

Miljøprojekt Nr. 796 2003

# Kortlægning af dioxinforurening samt kilder til dioxinforurening i Østersøen

Allan Astrup Jensen  
dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

# Indhold

<b><u>FORORD</u></b>	<b>7</b>
<b><u>SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER</u></b>	<b>9</b>
<b><u>SUMMARY AND CONCLUSIONS</u></b>	<b>15</b>
<b><u>1 INDLEDNING OG BAGGRUND</u></b>	<b>21</b>
<u>1.1 DIOXIN BESKRIVELSE</u>	22
<u>1.1.1 Kemisk struktur, egenskaber og dannelse</u>	22
<u>1.1.2 Toksicitetsfaktorer for dioxin</u>	23
<u>1.1.3 Bromerede dioxiner</u>	24
<u>1.2 INDTAGELSE AF DIOXIN</u>	25
<u>1.2.1 Tolerabel daglig indtagelse (TDI)</u>	25
<u>1.2.2 Indtagelse af dioxin i Danmark</u>	25
<u>1.2.3 Indtagelse i Sverige</u>	25
<u>1.2.4 Indtagelse i Finland</u>	26
<u>1.2.5 Indtagelse i Polen</u>	26
<u>1.2.6 Indtagelse i Tyskland</u>	26
<u>1.3 EU OG ANDEN LOVGIVNING</u>	26
<u>1.3.1 Fødevarer</u>	26
<u>1.3.2 Foderstoffer</u>	27
<u>1.4 ØSTERSØEN</u>	28
<b><u>2 FORURENINGSKILDER OG DERES EKSPONERING AF ØSTERSØEN</u></b>	<b>31</b>
<u>2.1 TILFØRSEL OG FRAFØRSEL AF DIOXINER OG PCB</u>	31
<u>2.2 UDLEDNINGER FRA PAPIRMASSEINDUSTRIER</u>	31
<u>2.3 FORURENINGSKILDER OG EMISSIONER</u>	32
<u>2.3.1 Danmark</u>	32
<u>2.3.2 Sverige</u>	34
<u>2.3.3 Finland</u>	35
<u>2.3.4 Rusland</u>	35
<u>2.3.5 Estland</u>	36
<u>2.3.6 Letland</u>	37
<u>2.3.7 Litauen</u>	38
<u>2.3.8 Polen</u>	39
<u>2.3.9 Tyskland</u>	41
<u>2.3.10 Samlet dioxinemission fra Østersølandene</u>	42
<b><u>3 FORURENINGSNIVEAUER I ØSTERSØEN OG SPECIELT FORURENEDE OMRÅDER</u></b>	<b>45</b>
<u>3.1 DIOXIN I ØSTERSØVAND</u>	45
<u>3.2 DIOXIN I LUFT OVER ØSTERSØEN</u>	47
<u>3.3 DIOXIN I SEDIMENTER</u>	47
<u>3.3.1 Danmark</u>	48
<u>3.3.2 Sverige</u>	48
<u>3.3.3 Finland</u>	48
<u>3.3.4 Tyskland</u>	50

<a href="#"><u>3.3.5</u></a>	<a href="#"><u>Oversigt</u></a>	50
<a href="#"><u>3.3.6</u></a>	<a href="#"><u>Nordsøen</u></a>	52
<a href="#"><u>3.4</u></a>	<a href="#"><u>DIOXIN I FISK</u></a>	53
<a href="#"><u>3.4.1</u></a>	<a href="#"><u>Sild (<i>Clupea harengus</i>)</u></a>	53
<a href="#"><u>3.4.1.1</u></a>	<a href="#"><u>Danmark</u></a>	53
<a href="#"><u>3.4.1.2</u></a>	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	54
<a href="#"><u>3.4.1.3</u></a>	<a href="#"><u>Finland</u></a>	54
<a href="#"><u>3.4.1.4</u></a>	<a href="#"><u>Oversigt</u></a>	55
<a href="#"><u>3.4.2</u></a>	<a href="#"><u>Laks og ørred</u></a>	57
<a href="#"><u>3.4.2.1</u></a>	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	57
<a href="#"><u>3.4.2.2</u></a>	<a href="#"><u>Finland</u></a>	59
<a href="#"><u>3.4.3</u></a>	<a href="#"><u>Ål (<i>Anguilla anguilla</i>)</u></a>	59
<a href="#"><u>3.4.4</u></a>	<a href="#"><u>Torsk (<i>Gadus morhua</i>)</u></a>	59
<a href="#"><u>3.4.5</u></a>	<a href="#"><u>Aborre (<i>Perca fluviatilis</i>)</u></a>	60
<a href="#"><u>3.4.6</u></a>	<a href="#"><u>Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>, <i>Pleuronectes flesus</i>)</u></a>	60
<a href="#"><u>3.4.7</u></a>	<a href="#"><u>Helt (<i>Coregonus lavaretus</i>)</u></a>	60
<a href="#"><u>3.4.8</u></a>	<a href="#"><u>Gedde (<i>Esox lucius</i>)</u></a>	60
<a href="#"><u>3.4.9</u></a>	<a href="#"><u>Knude (<i>ferskvandskvabbe</i>, <i>whitefish</i>, <i>Lota lota</i>)</u></a>	61
<a href="#"><u>3.4.10</u></a>	<a href="#"><u>Brisling (<i>Sprattus sprattus</i>, <i>Clupea sprattus</i>)</u></a>	61
<a href="#"><u>3.4.11</u></a>	<a href="#"><u>Andre fisk</u></a>	61
<a href="#"><u>3.5</u></a>	<a href="#"><u>DIOXIN I SKALDYR</u></a>	62
<a href="#"><u>3.5.1</u></a>	<a href="#"><u>Muslinger</u></a>	62
<a href="#"><u>3.5.2</u></a>	<a href="#"><u>Krabber</u></a>	62
<a href="#"><u>3.5.3</u></a>	<a href="#"><u>Rejer</u></a>	62
<a href="#"><u>3.6</u></a>	<a href="#"><u>DIOXIN I HAVPATTEDYR</u></a>	63
<a href="#"><u>3.6.1</u></a>	<a href="#"><u>Sæler</u></a>	63
<a href="#"><u>3.6.1.1</u></a>	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	63
<a href="#"><u>3.6.1.2</u></a>	<a href="#"><u>Finland</u></a>	64
<a href="#"><u>3.6.2</u></a>	<a href="#"><u>Marsvin</u></a>	64
<a href="#"><u>3.7</u></a>	<a href="#"><u>DIOXIN I HAVFUGLE</u></a>	65
<a href="#"><u>3.7.1</u></a>	<a href="#"><u>Lomvi (<i>Uria aalge</i>, <i>Guillemot</i>)</u></a>	65
<a href="#"><u>3.7.2</u></a>	<a href="#"><u>Havørn (<i>Haliaeetus albicilla</i>, <i>white-tailed sea eagle</i>)</u></a>	65
<a href="#"><u>3.7.3</u></a>	<a href="#"><u>Fiskeørn (<i>Pandion haliaetus</i>, <i>osprey</i>)</u></a>	65
	<b><a href="#"><u>REFERENCER</u></a></b>	<b>67</b>
	<b><a href="#"><u>APPENDIX OM POLYCHLOREREDE BIPHENYLER (PCB)</u></a></b>	<b>79</b>
	<a href="#"><u>Kemisk struktur, egenskaber og bestanddele</u></a>	79
	<a href="#"><u>Forekomst og anvendelse</u></a>	79
	<a href="#"><u>Skadevirkninger</u></a>	80
	<a href="#"><u>Toksiske dioxinækvivalentfaktorer for PCB</u></a>	81
	<a href="#"><u>PCB i Østersøen</u></a>	81
	<a href="#"><u>PCB i plankton</u></a>	82
	<a href="#"><u>PCB i luft</u></a>	82
	<a href="#"><u>PCB i sedimenter</u></a>	84
	<a href="#"><u>Danmark</u></a>	84
	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	84
	<a href="#"><u>Finland</u></a>	85
	<a href="#"><u>Polen</u></a>	85
	<a href="#"><u>Tyskland</u></a>	86
	<a href="#"><u>PCB i sild</u></a>	86
	<a href="#"><u>Danmark</u></a>	86
	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	86
	<a href="#"><u>Finland</u></a>	87
	<a href="#"><u>Baltikum</u></a>	88
	<a href="#"><u>Polen</u></a>	88
	<a href="#"><u>PCB i Laks</u></a>	89
	<a href="#"><u>Sverige</u></a>	89
	<a href="#"><u>Finland</u></a>	89

<u><a href="#">PCB i ål</a></u>	90
<u><a href="#">PCB i torsk</a></u>	90
<u><a href="#">PCB i aborre</a></u>	91
<u><a href="#">PCB i skrubber</a></u>	92
<u><a href="#">PCB i helt</a></u>	92
<u><a href="#">PCB i gedde</a></u>	92
<u><a href="#">PCB i knude</a></u>	93
<u><a href="#">PCB i brislinger</a></u>	93
<u><a href="#">PCB i andre fisk</a></u>	93
<u><a href="#">Sverige</a></u>	93
<u><a href="#">Finland</a></u>	94
<u><a href="#">Polen</a></u>	94
<u><a href="#">PCB i muslinger</a></u>	94
<u><a href="#">PCB i krabber</a></u>	95
<u><a href="#">PCB i sæler</a></u>	95
<u><a href="#">Danmark</a></u>	95
<u><a href="#">Sverige</a></u>	95
<u><a href="#">Finland</a></u>	96
<u><a href="#">Estland</a></u>	96
<u><a href="#">PCB i marsvin</a></u>	96
<u><a href="#">PCB i måger</a></u>	98
<u><a href="#">PCB i lomvier</a></u>	98
<u><a href="#">PCB i skarv (<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>, black cormorant)</a></u>	99
<u><a href="#">PCB i ørne</a></u>	99
<u><a href="#">PCB i Fiskehejre (<i>Ardea cinerea</i>, heron)</a></u>	100



# Forord

Rapporten indeholder en udredning af den eksisterende viden om mulige kilder til forurening med dioxin og dioxin-lignende forbindelser (coplanare PCB, bromerede dioxiner) i Østersøen og dets nærområder. Desuden angivelse af forureningsniveauer og udstrækningen af det sandsynligt forurenede område.

Rapporten er udarbejdet i efteråret 2002. I forbindelse med udarbejdelsen blev der indsamlet information og data fra litteraturen og hjemmesider samt taget kontakt til relevante myndigheder og forskningsinstitutioner omkring Østersøen for yderligere oplysninger og materiale.

Projektets Følgegruppe, der bestod af Helle Petersen (forkvinde), Miljøstyrelsen, Jørgen Vikelsøe, DMU, Arne Büchert og Mette Nyborg fra Fødevaredirektoratet, Anette Flensborg, Fiskeridirektoratet, Søren Friis-Wandall fra Plantedirektoratet og Jacob Hartmann, Greenpeace, mødtes den 28. september 2002. Følgegruppens medlemmer har bidraget med informationer og data samt kommenteret rapportdisposition og -udkast.

Forfatter af rapporten er Forskningschef Allan Astrup Jensen, dk-TEKNIK ENERGI & MILJØ.





# Sammenfatning og konklusioner

Baggrunden for projektet er dioxinberedskabet i henhold til EU Kommissionens Forordning 466/2001 af 8. marts 2001 om fastsættelse af grænseværdier for dioxin i fødevarer, der betyder, at Miljøstyrelsen ved overskridelser skal forsøge at udrede de mulige kilder og angive udstrækningen af det sandsynligt forurenede område. Østersøens fede fisk anses for det mest overhængende potentielle kilde til overskridelser i Danmark. Sverige og Finland har således allerede fået midlertidig dispensation fra EU-grænseværdierne for østersøfisk.

Hovedvægten i rapporten er på forekomst af dioxiner og furaner i Østersøen, men da der er PCB familiemedlemmer med en dioxinlignende effekt, som i mange sammenhænge bl.a. i forbindelse med risikovurdering af befolkningens dioxinindtagelse tælles med som dioxinniveauer, er der også indsamlet data om PCB i Østersøen. Dioxinlignende PCB er indtil videre undtaget for de nye EU grænser for dioxin i fødevarer og i foderstoffer, men det må forventes, at der sker en integration på et senere tidspunkt.

Dioxiner og PCB er kemiske forbindelser af usædvanlig miljøfarlighed. Det er organiske chlorforbindelser, der, på trods af at de ikke er særligt flygtige, findes spredt overalt i Verden i luft, vand, jord og organismer som globale forureninger. De er persistente, dvs. de nedbrydes ekstremt langsomt i naturen, i dyr og i mennesker. Desuden er de uopløselige i vand, men opløselige i fedtstoffer, hvor de højeste koncentrationer derfor vil forekomme. Deres skadevirkninger indbefatter både akut giftighed og kroniske skader, fx kræft og påvirkning af reproduktionen.

“Dioxin” er en betegnelse for polychlorerede dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) og polychlorerede dibenzofuraner (PCDF). Der er i alt 210 forskellige medlemmer af dioxinfamilien, som kaldes dioxin congenere. Det er specielt de 17 dioxiner med 2,3,7,8-chlor substitution, der er mest giftige og akkumulerende og dermed mest forekommende i dyr og mennesker. Den værste er 2,3,7,8-tetrachlordibenzo-*p*-dioxin (TCDD) eller Seveso-dioxinen. For at få et simpelt mål for den samlede effekt af et dioxinindhold i en prøve, er der internationalt blevet udarbejdet diverse systemer for beregning af dioxin toksicitetsækvivalenter (TEQ). Systemerne er alle baseret på et relativt rangordningssystem med toksicitetsækvivalensfaktorer (TEF), hvor TCDD har fået faktoren 1. Det nyeste system (WHO-TEF) er foreslået af en arbejdsgruppe under Verdenssundhedsorganisationen.

Dioxin og PCB er omfattet af internationale aftaler og konventioner om persistente organiske forureninger (POPs), der stiller krav om at stoppe brugen og forhindre eller begrænse emissioner mest muligt

Østersøen er det største brakvandshavområde i Verden med store forskelle i saltholdighed, klima, flora og fauna mellem den Botniske Bugt og det Botniske Hav i nord, den Finske Bugt, den centrale del og den sydlige del af Østersøen. En række større floder løber ud i Østersøen, der med en gennemsnitsdybde på 60 meter og maksimal dybde på 459 meter er forholdsvis lavvandet.

Østersøen er et næsten lukket hav. Vandudvekslingen er begrænset af de smalle danske sunde og bæltter, og en total vandudskiftning er estimeret til at tage 20-25 år. Østersøen har især i løbet af de sidste 50 år fået dioxin tilført via spildevandsanlæg fra byerne, og spildevand fra kystnære forurenende virksomheder og de mange floder, der udmunder i Østersøen. Derfor er der en relativt stor akkumulering af forurening med persistente organiske forureninger og i perioder udbredt iltmangel.

Der sker både en tilførsel og fraførsel af dioxin med vandudvekslingen gennem Øresund, Storebælt og Lillebælt. Der sker ligeledes en tilførsel og fraførsel via luften, idet der sker et nedfald af dioxin langtransporteret fra kilder på land, og en fordampning eller forstøvning bidrager igen til luftmassernes indhold. Tilførslen må fortsat vurderes at være større end fraførslen dvs. der sker en fortsat akkumulering af dioxin i Østersøen. De senere års initiativer til begrænsning af udledningerne betyder imidlertid, at der tilføres langt mindre forurening nu end for 20-30 år siden.

Dioxiner har som sagt en ekstrem lav opløselighed i vand, og der er kun en enkelt undersøgelse af dioxinkoncentrationen i Østersøens vand, hvor gennemsnitskoncentrationen blev bestemt til 2,8 fg N-TEQ/L ( $\text{ng/m}^3$ ) og overraskende med 2,3,4,7,8-PeCDD som mest betydende congener.

Sedimenter på havbunden er generelt en vigtig endestation for vandopløselige og persistente stoffer som dioxiner. I sedimenterne kan stofferne uforstyrret ophobes lokalt, og hvis uberørt opholde sig praktisk talt uendeligt. Halveringstiden for dioxin-congenerene i Østersøens sedimenter er blevet estimeret til mellem 20 og 275 år. Boreprøvekerner af ældre sedimenter er også i visse tilfælde blevet brugt til at vise den tidsmæssige udvikling af miljøbelastningen med dioxin og andre POP-stoffer.

Når dette er sagt, så viser det sig, at der alligevel løbende, samtidig med at der tilføres stof, kan frigøres meget små mængder POP-stoffer fra disse vældige reservoirs, der derefter kan opkoncentreres via fødekæderne. Frigørelsen vil dog nu være mindre end den nuværende tilførsel. Det er specielt fra sedimenters friske overflader, og når sedimenterne forstyrres at frigøringen sker.

Der foreligger undersøgelser af dioxin i overfladesedimenter fra danske, svenske, finske og tyske områder. Dioxinkoncentrationerne er normalt 500-1.500 ng (PCDD+PCDF)/ kg tørstof. De højtchlorerede og mindst vandopløselige congenerene bl.a. OCDD og OCDF dominerer, og mange dioxiner i sediment er ikke 2,3,7,8-substitueret, så på ækvivalent basis svarer dette kun til 10-30 ng WHO-TEQ/kg tørstof. I nærheden af (tidligere) punktkilder, som papirmasse- og vinylchloridmonomerindustrier, kan der være ti til hundrede gange højere dioxinkoncentrationer i sedimenterne.

Der er kun et begrænset antal fiskearter i Østersøen. Mest udbredt og økonomisk vigtig er sild og laks, mens torsk kun findes i den sydlige del af Østersøen. De fede fisk sild og laks indeholder mest kontaminering med lipophile forureninger som dioxin. Indholdet af forureninger kan variere fra sted til sted, fra år til år og med årstiden (højest om foråret), fiskens fedtindhold, størrelse og alder. Hovedkomponenten for dioxin i østersøfisk er 2,3,4,7,8-PeCDF. Ved miljømonitoreringsformål angives resultater og sammenligninger oftest på fedtbasis, da det giver mindre tilfældigheder, mens resultater angives på friskvægtsbasis, hvis formålet er fødevarekontrol. Ved en

risikovurdering er det vigtigt at vurdere bidraget fra dioxinlignende PCB sammen med dioxin. For sild fra den centrale Østersø var WHO-TEQ-bidraget fra dioxin lidt over halvdelen.

De fleste dioxindata, der foreligger, er for sild, men der er kun oplysninger fra Danmark, Sverige og Finland. I den sydvestlige del af Østersøen og i danske farvande er dioxinindholdet i sild nu typisk 2-2,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, mens det i den centrale del og den Finske Bugt er omkring det dobbelte. I det Botniske Hav og den sydlige del af den Botniske Bugt er dioxinindholdet fire gange større og dermed langt over EU-grænseværdien på 4 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. I den nordlige del af den Botniske Bugt er koncentrationen igen lavere som i den vestlige Østersø. De høje niveauer af dioxin i sild forekommer specielt i de områder af Østersøen, hvor papirmasse- og andre industrier i mange år udledte store mængder dioxin med spildevandet.

I nogle områder har der været et klar tidsmæssigt fald i koncentrationer, dette er særligt tydeligt for PCB, der forekommer i højere koncentrationer. Der er ikke dioxindata for sild fanget i Polen og i de baltiske lande, men PCB koncentrationerne i deres fisk er sammenlignelige med fisk i Sverige og Finland, så dioxinkoncentrationerne er formentligt også sammenlignelige.

Indholdet af dioxin i laks er nærmest som i sild med nuværende niveauer i Østersøen på 2-8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. For 20 år siden var niveauerne målt i Umeå-området mere end 10 gange højere. Opdrættede og indsø laks havde 10 gange lavere dioxinindhold.

De fleste andre fisk har et lavere fedtindhold og lavere dioxinindhold på friskvægtbasis, men på fedtbasis er dioxinkoncentrationerne relativt ens. Kun i tilfælde af fisk fanget i nærheden af en punktkilde vil EU's grænseværdi ikke kunne overholdes for ikke-fede fisk.

Bidraget til WHO-TEQ- fra dioxinlignende PCB for ål er 85% og derfor langt mere betydningsfuldt end dioxinbidraget. Ål fra Østersøen kan oftest overholde EU's grænseværdi mht. dioxin, men ikke hvis PCB bidraget medregnes.

Muslinger har en vigtig rolle i omsætningen af dioxiner. De øger nettodepositionen på bunden og gør dioxin mere tilgængelige for bunddyr. Desuden øger muslingerne dioxins opholdstid i vandmasserne, de akkumulerer selv store mængder, som delvist afgives igen ved gydning.

De havpattedyr, der lever i Østersøen, er ringsæl, gråsæl, spættet sæl og marsvin. Da disse dyr er placeret højt i fødekæderne, har de stor indtagelse af persistente bioakkumulerende stoffer. For havpattedyr vil voksne hunner normalt have lavere indhold af dioxin pga. stor mobilisering fra fedtdepoter og afgivelse under ammeperioder.

Der er ikke mange dioxindata for havfugle. Måger og skarver er slet ikke undersøgt, for lomvier er der ældre dioxindata for æg og muskel, der tyder på en høj kontaminering med et congenermønster, der ikke minder mønstret i fisk og fiskeørne. Bidraget til WHO-TEQ fra PCB er 5.000 gange større end WHO-TEQ-bidraget fra dioxin.

Fiske- og havørne har som øverste led i mange fødekæder traditionelt være de mest kontaminede med miljøgifte. Da Søren Jensen i 1965 opdagede PCB

som miljøgift, skete det ved analyse af muskelvæv fra havørne fundet døde i Stockholms Skærgård. Havørnene indeholdt gennemsnitligt 14 gram (!) PCB/kg fedt. Senere undersøgelser fra hele Østersøen har vist store variationer og niveauer ned til en titusindedel af ovennævnte ekstreme værdi. Tilsvarende variationer er der for dioxinindhold. I en ny undersøgelse af tyske havørne var det totale indhold mellem 6 og 2880 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, hvoraf dioxin kun bidrog med 20%.

De store mængder dioxin, der tidligere er blevet udledt fra de store svenske og finske papirmasse-industrier, ser ud til at være forklaringen på, at dioxinindholdet i fisk stadigvæk er særligt højt i den nordlige del af Østersøen og for sild og laks over EU's grænseværdi på 4 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Modsat for PCB, hvor den største forurening af organismer forekommer i den centrale og sydlige del af Østersøen eller nær tætbefolkede industriområder og flodudløb.

Østersøen omkranses af ni lande, der hver har bidraget og vil bidrage med tilførsel af dioxin. Specielt for Tyskland og Rusland vil de nationale emissioner dog hovedsageligt ske til andre recipienter end Østersøen, mens det meste af emissionerne fra Finland og de Baltiske Lande vil tilgå Østersøen. Det meste af Polen og en del af Hviderusland er ligeledes en del af Østersøens afvandingsområde.

Dioxinemissionen direkte til vand anses nu for ubetydelig. Den vigtigste tilførsel af dioxin til Østersøen sker nu ved nedfald fra luften af dioxin dannet af større landbaserede punktkilder, så som affaldsforbrændingsanlæg og metalindustrier, eller diffuse kilder som anvendelse af produkter af imprægneret træ.

De seneste opgørelser viser, at den årlige dioxinemission til luften i Danmark er 11-148 gram I-TEQ, hvoraf den vigtigste kilde er affaldsforbrænding og metalindustri. I Sverige er den årlige dioxinudledning 26-98 gram I-TEQ med træbeskyttelse og boligopvarmning med træ som vigtigst. I Finland er dioxinemissionen årligt anslået til 64-82 gram I-TEQ med sinteranlæg for metaller og boligopvarmning med træ som de største. I Estland er den årlige dioxinemission omkring 14 gram I-TEQ med kraftværker og ukontrollerede forbrændingsprocesser som de vigtigste. I Letland er dioxinemissionen omkring 23 gram I-TEQ med ukontrollerede forbrændingsprocesser og metalindustri som vigtigst. I Litauen er dioxinemissionen omkring 17 gram med ukontrollerede forbrændingsprocesser og boligopvarmning med træ som vigtigst. Polen har en stor emission af 490 gram I-TEQ med forbrænding af farligt affald, metalindustri og ukontrollerede forbrændingsprocesser med træ som vigtigst. I Tyskland emitteres ifølge en lidt gammel opgørelse årligt 333 gram I-TEQ og hovedsageligt fra forskellige metalindustrier. Affaldsforbrændingsanlæg i Tyskland er pga. forbedringer ikke så vigtig en kilde som tidligere.

Generelt set er der stor usikkerhed på tallene for den udsendte mængde dioxin fra de forskellige kilder i de forskellige lande, og for Rusland, der må anses for den største potentielle dioxinudleder til Østersøen, er der stort set ingen oplysninger. Ifølge en TNO rapport blev der i 1990 udledt over 3 kg dioxin i Helcom landene, hvoraf halvdelen blev udledt i Rusland. Siden da er der sket mange fremskridt inden for forureningsbekæmpelsen, specielt i de vestlige lande. Ophør af chlorblegning af papirmasse har lettet presset på Østersøen. Muligheder for forbedringer og nedbringelse af dioxinemissioner i østlandene

vil afhænge af økonomiske forhold. Modernisering af papirindustrier, kemisk industri, metalindustrier, kraftværker og affaldsforbrændingsanlæg vil hjælpe meget. Ligeledes udfasning af chlorholdige træbeskyttelsesmidler og mere kontrolleret indsamling og bortskaffelse af affald og spildolie.

Selvom nuværende og fremtidige reguleringer ikke kan gøre gammel skade god igen, så vil en yderligere begrænsning af de nuværende og fremtidige tilførsler af "frisk" dioxin til Østersøen dog fortsat være nyttig og nødvendig, idet den vil nedbringe den biologisk mest tilgængelige del og dermed med tiden tage toppen af belastningen i højere og højere grad.



# Summary and conclusions

The background for this project is that the Danish authorities need to be prepared for actions according to the EU Commission Regulation No. 466/2001 of 8 March 2001 about establishment of limit values for dioxin in foodstuff. If EU limits are exceeded, the Danish EPA shall seek to explore the possible origin of the dioxin source and the extent of the area likely to be affected by pollution. Dioxin in fatty fish from the Baltic Sea is supposed to be the most likely candidate for exceeding limits in Denmark as it is in Sweden and Finland, where fatty fish from the Baltic Sea already have too high contamination level and have got a temporary exception from the regulation.

The main focus in the report is on occurrence of dioxins and furans in the Baltic Sea but because there are PCB (polychlorinated biphenyl) family members (coplanar PCBs) with a similar toxicity as dioxin, and which are included in risk assessment of the daily intake of dioxin, data on PCB is also collected and evaluated. Coplanar PCBs are until further excluded from the EU regulation. But inclusion is to be expected at a later stage.

Dioxins and PCBs are organochlorine substances, which are extremely hazardous to the environment. It is very stable, lipophilic and persistent chemicals, which in spite of low volatility are widespread in the global environment, and the highest levels occur associated in fats. Their toxicity includes both acute toxicity and chronic effects such as cancer and reproductive effects.

“Dioxin” is a short name for polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF). There are in total 210 different members of the dioxin family called congeners. Specifically, the 17 dioxins with 2,3,7,8-chlorine substitution are the most toxic and bioaccumulating and most abundant in animal and humans. The most toxic congener is 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD) or the Seveso-dioxin. In order to aggregate the results for the various congeners in a sample and get a total dioxin content, some international systems for calculating dioxin toxicity equivalence (TEQ) have been developed. All these systems are based on a relative ranking system giving the congeners toxicity equivalence factors (TEF) with TCDD assigned the factor 1. The newest system (WHO-TEF) was recommended by a WHO Working Group.

Dioxin and PCB are included in many international conventions and agreements on persistent organic pollutants (POPs), which require ban on uses and prevention or limitation of emissions.

The Baltic Sea is the largest brackish sea area in the World and has a great variations in salinity, climate, flora and fauna from The Bothnian Bay and Bothnian Sea in North, The Gulf of Finland, Baltic Proper and to the southern part of the Baltic Sea. Some large rivers flow into the shallow Baltic Sea which has an average depth of 60 m and maximal depth of 459 m. The narrow Danish sounds and belts limit the water exchange, and a total exchange is estimated to take 20-25 years.

Through the last 50 years the Baltic Sea has received dioxin input from municipal wastewater, waste water from industries located at the coast and from rivers supply. Thus, there has been a relatively large accumulation of persistent organic pollutants, and wide-spread eutrophication has happened occasionally.

There is both a supply and removal of these substances with the water exchange through Øresund, Storebælt and Lillebælt. In addition there will be evaporation of substances from the water and deposition of substances emitted from land based sources. The supply is larger than the removal thus a continuing accumulation of dioxin in the Baltic Sea. The later years many initiatives to pollution prevention mean that a less pollutants are emitted than 20-30 years ago.

Dioxins have a very low solubility in water, and there is only one investigation of the concentration of dioxins in the Baltic Sea water. The average level was 2,8 fg/L (ng/m<sup>3</sup>) surprisingly with 2,3,4,7,8-PeCDD as the most WHO-TEQ contributing congener.

Sediments at the sea bottom are in general an important end station for lipophilic and persistent substances such as dioxins. In sediments the substances can accumulate locally and with no disturbances be there almost indefinitely. The half-lives of dioxin congeners in the Baltic have been estimated to between 20 and 275 years. Sediment cores are in some instances been used to study time trend of pollution with dioxin and other POPs.

Nevertheless, by time some small amounts of dioxin will be released from these enormous reservoirs and be biological available in the food webs. The release will however be less than the deposition. Especially, the release happens from fresh surfaces and sediments, which are disturbed.

Investigations of dioxin in surface sediments are available from Danish, Swedish, Finnish and German areas. The concentrations of dioxins are typically 500-1500 ng (PCDD+PCDF)/kg dry weight. The highly chlorinated congeners and less water soluble, including OCDD and OCDF, dominate, and many dioxins in sediment samples are not 2,3,7,8-substituted, thus as basis of toxic equivalents this is only corresponding to 10-30 ng WHO-TEQ/kg dry weight. In the neighbourhood of point sources such as pulp industries and vinyl chloride plants dioxin concentrations in sediments may be ten to hundred times higher. In addition, coplanar PCBs contribute with 1-2 ng WHO-TEQ dry weight, or 3-20% of the total WHO-TEQ.

