2.8-12	9.3	3.9 × 10 ⁻¹⁰	2.0 × 10 ⁻¹⁰	1.8 × 10 ⁻¹	9.5 × 10 ⁻¹
2,3,4,7,8-	4.1-71	29	2.6 × 10 ⁻¹⁰	1.3 × 10 ⁻¹⁰	2.8 × 10 ⁻¹	1.5
1,2,3,4,7,8-	3.7-24	15	3.6 × 10 ⁻¹⁰	3.8 × 10 ⁻¹⁰	2.0 × 10 ⁻¹	5.0 × 10 ⁻¹
1,2,3,6,7,8-	3.4-28	15	1.5 × 10 ⁻⁹	1.2 × 10 ⁻⁹	4.8 × 10 ⁻²	1.6 × 10 ⁻¹
Coplanar PCBs						
3,3',4,4'-	94-860	350	3.5 × 10 ⁻⁸	8.9 × 10 ⁻⁸	2.1 × 10 ⁻³	2.1 × 10 ⁻³
3,3',4,4',5-	120-730	330	2.4 × 10 ⁻¹⁰	2.5 × 10 ⁻¹⁰	3.0 × 10 ⁻¹	7.6 × 10 ⁻¹
3,3',4,4',5,5'-	36-200	91	6.0 × 10 ⁻⁸	2.4 × 10 ⁻⁸	1.2 × 10 ⁻³	7.9 × 10 ⁻³

TABLE 6
AHH and EROD Induction Potencies of PCDDs, PCDFs and Coplanar PCB Congeners in Rat Hepatoma H-4-II-E Cell Lines

Overblik over PCB-isomerer i menneskets fedtvev. Bilag 5.