The biodiversity of the Baltic Sea is relatively low. There is only a limited number of fish species. Most abundant and economically important is Baltic herring and salmon. Cod is only living in the southern part. Herring and salmon are fatty fish, which also contains most dioxin. The degree of contamination may have variations geographically, yearly and with the season (highest in the spring), fat content, size and age. The main WHO-TEQ contributing congener of dioxin in Baltic herring is 2,3,4,7,8-PeCDF.

If the purpose of a study is environmental monitoring, results are mostly given on fat basis, and if the purpose is food control, results are given as fresh weight data. When applying risk assessment of dioxin it is necessary to include



the contribution from coplanar PCBs. Regards herrings from Baltic Proper dioxin contributes to a little more 50% of the TEQ.

Most dioxin fish data are concerning herring, however, there are still only data from Denmark, Sweden and Finland. In the south western part of the Baltic and in Danish waters the average dioxin content in herrings is now 2-2,5 ng WHO-TEQ/kg fresh weight. In comparison, levels are about the double in Baltic Proper and the Gulf of Finland and four times higher in the Bothnian Sea and in the southern part of the Bothnian Bay - far exceeding the EU limit value. It is particularly in these areas the paper and pulp industries for many years' emitted great amounts of dioxins. In the northern part of the Bothnian Bay dioxin concentrations are again similar to the levels in the south western part of the Baltic.

In some areas a clear decrease in levels by time has been demonstrated. This has been especially clear for PCB, which occur in many times higher concentrations. No dioxin data is available for herring caught in Poland and in the Baltic States but because the PCB concentrations in herrings are comparable with herrings in Sweden and Finland, it is likely that dioxin concentrations also are comparable.

Typical dioxin levels in Baltic wild salmon are presently 2-8 ng WHO-TEQ/kg fresh weight or comparable with herrings. Twenty years ago ten times higher dioxin levels were measured in wild salmon from the Umeå area. Farmed or lake salmon had ten times lower dioxin levels.

Most other Baltic fish do have less fat content and lower dioxin levels on fresh weight basis but rather similar levels calculated on lipid weight. Only in the case of fish caught close to a point source, there will be a risk to exceed the EU limit value concerning dioxins - but only if the contribution from coplanar PCB is included. That is especially relevant for eels for which the TEQ-contribution from PCB is much more important (85% of WHO-TEQ) than the dioxin contribution.

Mussels have an important role in the circulation of dioxins. Mussels increase the net deposition of these substances on the sea bottom and make them more available for organisms living at the bottom. In addition mussels increase the residence time of the substances in the water masses and accumulate the substances and excreted them again.

Marine mammals living in the Baltic are ringed seal, grey seal, common seal and harbour porpoises. These mammals are placed at the top of marine food webs and do have a high intake of persistent organic pollutants. Normally, adult females will have lower dioxin residues caused by mobilization from fat deposits during lactation.

There are only very few dioxin data on marine birds from the Baltic. Sea gulls and cormorants are not at all studied, and for guillemots there are older data for eggs and muscles indicating a high level of contamination with a congener pattern similar to that for fish and ospreys. The WHO-TEQ-contribution from PCB is, however, about 5.000 times greater than the contribution from dioxin.

Sea eagles and ospreys are top predators and have traditionally been the most contaminated with POPs. When Søren Jensen in 1965 discovered PCB as a

widespread environmental contaminant, it started with analysis of muscle tissue from white-tailed eagles found dead in the Stockholm's archipelago. The levels were extremely high and about 14 gram PCB/kg fat. Later studies in the Baltic Sea have shown large variation in levels down to ten thousands less. Similar variations are to be expected concerning dioxin levels. In a relatively new investigation of white-tailed eagles from German territories the total TEQ-levels were between 6 and 2880 ng WHO-TEQ/kg fresh weight, of which dioxin alone contributed with 20%.

The large amounts of dioxin previously released from the large Swedish and Finnish pulp industries seem to be the explanation, why the dioxin levels in fish still are especially high in the **northern part** of the Baltic Sea, and regards herring and salmon exceed the EU limit value of 4 ng WHO-TEQ/kg fresh weight. In contrary, the largest pollution by PCB occurs in the Baltic Proper and the southern part of the Baltic and near densely populated industry areas and river mouths.

The Baltic sea is surrounded by nine countries, each of which has contributed and will continue to contribute with dioxin to the Baltic Sea. Concerning Germany and Russia most of their national emissions will mainly end in other recipients than the Baltic, whereas most of the emissions from Finland and the Baltic States will end in the Baltic Sea. Most parts of Poland and a part of Belarus are also a part of the Baltic catchment area.

The dioxin emissions to the Baltic directly with waste water are nowadays considered insignificant compared to the deposition from air of dioxin formed by larger land based point sources, such as waste incineration plants and metal industries or more diffuse sources as products of preserved wood.

The latest Danish inventory showed that the annual dioxin emission into air was 11-148 gram I-TEQ. The most important sources were in fact waste incineration plants and metal industries. In Sweden the annual dioxin emission was estimated to 26-98 gram I-TEQ with wood preservation and residential heating with wood as most important. In Finland the annual dioxin emission was estimated to 64-82 gram I-TEQ with metal sintering and residential heating with wood as the most important. In Estonia the annual dioxin emission was about 14 gram I-TEQ with power stations and uncontrolled combustion processes as most important. In Latvia the annual dioxin emission was about 23 gram I-TEQ with uncontrolled combustion processes and metal industries as most important. In Lithuania the annual dioxin emission was about 17 gram I-TEQ with uncontrolled combustion processes and residential heating with wood. Poland has a large annual dioxin emission of 490 gram I-TEQ with incineration of hazardous waste, metal industry and uncontrolled combustion processes as most important. According to an older inventory the annual dioxin emission in Germany was 333 gram I-TEQ and it was mainly from various metal industries. Municipal waste incineration in Germany has been improved considerable in recent years and is not as important a source as before.

In general, the inventory figures from the various countries are very uncertain estimates, and in particular regards Russia, which now potentially may be the largest releaser of dioxin to the Baltic Sea, reliable data and estimates are totally absent. According to a TNO report more than 3 kg dioxin (I-TEQ) were released from the Helcom countries and half of it from Russia. Since then great progress and improvements in pollution preventions have been

enforced in the western countries, and the termination of chlorine bleaching of pulp in these countries has eased the pressure on the Baltic Sea. The possibilities for further improvements and limitation of dioxin emissions in the eastern countries will depend on economically conditions. Modernisation of paper and pulp industries, chemical industry, metal industries, power stations and waste incineration will improve the situation. In addition, phase-out of chlorine containing wood preservatives and a more controlled collection and disposal of solid waste and waste oils will be helpful.

Present and future regulations will not be able to remedy and clean the Baltic Sea for dioxin already emitted. These chemicals will stay in the bottom sediments and pollute the Baltic for centuries. Never the less, further regulation limiting the future dioxin input to the Baltic is useful and necessary because it will decrease further build-up of the most biological available dioxin, and thus slowly decrease the burden on the organisms living in the Baltic Sea and on the populations in surrounding countries.



# 1 Indledning og baggrund

Baggrunden for projektet er dioxinberedskabet i henhold til EU Kommissionens Forordning 466/2001 af 8. marts 2001 om fastsættelse af grænseværdier for dioxin i fødevarer, der betyder, at Miljøstyrelsen ved overskridelser skal forsøge at udrede de mulige kilder og angive udstrækningen af det sandsynligt forurenede område. Østersøens fede fisk anses for det mest overhængende potentielle kilde til overskridelser i Danmark. Sverige og Finland har allerede fået dispensation fra grænseværdierne for østersøfisk. Der savnes et fuldt overblik over dioxin situationen i Østersøen med kort over hot spots og overslagsberegninger.

Projektet er samtidig et bidrag til opfølgningen af Dioxinhandlingsprogrammet fra 2000, der opdateres hvert år, senest med Statusredegørelsen for indsatsen mod dioxiner fra 23. maj 2002 udarbejdet af Miljøministeriets og Ministeriet for Fødevarer, landbrug og Fiskeri.

Der er tale om en strategisk projekt, der skal hjælpe Miljøstyrelsen i administrationen, det internationale samarbejde og en koordineret nordisk indsats.

Hovedvægten i rapporten er på forekomst af dioxiner og furaner i Østersøen, men da der er PCB familiemedlemmer med en dioxinlignende effekt, som i mange sammenhænge bl.a. i forbindelse med risikovurdering af befolkningens dioxinindtagelse tælles med som dioxinniveauer, er der også indsamlet data om PCB i Østersøen. Dioxinlignende PCB er indtil videre undtaget for de nye EU grænser for dioxin i fødevarer og i foderstoffer, men det må forventes at der sker en integration på et senere tidspunkt.

PCB er undersøgt mere i Østersøen end dioxin og over længere tid, derfor kan PCB data også være nyttige til en bedre forståelse af dioxins forekomst, kredsløb, udviklingstendenser og forureningskilder.<sup>1</sup>

Dioxiner og PCB er kemiske forbindelser af usædvanlig miljøfarlighed. Det er organiske chlorforbindelser, der, på trods af at de ikke er flygtige, findes spredt overalt i Verden i luft, vand, jord og organismer som globale forureninger. De er persistente dvs. de nedbrydes ekstremt langsomt i naturen, i dyr og i mennesker. Desuden er de uopløselige i vand, men opløselige i fedtstoffer, hvor de højeste koncentrationer derfor vil forekomme. Deres skadevirkninger indbefatter både akut giftighed og kroniske skader, fx kræft og påvirkning af reproduktionen.

Dioxin (og PCB) er omfattet af internationale aftaler som "UN ECE Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs)" vedtaget i Aarhus 2. juni 1998 og "UNEP Convention on Persistent Organic Pollutants" vedtaget i Stockholm den 22. maj 2001 (Stockholmkonventionen), der stiller krav om at stoppe brugen og forhindre eller begrænse emissioner mest muligt ved hjælp af "Best available technology (BAT)", "Best environmental practice" og myndigheds aktionsplaner og indgreb.

---

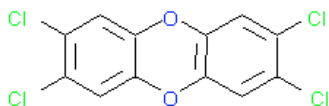
<sup>1</sup> Se Appendix

## 1.1 Dioxin beskrivelse

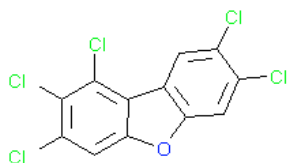
“Dioxin” eller ”dioxiner og furaner” er populære, korte samlebetegnelser for to grupper af cykliske organiske chlorforbindelser, henholdsvis med de fulde navne: polychlorerede dibenzo-*p*-dioxiner (akronym: PCDD) og polychlorerede dibenzofuraner (akronym: PCDF). Der er 75 forskellige medlemmer af PCDD-stofgruppen og 135 forskellige medlemmer af PCDF-stofgruppen, dvs. i alt 210 forskellige dioxin-bestanddele eller congenere, som de kaldes. De vigtigste er de 2,3,7,8-substituerede. Et samlet akronym er PCDD/F eller PCDD+PCDF. Af praktiske grunde bruges i det følgende overvejende den korte og mundrette ”dioxin”, som synonymt med PCDD/F.

### 1.1.1 Kemisk struktur, egenskaber og dannelse

Den kemiske struktur af to udvalgte dioxinbestanddele er vist i Figur 1.1 and 1.2:



Figur 1.1: 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD; 2378-TCDD; 2378-T<sub>4</sub>CDD)



Figur 1.2: 2,3,4,7,8-Pentachlorodibenzofuran (23478-PeCDF; 23478-P<sub>5</sub>CDF)

I emissioner og miljøprøver optræder dioxin som forskellige blandinger af snesevis af disse bestanddele i forskelligt forhold. Dette ses i spektrogrammer som forskellige mønstre eller profiler, der har en karakter af fingeraftryk. Disse karakteristiske mønstre kan indikere, hvorfra dioxinen stammer, og dermed bruges til kildeopsporing/vurdering.

Dioxiner er generelt ikke-flygtige, yderst stabile stoffer, som normalt næsten ikke nedbrydes i naturen af hverken mikroorganismer eller sollys. Stofferne har dermed en ekstrem lang opholdstid i miljøet. Der er forskel på de forskellige bestanddeles egenskaber, og stabiliteten er normalt direkte proportional med indholdet af chlor. Fuldstændig destruktion af dioxiner kræver normalt en meget høj temperatur (over 1000°C).

Dioxinerne er uopløselige i vand, men opløselige i fedtstoffer. Ude i naturen har dioxinerne en stor tendens til at blive opkoncentreret igennem fødekæder og akkumulere i fedtvævet i fisk, pattedyr og mennesker. En snes dioxinbestanddele med chlor-substitution i 2,3,7,8-positionerne har vist størst tendens til bioakkumulering, og de dominerer derfor i miljøprøver. På grund af forekomsten af dioxin i fedt, og fedtindholdets variation mellem forskellige individer, så afrapporteres dioxindata fra dyr og mennesker ofte på fedtbasis for at lette sammenligninger.

Dioxiner har ingen teknisk produktion eller anvendelse udover som analysestandarder. De dannes, normalt i meget små mængder som biprodukt eller forurening ved diverse kemiske reaktioner og ved naturlige såvel som menneskeskabte forbrændingsprocesser, hvori der indgår chlorforbindelser og organiske stof. Denne dannelse katalyseres af visse metaller, bl.a. kobber.

### 1.1.2 Toksicitetsfaktorer for dioxin

TCDD er kendt som "Seveso dioxin" fra forureningsulykken i Norditalien i 1976. Det er et ekstremt giftigt stof, idet indtagelse af nogle få milligram regnes for dødelig for en voksen person. Det er dog urealistisk, at personer kan blive udsat for så meget dioxin på en gang, men bl.a. i forbindelse med Seveso ulykken er der konstateret alvorlig hudsygdom (chloracne), især hos børn.

Langvarig, daglig udsættelse for få nanogram ( $10^{-9}$ g) eller picogram ( $10^{-12}$ g) TCDD påvirke enzymer og hormon- og immunsystemerne, og resultere i sukkersyge, fosterskader eller kræftsygdom.

De øvrige dioxinbestanddele har ikke helt samme ekstreme giftighed som TCDD, selvom fx. 1,2,3,7,8-PeCDD er tæt på. Det er specielt dioxiner med 2,3,7,8-chlorsubstitution, der er mest giftige. For at få et overblik over og et simpelt mål for den samlede effekt af et dioxinindhold i en prøve, er der internationalt blevet udarbejdet diverse systemer for beregning af dioxin toksicitetsækvivalenter (TEQ). Systemerne er alle baseret på et relativt rangordningssystem med toksicitetsækvivalensfaktorer (TEF), hvor TCDD har fået faktoren 1. De fleste systemer giver kun 2,3,7,8-substituerede dioxiner en toksicitetsækvivalensfaktor (TEF værdi) og regner de øvrige dioxiner som ufarlige.

Nogle af de mest brugte TEF-systemer for PCDD/F er vist i Tabel 1.1. Indtil for nylig var det internationale system (I-TEF) udarbejdet af en NATO arbejdsgruppe i 1989 det mest brugte, men i de sidste år er det nyeste internationale system (WHO-TEF) foreslået af en arbejdsgruppe under Verdenssundhedsorganisationen ved at tage over. De nordiske (N-TEF) og tyske (BGA-TEF) systemer er forældede og er kun medtaget for at give muligheder for at sammenligne ældre data med nye.

Tabel 1.1: Nogle vigtige TEF systemer til beregning af dioxin toksicitets ækvivalenter (TEQ).

Congener	Tysk	Nordisk	International	International
	BGA-TEF 1985	N-TEF 1988	I-TEF 1989	WHO-TEF 1997/98
2378-TCDD	1	1	1	1
Andre TCDD'er	0.01	0	0	0
12378-PeCDD	0.1	0.5	0.5	1
Andre PeCDD'er	0.01	0	0	0
123478-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
123678-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
123789-HxCDD	0.1	0.1	0.1	0.1
Andre HxCDD'er	0.01	0	0	0
1234678-HpCDD	0.01	0.01	0.01	0.01
Andre HpCDD'er	0.001	0	0	0
OCDD	0.001	0.001	0.001	0.0001
2378-TCDF	0.1	0.1	0.1	0.1
Andre TCDF'er	0.01	0	0	0
12378-PeCDF	0.1	0.01	0.05	0.05
23478-PeCDF	0.1	0.5	0.5	0.5
Andre PeCDF'er	0.001	0	0	0
123478-HxCDF	0.01	0.1	0.1	0.1
123678-HxCDF	0.01	0.1	0.1	0.1
123789-HxCDF	0.01	0.1	0.1	0.1
234678-HxCDF	0.01	0.1	0.1	0.1
Andre HxCDF'er	0.0001	0	0	0
1234678-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
1234789-HpCDF	0.01	0.01	0.01	0.01
Andre HpCDF'er	0.00001	0	0	0
OCDF	0	0.001	0.001	0.0001

I-TEF værdierne i første kolonne har indtil for nylig været dominerende og er brugt af den europæiske standardorganisation CEN i standarden for luftemissionsmålinger af dioxin. Det nye WHO-TEF system er blevet anvendt i forbindelse med EU's lovgivning for fødevarer og foderstoffer. Det er det eneste TEF-system der nu bruges indenfor fødevarer- og sundhedsområderne, også fordi det indbefatter de dioxinlignende PCB'er (WHO-PCB-TEF). Uden PCB indregnet bruges betegnelsen WHO-PCDD/F-TEF.

WHO's nye værdier for tolerabel daglig indtagelse (TDI) af dioxin er baseret på WHO-TEF. Forskellen mellem de to systemer mht. dioxiner omfatter kun de 3 congenere: 1,2,3,7,8-PeCDD, OCDD og OCDF, men der kan alligevel være 30-40% forskel i resultater beregnet efter de to systemer afhængigt af hvilken matrix, det drejer sig om.

### 1.1.3 Bromerede dioxiner

I de senere år har man i stigende omfang påvist de analoge bromerede dioxiner (PBDD) og furaner (PBDF) i miljøprøver (IPCS 1998). De har egenskaber som er tæt på de chlorerede dioxiner. De bromerede dioxiner kan forekomme som urenhed i visse flammehæmmere og kan derudover dannes ved forbrænding af flammehæmmede materialer. Sommetider kan dioxiner med både chlor- og bromsubstitution bestemmes. Dette er bl.a. konstateret i



emission fra biler, der kørte på blyholdigt benzin. Der er endnu ikke fastsat internationale toksicitetsfaktorer for de bromerede dioxiner.

## 1.2 Indtagelse af dioxin

### 1.2.1 Tolerabel daglig indtagelse (TDI)

Verdenssundhedsorganisationen WHO har ved et ekspertmøde i maj 1998 fastsat den foreløbige maksimalt tolerable daglige indtagelse (TDI) af dioxin til 1-4 picogram WHO-TEQ /kg legemsvægt, men betonede samtidig, at det endelige mål er at nedsætte menneskers udsættelse til under 1 picogram WHO-TEQ /kg legemsvægt. TDI-værdien er baseret på, at den laveste daglige udsættelse, som har vist en effekt i dyreforsøg (LOAEL) er 14-37 pg TCDD/kg legemsvægt (WHO 1998).

EU's Videnskabelige Komite for Levnedsmidler vedtog den 30. maj 2001 (CS/CNTM/DIOXIN/20 final). en udtalelse om risikovurdering af dioxin og dioxinlignende PCB i fødevarer. Komiteen fastsatte den tolerable ugentlige indtagelse til 14 pg WHO-TEQ/kg kropsvægt

### 1.2.2 Indtagelse af dioxin i Danmark

Den vigtigste kilde (90%) til vor baggrundsbelastning med dioxin er fødevarer og specielt indtagelse af kød, fisk og mejeriprodukter. Den *gennemsnitlige* daglige dioxin-indtagelse med levnedsmidler i Danmark er i den tidligere rapport (Jensen 1997) på et begrænset datagrundlag anslået til omkring 170 picogram dioxin (I-TEQ)/person eller 2,4 picogram dioxin (I-TEQ)/kg legemsvægt for en voksen person. Den *gennemsnitlige* danske indtagelse er derfor tilsyneladende lidt under den maksimale TDI-værdi, hvorfor personer med særlig høj dioxinindtagelse formentlig har en betydelig overskridelse.

Hertil kommer, ifølge den tidligere rapport, en *anslået* gennemsnitlig eksponering via indånding af 5 pg dioxin/dag/person fra udeluften og 10 pg dioxin/dag/person fra indeluften samt eventuelt 20 pg dioxin/pakke cigaretter.

I ovennævnte tal blev bidraget fra coplanare PCB (og bromerede dioxinanalogue) ikke indregnet. Indregning af bidraget fra coplanare PCB ville formentlig have fordoblet indtagelsen af dioxintoksicitetsækvivalenter.

Fødevedirektoratet foretog i september 1999 en omfattende revurdering af befolkningens dioxinindtagelse ([http://www.vfd.dk/diverse/dioxin\\_1/dioxin\\_a1.htm](http://www.vfd.dk/diverse/dioxin_1/dioxin_a1.htm)). Her kommer man på baggrund af udenlandske data frem til en gennemsnitlig indtagelse på 1,52 pg WHO-TEQ/kg/dag/kg legemsvægt uden PCB og 5 pg WHO-TEQ/kg/dag/kg legemsvægt med PCB inkluderet.

I Rapport over dioxinhandlingsplan 2001 fra Fødevedirektoratet/ Plantedirektoratet, maj 2002, angives en endnu lavere daglig indtagelse på 0,7 pg WHO-PCDD/F-TEQ/kg legemsvægt og 1,7 pg WHO-PCB-TEQ/kg legemsvægt.

### 1.2.3 Indtagelse i Sverige

Den gennemsnitlige daglige indtagelse af dioxin i Sverige blev for 1990 estimeret til 106-147 pg N-TEQ eller 1,8-2,5 pg NTEQ/kg legemsvægt for en

person der vejer 60 kg (Wit og Strandell 1999). For de dioxinlignende PCB'er blev indtagelsen estimeret til 140 pg WHO-PCB-TEQ eller 2,3 pg WHO-PCB-TEQ/kg legemsvægt. Dvs. bidragene fra dioxin og PCB var omtrent lige store. PCB bidraget var imidlertid underestimeret i mangel på data for alle fødevarer og er muligvis dobbelt så stort. For dioxiner 42% af indtagelsen var fra fisk. Fiskere fra Østersøen havde en ekstrem høj dioxin indtagelse med næsten 1000 pg N-TEQ/dag.

#### 1.2.4 Indtagelse i Finland

Himberg (1993) estimerede den daglige indtagelse af co-planar PCB (PCB77, 105, 126 og 169) til 170 pg PCB-TEQ, heraf kom 70% fra fisk.

Kiviranta et al. (2001) estimerede den aktuelle daglige dioxin indtagelse for voksne i Finland til 46 pg I-TEQ og 53 pg PCB-TEQ eller i alt 99 pg eller 1,6 pg/kg legemsvægt for en person, der vejer 60 kg. I 1992 var vurderingen 95 pg N-TEQ for dioxin alene.

Fiskeprodukter spiller en vigtig rolle i den finske befolknings indtagelse af dioxiner og andrager 85%. Sild fra Østersøen står alene for 52% af dioxinindtagelsen (Kiviranta et al. 2002).

#### 1.2.5 Indtagelse i Polen

Tam (1999) estimerede den polske befolknings daglige indtagelse af dioxin til 1-3 pg I-TEQ/kg legemsvægt.

#### 1.2.6 Indtagelse i Tyskland

I Nord-Rhin Westfalen i Tyskland blev den daglige dioxinindtagelse for voksne estimeret til 49 pg I-TEQ eller 0,72 pg I-TEQ/kg legemsvægt (Schrey et al. 1996). Børns indtagelse var til sammenligning 3½ gange større pr. kg legemsvægt. En anden vurdering angiver en indtagelse 61 pg I-TEQ og 0,88 pg I-TEQ/kg legemsvægt og referer til tidligere vurderinger på det dobbelte: 127 pg TEQ (Malisch 1998).

### 1.3 EU og anden lovgivning

#### 1.3.1 Fødevarer

Rådsforordning nr. 2375/2001 af 29. november 2001 fastsatte grænseværdier for dioxiner og furaner i fødevarer med ikrafttræden den 1. juli 2002. Grænseværdierne gælder ikke for fødevarer, der indeholder mindre end 1% fedtstof. Sverige og Finland har fået en overgangsperiode frem til udgangen af 2006 før grænseværdierne skal gælde for eget forbrug af fisk fra Østersøen. Dioxinlignende PCB er ikke omfattet af grænseværdierne, men disse PCB'er vil senere blive omfattet efter en revision af forordningen inden 2005.

Tabel 1.2: EU Maksimalgrænser for dioxin i levnedsmidler

Produkt	Grænseværdi i ng/kg eller pg/g
Kød og kødprodukter af -drøvtyggere (kvæg, får) -fjerkræ og opdrættet vildt -svin	3 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof 2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof 1 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Lever og produkter heraf	6 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Fiskekød og fiskerivarer	4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg vådvægt
Mælk og mejeriprodukter, herunder smørfedt	3 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Hønsæg og ægprodukter	3 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Olier og fedtstoffer	
Animalsk fedt	
-drøvtyggere (kvæg, får)	3 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
-fjerkræ og opdrættet vildt	2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
-svin	1 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
-blandet animalsk fedt	2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Vegetabilsk olie	0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof
Fiskeolie til konsum	2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof

Analysemetoder til brug for kontrollen er fastsat i Kommissionens Direktiv 2002/69/EF af 26. juli 2002 om prøvetagnings- og analysemetoder til officiel kontrol af dioxinindholdet og bestemmelse af dioxinlignende PCB i levnedsmidler.

I forhold til Kommissionens første oplæg til maksimalgrænseværdier er grænseværdierne i Tabel 1.4 højere og for fisk ændret fra indhold i fedt (3 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedtstof) til vådvægt. Produkter med lavt fedtindhold som frugt og grøntsager er desuden udeladt.

I Holland er der fastsat en tolerabelt niveau på 0,5 mg PCB-153/kg friskvægt (van Leeuwen et al. 2002).

### 1.3.2 Foderstoffer

Rådets Direktiv 2001/102/EF af 27. november 2001 om ændring af Rådets Direktiv 1999/29/EF om uønskede stoffer og produkter i foderstoffer fastsætter grænseværdier for dioxinindholdet i diverse foderstoffer på 0,75 – 6 ng WHO-TEQ/kg. Dioxinlignende PCB er ikke omfattet af grænseværdierne.

Tabel 1.3: EU grænseværdier for dioxin i foderstoffer:

Foderstoffer	Størsteindhold i mg/kg (ppm) foderstof, beregnet ved et vandindhold på 12%
Alle vegetabiliske fodermidler, herunder vegetabiliske olier og biprodukter	0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Mineraler	1,0 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Animalsk fedt, herunder mælkefedt og ægfedt	2,0 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Andre produkter fra Landdyr, herunder mælk og mejeriprodukter samt æg og ægprodukter	0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Fiskeolie	6 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Fisk, andre akvatiske dyr samt produkter og biprodukter heraf, undtagen fiskeolie	1,25 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Foderblandinger, undtagen Foderstoffer til pelsdyr, selskabsdyr og fisk	0,75 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg
Foderstoffer til fisk og selskabsdyr	2,25 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg

Frisk fisk direkte leveret og brugt uden mellemliggende forarbejdning er undtaget for reglerne.

Analysemetoder til brug for kontrollen er fastsat i Kommissionens Direktiv 2002/70/EF af 26. juli 2002 om krav til bestemmelse af indholdet af dioxin og dioxinlignende PCB i foderstoffer.

#### 1.4 Østersøen

Østersøen er det største brakvandshavområde i Verden (373.000 km<sup>2</sup>) med en saltholdighed, der varierer mellem 0,2 og 1%. Lavest i den Botniske Bugt i Nord og højest i den sydlige del af Østersøen. Andre områder er det Botniske Hav og den Finske Bugt. Mange dyr og planter har vanskeligt ved at leve i en mellemting mellem fersk- og saltvand, så der er kun ca. 80 større dyre- og plantearter i Østersøen, eller mindre end en tiendedel af antallet i Kattegat. Disse tilstedeværende arter anses også for mere følsomme overfor forurening. Der er også en klimatisk gradient, idet de nordlige dele er dækket af is store dele af vinteren. Primærproduktionen i den Botniske bugt er ligeledes fire gange mindre end i den centrale del af Østersøen. Østersøen omkranses af 9 lande med ca. 85 millioner indbyggere i oplandet/afvandingsområdet, der strækker sig over et område på mere end 1,6 x 10<sup>6</sup> km<sup>2</sup> (Dahlberg & Jansson 1997; Bromann et al. 1991).

En række større floder løber ud i Østersøen, der med en gennemsnitsdybde af 60 meter og maksimal dybde på 459 meter er forholdsvis lavvandet og har høj sedimentering hastighed og intet tidevand. Vandudvekslingen med den salte Nordsøen er begrænset af de smalle danske sunde og bæltter og en total vandudskiftning er estimeret til at tage 20-25 år. Derfor er der en relativt stor akkumulering af forurening med persistente organiske forureninger og i perioder udbredt algeopblomstring, algedød og dermed følgende iltmangel. I størstedelen af Østersøen er vandet lagdelt med det øverste lag på 50-70 meter fersk og det nederste salt og iltfattigt - og uden en større opblanding imellem dem. Et voksende del (fra 20.000 til 70.000 m<sup>2</sup>) af bundområderne er siden 1940'erne blevet iltfattige med svovldannelse (H<sub>2</sub>S) og intet liv (Dahlberg & Jansson 1997; Bromann et al. 1991).

Den årlige fiskefangst i Østersøen er omkring 900.000 tons (ICES 2001).

Kort over Østersøområdet:





## 2 Forureningskilder og deres eksponering af Østersøen

### 2.1 Tilførsel og fraførsel af dioxiner og PCB

Østersøen er et næsten lukket hav der især i løbet af de sidste 50 år har fået dioxin tilført via spildevandsanlæg fra byerne, og spildevand fra kystnære forurenende virksomheder og de mange floder, der udmunder i Østersøen.

Der sker både en tilførsel og fraførsel af stofferne med vandudvekslingen gennem Øresund, Storebælt og Lillebælt. Der sker ligeledes en tilførsel og fraførsel via luften, idet der sker et nedfald af dioxin langtransporteret fra kilder på land og en fordampning eller forstøvning bidrager igen til luftmassernes indhold. Tilførslen må fortsat vurderes at være større end fraførslen dvs. der sker en fortsat akkumulering af dioxin i Østersøen. De senere års initiativer til begrænsning af udledningerne betyder imidlertid at der tilføres langt mindre forurening nu end for 20-30 år siden.

Som det fremgår af oplysninger i et senere afsnit, så er opholdstiden af dioxiner i Østersøens abiotiske miljø, specielt sedimenter, hundredvis af år. Det meste af det dioxin, der gennem årene er udledt, er derfor fortsat til stede, mere eller mindre tilgængeligt, og sedimenter vil løbende i de kommende århundreder afgive stofferne til nye organismer og fødekæder. Formentligt mindre og mindre pga. tilførsel af nyt mindre forurenede overfladesediment.

### 2.2 Udledninger fra papirmasseindustrier

Ifølge en rapport af Greenpeace fra april 2001 om blegning af papirmasse i Østersøområdet er papirmasseindustrien en af de største industrigrøner i Østersøområdet. I 1999 alene producerede landene omkring 30 millioner tons papirmasse. Sverige og Finland fremstiller 62% af EU's papirmasse. Der er omkring 100 papirmøller i området og 40 af disse producerer 14 millioner tons bleget papirmasse. I de sidste 10 år er papirindustrien skiftet fra at bruge chlor eller hypochlorit og til chlordioxid eller chlorfrie blegemidler, der ikke kan danne dioxiner. Der var i 2001 tre fabrikker, der fortsat brugte chlor som blegemiddel. Alle tre var placeret i Kaliningrad området.

I slutningen af 1970'erne og begyndelsen af 1980'erne var udledningen af chlorholdigt organisk materiale med spildevand fra de svenske og finske papirindustrier på sit maksimum med 28.000 tons årligt og heraf blev 70% udledt til det Botniske Hav. Modeller viser, at der i Østersøens vand er opløst 150.000-350.000 tons, og på Østersøens bundsedimenter er der ophobet mere end 12.000 tons, så Østersøen vil fortsat i årtier være forurenede af disse stoffer fra papirindustrien, hvoraf der vil være en hel del dioxin (Wulff et al 1993, Bernes 1999).

De store mængder dioxin, der tidligere er blevet udledt fra de store svenske og finske papirmasse-industrier, ser ud til at være forklaringen på at dioxinindholdet i fisk stadigvæk er særligt højt i den nordlige del af Østersøen

(nord for Gotland og inklusive den Botniske Bugt) og for sild og laks over EU's grænseværdi på 4 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Modsat for PCB (og pesticidresterne DDT/DDE), hvor den største forurening af organismer forekommer i den centrale del af Østersøen eller nær tætbefolkede industriområder og flodudløb.

Selvom nuværende og fremtidige reguleringer ikke kan gøre gammel skade god igen, så vil en yderligere begrænsning af de nuværende og fremtidige tilførsler af "frisk" dioxin til Østersøen dog fortsat være nyttig og nødvendig, idet den vil nedbringe den biologisk mest tilgængelige del og dermed tage toppen af belastningen i højere og højere grad.

### 2.3 Forureningskilder og emissioner

Der er 9 lande omkring Østersøen, som hver har bidraget og vil bidrage med tilførsel af Dioxin. Specielt for Tyskland og Rusland vil de nationale emissioner hovedsageligt ske til andre recipienter end Østersøen, mens det meste af emissionerne fra Finland og de Baltiske Lande vil tilgå Østersøen. Det meste af Polen og en del af Hviderusland er ligeledes del af Østersøens afvandringsområde.

For dioxins vedkommende er der fortsat punktkilder, så som affaldsforbrændingsanlæg og metalindustrier.

I det følgende redegøres der for den viden, der er om kilder til dioxinmissioner i landene omkring Østersøen. Hovedvægten er på dioxinmissioner til luft, idet emissionen direkte til vand anses for ubetydelig.

#### 2.3.1 Danmark

Den første større danske dioxinkortlægning kom i 1995 med 1989/90 data baseret på nordiske TEQ (Jensen et al. 1995). Den samlede emission blev vurderet til 74-114 g N-TEQ/år. De vigtigste kilder var brændeovne, affaldsforbrænding og sekundær stålindustri. En opdatering med 1995 tal og I-TEQ kom i 1997 (Jensen 1997). Den samlede emission til luft blev estimeret til 37-45 g I-TEQ/år. De vigtigste kilder var affaldsforbrænding og sekundær stålindustri, emissionen fra brændeovne blev vurderet meget lavere. De enkelte tal er vist i Tabel 2.1:



Tabel 2.1: Dioxinemission i Danmark i 1995 med 1990-tal i parentes.

Aktivitet	Emission (g I-TEQ/år)			
	Til luft	Til vand	Til jord	Til depoter
Asfalt industri	0,1			
Cement og brændt kalk	0,08-1,5			
Metalindustri	7,63 (12)			34 (29)
Anden industri	0,07-1,0?	<0,01		<0,002?
Energiproduktion -Fossile brændsler -Biomasse	2,02 0,32-6,85 (0,05)			40 (53)
Brændeovne	1,1 (10-50)			
Tekstiler		0,08		
Brande	?			
Affaldsforbrænding	20 (34)			100 (250)
Kommunekemi	0,23 (1,7)			
Sygehusaffald	5 (14)			
Spildolie	0,038 (0,01)			
Krematorier	0,16			
Trafik	0,2 (1,0)			
Kompost			1-5	
Spildevandsslam	0,072 (1,5)	0,108	1,1	0,036
Luftnedfald			120	
<b>Sum</b>	<b>37-45 (74-114)</b>	<b>0,12</b>	<b>122-126</b>	<b>174</b>

En senere dansk opgørelse kom i 2000 med 1998/9 data (Hansen et al. 2000). Emissionen til luft blev estimeret til 19-170 g I-TEQ/år. Affaldsforbrænding og metalindustrier blev fortsat anset for at være de vigtigste kilder (se tabel 2.2).

Tabel 2.2 Estimerede dioxin emissioner til miljøet i Danmark i 1998-99.

Aktivitet	Emission (g I-TEQ/år)			
	Til luft	Til vand	Til jord	Til depoter
Kemisk industri	?		<1?	
Cement og brændt kalk	0,045-3,5	?		
Stål- og aluminium omsmeltning	1,3-5,6		<0,005	0,26-1,5
Anden industri	0,07-1,0?	<0,01		<0,002?
Energiproduktion -Fossile brændsler -Biomasse	0,54-2,76 0,73-41		<15,2	0,23-31? 0,04-36?
Træ, læder og tekstiler behandlet med PCP	0,5-26?	0,2		
Blegemidler og -processer		<0,5		
Foderstoffer		?	<10	?
Brande	0,5-20?		?	1-30
Bål mm.	0,03-6,5		0,01-27,5?	0,01-27,5
Trafik o.a.	1,4-1,9?	?	?	?
Genvinding af kabelskrot	0,005-5			?
Kommunekemi	2,2-2,7	0,000001		0,9?
Affaldsforbrænding	11-42			35-275
Lossepladser/depoter	0,25-10?	<0,05?		0,4-17?
Spildevandsrensning og regnvand		0,3-1,4?		
Spildevandsslam	0,07-0,15		1,3	0,42-0,46
Andre aktiviteter	0,08-0,2		0,01-0,07	?
<b>Sum</b>	<b>19-170</b>	<b>0,3-1,4?</b>	<b>1,3-54</b>	<b>38-420</b>

En opdatering af denne undersøgelse udkommer tidligt i 2003. Her vil der bl.a. blive ændringer vedr. emissioner fra de største kilder stålvalseværket, sekundær aluminiumindustri og affaldsforbrænding (se tabel 2.3).

Tabel 2.3 Estimerede årlige dioxinmissioner/tab til miljøet og depoter i Danmark 2000-2002.

Aktivitet	Emissioner/tab (g I-TEQ/år)				
	Til luft	Til vand	Til jord	Til depoter	Andre ruter
Kemisk industri	0,001-0,007?	<0,001	<1?		
Cement og brændt kalk	0,2-1,4	?			<0,001
Andre materialer fremstillet ved høj temperatur	0,02-0,3		?	?	
Stål- og aluminium omsmelting	0,1-3,2			1-3	5,0-10,5
Anden metalforarbejdning	0,02-0,5		?	<0,0002?	
Anden industri	0,004-0,1?	<0,01			0,004-0,35
Energiproduktion					
- Kul	01-3,2?			0,2-40?	
- Andre fossile brændsler	0,4-3,4			0?	
- Brændeovne	0,4-22		<0,001-	0,001-2,2?	
- Mindre biomasseanlæg	0,3-15		2,2?	<0,001-0,01	
- Større biomasseanlæg	0,03-4,4		0,0003-0,1	<0,001-0,03	
Træ behandlet med PCP	0,5-26?			5-240	
Andet behandlet med PCP	<0,05	0,2		0,8?	
Blegemidler og -processer		<0,5			
Foderstoffer		?	<10	?	
Brande	0,5-20?		?	1-30	
Bål mm.	0,03-6,5		0,01-27,5?	0,01-27,5	
Trafik o.a.	1,3-1,7				
Kremering	0,01-0,1		?		
Andre aktiviteter	0,1-0,2?	?	?	?	
Genvinding af kabelskrot	<0,001			?	
Kemikalieaffald	0,02-0,1	<0,001		0,9?	
Affaldsforbrænding	6,4-29			2-5	50-402
Lossepladser/depoter	0,25-10?	<0,05?		0,4-17?	
Spildevand og regnvand		0,4-1,4			
Spildevandsslam	0,002		0,7-1,3	0,2-0,3	0,1-0,2
Andre affaldsaktiviteter	<0,003-0,6		0,01-0,07	?	
<b>Total (afrundet)</b>	<b>11-148</b>	<b>0,4-1,4</b>	<b>0,7-42</b>	<b>10-387</b>	<b>55-413</b>
Emission af bromerede dioxiner	0,01-17?			?	

### 2.3.2 Sverige

Den første svenske emissionsopgørelse var fra 1987 med en årlig emission af 100-200 g N-TEQ. TNO rapporten angiver for 1990 emission af 84 g I-TEQ/år (TNO 1997). En national kortlægning fra 1993 angav et interval på 21-88 g N-TEQ/år. I den første europæiske kortlægning blev emissionen til luft i 1995 anslået til 89 g I-TEQ/år (Quass et al. 1997). I vurderingen for 2000 er emissionen anslået til næsten det samme nemlig 26-98 g I-TEQ, og emissionen fra sinteranlæg er meget mindre end tidligere idet et anlæg blev lukket (Quass et al 2001). En ny svensk opgørelse er på vej (Liljelund og Johansson, 2002).

Tabel 2.4: Dioxinemissioner til Luft i Sverige i 2000.

Kilder	Emission i g I-TEQ
Kraftværker	0,6-1
Boligopvarmning træ	2,1-48,4
Boligopvarmning kul	1,4-6,2
Energiproduktion industrien	0,5-7,7
Stålværker	2,8
Sinteranlæg	0,1-1,0
Sekundær zink produktion	0-3,0
Sekundær kobber produktion	1,0
Sekundær aluminium produktion	0,5
Cement	0,3
Træbeskyttelse	7,8
Trafik	0,2-1,4
Lovlig forbrænding af husholdningsaffald	3,0
Affaldsforbrænding, ulovlig	4,0
Afbrænding af farligt affald	0
Krematorier	0,4-0,7
Brande	0,9-9,0
<b>Sum</b>	<b>26-98</b>

### 2.3.3 Finland

I TNO rapporten angives en luftemission i 1990 på 53 g I-TEQ/år (TNO 1997). I den første Europæiske kortlægning var emissionen i 1993-95 steget til 68 g I-TEQ/år (Quass et al. 1997). I den nyeste Europæiske opgørelse er emissionen i 2000 estimeret til 64-82 g I-TEQ/år, hvoraf halvdelen er fra sinteranlæg og en tredjedel fra anvendelse af træ i boligopvarmning (Quass et al. 2001)

Tabel 2.5: Dioxinemission med Luft i 2000 i Finland

Kilder	Emission i g I-TEQ
Kraftværker	1,0-2,1
Boligopvarmning træ	18,1-28,1
Boligopvarmning kul	0,7-3,1
Energiproduktion industrien	1,0
Stålværker	1,0
Sinteranlæg	29,8
Sekundær zink produktion	0
Sekundær kobber produktion	1,3
Sekundær aluminium produktion	0,6
Cement	0,2
Træbeskyttelse	4,6
Trafik	0,3
Lovlig forbrænding af husholdningsaffald	1,0
Affaldsforbrænding, ulovlig	3,1
Afbrænding af farligt affald	0,9
Krematorier	0,2
Brande	0,5-5,0
<b>Sum</b>	<b>64-82</b>

Finland har udover papirindustrien haft andre vigtige kilder til vandforurening med dioxiner. Det er en vinylchloridfabrik og en virksomhed, som brugte chlorphenoler til træbeskyttelse.

### 2.3.4 Rusland

Organisationen for miljøbistand til Østeuropa, Dancee, har nyligt finansieret en opgørelse over potentielle dioxin kilder og emissioner til Østersøen (Lassen et al. 2002a). Der foreligger ingen specifikke oplysninger om dioxinkilder og emissioner i de russiske områder, der afvander Østersøen. Der findes så vidt

vides ingen større affaldsforbrændingsanlæg, men brug af biomasse brændsler og skifferolie samt fri afbrænding af affald er sandsynlige kilder. I St. Petersburg og Novgorod områderne findes der større metalindustrier, gødningsfabrikker og asfaltfabrikker, som kan være betydelige kilder. Formentlig er der også vinylchloridfabrikker og anlæg, der bruger chlorholdige træbeskyttelsesmidler. Som nævnt ovenfor er der i Kaliningrad området 3 papirfabrikker, som formentlig udsender dioxiner med spildevandet. Papirfabrikkerne i St. Petersburg området bruger så vidt vides ikke chlorblegning.

I forbindelse med Dancee projekterne angives en ny dioxinopgørelse fra den Russiske Federation udarbejdet af Yufit. Den kommer frem til en meget stor dioxinmission på 7.200-10.800 gram I-TEQ og en af de vigtigste kilder var afbrænding af farligt affald (Lassen et al. 2003).

### 2.3.5 Estland

Organisationen for miljøbistand til Østeuropa, Dancee, har nyligt finansieret en opgørelse over potentielle dioxin kilder og emissioner (Lassen et al. 2002a). Undersøgelsen var baseret på internationale emissionsfaktorer (UNEP 2001). Emissionen til andet end luft og restprodukter var ubetydelig. Der er ingen større punktkilder bortset fra to kraftværker i den østlige del af landet, der bruger lokal skifferolie som brændsel. Emissionsmålinger er planlagt for 2003 for at verificere denne mulige betydelige forureningskilde.

Ukontrollerede forbrændingsprocesser på lossepladser eller i baghaver samt brande er en anden vigtig forureningskilde. Alle disse forbrændingsprocesser resulterer i kontaminerede aske rester og filterstøv. Den totale årlige dioxin emission er anslået til 14 gram ITEQ til luften og det samme til restprodukter.

I tabel 2,6 er anført emissionsbidraget fra de forskellige potentielle kilder. De mange spørgsmålstejn og intervaller indikerer en store usikkerhed ved tallene.

Tabel 2.6: Estimerede dioxinemissioner fra kilder i Estland år 2000 (Lassen et al. 2002a).

Main Category	Potential release in g I-TEQ/year					
	Air		Water	Land	Product	Residues
	Medium	Range	Medium	Medium	Medium	Medium
<b>Waste incineration</b>	<b>0.19</b>	<b>0.03-0.39</b>				<b>0.47</b>
<i>Hazardous waste incineration</i>	<i>0.13</i>	<i>0.02-0.31</i>				<i>0.47</i>
<i>Medical/hospital waste incineration</i>	<i>0.06</i>	<i>0.007-0.07</i>				
<b>Metal production</b>						
<b>Power generation and heating</b>	<b>4.9</b>	<b>1.9-13</b>				<b>5.8</b>
<i>Fossil fuel power plants</i>	<i>2.8</i>	<i>0.94-9.3</i>				<i>5.2</i>
<i>Biomass power plants</i>	<i>0.38</i>	<i>0.19-0.77</i>				<i>0.12</i>
<i>Landfill gas and biogas combustion</i>	<i>0.03</i>	<i>0.02-0.08</i>				
<i>Household heating and cooking - biomass</i>	<i>1.6</i>	<i>0.73-2.9</i>				<i>0.47</i>
<i>Domestic heating - fossil fuels</i>	<i>0.06</i>	<i>0.03-0.1</i>				<i>0.05</i>
<b>Production of mineral products</b>	<b>0.39</b>	<b>0.07-0.48</b>	?	?	?	<b>0.06 ?</b>
<i>Cement production</i>	<i>0.38</i>	<i>0.06-0.44</i>		?	?	<i>0.06</i>
<i>Lime production</i>	<i>0.001</i>	<i>0.001-0.01</i>	?	?	?	?
<i>Brick production</i>	<i>0.009</i>	<i>0.002-0.03</i>		?	?	?
<i>Glass production</i>	<i>0.0007</i>	<i>&lt;0.002</i>		?	?	?
<b>Transportation</b>	<b>0.04</b>	<b>0.02-0.07</b>				<b>?</b>
<b>Uncontrolled combustion processes</b>	<b>8,1</b>	<b>0.32-40</b>	?	<b>0.12 ?</b>		<b>4,4 ?</b>
<i>Fires/burnings - biomass</i>	<i>0.32</i>	<i>0.005-1.3</i>	?	<i>0.12</i>		?
<i>Landfill fires</i>	<i>5.1</i>	<i>0.16-30</i>	?			?
<i>Uncontrolled waste burning</i>	<i>1,9</i>	<i>0.1-5,7</i>	?	?		<i>11</i>
<i>Accidental fires in vehicles and houses</i>	<i>0.04</i>	<i>0.02-0.1</i>	?			<i>0.009</i>
<b>Production of chemicals and consumer goods</b>	<b>0.004</b>	<b>0.001-0.01</b>			<b>0.03</b>	
<i>Primary pulp and paper production</i>	<i>0.004</i>	<i>0.001-0.01</i>			<i>0.03</i>	
<b>Miscellaneous</b>	<b>0.04</b>	<b>0.02-0.07</b>		?	<b>0.002</b>	<b>0.009 ?</b>
<i>Drying of biomass</i>	<i>0.0001</i>	<i>&lt;0.004</i>		?	<i>0.002</i>	?
<i>Crematoria</i>	<i>0.04</i>	<i>0.02-0.07</i>		?		<i>0.009</i>
<i>Tobacco smoking</i>	<i>0.0001</i>	<i>0.0002</i>				
<b>Disposal/landfilling</b>			<b>0.15</b>			<b>3.9</b>
<i>Sewage/sewage treatment</i>			<i>0.15</i>			<i>3.9</i>
<b>Hot spots</b>	<b>?</b>		<b>?</b>	<b>?</b>		
<b>Total</b>	<b>14 ?</b>	<b>2.4-54</b>	<b>0.15 ?</b>	<b>0.12 ?</b>	<b>0.03 ?</b>	<b>15 ?</b>

### 2.3.6 Letland

Organisationen for miljøbistand til Østeuropa, Dancee, har nyligt finansieret en opgørelse over potentielle dioxin kilder og emissioner baseret på internationale emissionsfaktorer (Lassen et al. 2002b). Emissionen til andet end luft og restprodukter er ubetydelig. Den samlede emission er større end fra Estland, og jern- og stålindustrier er en specielt vigtig forureningskilde i Letland. Dioxinforurening fra energiproduktionen er af mindre betydning end i Estland, idet 60-80% af energiproduktionen i Letland kommer fra vandkraft (Betts 2002). Letland har desuden afbrænding af sygehusaffald og ukontrollerede afbrændinger.

I Tabel 2.7 er anført emissionsbidraget fra de forskellige potentielle kilder. Den årlige dioxinemission er anslået til 23 gram I-TEQ til luften og 32 gram I-TEQ til restprodukter, men som for Estland er der stor usikkerhed omkring tallene.

Tabel 2.7: Estimerede dioxinemissioner fra kil der i Letland år 2000 (Lassen et al. 2002b).

Main Category	Potential release in g I-TEQ/year				
	Air		Land	Product	Residues
	Medium	Range	Medium	Medium	Medium
<b>Waste incineration</b>	<b>0.98</b>	<b>0.07-2.7</b>			<b>0.28</b>
Hazardous waste incineration	0.05	0.006-0.18			0.27
Medical/hospital waste incineration	0.93	0.06-2.5			0.006
<b>Metal production</b>	<b>1.5</b>	<b>0.24-10</b>	?	?	<b>7.0 ?</b>
Iron and steel plants	1.4	0.23-9.3	?		7.0
Thermal wire reclamation	0.14	0.01-1	?	?	?
<b>Power generation and heating</b>	<b>3.1</b>	<b>1.2-5.6</b>			<b>0.72</b>
Fossil fuel power plants	0.04	0.02-0.09			0.007
Biomass power plants	1.5	0.42-2.1			0.13
Household heating and cooking - biomass	1.6	0.7-3.3			0.59
Domestic heating - fossil fuels	0.04	0.02-0.06			0.007
<b>Production of mineral products</b>	<b>0.51</b>	<b>0.04-0.86</b>	?	?	<b>0.001 ?</b>
Cement production	0.05	0.04-0.37	?	?	0.001
Glass production	0.00004	0.00001-0.0002	?	?	?
<b>Transportation</b>	<b>0.05</b>	<b>0.02-0.07</b>			<b>?</b>
<b>Uncontrolled combustion processes</b>	<b>16</b>	<b>1.3-43</b>	<b>0.24 ?</b>		<b>22 ?</b>
Fires/burnings - biomass	0.68	0.01-2.5	0.24		?
Landfill fires	3.9	0.48-7.3			
Uncontrolled waste burning	10	0.67-29	?		21
Accidental fires in vehicles and houses	1.5	0.13-4.8			1.4
<b>Production of chemicals and consumer goods</b>					
<b>Miscellaneous</b>	<b>0.02</b>	<b>0.008-0.03</b>	?		<b>0.004</b>
Crematoria	0.02	0.008-0.03	?		0.004
Tobacco smoking	0.0002	0.0001-0.0004			
<b>Disposal/landfilling</b>					<b>2.0</b>
Sewage/sewage treatment					2.0
<b>Hot spots</b>	<b>?</b>		<b>?</b>		
<b>Total</b>	<b>23 ?</b>	<b>2.8-63</b>	<b>0.24 ?</b>	<b>?</b>	<b>32 ?</b>

### 2.3.7 Litauen

Organisationen for miljøbistand til Østeuropa, Dancee, har nyligt finansieret en opgørelse over potentielle dioxin kilder og emissioner baseret på internationale emissionsfaktorer (Lassen et al. 2002c). Emissionen til andet end luft og restprodukter er igen ubetydelig. Litauen minder lidt om Estland i at de vigtigste kilder er energiproduktion og ukontrolleret affaldsafbrænding. Det er dog ikke skifferolie i kraftværker, men biomasse, der bruges til opvarmning af huse, som er en større kilde. Den årlige emission fra Litauen til luft og restprodukter er henholdsvis 17 og 18 gram ITEQ. Data i Tabel 2.8:

Tabel 2.8: Estimerede dioxinemissioner fra kilder i Litauen år 2000 (Lassen et al. 2002c).

Main Category	Potential release in g I-TEQ/year					
	Air		Water	Land	Product	Residues
	Medium	Range	Medium	Medium	Medium	Medium
<b>Waste incineration</b>	<b>0.36 ?</b>	<b>0.04-0.59</b>				<b>0.65</b>
Hazardous waste incineration	?	0.02-0.44				0.64
Medical/hospital waste incineration	0.12	0.02-0.15				0.0006
<b>Metal production</b>	<b>0.09</b>	<b>0.003-0.03</b>	?	?	?	<b>0.24</b>
Foundries	0.008	0.003-0.03	?	?	?	0.01
Aluminum production	0.08		?	?	?	0.22
Thermal wire reclamation						
<b>Power generation and heating</b>	<b>2.6</b>	<b>1.1-5.2</b>				<b>0.88</b>
Fossil fuel power plants	0.08	0.03-0.16				0.004
Biomass power plants	0.01	0.007-0.03				0.004
Household heating and cooking - biomass	2.4	1.1-5				0.86
Domestic heating - fossil fuels	0.05	0.03-0.08				0.008
<b>Production of mineral products</b>	<b>0.38</b>	<b>0.07-0.52</b>	?	?	?	<b>0.06 ?</b>
Cement production	0.34	0.06-0.4		?	?	0.06
Lime production	0.002	0.001-0.01	?	?	?	?
Brick and ceramics production	0.02	0.002-0.05		?	?	?
Glass production	0.02	0.004-0.04		?	?	?
Asphalt mixing	0.001	0.001-0.01		?	?	?
<b>Transportation</b>	<b>0.07</b>	<b>0.03-0.11</b>				<b>?</b>
<b>Uncontrolled combustion processes</b>	<b>14</b>	<b>1.3-32</b>	?	<b>0.3 ?</b>		<b>13 ?</b>
Fires/burnings - biomass	0.86	0.02-2.6	?	0.3		?
Landfill fires	5.5	0.68-10				
Uncontrolled waste burning	6.4	0.52-17	?	?		12
Accidental fires in vehicles and houses	1.0	0.06-2	?			1.0
<b>Production of chemicals and consumer goods</b>	<b>?</b>		?		<b>0.42</b>	<b>?</b>
Primary pulp and paper production					0.006	
Secondary paper production			?		0.41	?
Petroleum refineries	?					?
<b>Miscellaneous</b>	<b>0.08</b>	<b>0.01-0.16</b>		?	<b>0.00004 ?</b>	<b>0.21 ?</b>
Drying of biomass	0.00004	<0.0004		?	0.00004	?
Smoke houses	0.08	0.01-0.16		?	?	0.21
Tobacco smoking	0.0007	<0.001				
<b>Disposal/landfilling</b>			<b>0.1 ?</b>		<b>0.02</b>	<b>3.1</b>
Landfill leachate						
Sewage/sewage treatment			0.1			3.1
Composting			?		0.02	
<b>Hot spots</b>	<b>?</b>		<b>?</b>	<b>?</b>		
Total	<b>17 ?</b>	<b>2.6-38</b>	<b>0.1 ?</b>	<b>0.3 ?</b>	<b>0.43 ?</b>	<b>18 ?</b>

### 2.3.8 Polen

I TNO rapporten angives en luftemission i 1990 på 359 g I-TEQ/år (TNO 1997). Organisationen for miljøbistand til Østeuropa, Dancee, har nyligt finansieret en opgørelse over potentielle dioxin kilder og emissioner i Polen baseret på internationale emissionsfaktorer og nationale målinger (Lassen et al. 2002d). Emissionen til luft og restprodukter dominerer og er meget stor med 490 og 530 gram I-TEQ per år, emissionen til vand er ubetydelig med 1,2 gram I-TEQ. Detaljer i Tabel 2.9:

Tabel 2.9: Estimerede dioxinemissioner fra kil der i Polen år 2000 (Lassen et al. 2002d).

Main Category	Potential release in g I-TEQ/year					
	Air		Water	Land	Product	Residues
	Medium	Range	Medium	Medium	Medium	Medium
<b>Waste incineration</b>	<b>140</b>	<b>15-220</b>				<b>89</b>
Municipal solid waste incineration	0.001	<0.002				0.05
Industrial waste incineration	53	5.2-120				26
Hazardous waste incineration	77	1-81				41
Medical/hospital waste incineration	12	9-16				22
Sewage sludge incineration	0.02	0.006-0.06				0.003
<b>Metal production</b>	<b>80</b>	<b>21-190</b>	<b>0.05 ?</b>	<b>?</b>	<b>?</b>	<b>140 ?</b>
Iron ore sintering	40	8.1-81	?	?	?	0.02
Coke production	2.7	1.4-7.3	0.05	?	?	?
Iron and steel plants	11	2.4-34	?	?	?	60
Foundries	3.9	2-5.9	?	?	?	0.03
Copper production	2.3	0.46-4.5	?	?	?	29
Aluminium production	19	6.2-56	?	?	?	49
Lead production	0.29	0.07-0.92	?	?	?	?
Zinc production	1.5	0.46-4.6	?	?	?	?
Brass production	0.024	0.008-0.072	?	?	?	?
Thermal wire reclamation						
<b>Power generation and heating</b>	<b>62</b>	<b>22-310</b>				<b>55</b>
Fossil fuel power plants	16	8.1-49				23
Biomass power plants	0.18	0.04-0.36				0.004
Landfill and biogas combustion	0.01	0.005-0.03				
Household heating and cooking - biomass	29	6.7-41				30
Domestic heating - fossil fuels	16	6.8-220				2.5
<b>Production of mineral products</b>	<b>18</b>	<b>3.3-31</b>	<b>?</b>	<b>?</b>	<b>?</b>	<b>0.63 ?</b>
Cement production	5	2.5-12		?	?	0.63
Lime production	12	0.68-18	?	?	?	?
Brick production	0.24	0.06-0.49		?	?	?
Glass production	0.31	0.06-0.62			?	?
Ceramics production	0.15	0.04-0.28		?	?	?
Asphalt mixing	0.04	0.01-0.07		?	?	?
<b>Transportation</b>	<b>3.6</b>	<b>2.5-4.7</b>				<b>?</b>
<b>Uncontrolled combustion processes</b>	<b>180</b>	<b>22-530</b>	<b>?</b>	<b>6.6 ?</b>		<b>210 ?</b>
Fires/burnings - biomass	14	0.6-47	?	6.6		?
Landfill fires	49	8-120				
Uncontrolled waste burning	100	8.4-330	?	?		200
Accidental fires in vehicles and houses	17	4.8-34	?			14
<b>Production of chemicals and consumer goods</b>	<b>0.07</b>	<b>0.01-0.15</b>	<b>0.04 ?</b>		<b>11</b>	<b>1.1 ?</b>
Primary pulp and paper production	0.07	0.01-0.15	0.03		0.61	1.0
Secondary paper production			?		7.1	?
Chemical industry	0.00008	<0.0001	0.008		2.8	0.06
Petroleum refineries						?
Textile production			?		0.06	?
<b>Miscellaneous</b>	<b>1.7</b>	<b>0.5-3</b>		<b>?</b>	<b>0.14 ?</b>	<b>0.1 ?</b>
Drying of biomass	0.009	0.009-0.01		?	0.14	?
Crematoria	0.06	0.05-0.07				0.02
Smoke houses	1.6	0.48-2.9		?	?	0.09
Tobacco smoking	0.008	0.008				
<b>Disposal/landfilling</b>			<b>1.1 ?</b>		<b>0.03</b>	<b>35</b>
Landfill leachate			?			
Sewage/sewage treatment			1.1			35
Composting			?		0.03	
<b>Hot spots</b>						
<b>Total</b>	<b>490</b>	<b>86-1,300</b>	<b>1.2 ?</b>	<b>6.6 ?</b>	<b>11 ?</b>	<b>530 ?</b>

Afbrænding af farligt affald og industriaffald er sammen med ukontrolleret affaldsforbrænding meget vigtige forureningskilder i Polen, desuden er jern-



og metalindustrier meget vigtige. Indenfor energiproduktionen er det især fjernvarmeanlæg og boligopvarmning med biomassebrændsler, der er vigtige.