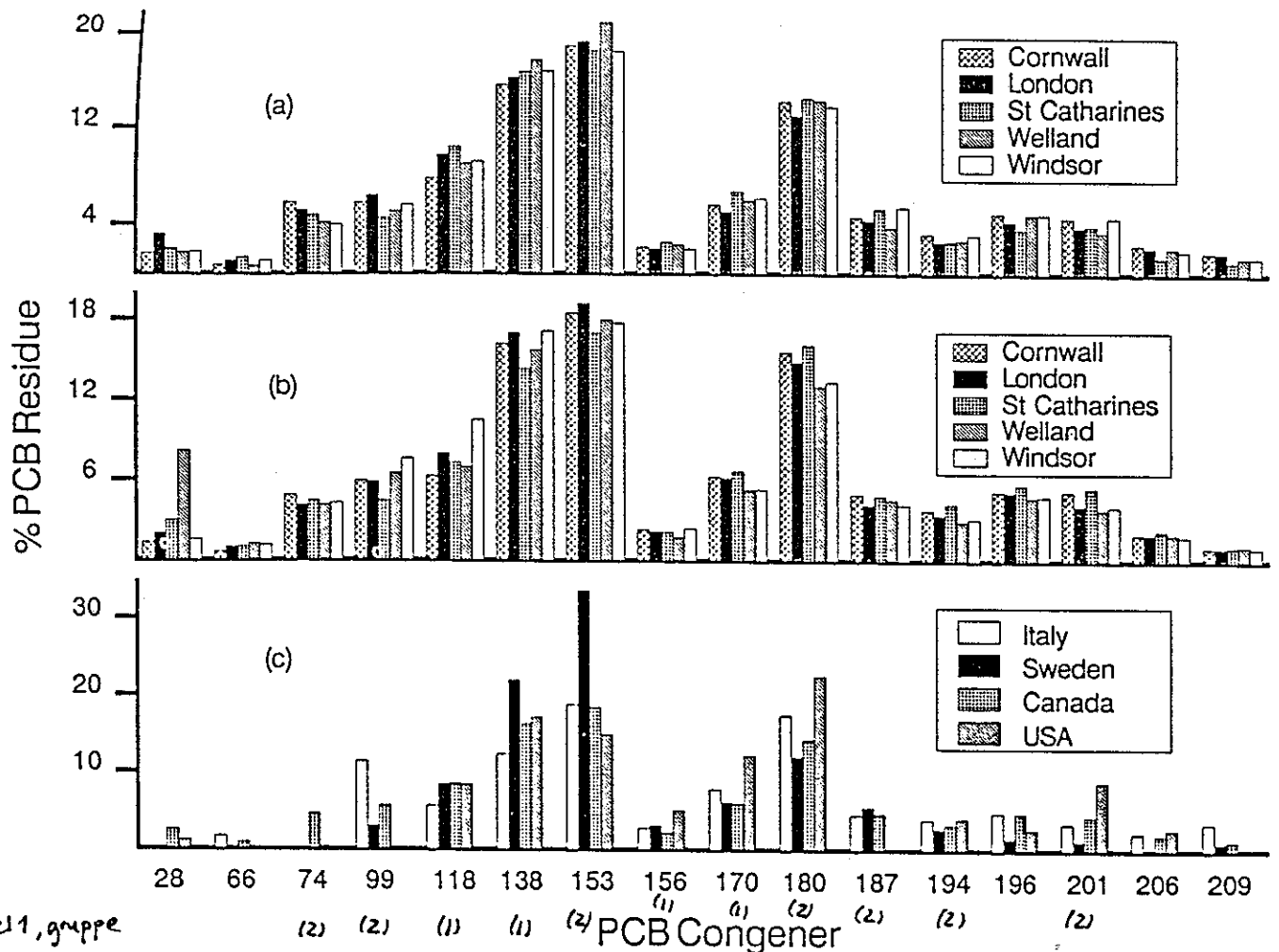


Fig 1. Normalised PCB congener levels in human adipose tissue (a) female by municipality, (b) male by municipality, (c) male and female by country.

Lent fra [34].

Eksempel på PCB-isomerernes kvantitative forekomst

Table 2a. PCB Congener Concentration (ng/g) in Human Adipose Tissue

City	PCB Congener															
	28	66	74	99	118	138	153	156	170	180	187	194	196	201	206	209
CORNWALL																
Male																
1	23	11	57	68	104	186	214	24	72	171	63	41	59	61	30	16
2	9	10	146	170	131	482	485	73	160	344	155	82	119	126	49	25
3	13	7	62	67	81	187	227	25	70	192	71	49	70	78	33	15
4	ND	1	38	47	54	131	160	22	40	112	21	23	27	25	13	6
5	17	8	31	64	73	144	172	19	60	140	36	34	43	39	13	7
6	48	18	53	66	109	181	193	22	55	121	38	27	50	40	19	9
7	10	4	25	29	35	115	142	20	52	126	33	29	40	46	21	11
8	14	4	90	102	61	249	321	33	141	407	96	105	135	125	31	17
Female																
9	12	5	39	46	55	77	83	9	19	52	16	12	17	15	ND	ND
10	40	21	65	55	120	111	128	17	38	90	29	20	33	27	13	6
11	14	6	43	26	46	102	123	20	42	109	23	24	31	30	15	9
12	13	6	75	17	86	166	243	31	95	255	65	60	82	74	33	17
13	28	8	130	191	162	450	541	49	139	333	149	78	133	141	86	82
14	6	4	58	73	73	179	191	26	61	150	42	35	49	36	24	12

Lent fra [30].

Overblik på de totale globale PCB-mængder

TABLE 4
Estimated PCB Loads in the Global Environment

<i>Environment</i>	<i>PCB load (t)</i>	<i>Percentage of PCB load</i>	<i>Percentage of world production</i>
<i>Terrestrial and coastal</i>			
Air	500	0.13	
River and lake water	3 500	0.94	
Seawater	2 400	0.64	
Soil	2 400	0.64	
Sediment	130 000	35	
Biota	4 300	1.1	
Total (A)	143 000	39	
<i>Open ocean</i>			
Air	790	0.21	
Seawater	230 000	61	
Sediment	110	0.03	
Biota	270	0.07	
Total (B)	231 000	61	
Total load in the environment (A + B)	374 000	100	31
Degraded and incinerated	43 000		4
Land-stocked*	783 000		65
World production	1 200 000		100

Source: Tanabe (1985).

* Still in use in electrical equipment and other products, and deposited in landfills and dumps.

Cont fra [13]