En tidligere undersøgelse med anvendelse af SNAP kategorier i stedet for UNEP Tool blev udarbejdet af Magdalena Kachniarz, National Fund of Environmental Protection and Water Management, Warsaw (se Tabel 2.10). Den samlede emission er med 290 gram I-TEQ mindre, men det er de samme kilder, der dominerer.

Tabel 2.10: Estimeret dioxinmission fra forskellige kilder i Polen i 1998.

SNAP Category	g I-TEQ	%
1: Combustion in energy and transformation industries	11,8	4,1
2: Non-industrial combustion plants	169,4	58,3
3: Combustion in manufacturing industry	4,5	1,6
4: Production processes	68,9	23,7
5: Extraction and distribution of fossil fuels and geothermal energy	0	0
6: Solvent and other product use	0	0
7: Road transport	0,9	0,3
8: Other mobile sources and machinery	0	0
9: Waste treatment and disposal	34,8	12,0
10: Agriculture and forestry, land use etc.	0	0
11: Other sources and sinks	0	0
Total	290	100

### 2.3.9 Tyskland

Tyskland er et stort og meget industrialiseret land. Der er mange metalindustrier og anvendelse af forbrænding til bortskaffelse af husholdningsaffald var tidligt meget udbredt. Derfor var dioxinforureningen tidligt betydelig, og undersøgelser og begrænsninger blev iværksat. Tyskerne blev sammen med østrigerne foregangsmænd på teknologiområdet for luftrensning af dioxiner. Der er dermed sket mange fremskridt i de sidste år. Ifølge TNO rapporten (TNO 1997) var emissionen til luft i 1990 over 1 kg dioxin årligt. Emissionen var reduceret til en tredjedel i midten af 1990'erne og forventes i de kommende år yderligere reduceret til under 100 gram per år (UNEP 1999).

Den seneste større tyske kortlægning blev udført af EFEU-Instituttet i Heidelberg (EFEU 1998). Der var tale om 1994-tal, og den samlede luftemission var 333 gram. De enkelte kilder er vist i Tabel 2.11:

Tabel 2.11: Dioxinemission til luft i Tyskland i 1994.

Kilde kategori	Emission til luft i 1994 (g TEQ)
Jern- og stålværker	13,2
Sinteranlæg	168
Aluminiumproduktion	23
Kobberproduktion	26,8
Zinkproduktion	41,8
Kraftværker	5,3
Industriopvarmning	6,2
Boligopvarmning	7,1
Affaldsforbrænding	32
Krematorier	2,4
Motorkøretøjer	4,8
Cement, mursten mv.	2,4
Shredders	0,4
<b>Sum</b>	<b>333</b>

De vigtigste dioxinkilder er forskellige metalindustrier. Affaldsforbrændingsanlæg i Tyskland er pga. forbedringer ikke så vigtig en kilde som tidligere.

Da de vigtigste tyske industriområder, bortset fra Berlin, ligger langt fra Østersøen, er det kun en meget begrænset del af emissionen, der er direkte relevant for Østersøen.

### 2.3.10 Samlet dioxinemission fra Østersølandene

TNO, Holland, lavede i 1997 for Umweltbundesamt (UBA) i Tyskland en vurdering af emissionerne i Europa i 1990 bl.a. for dioxin (UBA 1997, citeret fra UNEP 1999). De årlige dioxinmissioner til luft fra de 9 HELCOM lande blev anslået til 3,23 kg I-TEQ. Disse data er opført i Tabel 2.12 sammen med senere data fra OSPAR (2002), den opdaterede europæiske dioxin kortlægning (Quass et al. 2001) og de seneste af Dancee betalte undersøgelser udarbejdet af COWI og samarbejdspartnere (Lassen et al. 2003).

Tabel 2.12 Forskellige vurderinger af luftemissionen af dioxin (gram I-TEQ/år) i Østersølandene.

Land	TNO rapport (1990 tal)	Seneste OSPAR tal	European Dioxin survey 2001	Dancee projekter
Danmark	70,6	19-170 (1999)	45-72	
Estland	17,7			14
Finland	53	41,1 (1999)	64-82	
Letland	13,5			23
Litauen	23			17
Polen	359			490
Rusland	1.412			7200-10800
Sverige	84	33 (1999)	26-98	
Tyskland	1.196	307 (1995)	197-472	

Generelt set er der stor usikkerhed på tallene for den udsendte mængde dioxin fra de forskellige kilder i de forskellige lande, og for Rusland, der må anses for den største potentielle dioxinudleder til Østersøen, er der stort set ingen gode oplysninger.

Siden 1990 da er der sket mange fremskridt inden for forureningsbegrænsningen, specielt i de vestlige lande. Ophør af chlorblegning af papirmasse har lettet presset på Østersøen. Muligheder for forbedringer og nedbringelse af dioxinmissioner i østlandene vil afhænge af økonomiske forhold. Modernisering af papirindustrier, metalindustrier, kraftværker og

affaldsforbrændingsanlæg vil hjælpe meget. Ligeledes udfasning af chlorholdige træbeskyttelsesmidler og mere kontrolleret indsamling og bortskaffelse af affald og spildolie.



# 3 Forureningsniveauer i Østersøen og specielt forurenede områder

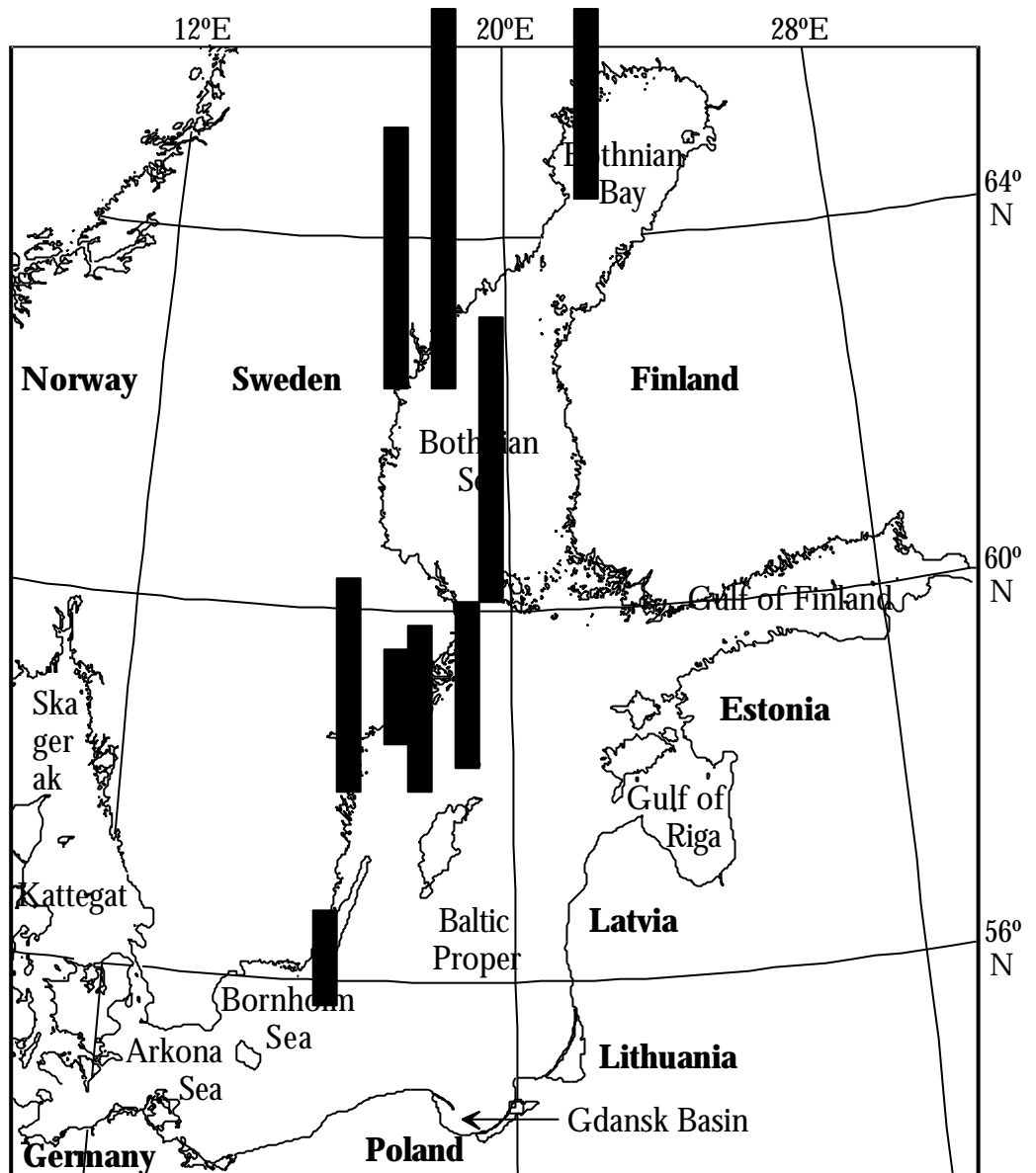
Østersøen hører som nævnt til de mest forurenede havområder i Verden, men der er store geografiske forskelle og for flere stoffer, heriblandt DDT, PCB og dioxin, har forureningsniveauerne været for nedadgående i de senere årtier.

## 3.1 Dioxin i Østersøvand

Dioxiner er meget tungtopløselige i vand, så koncentrationen i Østersøens vandmasse vil være meget lille. Dog kan der være højere koncentrationer i overfladefilmen, eller hvor der er små organiske partikler (0,2-200  $\mu\text{m}$ ) dannet af phytoplankton suspenderet i vandet. Der vil desuden være en vand/luft ligevægtsudveksling (fordampning, deposition). Koncentrationerne i overfladevandet er især relateret til luftkoncentrationen og vandtemperaturen.

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for dioxin-congenerer i Østersøens vand estimeret til mellem 4.000 og 192.000 timer ( $<1/2$ -20 år) (Sinkkonen og Paasivirta 2000). Det er derfor stoffer, der bliver i Østersøen i lang tid.

Broman et al. (1991) målte i 1988 dioxin i vandet (5-13 meters dybde) på 9 stationer (3 ved kysten og 6 i åben vand) i den svenske del af Østersøen. De højeste koncentrationer blev fundet i prøverne fra Ålandshavet og det Botniske Hav nær Sundsvall. Koncentrationerne i filtreret vand varierede mellem 36 og 260  $\text{pg}/\text{m}^3$  (0,41-3,6  $\text{pg N-TEQ}/\text{m}^3$ ) med et gennemsnit på 120  $\text{pg}/\text{m}^3$  (1,0  $\text{pg N-TEQ}/\text{m}^3$ ), mens de i de opsamlede partikler som ventet var højere med 170 til 390  $\text{pg}/\text{m}^3$  (0,82-3,3  $\text{pg N-TEQ}/\text{m}^3$ ) og et gennemsnit på 230  $\text{pg}/\text{m}^3$  (1,8  $\text{pg N-TEQ}/\text{m}^3$  eller 1,8  $\text{fg N-TEQ}/\text{L}$ ). Da den mest TEQ-betydende congener var 2,3,4,7,8-PeCDD, der har samme TEF faktor (0,5) i alle tre systemer vil der ikke være væsentlig forskel mellem resultater i N-TEQ, I-TEQ og WHO-TEQ. I absolutte tal var OCDD mest forekommende i partikelfractionen, mens TCDF var mest forekommende i det filtrerede vand. I søjlerne i figur 3.1 er den geografiske fordeling illustreret med de højeste niveauer i det Botniske Hav.



Figur 3.1: Dioxin (1,4-5,0 fg N-TEQ/L) i ikke-filtreret vand fra forskellige steder i Østersøen (Broman et al. 1991).

Den betydelige forekomst af TCDF kan tyde på at det er papirindustrien, der er en vigtig kilde. Kuehl et al. (1987) analyserede slam fra papirindustrien og fandt de højeste koncentrationer af OCDD og 2378-TCDF (se tabel 3.1).

Tabel 3.1: 2378-Dioxiner i slam fra en papirmassefabrik.

Congener	Koncentration i ng/kg
2378-TCDD	150
2378-TCDF	880
12378-PeCDF	29
123678-HxCDD	17
123478-HxCDF	5
1234678-HpCDD	110
OCDD	1860
OCDF	53

Omkring 70% af udledninger af organiske chlorforbindelser fra den svenske papirindustri er sket til det Botniske hav (Södergren 1995), hvor dioxinkoncentrationerne som det ses ovenfor også er størst.

På baggrund af disse analyser anslog forfatterne at den totale mængde dioxin opløst og suspenderet i Østersøens vandmasse var omkring 2,6 kg eller 21 g N-TEQ. Den årlige sedimentering blev beregnet til 27 kg PCDD/F eller 290 g N-TEQ.

Der er ingen danske undersøgelser af vand fra Østersøen. Det nærmeste man kan komme er DMU's Statusrapport april 2002 for dioxin måleprogrammet, som angiver nogle foreløbige resultater, hvor dioxinindholdet i Roskilde Fjord ved Risø blev målt til 0,004-0,05 pg WHO-TEQ/L (4-50 pg/m<sup>3</sup>), hvad der ikke er meget højere end i de svenske undersøgelser i Østersøen.

### 3.2 Dioxin i luft over Østersøen

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for dioxin-congenerer i luften over Østersøen estimeret til mellem 200 og 9.600 timer (Sinkkonen og Paasivirta 2000).

Der er ingen dioxindata for luften direkte over Østersøen.

DMU's Statusrapport april 2002 for dioxin måleprogrammet angiver nogle foreløbige resultater, hvor dioxinindholdet i luften ved Risø blev målt til 4 fg WHO-TEQ/m<sup>3</sup> om sommeren og 41 fg WHO-TEQ/m<sup>3</sup> om vinteren. Desuden for Lille Valby var der i 1997 en daglig bulk deposition på 2,4 pg WHO-TEQ/m<sup>2</sup> om vinteren og 0,9 pg WHO-TEQ/m<sup>2</sup> om sommeren. I november 2001 blev der forsøgs-mæssigt målt 67 pg WHO-TEQ/m<sup>2</sup>/d eller 24 mg WHO-TEQ/km<sup>2</sup>/år.

Det nyeste estimat for depositionen på landsplan er på 35-635 g I-TEQ/år (Hansen & Hansens 2003).

I Tyskland er årsmiddelværdien af dioxinkoncentrationen i byluft typisk 40-120 fg I-TEQ/m<sup>3</sup> (Hiester et al. 1997; Bund/Länder-Abeitsgruppe Dioxine, 2002). I årene 1991-1999 faldt den daglige deposition af dioxin i Hamburg fra 10 til 2 pg I-TEQ/m<sup>2</sup>. I sydligere områder af Tyskland var depositionen 5-10 gange højere, men også med en faldende tendens (Bund/Länder-Abeitsgruppe Dioxine, 2002).

### 3.3 Dioxin i sedimenter

Sedimenter på havbunden er generelt en vigtig endestation for vandopløselige og persistente stoffer som dioxiner og PCB og de partikler, disse er associeret til. Der er mest forurening i de mudrede områder, og forureningen er korreleret med kulstofindholdet. Ved sandbund er koncentrationerne lave og evt. under detektionsgrænsen.

I sedimenterne kan stofferne uforstyrret ophobes og uberørt opholde sig praktisk talt uendeligt. Boreprøvekærner af ældre sedimenter er også i visse tilfælde blevet brugt til at vise den tidsmæssige udvikling af miljøbelastningen med POP stoffer. Dioxiner, men ikke PCB er fundet i prøver fra dybere lag (førindustriell tid).

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for dioxin-congenerer i Østersøens sedimenter estimeret til mellem 150.000 og 2.400.000 timer (mellem 20 og 275 år) (Sinkkonen og Paasivirta 2000).

Når dette er sagt, så viser det sig at der alligevel løbende samtidig med at der tilføres stof kan frigøres meget små mængder POP stoffer fra disse vældige reservoirs, der derefter kan akkumuleres via fødekæderne. Frigørelsen vil dog nu være mindre end tilførslen. Det er specielt fra sedimenters friske overflader, og når sedimenterne forstyrres at frigøringen sker.

### 3.3.1 Danmark

En ny undersøgelse (Pedersen et al. 2002) rapporterer dioxin niveauer i overfladesedimenter på 14, 21 og 37 ng WHO-TEQ/kg tørstof henholdsvis fra Øresund, Kattegat og Mecklenburg Bugt i Østersøen. Dette passer også med data i DMU's Statusrapport april 2002 for dioxin måleprogrammet, som angiver nogle foreløbige resultater, hvor dioxinindholdet i sediment fra Roskilde Fjord ved Risø blev målt til 10-18 ng WHO-TEQ/kg tørstof.

### 3.3.2 Sverige

Rappe et al. (1989) undersøgte dioxin i overfladesedimenter fra midten af den centrale Østersø, fra midten af den sydlige del af den Botniske Bugt samt i en afstand på 4, 8, 16 og 30 km fra en papirfabrik i Iggesund, der brugte chlorblegning. Dioxinkoncentrationerne var henholdsvis 1.354, 565, 2.357, 3.025, 926 og 737 ng PCDD+PCDF/kg tørstof eller omregnet (af Allan Astrup Jensen) 25, 18, 123, 92, 20, 14 ng WHO-TEQ/kg tørstof. Da de første to prøver må anses for baggrundsværdier, ses det at på ækvivalensbasis nås baggrundsniveauer mindre end 16 km fra papirfabrikken. Fire km fra fabrikken er niveauerne 10 gange højere end baggrunden.

En sedimentkerneprøve fra Landsort Dybet i den svenske del af Østersøen mellem Gotland og Stockholm indeholdt i de øverste 4 cm 22-28 ng N-TEQ/kg tørstof, men 20-28 cm nede var koncentrationen faldet til 1,2-1,4 ng N-TEQ/kg tørstof (Wit et al. 1990).

Kjeller og Rappe (1995) undersøgte en 28 cm dyb sedimentprofil fra den centrale del af Østersøen mellem Gotland og hovedlandet. De øverste 10 cm dækkede fra 1950 til 1988, de øverste 4 cm fra 1974-1981 og de øverste 2 cm fra 1982-1988. Før 1962 var der kun omkring 200 ng PCDD+PCDF/kg tørstof og mest PCDF. I de to øverste lag var dioxin koncentrationerne henholdsvis 1.454 og 1.803 ng PCDD+PCDF/kg tørstof. Der fandtes også i det øverste lag alkylsubstituerede PCDF, der stammer fra udledninger fra papirmasseindustrien og det blev anslået at transporttiden fra den nærmeste papirmølle var 30 år. Halveringstiden i sedimenter blev beregnet til mere end 100 år.

### 3.3.3 Finland

Koistinen et al. (1995) undersøgte dioxinindholdet i sedimenter fra den sydlige del af den Botniske Bugt og sammenlignede med tilsvarende fra en forurenede flod (Kymijoki). Dioxin koncentrationerne var 38-350 ng TEQ(Safe)/kg tørstof i den Botniske Bugt mod 100-59.000 ng TEQ(Safe)/kg tørstof i floden.



Koistinen et al. (1997) bestemte dioxin og PCB i overfladesedimenter fra den Finske Bugt midt mellem Finland og Estland og fra Østersøen mellem Gotland og Letland. Niveauerne var henholdsvis 26 og 56 ng I-TEQ/kg tørstof. De dominerende congenere var OCDD og OCDF (særlig meget i den Finske Bugt) efterfulgt af 1234678-HpCDF og 1234678-HpCDD.

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt affaldsslam, slam i vandet tæt ved fabrikken og havsediment henholdsvis 62.260, 7.900, og 1.950 ng PCDD+PCDF/kg tørstof (Isosaari et al. 2000).

I sedimenter fra den Finske Bugt er bestemt indtil 1820 ng I-TEQ/kg tørstof. I nærheden af en vinylchloridmonomer fabrik varierede dioxinindholdet mellem 130 og 680 ng I-TEQ/kg tørstof. I nærheden af en papirfabrik ved den Botniske Bugt var sedimentkoncentrationen omkring 350 ng I-TEQ/kg tørstof (Kauppila og Bäck 2001).

Isosaari et al. (2002ab) har i 1997-98 undersøgt overfladesediment og borekærner med op til 100 år gamle lag i den Finske Bugt for dioxiner og PCB. Der var specielt fokus på et forurenede område på 75 km omkring den finske byen Kotka nær udløbet af den finske flod Kymijoki, som i mange år har bragt en meget stor mængde forurenede materiale ud i Bugten fra en tidligere fabrik, som indtil 1984 fremstillede 24.000 tons chlorphenoler med dioxiner som urenheder og indtil 1988 brugte dem til imprægnering af træprodukter. Finske Bugt er et forholdsvis lavvandet område af Østersøen med en årlig sedimenteringshastighed på 2-20 mm (gen. 6 mm). Dioxinindholdet i sedimenterne var næsten nul før 1950, men voksede så eksplosionsagtigt og toppede i 1962 i sedimenter tæt på flodudløbet (101.000 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt; 440 ng WHO-TEQ/kg tørvægt), hvorefter niveauerne faldt hurtigt, mens niveauerne i sedimenter længere ude i Finske Bugt samtidig steg med en forsinkelse og først toppede 10-20 år senere. I overfladesedimenter fra 23 lokaliteter fandtes mellem 10 og 214 ng WHO-TEQ/kg tørvægt. Heraf var niveauet 10-15 ng WHO-TEQ/kg tørvægt (430-1.350 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt) i ikke-påvirkede områder og 111-214 ng WHO-TEQ/kg tørvægt (20.200-52.900 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt) i svært forurenede områder.

De mest betydende dioxin congenere toksicitetsmæssigt var 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF og OCDF, relateret til chlorphenol kilden. Totalt blev forureningen fra denne træbehandlingsvirksomhed anslået til at have forurenede en tredjedel af den Finske Bugt eller et område dækkende 10.300 km<sup>2</sup> med 1813 kg dioxin. Til sammenligning blev det anslået, at det atmosfæriske nedfald i dette område tilførte 43,5 kg dioxin (2%) mest betydende OCDD. Den årlige deposition hastighed var 430 ng/m<sup>2</sup> i 1960-86 og 380 ng/m<sup>2</sup> i 1986-97. Den gennemsnitlige årlige flux var 37,4 kg dioxin. Sedimenter i Kymijoki floden selv indeholder fortsat op til 350.000 ng I-TEQ/kg tørvægt. Fisk opstrøms virksomheden indeholdt 0,2-5,2 ng I-TEQ/kg friskvægt (muskel) og nedenfor 0,1-1,9 ng I-TEQ/kg friskvægt, så der var ingen direkte relation til virksomheden. Fede fisk som sild og laks havde et indhold nedenfor på 3,4-14,9 ng I-TEQ/kg friskvægt (Verta et al. 1999; Korhonen et al 2002). Den finske grænseværdi for dioxinforurenede jord er til sammenligning 500 ng I-TEQ/kg tørvægt.

### 3.3.4 Tyskland

Witt et al. (1997) undersøgte dioxin i overfladesedimenter i den vestlige Østersø udfør Nordtyskland. Gennemsnitskoncentrationen for de 16 målestationer var 1.600 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt eller 8,5 ng I-TEQ/kg tørvægt. De højeste koncentrationer blev fundet i floder og lukkede kyststrækninger (laguner) samt i Lübeck bugten og nær Rostock og Wismar med skibsværftsindustri. Den dominerende congener er i alle tilfælde OCDD. I Lübeck Bugten var koncentrationerne 2.200 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt og 16 ng I-TEQ/kg tørvægt, og i Arkonahavet mellem Rügen og Skåne var koncentrationerne 700-900 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt og 8,2-11,7 ng I-TEQ/kg tørvægt.

Koch et al. (1999) undersøgte sedimentprofiler fra den nordøstlige del af Tyskland. En prøve fra Arkonahavet (fra 46,6 m's dybde) i Østersøen mellem Rügen og Skåne og prøver fra fem søer i området. Den kraftigste kontaminering med op til 20.000 ng PCDD+PCDF/kg (100 ng I-TEQ/kg) tørvægt var i vandområder omkring Berlin. I de øverste lag i Østersøen og to ferskvandsområder blev målt 2.400-5.000 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt og i de nederste lag 80-340 ng/kg tørvægt. Niveauerne aftog eksponentielt med dybden. Den dominerende congener er OCDD. I Østersøen var der meget lidt PCDF. Værdierne aftog fra 4.500 til 200 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt ned gennem sedimentsøjlen.

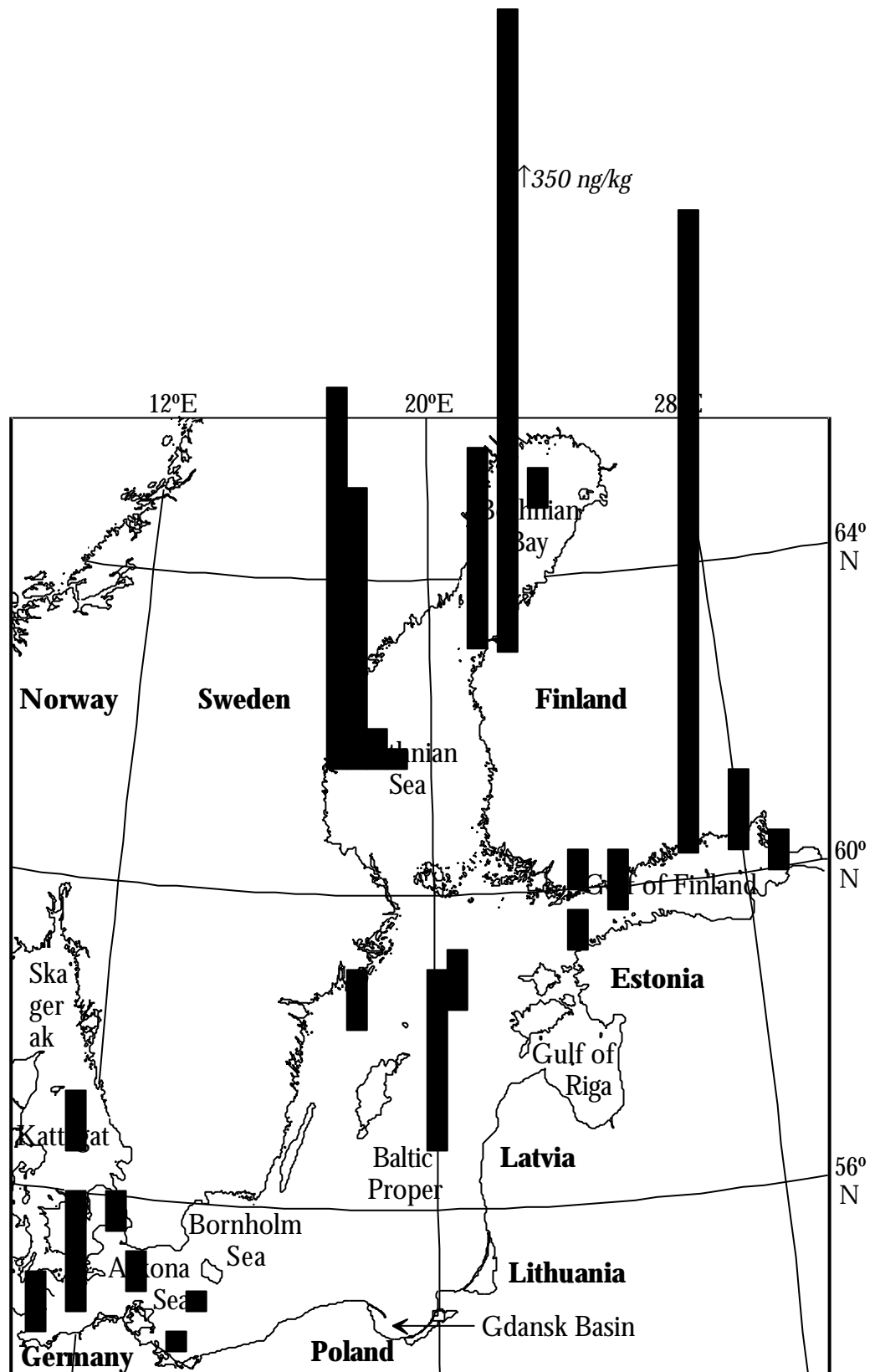
### 3.3.5 Oversigt

I tabel 3.2 er opført data for dioxin i sedimenter fra Østersøen. Mange data er af ældre oprindelse og ikke mange er angivet som WHO-TEQ.

Tabel 3.2 Dioxin i overfladesedimenter fra Østersøen (ng/kg tørstof):

Lokalitet	År	Vand- dybde	Sediment- dybde	PCDD+PCDF	WHO- TEQ	Reference
Danmark Øresund	2000	7 m	0-2 cm	264	14	Pedersen et al. 2002
Kattegat	2000	77 m	0-2 cm	534	21	Ibid.
Mecklenburg Bugt	2000	23 m	0-2 cm	736	37	Ibid.
Sverige Centrale Østersø				1354	25	Rappe et al. 1989
Botniske Bugt				565	18	Ibid.
Botniske Hav 4 km fra papirfabrik				2357	123	Ibid.
8 km fra papirfabrikken				3025	92	Ibid.
16 km fra papirfabrikken				926	20	Ibid.
30 km fra papirfabrikken				737	14	Ibid.
Centrale Østersø			0-4 cm		22-28 (N- TEQ)	Witt et al. 1990
Centrale Østersø	1982- 88	132 m	0-2 cm	1454		Kjeller & Rappe 1995
Finland Botnisk Bugt	1992- 93		0-3 cm		38-350 (I-TEQ)	Koistinen et al. 1995
Finske Bugt	1993	78 m	0-3 cm	1346	26 (I-TEQ)	Koistinen et al. 1997
Centrale Østersø	1993	237 m	0-3 cm	892	56 (I-TEQ)	Ibid.
Finske Bugt nær VCM fabrik	1991- 93		0-80 cm	30000- 914000	<1950 (I-TEQ)	Isosaari et al. 2000
Finske Bugt nær VCM fabrik					130-680 (I-TEQ)	Kauppila & Bäck 2001
Botniske Bugt nær papirfabrik					350 (I-TEQ)	Ibid.
Finske Bugt, ikke- forurenede områder	1997- 98		0-2 cm	430-1350	10-15	Isosaari et al. 2002ab
Finske Bugt, forurenede områder	1997- 98		0-2 cm	20200-52900	111-214	Ibid.
Finske bugt	1996- 99		0-4 cm	884		Korhonen et al. 2002
Forurenede kystområder	1996- 99		0-4 cm	1859-57076		Ibid.
Tyskland Lübeck Bugten			0-2 cm	2200	16 (I-TEQ)	Witt et al. 1997
Arkonahavet			0-2 cm	700-900	8,2-11,7 (I-TEQ)	Ibid.
Gen. Af alle 16 stationer			0-2 cm	1600	8,5 (I-TEQ)	Ibid.
Arkonahavet	1995- 97	47 m		2400	30 (I-TEQ)	Koch et al. 1999

I figur 3.2 ses en oversigt over dioxin i sedimenter fra forskellige områder af Østersøen. Søjlerne fra papirfabrikkerne ved det Botniske Hav og de kemiske virksomheder ved den Finske Bugt er ekstreme og udenfor skalaen.



Figur 3.2: Dioxin (7-350 ng TEQ/kg tørstof) i sedimenter fra Østersøen.

### 3.3.6 Nordsøen

Til sammenligning er dioxinniveauerne i kystnære sedimenter fra Nordsøen 1000-1500 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt (Evers et al. 1993). I sedimenter

ved udløbet af floderne Rhinen i Holland og Humber i England var dioxinkoncentrationerne forhøjet til henholdsvis 4.740 og 10.557 ng PCDD+PCDF/kg tørvægt eller 45 og 267 ng I-TEQ/kg tørvægt. I Holland dominerede 1,2,3,4,6,7,8-H<sub>7</sub>CDF, OCDF og OCDD ligesom i Finland, mens det i England også var meget H<sub>6</sub>CDD, H<sub>7</sub>CDD, T<sub>4</sub>CDF, P<sub>5</sub>CDF og H<sub>6</sub>CDF samt endda lidt P<sub>5</sub>CDD. Den hollandske congener profil blev antaget at stamme fra VCM produktion som kilde.

### 3.4 Dioxin i fisk

Som nævnt er der et begrænset antal fiskearter i Østersøen. Udbredt er sild og laks, mens torsk kun findes i den sydlige del af Østersøen. De fede fisk sild og laks indeholder mest kontaminering med de lipophile forureninger som dioxin. Indholdet af forureninger kan variere fra sted til sted, fra år til år og med årstiden, fiskens fedtindhold, størrelse og alder. Svenske undersøgelser har vist at PCB i fisk steg kraftigt i foråret hvorefter det langsomt aftog til startniveau (Olsson et al. 1978).

Ved en risikovurdering er det vigtigt at vurdere bidraget fra dioxinlignende PCB sammen med dioxin, også selvom PCB'erne ikke p.t. er omfattet af EU grænseværdierne. Bjerselius et al. (2002a) viste for fisk fra den centrale Østersø, at for sild var det største bidrag fra dioxin (52-56%). Bidraget fra non-*ortho* PCB og mono-*ortho* PCB var henholdsvis 31-35% og 11-13%. For ål og laks, hvor grænseværdien heller ikke var overskredet var det omvendt, henholdsvis 14-23%, 56-60% og 21-26% for ål og 37%, 48% og 16% for laks.

Hovedkomponenten for dioxin i østersøfisk er 2,3,4,7,8-PeCDF (Rappe et al. 1984).

Sild og aborre er fisk, der bliver i et område i længere tid og som derfor er velegnede til monitoring (Strandberg et al. 1998).

Ved miljømonitoreringsformål angives resultater og sammenligninger oftest på fedtbasis, da det giver mindre tilfældigheder og større sikkerhed for at eventuelle forskelle er reelle, mens resultater angives på friskvægtsbasis, hvis formålet er fødevarerkontrol, hvor grænseværdier er som friskvægt.

#### 3.4.1 Sild (*Clupea harengus*)

Sild er en fed fisk, der derfor sammen med laks er potentielt mest kontamineret med dioxin. Sild er en vigtig føde for måger og sæler. De unge sild bevæger sig indenfor et mindre område, mens de ældre fisk kan bevæge sig vidt omkring (Bignert et al. 1998). Undersøgelse af forureningsniveauer i bestemte områder gøres derfor bedst med kød eller lever fra unge sild, som ser ud til at kunne have den relativt største lokalt betingede kontaminering. Fødememnerne ændrer sig med alderen og indholdet af forureninger stiger ofte med alderen (Perttilä et al. 1982).

##### 3.4.1.1 Danmark

I Rapport over dioxinhandlingsplan 2001 fra Fødevarerdirektoratet/Plantedirektoratet, maj 2002, angives et middel- og maksimal-indhold af dioxiner i sild fra Østersøen på 2,2 og 2,5 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. Det var 30% mere end angivet for sild fra Nordsøen 1,5 og 2,0 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt.

#### 3.4.1.2 Sverige

Rappe et al. (1984a) detekterede dioxiner i sild fra den centrale Østersø. Niveauerne var omkring 10 ng PCDD+PCDF/kg (formentlig friskvægt) eller omregnet (af Allan Astrup Jensen) omkring 2,6 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Analysemetoden var imidlertid dengang ikke fuldstændig. Med en mere udviklet metode blev der senere bestemt både dioxiner og furaner (Rappe et al. 1984b). Indholdet var nu 14 ng PCDD+PCDF/kg prøve eller omregnet (af Allan Astrup Jensen) ca. 4 ng WHO-TEQ/kg prøve.

I en senere publikation (Rappe et al. 1987) blev der bestemt 19 ng PCDD+PCDF/kg friskvægt i sild fanget i 1983 fra Karlskrona og 27 ng PCDD+PCDF/kg friskvægt i sild fra Luleå svarende til henholdsvis 7 og 14 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (omregnet af Allan Astrup Jensen).

Nogle af de første undersøgelser af dioxiner i filet af Østersøfisk var af Bergqvist et al. 1989. Fiskene blev fanget i 1987. Indholdet i sild i den Botniske Bugt, det Botniske Hav, den centrale Østersø og vest for Bornholm var henholdsvis 7,8, 9, 6,7-8,1 og 1,8 ng N-TEQ/kg friskvægt. Til sammen ligning var niveauerne fra Øresund og Kattegat mellem 2,5 og 3,4 ng N-TEQ/kg friskvægt. De to congenere 2,3,4,7,8-PCDF og 2,3,7,8-TCDF blev påvist i størst koncentration, derfor vil N-TEQ stort set svare til WHO-TEQ, men er måske en anelse mindre.

En anden undersøgelse af filet fra femten 3-4-årige sild fra Østersøen viste et gennemsnitsniveau på 13 ng N-TEQ/kg friskvægt og 210 ng N-TEQ/kg fedt (Wit et al. 1990). Stegning øger friskvægtkoncentrationen, men ikke koncentrationen på fedtbasis.

En ny undersøgelse af Bjerselius et al. (2002b) analyserede dioxiner i sild fanget i Sverige i 2000-2001. Den viste at sild fra Landsort mellem Stockholm og Gotland indeholdt 4,6-6,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (gen: 5,9). Sydøst for Gotland lå niveauerne mellem 4,5 og 11 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (gen: 7,9) og ved Utlängen syd for Karlskrona var koncentrationerne 1,7-2,9 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (gen: 2,3). Til sammenligning var niveauerne ved Fladen i Kattegat nær Göteborg kun 1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Der blev analyseret kød og skind i samleprøver af flere fisk.

Livsmedelverket (2002) har offentliggjort resultater af niveauer i samleprøver af fisk fanget i 2000-2002. Nogle af disse data er også blevet rapporteret af Bjerselius (2002b). Der var en klar aldersafhængighed med højere niveauer i ældre fisk. Gennemsnitsindholdet i sild ved Piteå i den nordlige del af den Botniske Bugt var 1,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Ångermanelven (Kramfors) 3,0 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Bålsen (Sundsvall) 14 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Vestre Banken (Gävle) i det Botniske Hav 20 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved øen Landsort (Nynäshamn) 5,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Gotland 7,3 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ud for Karlskrona 2,3 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, vest for Bornholm 2,0 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

#### 3.4.1.3 Finland

Vartiainen og Hallikainen (1992) undersøgte 10 samleprøver á 20 sild fra Østersøen, og gennemsnitsindholdet af dioxin var 0,94 ng N-TEQ/kg friskvægt. Omregnet svarer dette til 3,9 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

Himberg (1993) regner i sin indtagelsesoversigt med et gennemsnitsindhold i sild af 1,2 ng N(?) -TEQ/kg friskvægt.

I en senere undersøgelse blev sild (5% fedt) fra 7 kystområder undersøgt (Korhonen og Vartiainen 1997). De blev fanget i 1990 og 1993. Dioxinindholdet i de forskellige områder lå mellem 0,5 og 3,5 ng I-TEQ/kg friskvægt. Den højeste koncentration blev bestemt i sild fanget i enden af den Finske Bugt.

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt en lille og stor sild henholdsvis 3,0 og 8,7 ng I-TEQ/kg friskvægt, hvor baggrundsniveauet blev angivet til gennemsnitligt 2,7 ng I-TEQ/kg friskvægt (range 1,31-7,74) (Isosaari et al. 2000).

Sild fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af dioxiner på 110 ng PCDD+PCDF/kg fedt.

Kiviranta et al. (2002) undersøgte blandingsprøver af rengjorte hele sild fanget i 1993/94 og 1999 i den Finske Bugt. Koncentrationen i 1993/94 med interval i parentes var 18 (8,6-26) ng PCDD+PCDF/kg friskvægt og 5,7 (3,3-8,9) ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. I 1999 var de tilsvarende resultater 19 (13-21) ng PCDD+PCDF/kg friskvægt og 7,2 (5,1-8,2) ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. Som det ses, er der ikke en konstaterbart fald i koncentrationerne. Congener mønstret ændrede sig heller ikke væsentligt i perioden. Helt dominerende var 2,3,4,7,8-PeCDF fulgt af 2378-TCDF, 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD, 1,2,3,7,8-PeCDF og OCDD. Der blev påvist en aldersafhængighed, således at for hvert år en sild havde levet steg dioxinindholdet med omkring 1 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. Koncentrationen i 2-årige sild var omkring 1,5 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt og i 6-7-årige 6,2 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. Da konsumsild mest er 3-6-årige vurderedes det, at hovedparten af sildene i den finske kost vil overskride EU's grænse på 4 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut (Finnish Environment Institute) har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af sild fanget i første halvår af 2002. I den sydlige Østersø, den Finske Bugt og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 0,8-2,3, 1,4-7,5 og 2,0-15,9 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var af samme størrelsesorden. I halvdelen af samleprøverne var EU-grænseværdien overskredet.

#### 3.4.1.4 Oversigt

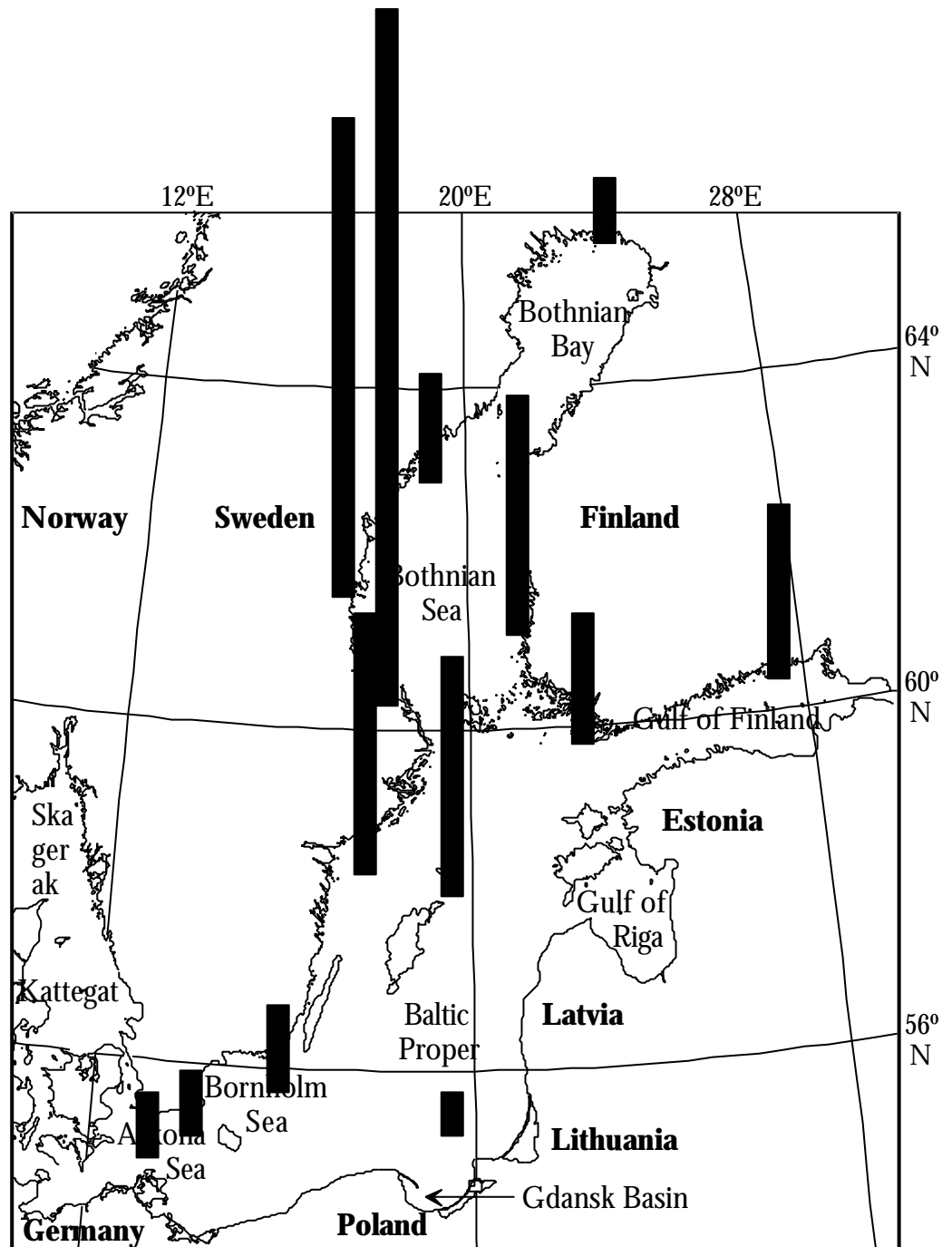
I Tabel 3.3 er anført de nyeste data for dioxin i sild fra Østersøen med nærmere beskrivelse af de analyserede prøver.

Tabel 3.3: Nyere resultater af dioxinkoncentrationer i sild ("strømning) fra Østersøen

Lokalitet	Fangsår	Antal prøver analyseret gange antal fisk pr prøve	Alder år	Længde cm	Vægt g	Fedt %	ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt		ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg fedt Gen <sup>1</sup>	Reference
							Gen	Max		
Danmark Østersøen	2001?	?	?	?	?	?	2,2	2,5		Dioxinhandlingsplan 2001
Sverige Piteå	2001	2x14 1x6 1x7	1-6	-	18-32	5,1-6,9	1,8	3,8	(30)	Livsmedelverket 2002
Ångermanelven	2001	2x15 2x10	2-5	-	26-35	4,1-6,2	3,0	3,8	(59)	Ibid.
Bålsen	2001	2x9 2x6	4-9	-	55-98	11,4-15,8	14	20	(105)	Ibid.
Vestre Banken	2001	1x10 2x10 1x8	5-9	-	86-93	11,3-14,5	20	23	(155)	Ibid.
Landsort	2000	2x9 1x8 1x6	4-9	-	40-114	7,9-11,3	5,8	6,8	(59)	Ibid. + Bjerselius et al. 2002ab
Gotland SØ	2000	2x9 2x8 2x4	4-13	-	32-234	8,5-15,8	7,3	11	(62)	Ibid.
Utlångan Karlskrona	2000	2x9 1x6 1x5	4-9	-	41-98	4,2-6,8	2,3	2,9	(40)	Ibid.
Bornholm Arkonahavet	2002	2x10	3-4	-	88-103	10,2-11,8	2,0	2,0	(18)	Livsmedelverket 2002
Finland Østersøen syd	Marts 2002	3x10	2,1-7,0	16-30	24-196	1,7-14	1,5	2,3	(23)	Timo Assmuth, sept. 2002
Finske Bugt, Hanko	Marts 2002	5x10	2,4-10	13-18	13-106	4,4-6,2	3,8	6,6	(76)	Ibid.
Finsk Bugt, Kotka	April 2002	5x10	2,8-7,1	14-27	16-144	3,0-11	5,3	7,4	(97)	Ibid.
Botniske Bugt Pori	Febr-Mar 2002	3x10 1x8	2,3-9,2	14-20	18-52	5,8-9,2	7,2	15,9	(100)	Ibid.
Finske Bugt	1993-94	20	-	17,2	29	1,8	5,7	8,9	(317)	Kiviranta et al. 2002
Finske Bugt	1999	4	-	17,6	32	2,0	7,2	8,2	(360)	Ibid.

I Figur 3.3 er indsat søjler til illustration af gennemsnitsniveauer af dioxin i sild fra Østersøen baseret på de nyeste data fra Fødevarerdirektoratet, Livsmedelverket og det Finske Miljøinstitut. Det er let at se, at de højeste niveauer er i den sydlige del af det Botniske Hav og nord for Gotland. Det skal bemærkes, at hvis PCB tælles med så fordobles niveauet i den sydlige Østersø (vil oftest alligevel være under EU grænsen), mens PCB er 2/3 eller 1/2 af dioxinniveauet, hvor dioxin alene overskrider grænseværdien.





Figur 3.3: Nyere data for dioxin (1,5-20 ng WHO-TEQ/kg friskvægt) i sil d fra Østersøen.

### 3.4.2 Laks og ørred

Laksefisk er fede fisk og dermed potentielt kraftigt forurenet med dioxiner. Der er undersøgelser af dioxin og PCB i laks (*Salmo salar*), havørred (*Salmo trutta trutta*), bækørred (*Salmo trutta*) og regnbueørred (*Oncorhynchus mykiss*).

#### 3.4.2.1 Sverige

Et af de første undersøgelser af Østersø laks var af Rappe et al. (1984b). Indholdet var 333 ng PCDD+PCDF/kg prøve eller omregnet (af Allan Astrup Jensen) ca. 80 ng WHO-TEQ/kg prøve. Senere blev to laks fanget i 1985 fra Ume elven undersøgt af Rappe et al. (1987). Resultaterne var 52 og 104 ng

PCDD+PCDF/kg friskvægt eller omregnet 30 og 39 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

En undersøgelse af laks fanget i 1987 viste at indholdet af dioxin i vildlaks var 5-10 gange højere end i sild, mens indholdet i opdrættede laks svarer til eller er mindre end i sild (Rappe et al. 1989; Bergqvist et al. 1989).

Gennemsnitskoncentrationerne i vildlaks og opdrættede laks var henholdsvis 128 ng PCDD+PCDF/kg friskvægt og 15 ng PCDD+PCDF/kg friskvægt.

En nyere undersøgelse af Bjerselius et al. (2002b) analyserede dioxiner (17 congenere) i laks og bækørred fanget i Sveriges del af Østersøen i 2000-2001. Den viste, at laks fra den Botniske Bugt til den centrale del af Østersøen indeholdt mellem 2,6 og 7,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (gen: 4,1), og bækørred indeholdt 0,5-4,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (gen: 3,2). Der var en tendens til at niveauerne var højest i fisk fra de nordlige områder. Til sammenligning var niveauerne i laks fanget i søen Vättern kun 1,6 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, og opdrættede norske laks indeholdt kun 0,6 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Opdrættede regnbueørreder fra den Stockholmske Skærgård indeholdt ligeledes kun 0,4 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Der blev analyseret rygfinnemuskel i samleprøver af flere fisk.

I en anden associeret undersøgelse (Bjerselius et al. 2002a) blev indholdet af dioxiner (17 congenere) i laks sammenlignet med bidraget fra non-*ortho* PCB (PCB77, 81, 126 og 169) og mono-*ortho* PCB (PCB-105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189). Koncentrationerne var henholdsvis 2,5, 3,8 og 1,1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt dvs. dioxin androg kun en tredjedel af summen.

Disse undersøgelser blev fulgt op af Lundstedt-Enkel et al. (2002), der kiggede specifikt på fisk fanget sydøst for Gotland. Totalkoncentrationen af dioxiner og PCB i laks og bækørred var henholdsvis  $6,8 \pm 1,8$  ng WHO-TEQ/kg friskvægt og  $4,8 \pm 2,7$  ng WHO-TEQ/kg friskvægt og dermed ikke signifikant forskellige. Derimod viste en statistisk analyse af dataene at congener mønstret var forskelligt. Bækørred indeholdt relativt mere af de højtchlorerede congenere (>6 chlor) end laks. Fisk udsat som yngel havde højere kontaminering end vilde fisk.

Livsmedelverket (2002) har offentliggjort resultater af niveauer i samleprøver af fisk fanget i 2000-2002. Nogle af disse data er også blevet rapporteret af Bjerselius (2002b). Gennemsnitsindholdet i laks fra Gotland var 2,9 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. I en tidligere undersøgelse fra 1996 var gennemsnitsindholdet 3,1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. I laks fra Piteå i den nordlige del af den Botniske Bugt var gennemsnitsindholdet 5,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Ångermanelven (Kramfors) 5,1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Dal elven (Gävle) i det Botniske Hav 3,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Mörrumselven (Karlshamn) 3,7 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. I bækørreder fra Piteå i den nordlige del af den Botniske Bugt var gennemsnitsindholdet 4,3 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Ångermanelven (Kramfors) 4,1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Dal elven (Gävle) i det Botniske Hav 3,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Gotland 1,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og ved Mörrumselven (Karlshamn) 2,7 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

Livsmedelverket har i en pressemeddelelse fra 25. oktober 2002 offentliggjort de nyeste undersøgelsesresultater af dioxinindhold i hundrede laks fanget i henholdsvis den sydlige del af Østersøen i perioden fra januar til maj 2002 og i

ved Luleå i den Botniske Bugt i juli-august 2002. Fedtindholdet var henholdsvis 4,8-9,6% og 6,1-7,6%, og gennemsnitskoncentrationerne af dioxin i samleprøver var henholdsvis 2,3-5,4 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 4,9-5,9 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Resultaterne var delvist over EU's grænseværdi, så der er fortsat et svensk eksportforbud af laks fra Østersøen.

#### 3.4.2.2 Finland

I et forsøg på at opklare årsagen til M74 sygdommen i Østersølags Undersøgte Vuorinen et al. (1997) bl.a. dioxiner i muskelvæv fra hunlaks fanget i den nordvestlige del af den Botniske Bugt. I perioden 1988-1992 steg dioxin koncentrationerne sig fra 30 til 331 ng I-TEQ/kg fat. Her var 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,7,8 PeCDF og 2,3,4,7,8-PeCDF de overvejende dioxin congenere fundet og medregnet. De to sidstnævnte viste en stigende koncentration med tiden, mens TCDF var konstant. Total "TEQ", hvor tre non-ortho PCB var indregnet, viste også en stigning med næsten en fordobling fra 1988 til 1992 400 ng TEQ/kg fedt til ca. 800 ng TEQ/kg fedt).

Korhonen et al. 2001 undersøgte dioxin i laks fra munden af floden Kymijoki, der er fjerdestørst i Finland, og hvor der tidligere lå en fabrik, der fremstillede chlorphenol-holdige træbeskyttelsesmidler. Koncentrationerne lå mellem 7 og 8 ng I-TEQ/kg friskvægt. Fedtindhold i laksene var 7,6%.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde laks ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af dioxiner på 150 ng/kg fedt. De dominerende congenere var 23478-PeCDF og 2378-TCDF.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultatet af en undersøgelse af en samleprøve af laks fanget i første halvår af 2002 i den sydlige Østersø. Der blev bestemt 2,32 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var en anelse større end dioxin-bidraget.

#### 3.4.3 Ål (*Anguilla anguilla*)

Ål fanget i floderne Havel og Oder i Østtyskland indeholdt gennemsnitligt 6,1 ng I-TEQ/kg fedt eller 1/8 af PCB bidraget (Wiesmüller og Schlatterer 1999).

En ny undersøgelse af Bjerselius et al. (2002b) analyserede dioxiner i ål fanget i Sveriges del af Østersøen i 2000-2001. Der blev bestemt dioxinniveauer mellem 0,5 og 1,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Der blev analyseret fiskekød i samleprøver af op til 21 fisk.

Livsmedelverket (2002) har offentliggjort resultater af niveauer i samleprøver af fisk fanget i 2000-2002. Nogle af disse data er også blevet rapporteret af Bjerselius (2002b). Gennemsnitsindholdet i ål fra den sydlige Østersøkyst var 0,69 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Vestervik 1,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, og ved Karlshamn 0,97 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

#### 3.4.4 Torsk (*Gadus morhua*)

Et af de første undersøgelser af torsk var af Rappe et al. (1984). Indholdet var 40 ng PCDD+PCDF/kg prøve eller omregnet ca. 15 ng WHO-TEQ/kg prøve.

Nogle af de første undersøgelser af dioxiner i filet af Østersøfisk var af Bergqvist et al. 1989. Fiskene blev fanget i 1987. Indholdet i torsk var under

eller tæt på analyse grænsen (0,1-0,2 ng N-TEQ/kg friskvægt). I muskelvæv var koncentrationen 50 ng NTEQ/kg fedt og i levervæv 63 ng NTEQ/kg fedt. Leveren indeholdt dog 70 gange mere fedt end musklen (Asplund et al. 1990).

#### 3.4.5 Aborre (*Perca fluviatilis*)

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt aborrer 4,69 ng I-TEQ/kg friskvægt (range: 0,92-10,7), hvor baggrundsniveauet blev angivet til gennemsnitligt 1,3 ng I-TEQ/kg friskvægt (range 1,05-1,47) (Isosaari et al. 2000).

Korhonen et al. 2001 undersøgte dioxin i aborrer (perch) fra munden af floden Kymijoki, der er fjerdestørst i Finland, og hvor der tidligere lå en fabrik, der fremstillede chlorphenol-holdige træbeskyttelsesmidler. Koncentrationerne lå mellem 0,25 og 1,1 ng I-TEQ/kg friskvægt. Fedtindhold i aborrerne var 0,5%.

#### 3.4.6 Skrubbe (*Platichthys flesus*, *Pleuronectes flesus*)

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt en skrubbe 7,8 ng I-TEQ/kg friskvægt, hvor baggrundsniveauet blev angivet til gennemsnitligt 2,7 ng I-TEQ/kg friskvægt (range 2,4-3,0) (Isosaari et al. 2000).

#### 3.4.7 Helt (*Coregonus lavaretus*)

Helt fanget i 1987 to steder i den Botniske Bugt indeholdt 2,3 og 19 ng N-TEQ/kg friskvægt (Bergqvist et al. 1989).

Livsmedelverket (2002) har offentliggjort resultater af niveauer i samleprøver af fisk fanget i 2000-2002. I helt fra Piteå i den nordlige del af den Botniske Bugt var gennemsnitsindholdet 0,86 ng WHO-TEQ/kg friskvægt, ved Ångermanelven (Kramfors) 1,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og ved Gävle i det Botniske Hav 0,9 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. I heltrogn fra den botniske Bugt var indholdet 2,2 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde helt ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af dioxiner på 250 ng/kg fedt. De dominerende congenere var 23478-PeCDF og 2378-TCDF.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af helt fanget i første halvår af 2002. I den sydlige Østersø og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 3,21 og 1,62 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var en anelse større.

#### 3.4.8 Gedde (*Esox lucius*)

Gedder (0,4% fedt) fra 7 kystområder blev undersøgt af Korhonen og Vartiainen (1997). Fiskene blev fanget i 1989 og 1992. Dioxinindholdet i de forskellige områder lå mellem 0,05 og 0,8 ng I-TEQ/kg friskvægt. Den højeste koncentration blev bestemt i 1992 i gedder fra den Finske Bugt.

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt en gedde 1,83 ng I-TEQ/kg friskvægt, hvor

baggrunds niveauet blev angivet til 0,74 ng I-TEQ/kg friskvægt (Isosaari et al. 2000).

Korhonen et al. 2001 undersøgte dioxin i muskel fra bl.a. gedde fra munden af floden Kymijoki, der er fjerdestørst i Finland, og hvor der tidligere lå en fabrik, der fremstillede chlorphenol-holdige træbeskyttelsesmidler. Koncentrationen var 0,4-0,9 ng I-TEQ/kg friskvægt. Fedtindhold i gedderne var 0,2%.

#### 3.4.9 Knude (ferskvandskvabbe, whitefish, *Lota lota*)

Dioxinindholdet i lever fra knude er undersøgt i bunden af den Botniske Bugt. I vandet ud for nogle metalindustrier ved Haparanda var koncentrationen 100-160 ng N-TEQ/kg friskvægt, mens koncentrationen 25 km op ad Torne elven i et uberørt område var 3,7 ng N-TEQ/kg friskvægt (Wit et al. 1990). Fiskene i Bugten var infertile og havde 2-3 gange højere fedtkoncentration i leveren, så på fedtbasis var forskellen kun 15-20 gange. Den dominerende congenger i det forurenede område var 2,3,7,8-TCDF.

Korhonen et al. 2001 undersøgte dioxin i muskel fra knude fra munden af floden Kymijoki, der er fjerdestørst i Finland, og hvor der tidligere lå en fabrik, der fremstillede chlorphenolholdige træbeskyttelsesmidler. Koncentrationerne var 0,2-0,4 ng I-TEQ/kg friskvægt. Fedtindhold i fiskene var 0,3%.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af knude fanget i første halvår af 2002. I den Finske Bugt og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 0,26 og 0,13-3,21 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var af samme størrelsesorden.

#### 3.4.10 Brisling (*Sprattus sprattus*, *Clupea sprattus*)

Livsmedelverket har i en pressemeddelelse fra 25. oktober 2002 offentliggjort undersøgelsesresultater af dioxinindhold i hundredvis af brislinger fanget nord for Öland i perioden fra februar til maj 2002. Fedtindholdet var 7,1-13%, og gennemsnitskoncentrationerne af dioxin i samleprøver var mellem 2,8 og 3,8 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Resultaterne under EU's grænseværdi betød en ophævelse af et svensk eksportforbud af brisling fra Østersøen.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af Brisling fanget i første halvår af 2002. I den Finske Bugt og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 0,9-3,0 og 16 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt.

#### 3.4.11 Andre fisk

Andre fisk undersøgt i Østersøen er brasen (*Abramis brama*), heltling (vendace, *Coregonus abula*), hundestejle (*Gasterosteus aculeatus*), kutling (*Neogobius melanostomus*, round goby), lampret (*Lamperta fluviatilis*, niøje), rødspætte (*Pleuronectes platessa*), sandart (pikeperch, *Stizostedion lucioperca*), smelt (*Osmerus eperlanus*), tobis (*Ammodytes tobianus*), tobiskonge (*Hyperoplus lanceolatus*), ulk (sculpin, *Cottida gobio*) og ålekvabbe (*Zoarces viviparus*).

I nærheden af en Finsk vinylchlorid monomer fabrik ved den Finske Bugt øst for Helsingfors indeholdt sandart 0,71 ng I-TEQ/kg friskvægt (range: 0,41-

1,15), hvor baggrunds niveauet blev angivet til gennemsnitligt 0,48 ng ITEQ/kg friskvægt (range: 0,39-0,63). Ålekvarter indeholdt 2,82 ng ITEQ/kg friskvægt (range: 1,54-4,1), hvor baggrunds niveauet i disse fisk blev angivet til gennemsnitligt 3,72 ng ITEQ/kg friskvægt (range 2,22-5,21). En ulk indeholdt 4,53 ng ITEQ/kg friskvægt, hvor baggrunds niveauet blev angivet til gennemsnitligt 0,53 ng ITEQ/kg friskvægt (Isosaari et al. 2000).

Korhonen et al. 2001 undersøgte dioxin i muskel fra sandart og brasen fra munden af floden Kymijoki, der er fjerdestørst i Finland, og hvor der tidligere lå en fabrik, der fremstillede chlorphenolholdige træbeskyttelsesmidler. Koncentrationerne lå henholdsvis mellem 0,2-0,4 og 0,5-1,9 ng I-TEQ/kg friskvægt. Fedtindhold i fiskene var henholdsvis 0,3 og 0,4%. Brasen havde et ekstremt højt fedt- og dioxinindhold i leveren.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde smelten ifølge Koistinen et al. (2002) det højeste indhold af dioxiner (600 ng/kg fedt) fulgt af ålekvarter (330 ng/kg fedt). Hundestejler havde et indhold på 150 ng/kg fedt. I de to første fisk dominerer 23478-PCDF før 2378-TCDF, mens det er omvendt for hundestejler.

### 3.5 Dioxin i skaldyr

Der er kun et begrænset antal undersøgelser af dioxin i skaldyr fra Østersøen.

#### 3.5.1 Muslinger

Muslinger har en vigtig rolle i omsætningen af dioxiner. De øger nettodepositionen af stofferne på bunden og gør dem mere tilgængelige for bunddyr. Desuden øger muslingerne stoffernes opholdstid i vandmasserne, de akkumulerer selv store mængder af stofferne, som delvist afgives ved gydning (Gilek et al. 1997). Blåmuslinger (*Mytilus edulis*) og den baltiske musling (*Macoma balthica*) er undersøgt.

Indholdet af dioxin i blåmuslinger fra Østersøen er angivet til 460 ng PCDD+PCDF/kg kulstof eller 100 gange mindre end for PCB (Gilek et al. 1997).

I muslinger fra Skagerrak fandtes 1,1 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i muskelkødet (Livsmedelverket 2002).

#### 3.5.2 Krabber

I krabber fra Skagerrak fandtes 0,85 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i muskelkødet og 13 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i den grågrønne det med indvolde. I importerede krabber fra Irland var indholdet 0,38 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i muskelkødet og 2,5 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i den grågrønne det med indvolde (Livsmedelverket 2002).

#### 3.5.3 Rejer

Ingen undersøgelser fra Østersøen. I rejer fra Skagerrak fandtes 0,44 ng WHO-PCDD/F-TEQ/kg friskvægt i kødet (Livsmedelverket 2002).

### 3.6 Dioxin i havpattedyr

Sæler og andre pattedyr findes øverst i fødekæden, de lever længe og opnår de højeste kontamineringsniveauer. Voksne hundyr vil normalt have lavere kontaminering med dioxiner end handyr. Det skyldes hunnernes årlige ammeperiode, hvor de overfører en stor del af deres kropsbelastning af stofferne med mælken til de diende unger. For unge dyr vil der ikke være en systematisk forskel mellem hanner og hunner.

#### 3.6.1 Sæler

I Østersøen er der undersøgt for dioxin og/eller PCB i ringsæl (*Phoca hispida botnica*), gråsæl (*Halichoerus grypus*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*, harbour seal, common seal). Ringsælen i Østersøen indtager ca. ti gange mere dioxin med føden end andre sæler på grund af andre foretrukne fødeemner fx. bundlevende dyr og fisk (Koistinen et al. 2002).

Ved en total koncentration på 209 ng WHO-TEQ/kg fedt i spækket er konstateret immunsystemeffekter i spættet sæl (Minh et al. 2000 citeret fra Falandysz et al. 2002).

##### 3.6.1.1 Sverige

Rappe et al. (1981) bestemte tidligt en række chlorerede dibenzofuraner i spækprøver fra en gråsæl fanget i 1978 i den Botniske Bugt. Indholdet var 40 ng PCDF/kg prøve. Med en mere udviklet metode blev der senere bestemt både dioxiner og furaner (Rappe et al. 1984). Indholdet var nu 315 ng PCDD+PCDF/kg prøve eller omregnet ca. 160 ng WHO-TEQ/kg prøve.

Bignert et al. (1989) bestemte dioxinindholdet i homogenater af 4-5 Østersøsæler af forskellige arter og køn. Der blev kun analyseret for 5 congenere: 2378-TCDF, 2378-TCDD, 12378-PeCDF, 23478-PeCDF og 12378-PeCDD, og ikke omregnet til ækvivalenter. Den første og de to sidste congenere dominerede. I gråsæler indsamlet på den svenske østkyst i 1987 var den samlede dioxinkoncentration 31-61 ng/kg fedt eller 19-34 ng WHO-TEQ/kg fedt (beregnet af Allan Astrup Jensen). I spættede sæler indsamlet i 1983-1987 var dioxinkoncentrationen 30-34 ng/kg fedt (17 ng WHO-TEQ/kg fedt) og i ringsæler indsamlet i 1986-87 var dioxinindholdet 155-407 ng/kg fedt (92-320 ng WHO-TEQ/kg fedt). Sæler fra vestkysten havde halvt så meget dioxinindhold, indholdet i sæler fra det arktiske Atlanterhav var 5-20 gange lavere og indholdet i sæler fra Antarktis var 50-100 gange lavere og nær analysegrænsen.

Femten samleprøver af spæk fra 87 døde sæler indsamlet mellem 1979 og 1990 (mange af dem fra en virusepidemi i 1988 ved de svenske øst- og vestkyster blev undersøgt for dioxiner af Bergek et al. (1992)). I sæler fra Østersøen var de mest betydende congenere: 123678-HxCDD, 12378-PeCDD, 23478-PeCDF, 2378-TCDF og 2378-TCDD. Unge ringsæler fra Østersøen havde langt højere koncentration med 98 ng WHO-TEQ/kg fedt (beregnet af Allan Astrup Jensen) end gråsæler med 27 ng WHO-TEQ/kg fedt og spættet sæl med 16 ng WHO-TEQ/kg fedt – dog 23 ng WHO-TEQ/kg fedt under 1988-epidemien, men ikke nok til at forklare epidemien. For ung spættet sæl var koncentrationerne stort set ens i Kattegat og i Østersøen. Forskellen mellem ringsæl og gråsæl var endnu mere grel for voksne dyr med 235 ng WHO-TEQ/kg fedt i ringsæl og 17 ng WHO-TEQ/kg fedt i gråsæl (voksne spættet sæl fra Østersøen blev ikke undersøgt). Voksne ringsæler havde således mere end dobbelt så høje niveauer som unge dyr,

mens voksne græsæler havde lavere niveauer. Spæk fra unge dyr havde ligeledes an lidt højere fedt % (89-94% overfor 85-90%). En enkelt græsæl (hun), der var syg og afmagret (59% fedt) havde det højeste indhold blandt voksne græsæler med 29 ng WHO-TEQ/kg fedt. Det var specifikt den højtchlorerede congener 123678-HxCDD, som var mere end fordoblet.

### 3.6.1.2 Finland

Ved en sygdomsepidemi blandt ringsæler i den Finske Bugt i efteråret 1991 blev der fundet 150 døde sæler. Koistinen et al. (1997) undersøgte i den forbindelse bl.a. dioxinindholdet i ring- og græsæler. I ringsæler var koncentrationen i spæk mellem 50 og 150 ng I-TEQ/kg fedt og i græsæler 12-61 ng I-TEQ/kg fedt. Det højeste indhold var af 123678-HxCDD og 12378-PeCDD, men der var også et betydeligt indhold af 23478-PCDF og 2378-TCDF.

Koistinen et al. (1999) bestemte dioxiner i 10 ringsæler fanget i 1997 i den Botniske Bugt. Koncentrationen i spæk og lever fra hunsæler var henholdsvis 170 og 741 ng WHO-TEQ/kg fedt og i hansæler henholdsvis 164 og 1132 ng WHO-TEQ/kg fedt. Det lavere niveau i lever fra hunner skyldes at kropbelastningen nedsættes under en ammeperiode. De dominerende congenere var overraskende 123678-HxCDD, 12378-PeCDD og 23478-PeCDF. Til sammenligning havde sæler fra Spitsbergen kun et dioxinindhold på 5 ng WHO-TEQ/kg fedt i spæk og 3-4 gange mere i leveren. Her dominerede 2378-TCDF. Indholdet af dioxin er lavere end ventet ud fra dets føde.

### 3.6.2 Marsvin

Marsvin er den eneste hval, der lever i Østersøen. Det er en truet art og bestanden er gået meget ned i Østersøen. Årsagerne kan være mange, men de fundne kontamineringsniveauer er så høje, at de kan være en medvirkende årsag. Deres hovedføde er sild (Falandysz et al. 2002).

Bruhn et al. (1999) undersøgte bl.a. dioxiner i 4 marsvin fra Østersøen (fra 1994-95 og syd for de danske øer), 6 fra Nordsøen og 4 fra Grønland. Medianværdien for Østersøen var 6,2 ng dioxin/kg fedt eller 1,29 ng I-TEQ/kg fedt. Det var dobbelt så meget dioxin som i Grønland og næsten halvt så meget som i Nordsøen, som var mere kontamineret. De dominerende congenere var 2,3,7,8-TCDF og 2,3,4,7,8 P<sub>5</sub>CDF. OCDD var relativt lavere i Østersøen.

Berggren et al. (1999) undersøgte bl.a. dioxiner i marsvin fanget 7 steder i Østersøen (syd for Skåne, syd for Blekinge, nord og syd for Öland). De dominerende congenere var 23478-P<sub>5</sub>CDF og 2378-TCDF, som androg omkring 60% af indholdet. På TEQ basis var 12378-P<sub>5</sub>CDD også vigtig. I unger fanget 1985-1993 var gennemsnitskoncentrationen af dioxin i spækket 13±3,6 ng PCDD+PCDF/kg fedt med en range på 9,6-19 ng PCDD+PCDF/kg fedt. I voksne dyr fanget 1988-1989 var gennemsnitskoncentrationen tre gange så høj: 36±26 ng PCDD+PCDF/kg fedt med en range på 9,4-67 ng PCDD+PCDF/kg fedt. Omregnet til toksicitetsækvivalenter var gennemsnitskoncentrationerne henholdsvis 4,1 og 9,6 ng I-TEQ/kg fedt. Det var under 5% af TEQ-bidraget fra det samtidige PCB indhold. Koncentrationer af dioxin i Kattegat/Skagerrak og den norske vestkyst var generelt det halve af i Østersøen.



### 3.7 Dioxin i havfugle

Her er det specielt havfugle, hvis føde er fisk fra Østersøen, der omtales.

#### 3.7.1 Lomvi (*Uria aalge*, Guillemot)

Lomvier er alkefugle og slægtninge til pingvinen. De svømmer bedre end de flyver. De spiser især brisling og sild. Deres æg er velegnede til monitoringsformål.

Rappe et al. (1984ab) detekterede dioxiner i muskel fra lomvier fra en koloni ved Stora Karlsö i den centrale Østersø. Niveauerne var omkring 200 ng PCDD+PCDF/kg fedt (?) eller omregnet omkring 93 ng WHO-TEQ/kg fedt. Analysemetoden var imidlertid dengang ikke fuldstændig.

Æg fra 3 lomvier indsamlet årene 1985 i den Botniske Bugt blev undersøgt af Koistinen et al. (1995). Dioxinindholdet var 1,6-1,7 ng I-TEQ/kg fedt. De dominerende kongener var 123678-HxCDD, 12378-PeCDD, 23478-PeCDF og 2378-TCDD. Dette mønster er i modsætning til i fisk og i fiskeørne.

#### 3.7.2 Havørn (*Haliaeetus albicilla*, white-tailed sea eagle)

Havørnen er øverst i den akvatiske fødekæde, og den har været den mest truede rovfugl og bestanden omkring Østersøen har indtil 1980'erne været nedadgående. Beskyttelsesforanstaltninger, fodring og nedsat forurening har bragt bestandene i stigning igen.

Rappe et al. (1984) detekterede dioxiner i muskel fra havørn fra Polen. Niveauerne var omkring 167 ng/kg fedt (formentlig?) eller omregnet omkring 72 ng WHO-TEQ/kg fedt. Analysemetoden var imidlertid dengang ikke fuldstændig.

Brystmuskler fra 3 dødfødte havørne indsamlet årene 1988-1991 i det Botniske Hav blev undersøgt i Finland af Koistinen et al. (1995). Dioxinindholdet var 0,83, 6,9 og 66 ng I-TEQ/kg fedt. Omregnet svarer dette til 1,25, 9,3 og 89 ng WHO-TEQ/kg fedt. Den langt dominerende kongener var 2,3,4,7,8-PeCDF, men der var desuden en betydelig andel af 1,2,3,7,8-PeCDD, 1,2,3,6,7,8-HxCDD og 2,3,7,8-TCDD.

Kannan et al. (2002ab) undersøgte dioxin i lever fra østtyske havørne indsamlet i årene 1979-1998. Gennemsnitskoncentrationen var 140 ng PCDD+PCDF/kg friskvægt. Fedtindhold var 4-10%. De højeste forureningskoncentrationer var i fugle fra Brandenburg (Berlin) fulgt af Østersøkysten. Den dominerende kongener var 2,3,4,7,8-PeCDF, men der var også meget 1,2,3,7,8-PCDD og 1,2,3,6,7,8-HxCDD. Der var ingen klar udviklingstendens, men en korrelation med PCB. Det totale indhold af TEQ fra dioxiner og PCB viste et meget stort interval fra 6 til 2880 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Dioxinbidraget var typisk omkring 20%, co-planar PCB resten.

#### 3.7.3 Fiskeørn (*Pandion haliaetus*, osprey)

Et af de første undersøgelser af fiskeørn var af Rappe et al. (1984). Indholdet i brystmuskul var 1.860 ng PCDD+PCDF/kg prøve eller omregnet ca. 680 ng WHO-TEQ/kg prøve.



# Referencer

- Allsopp M et al. POPs in the Baltic. Greenpeace, 2001.
- Agrell C et al. 6 Atmospheric and River input of PCBs, DDTs and HCHs to the Baltic Sea. In: Ecological studies Vol. 148. Wulff F et al. (eds). A systems analysis of the Baltic Sea. Springer, Berlin, 2001.
- Agrell C et al. Evidence of latitudinal fractionation of polychlorinated biphenyl congeners along the Baltic Sea region. *Environ Sci Technol* 1999;33:1149-1155.
- Agrell C et al. PCB congeners in precipitation, wash out ratios and depositional fluxes within the Baltic Sea region, Europe. *Atmospheric Environ* 2002;36:371-383.
- Ahlborg UG, Becking GC, Birnbaum LS et al. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. *Chemosphere* 1994;28:1049-1067
- Ahlborg UG, Hanberg A, Kenne K. Risk Assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD* 1992:26.
- Asplund L et al. Polychlorinated biphenyls, 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethane (p,p'-DDT) and 1,1-dichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)ethylene (p,p'-DDE) in human plasma related to fish consumption. *Arch Environ Health* 1994;49:477-486.
- Assmuth TW, Vartiainen T. Analysis of toxicological risks from local contamination by PCDDs and PCDFs: Importance of isomer distributions and toxic equivalents. *Chemosphere* 1995;31:2853-2861.
- Atuma S et al. Non-ortho PCB levels in various fish species from the east and west coast of Sweden. *Chemosphere* 1998;37:2451-2457.
- Axelman J, Broman D, Näf C. Field measurements of PCB partitioning between water and plankton organisms: influence of growth, particle size, and solute-solvent interactions. *Environ Sci Technol* 1997;31:665-669.
- Bandh C et al. Comparison of accelerated solvent extraction and soxhlet extraction for the determination of PCBs in Baltic Sea sediments. *Environmental Science & Technology* 2000;34:4995-5000.
- Bavel van B et al. Levels of PCBs in the aquatic environment of the Gulf of Bothnia: Benthic species and sediments. *Mar Pollut Bull* 1996; 32:210-218.
- Berg M van den, Birnbaum L, Bosveld ATC et al. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Health Perspec* 1998;106:775-792.
- Bergek S et al. Concentration of PCDDs and PCDFs in seals from Swedish waters. *Ambio* 1992;21:553-556.
- Berggren P et al. Patterns and levels of organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in male harbour porpoises (*Phocoena phocoena*)

from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the west coast of Norway. *Mar Pollut Bull* 1999;38:1070-1084.

Bergqvist P-A et al. Dioxins in cod and herring from the Seas around Sweden. *Chemosphere* 1989;19:513-516.

Bernes C. Persistent organic pollutants. Monitor 16. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm 1998.

Bignert A et al. Temporal trends of organochlorines in northern Europe, 1967-1995. Relation to global fractionation, leakage from sediments and international measures. *Environ Pollut* 1998;99:177-198.

Bignert A et al. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in seal blubber. *Chemosphere* 1989;19: 551-556.

Bjerselius R et al. PCDD/PCDF contribute with half of the total TEQ found in fatty fish from the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 2002a;57:209-212.

Bjerselius R et al. Study of dioxin levels in fatty fish from Sweden 2000-2001. *Organohalogen Compounds* 2002b;57:189-193..

Blomkvist G et al. Concentrations of DDT and PCB in seals from Swedish and Scottish waters. *Ambio* 1992;21:539-545.

Broman D et al. Occurrence and dynamics of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and polycyclic aromatic hydrocarbons in the mixed surface layer of remote coastal and offshore waters of the Baltic. *Environ Sci Technol* 1991;25:1850-1864.

Bruhn R et al. Persistent chlorinated organic contaminants in harbour porpoises from the North Sea, the Baltic Sea and Arctic Waters. *Sci Total Environ* 1999;237/238: 351-361.

Bruhn R, McLachlan MS. Quantifying air/sea gas exchange of POPs - is it possible? Abstract SETAC2000, Nashville.

Bruhn R, McLachlan MS. Seasonal variation of polychlorinated biphenyl concentrations in the southern part of the Baltic Sea. *Marine Pollut Bull* 2002;44:156-163.

Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxine. Dioxine Daten aus Deutschland. 3. Bericht: Daten zur Dioxinbelastung der Umwelt. 4. Bericht: Dioxin-referenzmessprogramm. Berlin: UBA, 2002.

Dahlberg K, Jansson B-O. The environmental status of the Baltic Sea in the 40s, now and in the future. Technical Report No. 24. Department for Systems Ecology, Stockholm University, 1997.

Dannenberger D. Chlorinated microcontaminants in surface sediments of the Baltic Sea – investigations in the Belt Sea, the Arkona Sea and the Pomeranian Bight. *Mar Poll Bull* 1996; 32:772-781.

EFEU. Ermittlung von Emissionen und Minderungsmaßnahmen für Persistente Organische Schadstoffe in der Bundesrepublik Deutschland. Stoffband A: Polychlorierte Dibenzodioxine und –Furane und Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH). Ifeu-Institut, Heidelberg. UBA Project no. 10402365, 1998.

- Eggers H et al. Über den Gehalt von DDT, DDT-Metaboliten und polychlorierten Biphenylen in Eiern der Silbermöwe (*Larus argentatus*). Beitr Vogelkd Leipzig 1977;23:1-8.
- EU CS/CNTM/dioxin/20 final. Opinion of the Scientific Committee on Food on the risk assessment of dioxins and dioxin-like PCBs in food. 30 May 2001.
- Evers EHG, Klamer HJC, Laane RWPM, Govers HAJ. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran residues in estuarine and coastal North Sea sediments: Sources and distribution. Environ Toxicol Chem 1993;12:1583-1598.
- Falandysz J et al. Congener-specific data on polychlorinated biphenyls in tissues of Common Porpoise from Puck Bay, Baltic Sea. Arch Environ Contam Toxicol 1994;26:267-272.
- Falandysz J et al. Multivariate analysis of bioaccumulation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in the marine pelagic food web from the southern part of the Baltic Sea, Poland. J Environ Monit, in print. 2002
- Falandysz J et al. Non-, mono-ortho and total PCBs in black Cormorants and their food in the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Organohalogen compounds 1998;39:47-51.
- Falandysz J et al. OC pesticides and PCBs in sludge and sediments from the Gulf of Gdansk area. Abstrakt, Dioxin2001.
- Falandysz J et al. Organochlorine pesticides and PCBs in Perch *Perca fluviatilis* from the Odra/Oder River estuary, Baltic Sea. Submitted to J Environ Monit 2002
- Falandysz J et al. PCBs in a pelagic food chain in the southern Baltic Proper. Organohalogen Compounds 1998;39:53-57.
- Falandysz J et al. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCS) in water of the Vistula River at the Kiezmark site, Poland. Organohalogen Compounds 1998;39:215-218.
- Falandysz J et al. Seasonal concentrations of PCBs and organochlorine pesticides (OCS) in the ambient air in the city of Gdansk, Poland. Organohalogen Compounds 1998;39:219-222.
- Falandysz J et al. Spatial distribution of PCBs in flounder, perch and lamprey from the gulf of Gdansk, Baltic Sea. Organohalogen Compounds 1998;39:223-228.
- Falandysz J et al. Spatial distribution of PCBs in three-spined stickleback from the beach zone in the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Organohalogen Compounds 1998;39:229-235.
- Falandysz J, Brudnowska B, Kawano M, Wakimoto T. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in soils and sediments from the cities of Kraków, Chorzów and Katowice in southern Poland. Arch Environ Contam Toxicol 2000; 40:173-178.
- Falandysz J, Kannan K, Kawano M, Rappe C. Relative contribution of chlorinated naphthalenes, -biphenyls, -dibenzofurans and -dibenzo-*p*-dioxins

- to toxic equivalents in biota from the south coast of the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 2000; 47:9-12.
- Falandysz J, Wyrzykowska B, Strandberg L, Rappe C. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. *Food Addit Contam* 2002;19: 779-796.
- Falandysz J. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in herring from the southern Baltic, 1981. *Z Lebensm Unters Forsch* 1984;179:20-23.
- Fromberg A. Determination of PCB congeners and organochlorine pesticides in fish oil food supplements. *Abstract Dioxin2001*.
- Fødevaredirektoratet. Kemiske forureninger. Overvågningssystem for levnedsmidler 1993-1997. Del 2. 1999.
- Fødevaredirektoratet/Plantedirektoratet. Rapport over Dioxinhandlingsplan 2001. Maj 2002.
- Gilek M et al. The role of the blue mussel, *Mytilus edulis*, in the cycling of hydrophobic organic contaminants in the Baltic Proper. *Ambio* 1997;26:202-209.
- Granby K, Kinze CC. Organochlorines in Danish and West Greenland harbour porpoises. *Mar Pollut Bull* 1991;22:458-462.
- Gucia M, Wyrzykowska B, Warzocha J, Falandysz J, Domagala-Wieloszewska M, Garbacik-Wesolowska A, Szefer P. Organochlorine pesticides and PCBs in perch *Lampetra fluviatilis* from the Odra/Oder River estuary, Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 2002; 58: 473-476.
- Götz R et al. Sampling and analysis of water and suspended particulate matter of the river Elbe for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs). *Chemosphere* 1994;28:63-74.
- Hallikainen A, Vartiainen T. Food control surveys of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans and intake estimates. *Food Addit Contam* 1997;14:355-366.
- Hansen CL, Hansen E. Substance Flow Analysis for dioxins in Denmark. DEPA Environmental Project No. XX, 2003.
- Hansen E, Skaarup S, Jensen AA. Substance Flow Analysis for Dioxins in Denmark. DEPA Environmental Project No. 570, 2000.
- Hario M et al. Polychlorinated biphenyls in diseased lesser black-backed gull (*Larus fuscus fuscus*) chicks from the Gulf of Finland. *Environ Pollut* 2000 107:53-60.
- Helle E et al. DDT and PCB levels and reproduction in Ringed Seal from the Bothnian Bay. *Ambio* 1976;5:188-189.
- Hiester E et al. Pronounced decrease of PCDD/PCDF burden in ambient air. *Chemosphere* 1997;34:1231-1243.
- Himberg KK. Coplanar polychlorinated biphenyls in some Finnish food commodities. *Chemosphere* 1993;27:1235-1243.

- Indhold af dioxiner, PCB, visse chlorholdige pesticider, kviksølv og selen i modermælk hos danske kvinder 1993-94. København: Sundhedstyrelsen/Fødevarerdirektoratet, 1999.
- IPCS Environmental Health Criteria 205. Polybrominated Dibenzo-p-dioxins and Dibenzofurans. Geneva: WHO, 1998.
- IPCS Environmental Health Criteria 140. Polychlorinated biphenyls and terphenyls (Second edition). Geneva: WHO, 1993.
- Ishaq R et al. Tissue distribution of polychlorinated naphthalenes (PCNs) and non-*ortho* chlorinated biphenyls in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from Swedish waters. *Chemosphere* 2000; 41:1913-1925.
- Isosaari P et al. Assessment of levels, distribution, and risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the vicinity of vinyl chloride monomer production plant. *Environ Sci Technol* 2000; 34: 2684-2689.
- Isosaari P et al. Amounts and sources of PCDD/F in the Gulf of Finland. *Organohalogen Compounds* 2002a;59:195-198.
- Isosaari P et al. Spatial distribution and temporal accumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the Gulf of Finland. *Environ Sci Technol* 2002b;36:2560-2565.
- Jensen AA, Grove A, Hoffmann L. *Kilder til dioxinforurening og forekomst i miljøet*. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 81, 1995.
- Jensen AA. *Dioxins*. Danish Environmental Protection Agency, Working Report no. 50, 1997.
- Jensen S et al. Levels of DDT and PCB in littoral fishes along the Swedish coast. *Ambio Spec Rep* 1977; 5: 75-80.
- Jensen S et al. Levels of DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. *Nature* 1969;224:247-250.
- Jensen S et al. DDT and PCB in herring and cod from the Baltic, the Kattegat and the Skagerrak. *Ambio Spec Rep* 1972; 1: 71-85.
- Kannan K et al. Polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and pp'-DDE in livers of white-tailed sea eagles from eastern Germany, 1979-1998. *Environ Sci Technol*, in print.
- Kannan K et al. Polychlorinated biphenyls, polycyclic aromatic hydrocarbons and alkylphenols in sediments from the Odra River and its tributaries, Poland. Submitted to: *Toxicol Environ Chem*, 2002
- Kannan K, et al. Temporal trends of organochlorine concentrations in cod-liver oil from the southern Baltic Proper, 1971-1989. *Mar Pollut Bull* 1992;24:358-363.
- Kannan K, Senthil Kumar K, Falandysz J, Oehme G, Masunaga S. Polychlorinated biphenyls, dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans and DDE in white-tailed sea eagle livers from Eastern Germany, 1979-1998. *Organohalogen Compounds* 2002;57: 455-458.

- Karlin A et al. Residues of DDT and PCBs in the eggs of herring gull *Larus argentatus* in the archipelago of southwestern Finland. *Ornis Fennica* 1985; 62: 168-70.
- Kauppi P, Bäck S (eds). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. Finnish Environment Institute, 2001.
- Kihlström JE, Berglund E. An estimation of the amounts of polychlorinated biphenyls in the biomass of the Baltic. *Ambio* 1978;7:175-178.
- Kimbrough RD, Jensen AA, eds. Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Amsterdam: Elsevier, 1989.
- Kiviranta H et al. Dietary intakes of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in Finland. *Food Addit Contam* 2001;18:945-953.
- Kiviranta H et al. High fish-specific dioxin concentrations in Finland. *Lancet* 2000;355(I):1883-1885.
- Kiviranta H et al. PCDD/Fs in Baltic herring in the Gulf of Finland during the 1990's. *Organohalogen Compounds* 2002;57:153-156.
- Kiviranta H et al. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in fishermen in Finland. *Environ Health Perspec* 2002;110:355-361.
- Kjeller L-O, Rappe C. Time trends in levels, patterns, and profiles for polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans and biphenyls in a sediment core from the Baltic Proper. *Environ Sci Technol* 1995; 29: 346-355.
- Koch M et al. Source identification of PCDD/Fs in sewage treatment plant of a German village. *Chemosphere* 2001;43:737-741.
- Koistinen J et al. Contamination of pike and sediment from the Kymijoki River by PCDEs, PCDDs, and PCDFs: Contents and patterns compared to pike and sediment from the Bothnian Bay and seals from Lake Saimaa. *Environ Sci Technol* 1995;29: 2541-2547.
- Koistinen J et al. PBDEs, PCBs, PCDDs and PCDFs in Black Guillemots and White-Tailed Sea Eagles from the Baltic Sea. *Chemosphere* 1995;30:1671-1684.
- Koistinen J et al. PCDD/Fs, PCNs, PBDEs and PCBs in food sources of Baltic seals. *Organohalogen Compounds* 2002;57:157-161.
- Koistinen J et al. Polychlorinated diphenyl ethers, dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and biphenyls in seals and sediment from the Gulf of Finland. *Chemosphere* 1997;35:1249-1269.
- Kommissionens Direktiv 2002/69/EF af 26. Juli 2002 om prøvetagnings- og analysemetoder til officiel kontrol af dioxinindholdet og bestemmelse af dioxinlignende PCB i levnedsmidler. EFT L 209 af 6.8.2002 side 5-14.
- Kommissionens Direktiv 2002/70/EF af 26. Juli 2002 om krav til bestemmelse af indholdet af dioxin og dioxinlignende PCB i foderstoffer. EFT L 209 af 6.8.2002 side 15-21.



Kommissionens Forordning 466/2001 af 8. Marts 2001 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i levnedsmidler. EFT L 77 af 16.3.2001 side 1-13.

Konat J, Kowalewska G. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments of the southern Baltic Sea – trends and fate. *Sci Total Environ* 2001; 280: 1-15.

Korhonen M et al. Concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans in fish downstream from a Ky-5 manufacturing. *Chemosphere* 2001;43:586-593.

Korhonen M et al. Concentrations of selected PCB congeners in pike (*Esox lucius*, L) and arctic char (*Salvelinus alpinus*, L) in Finland. *Chemosphere* 1997;34:1255-1262.

Korhonen M et al. The deposition and sedimentation of PCDD/Fs in the Gulf of Finland. *Organohalogen Compounds* 2002;57:317-320.

Korhonen M, Verta M, Backström. Harmful substances. In: Kauppila P, Bäck S (eds). *The state of Finnish coastal waters in the 1990s*. Helsinki: Finnish Environment Institute, 2001. pp. 94-104.

Kuehl DW et al. Environmental contamination by polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans associated with pulp and paper mill discharge. *Biomed Environ Mass Spectr* 1987;14:443-447.

Larsson P et al. Persistent pollutants in a salmon population (*Salmo salar*) of the southern Baltic Sea. *Can J Fish Aquat Sci* 1996;53:62-69.

Larsson P, Okla L. Atmospheric transport of chlorinated hydrocarbons to Sweden in 1985 compared to 1973. *Atmospheric Environment* 1989;23:1699-1711.

Larsson P. Contaminated sediments of lakes and oceans act as a source of chlorinated hydrocarbons for release to water and atmosphere. *Nature* 1985;317:347-349.

Lassen C, Hansen E, Jensen AA, Poltimäe H, Kallaste T. Inventory of dioxin and furan releases in Estonia. Dancee report, May 2002a.

Lassen C, Hansen E, Jensen AA, Brante E. Inventory of dioxin and furan releases in Latvia. Dancee report, august 2002b.

Lassen C, Hansen E, Jensen AA, Kapturauskas J. Inventory of dioxin and furan releases in Lithuania. Dancee report, June 2002c.

Lassen C et al. Inventory of dioxin and furan releases in Poland. Dancee report, August 2002d.

Lassen C et al. Survey of dioxin sources in the Baltic Region. Summary. *Environ Sci Pollut Res* 2003;10:49-56.

Leithe-Eriksen R. Pulp bleaching around the Baltic Sea. Greenpeace, April 2001.

Liem AKD, Theelen RMC. Dioxins: Chemical Analysis, Exposure and Risk Assessment. Thesis, RIVM, 1997.

- Liljelund L-E, Johansson N. Förstudie inom ramen för Naturvårdsverkets uppdrag att kartlägga källor till oavsikligt bildade ämnen mm. Naturvårdsverket, December 2002.
- Lindström G et al. Comparability of world-wide analytical data of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in samples of chicken, butter and salmon. *Chemosphere* 2002;47:139-146.
- Lindström G et al. Levels of PCDD, PCDF, non-ortho PCB and mono-ortho PCB in chicken, butter, beef, human milk, salmon and cod liver from northern Europe compared to the current EU limit values for these types of foods. *Organohalogen Compounds* 2002;57:89-93.
- Livsmedelverket. Delrapport 1-3 - dioxinanalyser af fet fisk från Sverige 2000-2002. [www.slv.se](http://www.slv.se) .
- Luckas B et al. Characteristic chlorinated hydrocarbon patterns in the blubber of seals from different marine regions. *Chemosphere* 1990;21: 13-19.
- Lundstedt-Enkel K et al. Different PCDD/PCDF congener composition in salmon and brown trout from Swedish waters. *Organohalogen Compounds* 2002;57:185-189.
- Lyytikäinen M et al. Bioaccumulation of PCDD/Fs and PCDEs in two aquatic invertebrates and SPMDs. Abstract, SETAC2002.
- Malisch R. Update of PCDD/PCDF-intake from food in Germany. *Chemosphere* 1998;37:1687-1698.
- Meddelelse fra Kommissionen til Rådet, Europa-Parlamentet og Det Økonomiske og Sociale Udvalg. Strategi for Fællesskabet vedrørende dioxiner, furaner og polychlorede biphenyler. 2001/C 322/02. Kom(2001) 593 endelig. EFT C 322 af 17.11.2001 side 2-18.
- Moilanen R et al. Time trends of chlordanes, DDT, and PCB concentrations in pike (*Esox lucius*) and Baltic herring (*Clupea harengus*) in the Turku archipelago, Northern Baltic Sea for the period 1971-1982. *Bull Environ Contam Toxicol* 1982; 29: 334-40.
- Müller L. et al. Levels of coplanar and non-coplanar polychlorinated biphenyls (PCB) in eel and sediment samples from Berlin/Germany. *Organohalogen Compounds* 1999;43:397-400.
- Noren K, Rosen G. Halter av klorpesticider och PCB i fisk från svenska vattenområden. *Vår Föda* 1976;28 suppl 1:1-55.
- Nylund K et al. Analysis of some polyhalogenated organic pollutants in sediment and sewage sludge. *Chemosphere* 1992; 24: 1721-30.
- Nyman M et al. Current levels of DDT, PCB and trace elements in the Baltic ringed seals (*Phoca hispida baltica*) and grey seals (*Halichoerus grypus*). *Environ Pollut* 2002; 119: 399-412.
- Olsson M, Reutergårdh L. DDT and PCB pollution trends in the Swedish aquatic environment. *Ambio* 1986;15(2):103-109.
- Olsson A et al. Halogenated environmental contaminants in perch (*Perca fluviatilis*) from Latvian coastal areas. *Sci Total Environ* 1999;239:19-30.

- Olsson M et al. Seasonal variation of PCB levels in fish - an important factor in planning aquatic monitoring programs. *Ambio* 1978;7:66-69.
- Olsson M, Reutergårdh L. DDT and PCB pollution trends in the Swedish aquatic environment. *Ambio* 1986;15:103-107.
- OSPAR Hazardous substances series. Dioxins. OSPAR Commission, London, 2002.
- Paasivirta J, Linko R. Environmental toxins in Finnish wildlife. A study on time trends in residue contents in fish during 1973-1978. *Chemosphere* 1980;9:643-661.
- Perttilä M, Tervo V, Parmane R. Age dependence of the concentrations of harmful substances in Baltic herring (*Clupea harengus*). *Chemosphere* 1982; 11:1019-1026.
- Quass U, Fermann M, Bröker G. *Identification of Relevant Industrial Sources of Dioxins and Furans in Europe*. Materialen No. 43. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 1997.
- Quass U, Fermann M, Bröker G. The European dioxin emission inventory stage II. Materialien No. 59. Essen: Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, 2001.
- Rappe C et al. Identification of polychlorinated dibenzofurans in environmental samples. *Nature* 1981; 292: 524-526.
- Rappe C et al. Chemistry and analysis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in biological samples. In: Banbury Report 18: Biological Mechanisms of Dioxin Action. Cold Spring Laboratory, 1984a. pp 17-25.
- Rappe C et al. Analysis of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in aquatic samples. Paper: Third Finnish-Swedish Seminar on the Gulf of Bothnia, Pori, Finland, August 20-21, 1984b.
- Rappe C. et al. Overview on environmental fate of chlorinated dioxins and dibenzofurans. Sources, Levels and isomeric pattern in various matrices. *Chemosphere* 1987;16:1603-1618.
- Rappe C. et al. Levels and trends and patterns of PCDDs and PCDFs in Scandinavian environmental samples. *Chemosphere* 1989;18:651-658.
- Roos A et al. Time trend studies on DDT and PCB in juvenile grey seals (*Halichoerus grypus*), fish and guillemot eggs from the Baltic Sea. *Organohalogen Compounds* 1998;39:109-112.
- Roots O, Aps R. Polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in Baltic herring and sprat. *Toxicol Environ Chem* 1993;37:195-205.
- Roots O. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in the ecosystem of the Baltic Sea. *Chemosphere* 1995;31:4085-4097.
- Rådets direktiv 2001/102/EF af 27. November 2001 om ændring af Rådets direktiv 1999/29/EF om uønskede stoffer og produkter i foderstoffer. EFT L 6 af 10.1.2002 side 45-49.
- Sapota G. Chlorinated hydrocarbons in sediments from the Vistula lagoon. *Oceanol Stud* 1997;26:61-69.

- Schrey P, Wittsiepe J, Selenka F. Dietary intake of PCDD/F by small children measured by the duplicate method. *Organohalogen Compounds* 1996;30:166-171.
- Schulz-Bull DE et al. Distribution of individual chlorobiphenyls (PCB) in solution and suspension in the Baltic Sea. *Mar Chem* 1995;48:245-270.
- Sinkkonen S et al. Persistent organochlorine contaminants (POCs) in Baltic female salmon and mortality of their offspring. Abstract, SETAC'1999.
- Sjöäsen T, Ozolins J, Greyerz E, Olsson M. The otter (*Lutra lutra*) situation in Latvia and Sweden related to PCB and DDT levels. *Ambio* 1007;26:196-201.
- Storr-Hansen E, Spliid H. Coplanar polychlorinated biphenyl congener levels and patterns and the identification of separate populations of harbor seals (*Phoca Vitulina*) in Denmark. *Arch Environ Contam Toxicol* 1993a;24:44-58.
- Storr-Hansen E, Spliid H. Distribution patterns of polychlorinated biphenyl congeners in harbor seal (*Phoca vitulina*) tissues: Statistical analysis. *Arch Environ Contam Toxicol* 1993b;25:328-345.
- Strandberg B, Strandberg L, van Bavel B, Bergqvist P-A, Broman D, Falandysz J, Näf C, Papakosta O, Rolff C, Rappe C. Concentrations and spatial variations of cyclodienes and other organochlorines in herring and perch from the Baltic Sea. *Sci Total Environ* 1998a;215: 68-93.
- Strandberg B et al. Concentrations, biomagnifications and spatial variation of organochlorine compounds in a pelagic food web in the northern part of the Baltic Sea. *Sci Total Environ* 1998b; 217:143-55.
- Strandberg B et al. Organochlorine compounds in the Gulf of Bothnia: sediment and benthic species. *Chemosphere* 2000; 40: 1205-11.
- Strandberg B. et al. Concentrations and biomagnifications of 17 chlordanes compounds and other organochlorines in Harbour Porpoise (*Phocoena Phocoena*) and herring from southern Baltic Sea. *Chemosphere* 1998;37:2513-2523.
- Svensson B-G et al. Exposure to dioxins and benzofurans through the consumption of fish. *N Engl J Med* 1991;324:8-12.
- Södergren A. Large scale distribution of persistent organic material in the Baltic Sea. *Ann Chim* 1995;85:329-335.
- Söderström G, Marklund S. PBCDD and PBCDF from incineration of waste-containing brominated flame retardants. *Environ Sci Technol* 2002;36:1959-1964.
- Tam I. Diet as a source of human exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD). *Roczn Pzh* 1999;50:241-251.
- TNO. The European Atmospheric emission inventory of heavy metals and persistent organic pollutants for 1990. Umweltbundesamt, Berlin, 1997.
- UNEP. Dioxin and furan inventories. National and regional emissions of PCDD/PCDF. UNEP Chemicals, Geneva, 1999.

- UNEP Standardized Toolkit for Identification and Quantification of Dioxin and Furan Releases. Geneva: UNEP Chemicals, Draft, January 2001.
- Valters K et al. Polychlorinated biphenyls and some pesticides in perch (*Perca fluviatilis*) from inland waters of Latvia. *Chemosphere* 1999;38:2053-2064.
- Vartiainen T et al. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran concentrations in lake sediments and fish after a ground water pollution with chlorophenols. *Chemosphere* 1995;30:1439-1451.
- Vartiainen T et al. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran concentrations in human fat samples in a village after pollution of drinking water with chlorophenols. *Chemosphere* 1995;30:1429-1438.
- Vartiainen T, Hallikainen A. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran levels in cow milk samples, egg samples and meat in Finland. *Fresenius J Anal Chem* 1994;348:150-153.
- Verta M et al. Ecotoxicological and health effect caused by PCP's, PCDE's, PCDD's and PCDF's in river Kymijoki sediments. South-eastern Finland. *Organohalogen Compounds* 1999;43:239-243..
- Verta M et al. Ecotoxicological and health effect caused by PCP's, PCDE's, PCDD's and PCDF's in river Kymijoki sediments. South-eastern Finland. Poster, SETAC'2002.
- Vuorinen P et al. Comparisons and temporal trends of organochlorines and heavy metals in fish from the Gulf of Bothnia. *Mar Pollut Bull* 1998;36:236-240.
- Vuorinen PJ et al. The M74 syndrome of Baltic salmon (*Salmo salar*) and organochlorine concentrations in the muscle of female salmon. *Chemosphere* 1997;34:1151-1166.
- WHO. Executive Summary. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the Tolerable Daily Intake (TDI). WHO Consultation, May 25-29, 1998, Geneva, Switzerland. (findes på WHO's hjemmeside: [www.who.org](http://www.who.org).)
- Wiesmüller T, Schlatterer B. PCDDs/PCDFs and coplanar PCBs in eels (*Anguilla Anguilla*) from different areas of the river Havel and Oder in the state of Brandenburg (Germany). *Chemosphere* 1999;38:325-334.
- Wit CA de, Strandell M. Levels, sources and trends of dioxins and dioxin-like substances in the Swedish environment. - the Swedish dioxin survey Vol. 1. Swedish EPA, 1999.
- Witt G et al. Occurrence and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments of the western Baltic Sea. *Chemosphere* 1997;35:1465-73.
- Wulff F et al. A mass-balance model of chlorinated organic matter for the Baltic Sea – a challenge for ecotoxicology. *Ambio* 1993; 22: 27-31.

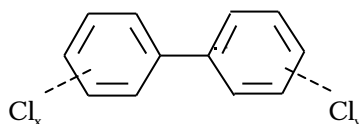


# Appendix om Polychlorerede biphenyler (PCB)

PCB er et akronym for **p**olychlorerede **b**iphenyler, der består af to sammenbundne, seksleddede benzenringe (biphenyl) med op til 10 chloratomer i stedet for hydrogenatomer.

## Kemisk struktur, egenskaber og bestanddele

PCB har følgende generelle strukturformel, hvor x og y er antallet af chloratomer i de to ringe, der kan være et tal fra 0 til 5:



Det betyder at der teoretisk kan være 209 forskellige enten isomere (forskellig placering af samme antal chloratomer) eller homologe (forskelligt antal chloratomer) chlorbiphenyler, der tilsammen kaldes PCB-congenere (familiemedlemmer, bestanddele, komponenter) (Kimbrough og Jensen 1989).

Disse PCB congenere har alle hver sit nummer defineret af den globale kemiorganisation IUPAC, og de har forskellige fysisk-kemiske (og toksikologiske) egenskaber. For nogle congenere, der ikke har chloratomer i *ortho*-position, ligger de to benzenringe i samme plan (co-planare PCB), mens *ortho*-substitution betyder at benzenringene er ude af plan.

Teknisk kan PCB fremstilles ved chlorering af biphenyl. Afhængig af procesbetingelser bliver resultatet PCB-blandinger med forskelligt chlor-indhold. Disse er blevet markedsført under forskellige handelsnavne (Aroclor, Clophen etc.) suppleret med en talbetegnelse til beskrivelse af chlor-indholdet.

Der forekommer typisk 50-70 forskellige PCB-congenere i de enkelte tekniske produkter. I naturen vil PCB forekomme i blandinger af op til 120 forskellige congenere med en halv snes som dominerer i koncentration.

## Forekomst og anvendelse

PCB er elektrisk isolerende og kan ikke brænde. Derfor blev PCB tidligt brugt i stedet for mineralolie i større elektromagnetiske apparater, så som transformere og kondensatorer. Disse PCB-holdige transformer- og kondensatorolier kunne også indeholde chlorbenzener og blev forhandlet under utallige forskellige handelsnavne, som fx Askarel, Cloresil, Delorene, Prodelec, Pyralene, Pyranol, Santosol, Sovol, og Therminol (IPCS 1993). PCB blev også tidligere brugt til elektromagnetisk udstyr i skibe, lokomotiver og andre køretøjer.

Senere er det blevet klart, at selvom en PCB transformator vanskeligt kan brænde, så kan der ske overophedning og eksplosion i en transformer. En brand i en bygning med PCB-holdigt apparatur medfører desuden, at PCB og chlorbenzener slipper ud, delvist omdannet til dioxiner. En sådan brand og kontaminering kan betyde, at en bygning ikke kan bruges i mange år.

Mindre kendte, men tidligere meget udbredte anvendelser af PCB eller PCT er til plast, maling (indtil 1972), skibsmaling, trykfarver, selvkopierende papir (indtil 1970), mikroskopolie, kit, tætnings- og fugematerialer, beton og puds og i lim til termoruder (indtil 1976). I den avancerede metalindustri (fx fremstilling af turbineblade) har PCB og PCT været brugt til støbevoks. Det er anslået, at der i alt i Danmark i perioden 1950-83 er forbrugt 600-1200 tons PCB i elektriske og elektroniske apparater.

Produktion af PCB ophørte i USA allerede i 1972, men det blev fortsat produceret indtil for få år siden i Frankrig og Rusland. Brugen af PCB blev i midten af 1970'erne underkastet kraftige restriktioner i OECD-landene, og nye og gamle apparater med PCB er forbudt at anvende, men ikke nødvendigvis i alle andre lande i verden. Det første danske PCB forbud kom i 1976 på baggrund af et EF direktiv (Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 18 af 15. januar 1976 om begrænsninger i indførslen og anvendelsen af PCB og PCT). Den seneste bekendtgørelse om PCB er Miljø- og Energiministeriets bekendtgørelse nr. 925 fra 13. december 1998 om PCB, PCT og erstatningsstoffer herfor. Denne er udsendt på grundlag af et EU direktiv fra 1996. Bekendtgørelsen forbyder salg og import af PCB samt apparater, der indeholder PCB (grænsen for PCB er 50 ppm). PCB-transformatorer, der vejer mere end 1 kg må ikke anvendes. De mindre må anvendes indtil udløbet af deres levetid.

Blandinger af polychlorerede dibenzofuraner (PCDF) forekommer som forurening i PCB-holdig transformerolie, og mest i brugt olie, idet det kan dannes ved opvarmning af PCB eller chlorbenzener til 200-300°C.

### Skadevirkninger

Den akutte giftvirkning af kommercielle PCB præparater er lav, men nogle af enkeltkomponenterne er meget giftige, både akut og kronisk (Ahlborg et al. 1992). Udsættelse for små PCB koncentrationer over længere tid indebærer en alvorlig sundhedsrisiko, bl.a. fordi nedbrydningen og udskillelsen er meget langsom, så der sker en opkoncentrering af PCB i kroppen og dermed en langvarig og med alderen stigende eksponering. Kraftig enkeltstående udsættelse for PCB blandinger kan give alvorlig hudsygdom (chloracne), mens langtidsudsættelse kan give skadevirkninger som fx kræft, fosterskader eller nedsat funktion af immun-system. De enkelte PCB congenere kan i laboratorieforsøg have forskellige typer af skadevirkninger, evt. modsat rettede, fx kan de have forskellige typer af hormonvirkning, nogle er østrogene, andre er antiøstrogene.

Blandt PCB congenere er de co-planare non-*ortho* og mono-*ortho* særligt interessante, fordi de har dioxin-lignende giftighed og har fået toksicitetsækvivalensfaktorer (TEF) i relation til TCDD. Da disse congenere, fx. i fødevarer, forekommer i koncentrationer på flere størrelsesordener mere end dioxiner, har de stor betydning for befolkningens samlede dioxinbelastning. PCB forekommer ligesom dioxin især som forurening i fede, animalske fødevarer og i fiskeprodukter. Mht. fisk er PCB en relativt større kilde end for dioxin.



Årsagen er formentligt, at PCB er mere vandopløseligt, mere forekommende og bliver mere opkoncentreret i akvatiske økosystemer.

### Toksiske dioxinækvivalentfaktorer for PCB

De mest sundhedsfarlige PCB congenere er de såkaldte co-planare, non-*ortho*-PCB (PCB-77, PCB-126 og PCB-169) eller mono-*ortho*-PCB (PCB-105, PCB-114, PCB-118, PCB-123, PCB-156, PCB-157, PCB-167 og PCB-189), som har tilsvarende virkning som dioxiner og har fået tildelt dioxinækvivalentfaktorer (TEF).

I Tabel A er anført numre, navne og nogle akutte toksicitetsdata for nogle PCB congenere og TEF værdier for co-planare PCB:

Tabel A.: Udvalgte PCB congenere og toksikologiske data.

CAS nr.	IUPAC nr.	Navn	WHO-TEF værdi
32598-13-3	77	3,3',4,4'-Tetrachlorbiphenyl (non- <i>ortho</i> )	0,0001
32598-14-4	105	2,3,3',4,4'-Pentachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0001
74472-37-0	114	2,3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0005
31508-00-6	118	2,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0001
65510-44-3	123	2',3,4,4',5-Pentachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0001
57465-28-8	126	3,3',4,4',5-Pentachlorbiphenyl (non- <i>ortho</i> )	0,1
38380-08-4	156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0005
69782-90-7	157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0005
52663-72-6	167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,00001
32774-16-6	169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorbiphenyl (non- <i>ortho</i> )	0,01
39635-31-9	189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorbiphenyl (mono- <i>ortho</i> )	0,0001

Den samlede WHO-TEQ kan beregnes efter følgende formel:

$$TEQ = \sum_i (PCDD_i \cdot TEF_i) + \sum_i (PCDF_i \cdot TEF_i) + \sum_i (PCB_i \cdot TEF_i)$$

### PCB i Østersøen

Det totale indhold af PCB i Østersøens biomasse er blevet anslået til 2-3 tons, hvoraf 1 ton forekommer i fisk. Af dette fjernes 0,3-0,6 tons PCB hvert år ved fiskeri, men der tilføres antageligt samtidig 6 tons PCB årligt med atmosfærisk nedfald (Kihlström og Berglund, 1978). Disse tal for nedfaldet er fra begyndelsen af 1970'erne, hvor nedfaldet blev vurderet til 1400 ng/m<sup>2</sup>/måned. Nedfaldet og tilførslen er mindre nu (se senere).

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for udvalgte PCB congenere i Østersøens vand estimeret til 1450-240.000 timer (1½-30 år) (Sinkkonen og Paasivirta 2000).

I løbet af tre togter i 1988-91 blev der af et tysk forskerhold taget vandprøver i store dele af Østersøen (Schulz-Bull et al. 1995). Disse blev analyseret for PCB (34 congenere) i vandfasen. Koncentrationerne i Østersøen henholdsvis i november 1988, i november 1989 og i april/maj 1991 var 26-78, 14-74, og 3-146 pg/L. Den højeste koncentration på 146 pg/L blev målt i den Finske Bugt i 1991. I suspension var koncentrationerne 4-26 pg/L i 1989, og i den centrale del af Østersøen. De mest forekomne congenere i vandfasen var PCB 99, 110, 138 og 153. I suspenderet stof var PCB mønstret anderledes idet rækkefølgen var PCB153, 138, 110 og 101.

Bruhn et al. (2000) målte i 1998 otte PCB congenere (PCB-28, PCB-31, PCB-101, PCB-118, PCB-138, PCB-149, PCB-153 og PCB-180) i 12

vandprøver opsamlet i 5-10 meters dybde seks steder i Østersøen i området ved og vest for Bornholm (Arkonahavet). Heraf var kun PCB-118 dioxinlignende. Denne congener havde en gennemsnitskoncentration på 1 pg/L i vandfasen og 0,5 pg/L i det suspenderede stof. Den totale PCB koncentration varierede mellem 0,1 og 4,5 pg/L i vandfasen og 0,2-7,1 pg/L i partikelfasen. De tre laveste congenere dominerede i vandfasen og PCB-138 i det suspenderede stof. Der blev også taget 12 luftprøver, der viste  $\Sigma$ PCB på 0,3-13 pg/m<sup>3</sup>. Den dominerende congener var PCB-28. Gennemsnitskoncentrationen af PCB-118 var 2 pg/m<sup>3</sup>.

I en fortsat undersøgelse blev yderlige prøver taget i 1999 ved 10 steder og rapporteret af Bruhn & McLachlan (2002). Den regionale variation indenfor dette område af Østersøen var  $\pm 40\%$  men da reproducerbarheden på et resultat var 10-40% blev variationen vurderet som ubetydelig. Der blev dog konstateret en årstidsvariation med lave koncentrationer i vandfasen i forsommeren, efter algevæksten starter op. Om vinteren anses koncentrationerne for mest stabile og dermed bedst for monitorering.

Generelt er koncentrationen af PCB i Østersøens vand 2-3 gange højere end i Nordatlanten.

#### PCB i plankton

Strandberg et al. (1998b) bestemte 0,3 og 0,16 mg PCB/kg fedt i dyreplankton fra henholdsvis den Botniske Bugt og det Botniske Hav.

Falandysz et al. (1998) undersøgte koncentrationen af coplanare PCB (PCB-77, 126, 269, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189) i en prøve af blandet plante- og dyreplankton i Gdansk Bugten ved den polske kyst. Koncentrationen var 0,2 mg PCB/kg fedt eller 0,0016 ng WHO-TEQ/kg fedt

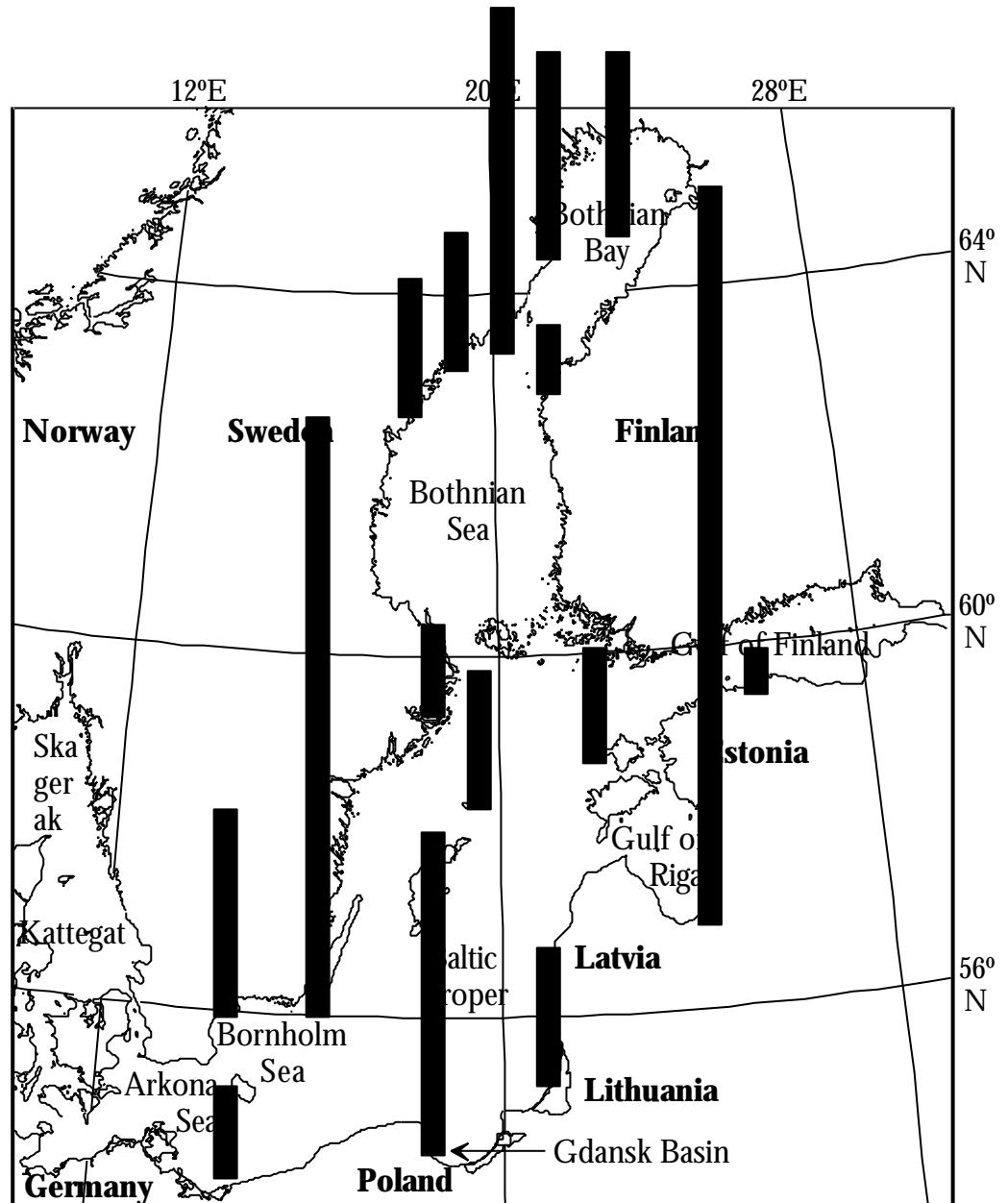
#### PCB i luft

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for udvalgte PCB congenere i luften over Østersøen estimeret til for 72-12.000 timer (Sinkkonen og Paasivirta 2000).

Agrell et al. (1999, 2001) har i årene 1991-1992 langtidsmålt PCB koncentrationer i luften ved 16 målestationer lokaliseret ved kyster nær floders udløb og øer rundt om i Østersøen (Sverige, Finland, Baltikum, Polen og Tyskland). I alt 51 congenere blev bestemt, herunder de dioxinlignende PCB-105 og PCB-118. For de 15 baggrundsstationer og 299 prøver var  $\Sigma$ PCB 32-80 pg/m<sup>3</sup> med en median på 57 pg/m<sup>3</sup>. Medianer for PCB-118 var 0,9-2,8 pg/m<sup>3</sup>. Højeste koncentrationer fandtes om sommeren og i den sydlige del. På den 16. station, en bystation ved Riga i Letland, var mediankoncentrationen af total PCB så høj som 454 pg/m<sup>3</sup> og for PCB-118 specifikt 34 pg/m<sup>3</sup>. De angiver, at Axelman i 1992 i en anden undersøgelse analyserede 7 PCB congenere i luftprøver fra 10 lokaliteter og fandt PCB koncentrationer på 5-40 pg/m<sup>3</sup>. Det færre antal congenere analyseret kan forklare forskellen.

Agrell et al. (2001, 2002) målte desuden den våde (med regn) og tørre atmosfæriske deposition af PCB på de pågældende målestationer. Depositionen var 0,5-5 ng/L med en mediankoncentrationen for alle målestationer på 2,28 ng/L. Mediankoncentrationen var højest ved Riga (10,7 ng/L) og ved Öland (8,3 ng/L). Den tørre deposition varierede mellem 1,2 og

5,6 ng PCB/m<sup>2</sup>/dag bortset fra nær Riga, hvor værdien var 17,9 ng/m<sup>2</sup>/dag. Det betyder en årlig tør deposition på 1 µg/m<sup>2</sup>/år eller i alt 390 kg PCB. Ifølge en "steady-state" model andrager våd og tør deposition 47% af det årlige PCB tilførsel til Østersøen, direkte udledninger 21%, tilførsel via floder 18% og fra Nordsøen 14%. I figur A illustrerer søjlerne de store forskelle i PCB deposition rundt om Østersøen.



Figur A: PCB (0,8-11 ng/L) i våd deposition forskellige steder i Østersøen (Agrell et al. 2002).

Tidligere har Larsson og Okla (1989) i årene 1984-85 målt PCB i luften ved fem lokaliteter ved Østersøkysten og fundet en median koncentration på 62 pg/m<sup>3</sup>. På alle 14 målestationer i Sverige målte de 0-825 pg PCB/m<sup>3</sup> i 1972/73 og 20-4.490 pg PCB/m<sup>3</sup> i 1984/85. Depositionen af PCB over Sverige i 1984/85 var i gennemsnit 13,4 µg/m<sup>2</sup>/måned. Dette var ikke signifikant mindre end i 1972/73, men fordelingen var ændret, således at nedfaldet var forøget i det vestlige (Göteborg området) og det centrale Sverige og blevet mindre i syd

og nord. Congener sammensætningen lignede Clophen A60. Depositionen var størst ved Østersøkysten. I luft dominerer de lavere PCB (PCB-52, 95, 101) mens de lidt tungere (PCB-138, 153 og 180) dominerer i nedfaldet.

Den luftbårne deposition af PCB i Finland var i 1993-96 2-20  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{måned}$ . 6 congenere blev målt PCB-153 og PCB-138 dominerede (Korhonen et al. 1998).

Falandysz et al. (1998) målte PCB koncentrationen i 11 prøver af luften over Østersøbyen Gdansk i Polen i årene 1991 til 1992. PCB koncentrationerne lå mellem 120 og 1.100  $\text{pg}/\text{m}^3$  med en median på 270 og en middelværdi på 360  $\text{pg}/\text{m}^3$ . Koncentrationerne var højest om sommeren. Der var ikke tale om en congener-specifik analyse.

I Tyskland er koncentrationen af PCB i luften i byer mellem 1000 og 2000  $\text{ng}/\text{m}^3$ , mens den på landet er 100-300  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Koncentrationen af de dioxinlignende PCB-77 er 0,4-4,8  $\text{pg}/\text{m}^3$ , og koncentrationen af PCB-126 er 10 gange lavere og af PCB-169 100 gange lavere (Hiester et al 1997)

### PCB i sedimenter

I forbindelse med EU-projektet POPCYCLING-BALTIC blev halveringstiden for udvalgte PCB congenere i Østersøens sedimenter estimeret til 26.000-333.000 timer ( $3\frac{1}{2}$ -45 år) (Sinkkonen og Paasivirta 2000).

Det er specielt fra sedimenters friske overflader, og når sedimenterne forstyrres at frigøringen sker. Per Larsson fra Lunds Universitet lavede allerede for næsten 20 år siden nogle modelundersøgelser, som viste, at der for PCB skete en ikke ubetydelig udveksling/kredsløb mellem sediment, vand og luft (Larsson 1985). I løbet af 15 måneder blev mellem 0,5 og 0,7% af det tilsatte PCB afgivet til vandfasen, til luften afgav vandfasen dagligt omkring 50  $\text{ng PCB}/\text{m}^2$ , mens nedfaldet fra luft til vand kun var omkring 20  $\text{ng PCB}/\text{m}^2$ .

#### *Danmark*

En ny undersøgelse (Pedersen et al. 2002) rapporterer co-planar PCB (PCB-77, 126 og 169) niveauer i overfladesedimenter på 0,77, 0,61 og 0,85  $\text{ng WHO-TEQ}/\text{kg}$  tørstof henholdsvis fra Øresund, Kattegat og Mecklenburg Bugt i Østersøen. Bidraget fra PCB er derfor minimalt <5%.

#### *Sverige*

En sedimentkerneprøve fra Landsorts Dybet i den svenske del af Østersøen mellem Gotland og Stockholm indeholdt i de øverste 4 cm 2.600-10.900  $\text{ng } \Sigma\text{PCB}/\text{kg}$  tørvægt. I 20-28 cm nede var koncentrationen faldet til 200-300  $\text{ng } \Sigma\text{PCB}/\text{kg}$  tørvægt (Wit et al. 1990). Der blev analyseret for PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

Nylund et al. (1992) bestemte PCB (PCB101, 138, 153 og 180) i en sedimentborekerne fra Bornholmer Dybet øst for Bornholm. Koncentrationerne faldt fra 13.000 til 4.700  $\text{ng } \Sigma\text{PCB}/\text{kg}$  tørstof i 0-7 cm dybde svarende til årene 1987-1953.

Kjeller og Rappe (1995) undersøgte PCB ( $\Sigma\text{PCB}$ -28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) i en 28 cm dyb sedimentprofil fra den centrale del af Østersøen mellem Gotland og hovedlandet. De øverste 10 cm dækkede fra 1950 til 1988,

de øverste 4 cm fra 1974-1981 og de øverste 2 cm fra 1982-1988. Før 1962 var der kun omkring 500 ng PCB/kg tørstof. I de to øverste lag var PCB koncentrationerne henholdsvis 2.630 og 10.890 ng PCB/kg tørstof.

Prøver af overfladesedimenter og sedimentlevende organismer fra 4 områder nær kysten i det Botniske Hav og to områder nær kysten i den Botniske Bugt blev undersøgt af van Bavel et al. (1995). Indholdet i sedimenter var 1,55-8,46 mg PCB/kg ekstraherbart organisk materiale, og i organismerne 0,37-2,40 mg PCB/kg fedt.

En overfladesedimentprøve fra henholdsvis kysten af det Botniske Hav og den Botniske bugt indeholdt både omkring 9.000 ng  $\Sigma$ PCB /kg tørvægt (sum af 68 congenere). I små krebsdyr og andre sediment levende organismer var PCB koncentrationen 100-250 gange højere (Strandberg et al. 2000).

Bandh et al. (2000) undersøgte 15 PCB congenere (PCB-52, 49, 44, 95, 101, 110, 149, **118**, 153, **105**, 138, 180, 170, 199 og 196) i 6 sedimenter fra forskellige steder af Østersøen. Niveauerne af  $\Sigma$ PCB var mellem 800 og 5.000 ng PCB/kg tørvægt og ligefrem proportional med sedimentets indhold af organisk kulstof. De dominerende congenere (omkring 50%) var PCB-138, 153 og 180. Indholdet af de to mono-*ortho* PCB-118 og PCB-105 var 10-15%.

#### *Finland*

For PCB toppede niveauerne i borekerner i den Finske Bugt først i 1968 (57.300 ng PCB/kg tørvægt; 2,25 ng WHO-TEQ/kg tørvægt). Indholdet nu af PCB var i overfladesedimentet 0,2-2,1 ng WHO-TEQ/kg tørvægt (1.850-39.200 ng PCB/kg tørvægt). De hyppigst forekommende PCB congenere var PCB 153, PCB-138, PCB-180 og PCB-118. PCB var mere ensartet geografisk fordelt end dioxin og det blev antaget at kilden først og fremmest var atmosfærisk nedfald fordi sedimentniveauerne ikke var højere end i ødebeliggende finsk søer. I årene 1960-97 blev der tilført 2.020 kg PCB (0,14 kg WHO-TEQ) til sedimenterne i Den Finske Bugt (Isosaari et al. 2002).

Koistinen et al. (1997) bestemte coplanare PCB (PCB77, 126 og 169) i overfladesedimenter fra den Finske Bugt midt mellem Finland og Estland og fra Østersøen mellem Gotland og Letland. Niveauerne var henholdsvis 1,2 og 2,8 ng PCB-TEQ/kg tørstof.

#### *Polen*

I den mindre forurenede Vistula lagune indeholdt overfladesediment 100-990 ng PCB/kg tørstof målt som Clophen A60. Det var sandbund med kun 5-8% organisk stof (Sapota 1997). Samme forfatter har tidligere på polsk rapporteret koncentration på 100-9.500 ng PCB/kg tørstof fra Gdansk Bugten.

Falandysz et al. (2001) målte 1200 ng PCB/kg tørvægt i en sedimentprøve fra Gdansk Dybet (97 m), mens sediment fra Vistula floden indeholdt 5.600 ng PCB/kg tørvægt og spildevandsslam 100 gange mere. Der var ikke tale om congener-specifik analyse. Ved udløbet af Oder floden var total-PCB så høj som 85.100 ng PCB/kg tørvægt. Højere op ad floden og i andre floder var koncentrationerne mellem 4.000 og 65.800 ng PCB/kg tørvægt (Kanan et al. 2002).

Konat og Kowalewska (2001) undersøgte PCB (PCB28, 52, 101, 118, 153, 138 og 180) i sedimenter fra Polen. Koncentrationerne i Szczecin lagunen (i Oder deltaet) var 1.000-58.000 ng PCB/kg tørstof, i Pommernbugten 1.000-55.000 ng PCB/kg tørstof, i Gdansk Bugten 1.500-35.000 ng PCB/kg tørstof, 2.100-150.000 ng PCB/kg tørstof i Gdansk Dybet og 40.000-75.000 ng PCB/kg tørstof i Dybet øst for Bornholm. De mest forekommende congenere i Szczecin Lagunen var PCB28 og PCB52. Koncentrationerne af PCB steg efter oversvømmelsen i juli-august 1997 og congenermønstret ændrede sig i retning af mere højtchlorerede.

#### *Tyskland*

Overfladesedimenter taget i 1993 fra den vestlige Østersø blev undersøgt af Dannenberger (1996). Der var mest forurening i de mudrede områder og forureningen var korreleret med kulstofindholdet. Ved sandbund var koncentrationerne under detektionsgrænsen. I sedimenter fra Lybeck Bugten, Arkonahavet og Pommernbugten var PCB (23 congenere) koncentrationerne henholdsvis 2.629-11.364, 363-8.704 og <10-154 ng/kg tørstof. Koncentrationer i Nordsøen er typisk 10 gange lavere end i den vestlige Østersø.

I 1996 blev undersøgt PCB (17 congenere) indhold i et halvt hundrede ål og sedimentprøver fra ferskvandsområder i Berlin. Den gennemsnitlige total-PCB koncentration i sedimenter var 140.000 ng PCB/kg tørvægt eller 20 ng WHO-TEQ/kg tørvægt (Müller et al. 1999). Der kunne konstateres en signifikant korrelation mellem PCB i sediment og i ål, samt et tilsvarende congener-mønster.

#### **PCB i sild**

##### *Danmark*

Fødevaredirektoratets Overvågningssystem 1993-1997 ([www.vfd.dk](http://www.vfd.dk)) giver et gennemsnitsindhold i sild fra Østersøen på 0,045 mg PCB/kg friskvægt. Det var 2½ gang så meget som i tilsvarende sild fra Nordsøen. Niveauerne er meget lavere end i de seneste undersøgelser fra Sverige og Finland.

##### *Sverige*

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt sild taget i 1966-68 i den centrale del af Østersøen gennemsnitligt 6,8 mg PCB/kg fedt (range: 0,5-23) eller 4,4 mg PCB/kg friskvægt (range 2,1-6,8). I den Botniske Bugt var niveauerne gennemsnitligt 1,5 mg PCB/kg fedt (range: 0,03-2,0) eller 4,4 mg PCB/kg friskvægt (range: 0,7-12) og i Stockholms skærgård var niveauerne gennemsnitligt 5,1 mg PCB/kg fedt (range: 3,3-8,5) eller 2,6 mg PCB/kg friskvægt (range: 2,2-2,8). Det højeste koncentration var i en sild fanget i Øresund med 23 mg PCB/kg fedt (Jensen et al. 1969).

I den store undersøgelse af Jensen et al. (1972) af sild fanget i 1969-71 fra 12 svenske områder af Østersøen var gennemsnitskoncentrationerne i kødet mellem 4,2 og 41 mg PCB/kg fedt eller 0,15 og 3,3 mg PCB/kg friskvægt.

Sild fanget i Østersøen i juni 1970 havde i en anden svensk undersøgelse et indhold på 24 mg PCB/kg fedt, mens indholdet i efteråret 1979 var 2,5 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988). I juni 1979 var indholdet i sild fra den Botniske Bugt også 24 mg PCB/kg fedt, så det kan være tidspunktet på året, der kan være forklaringen på de høje niveauer. I Kattegat var niveauet i juli 1979 3,3 mg PCB/kg fedt.

Den tidsmæssige ændring 1978-1984 i indholdet af PCB i sild fra Østersøen blev undersøgt af Olsson og Reutergårdh (1986). Ved Ängskärsklubb i det Botniske Hav var koncentrationerne i forårssild mellem 2,7 og 12 mg PCB/kg friskvægt og i efterårssild mellem 2,0 og 4,7 mg PCB/kg friskvægt. Ud for Karlskrona i den sydlige Østersø var koncentrationerne henholdsvis 5,4-11 mg PCB/kg friskvægt og 1,2-3,2 mg PCB/kg friskvægt.

Asplund et al. (1990) undersøgte 3 coplanare PCB (77, 126 og 169) i muskel pool fra sild fanget i Østersøen. Forårssild havde meget lav fedtindhold (3,4%), mens efterårssildene indeholdt 10-11% fedt. Koncentrationerne var 0,3-0,4 mg PCB/kg friskvægt eller 5-10 ng N-TEQ/kg friskvægt. Omregnet til fedtkoncentration havde forårssildene 2-3 gange højere kontaminering. Der var en signifikant korrelation mellem total-PCB og co-planar PCB. Koncentrationen af coplanare PCB er ligeledes højere i 6 år gamle sild end i 4 år gamle sild. TEQ-bidraget fra PCB er dobbelt så stort som bidraget fra dioxin.

Indholdet af PCB i sild fanget 1991-92 fra den Botniske Bugt, det Botniske Hav og Gdansk Bugten blev undersøgt af Strandberg et al. (1998a). Niveauerne var henholdsvis 0,69, 1,56 og 1,33 mg/kg fedt.

Bignert et al. (1998) undersøgte tidsserier bl.a. for PCB i sild (muskel/kød pool fra ca. 20 fisk) på 6 forskellige lokaliteter i Østersøen. For 3-4-årige sild fra enden af den Botniske Bugt (Harufjärden) ændrede PCB koncentrationen sig i årene 1978 til 1995 fra 2,8 og til 0,5 mg PCB/kg fedt. I den sydlige del af det Botniske Hav (Ängskärsklubb nær Gävle) var trenden i samme periode for 3-5-årige sild fra 3,4 til 1,0 mg PCB/kg fedt. For de 2-4-årige sild fra samme område var trenden fra 7,6 til 1,7 mg PCB/kg fedt i den lidt længere periode fra 1972-1995. I den centrale del af Østersøen (Landsort) ændrede PCB koncentrationen sig i 3-5-årige sild fra 2,8 til 1,5 mg PCB/kg fedt i årene 1978-1995, mens koncentrationen i den sydlige Østersø (Utlången) tæt på Karlskrona nordøst for Bornholm i årene 1980-1995 ændrede sig meget lidt fra 2,2 til 1,1 mg PCB/kg fedt i 3-4-årige sild. For 2-3-årige sild fra samme område i den længere periode fra 1972 til 1995 var ændringen fra 16 til 2,4 mg PCB/kg fedt. Generelt set var koncentrationsfaldet mindst 3% per år, men noget af faldet kan skyldes ændringer i analysemetoder undervejs fra brug af pakkede kolonner til brug af glaskapillarkolonner og fra blandingsstandarder til congener-specifik analyse.

Atuma et al. (1996, 1998) undersøgte 3 non-ortho-substituerede coplanare PCB (PCB77, 126 og 169) og PCB-153 i svenske fisk (homogenater af flere fisk) fanget i 1989-1993. Koncentrationer i sild fra den centrale Østersø var 108-203 ng PCB/kg friskvægt og 3,6-8,8 ng TEQ/kg friskvægt, og i den Botniske Bugt var indholdet 117-140 ng PCB/kg friskvægt og 4,6-6,0 ng TEQ/kg friskvægt og dermed ikke væsentligt forskelligt. Sild fra vestkysten af Sverige havde imidlertid en kontaminering der var omkring halv så stor (1,7 ng TEQ/kg friskvægt). Det angives at total-PCB i sild fra Østersøen er omtrent 10 gange koncentrationen af PCB-153.

#### *Finland*

Paasivirta og Linko (1980) undersøgte udvikling 1973-1978 af PCB (Clophen A60, 7 toppe) i 3 år gamle sild (4% fedt) fra skærgården ved Åbo samt i Huovari i den østlige del af den Finske Bugt nær Rusland. Ved Åbo var gennemsnitskoncentrationen i 1973, 1974, 1975 og 1978 henholdsvis 0,60,

0,45, 0,50 og 0,24 mg PCB/kg friskvægt, mens koncentrationen i Huovari var 0,51, 0,34, 0,25 og 0,14 mg PCB/kg friskvægt.

Sild fanget i 1981 i den Finske Bugt indeholdt 0,016-0,058 mg PCB/kg friskvægt. Fedtindholdet var 2-4% (Perttilä et al. 1982). Tallene virker for lave i forhold til andre undersøgelser.

I sild fanget i Åbo skærgården i 1978 og 1982 var PCB-indholdet henholdsvis 12-19 mg og 3-7 mg PCB/kg fedt (Moilanen et al. 1982).

Vuorinen et al. (1998) undersøgte bl.a. PCB i forskellige fisk fanget i 1989-92 i den finske del af den Botniske Bugt og Hav. Sild fra Ålandsøerne, det Botniske hav og Bugt indeholdt henholdsvis 0,487, 0,37 og 0,52 mg PCB/kg fedt. Fra 1985 til 1992 var der et fald i PCB-niveauerne på 40% og fra 1979 på >80%.

Sild fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af PCB på 0,3 mg/kg fedt.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut (Finnish Environment Institute) har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af sild fanget i første halvår af 2002. I den sydlige Østersø, den Finske Bugt og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 0,9-1,9, 1,0-3,8 og 1,2-6,3 ng WHO-PCB-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var af samme størrelsesorden som dioxinbidraget (se ovf.).

#### *Baltikum*

I nogle tidlige undersøgelser af PCB i estiske sild fanget i 1976-77 var PCB koncentrationen fra 0,10 til 2,13 mg PCB/kg friskvægt i muskeltvæv. De højeste koncentrationer fandtes i fisk fanget ud for den litauiske kyst og i Finske Bugt. I sild fanget i 1986 var koncentrationerne mellem 0,18-4,53 mg PCB/kg friskvægt (Roots og Aps 1993). I en enkelt prøve af fisk fanget i 1991 blev der analyseret congener-specifikt. Total-PCB (29 congenere) var 0,27 mg PCB/kg fedt, heraf var koncentrationerne af PCB-118 og PCB-153 begge 0,035 mg PCB/kg fedt (13%).

Ott (1995) rapporterede om PCB indhold i 11-14 cm lange sild fanget i Riga Bugten i Estland i april 1992. Der blev bestemt otte PCB-congenere (PCB-49, 52, 101, 105, 118, 138, 153 og 180). Gennemsnitskoncentrationen for 19 prøver var 0,57 mg PCB/kg fedt med et interval på 0,18-1,16 mg PCB/kg fedt.

I 2-3-årige sild (hunner) fanget i 1994-1996 var koncentrationerne af summen af 7 congenere (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) 0,11-0,34 mg PCB/kg fedt. Laveste koncentration var i fisk fanget ved Tallinn og de højeste koncentrationer var ved byen Kunda i den østlige del af Finske Bugt (Ott & Simm 2001). I Kunda var PCB-101 ekstremt betydende (33%), hvad der tydede på en lokal kilde.

#### *Polen*

Allerede i begyndelsen af 1980'erne blev polsk fangede sild analyseret for bl.a. PCB. Gennemsnits PCB koncentrationen i muskel for sild fanget i 1981 var 0,27-0,96 mg PCB/kg friskvægt og 2,7-16 mg PCB/kg fedt (Falandysz 1984).



Falandysz et al. (1998) undersøgte koncentrationen af coplanare PCB (PCB-77, 126, 269, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189) i 3 prøver fra sild fanget i 1991-93 i Gdansk Bugten og Gdansk Dybet ved den polske kyst. Koncentrationen var 0,12 mg PCB/kg (friskvægt), 1,3 mg PCB/kg fedt eller 16 ng WHO-TEQ/kg fedt. PCB profilen var ret identisk mellem sild og plankton, men forskellig fra marsvin, hvor andelen af de lavtchlorerede PCB'er var formindsket og de højtchlorerede PCB'er ( $\geq 6$  chloratomer) var forøget. I en senere undersøgelse (Falandysz et al. 2000) er alle de coplanare PCB analyseret, og indholdet i en sild fra Gdynia var 0,48 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 5,3 ng WHO-TEQ/kg fedt. Total-PCB koncentrationerne i disse sild var 5x lavere end koncentrationer i foderfisk, der har resulteret i reproduktionsproblemer i mink.

I en ny oversigtsartikel redegør Falandysz et al. (2002) for analyser af total-PCB og coplanare PCB i *homogenater af hele fisk* fanget i Gdansk Bugten i 1992. Indholdet i sild var 0,12 mg PCB/kg friskvægt, 6 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 67 ng WHO-TEQ/kg fedt.

### PCB i Laks

#### *Sverige*

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt laks taget i 1968 i den centrale del af Østersøen gennemsnitligt 2,9 mg PCB/kg fedt (range: 1,1-8,2) eller 11 mg PCB/kg friskvægt (range 1,2-20) (Jensen et al. 1969).

I den store undersøgelse af Jensen et al. (1972) af laks fanget i 6 svenske områder af Østersøen var gennemsnitskoncentrationerne i kødet mellem 6,8 og 19 mg PCB/kg fedt eller 0,8 og 1,9 mg PCB/kg friskvægt.

Laks fanget i Østersøen i september 1971 havde i en anden svensk undersøgelse et indhold på 8,4 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988).

Larsson et al. (1996) bestemte PCB i muskelvæv fra laks taget i 1993 ved udmundingen af elven Mörrum ved Karlshamn i den sydlige del af Østersøen. Niveauerne var imellem 0,11 og 1,21 mg PCB/kg friskvægt. Der var en positiv sammenhæng mellem friskvægt PCB koncentrationer og fiskens fedtindhold samt mellem PCB koncentrationen i fedt og fiskens længde.

Atuma et al. (1996, 1998) undersøgte tre non-*ortho*-substituerede coplanare PCB (PCB77, 126 og 169) og PCB-153 i svenske fisk (homogenater af flere fisk) fanget i 1989-1993. I laks fra den centrale Østersø var indholdet 12,4 ng TEQ/kg friskvægt. I havørreder fra den Botniske Bugt var koncentrationerne 173-220 ng PCB/kg friskvægt og 7,8-9,0 ng TEQ/kg friskvægt.

#### *Finland*

I et forsøg på at opklare årsagen til M74 sygdommen i Østersø-laks undersøgte Vuorinen et al. (1997) bl.a. PCB og dioxiner i muskelvæv fra hunlaks fanget i den nordvestlige del af den Botniske Bugt. I perioden 1988-1992 faldt total-PCB koncentrationen fra 6,0 til 2,5 mg PCB/kg friskvægt. For specifikt PCB-52, 118, 138, 153 og 180 var der dog intet fald. Summen af PCB-77, 126 og 169 ændrede sig fra 24 - 25  $\mu\text{g}/\text{kg}$  fedt eller 400-600 ng TEQ/kg fedt. Det var PCB126, som blev mest øget. Total TEQ, hvor de tre non-*ortho* PCB var indregnet, viste også en stigning med næsten en fordobling fra 1988 til 1992 400 ng TEQ/kg fedt til ca. 800 ng TEQ/kg fedt).

Vuorinen et al. (1998) undersøgte bl.a. PCB i forskellige fisk fanget i 1989-92 i den finske del af den Botniske Bugt og Hav. Havørred fra Ålandsøerne, det Botniske hav, "Northern Quark" og den Botniske Bugt indeholdt henholdsvis 1,52, 1,39, 2,49 og 1,36 mg PCB/kg fedt.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde laks ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af PCB på 1 mg/kg fedt.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultatet af en undersøgelse af en samleprøve af laks fanget i første halvår af 2002 i den sydlige Østersø. Der blev bestemt 3,71 ng WHO-PCB-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var en anelse større end dioxin-bidraget.

### PCB i ål

Ål fanget langs den svenske Østersøkyst i 1969-71 havde PCB indhold på 0,9-17 mg/kg fedt med et gennemsnit på omkring 3,5 mg/kg fedt (Jensen et al. 1977).

Atuma et al. (1998) undersøgte tre non-ortho-substituerede coplanare PCB (PCB-77, 126 og 169) i svenske fisk (homogenater af flere fisk) fanget i 1989-1993. Koncentrationer i ål fra Østersøen var 128 ng non-ortho PCB/kg friskvægt og 8,0 ng TEQ/kg friskvægt.

I 1996 blev undersøgt PCB (17 congenere) indhold i et halvt hundrede ål og sedimentprøver fra vandområder i Berlin. Den gennemsnitlige total-PCB koncentration i ål var 1,05 mg PCB/kg friskvægt eller 94 ng WHO-TEQ/kg friskvægt (Müller et al. 1999). Der kunne konstateres en signifikant korrelation mellem PCB i sediment og i ål samt et tilsvarende congenermønster.

Ål fanget i floderne Havel og Oder i Østtyskland blev analyseret for co-planar PCB (PCB77, 126 og 169). Ålene indeholdt gennemsnitligt 47,7 ng WHO-TEQ/kg fedt eller omkring 85% af det totale TEQ-bidrag (Wiesmüller og Schlatterer 1999). I forhold til PCB er dioxin bidraget derfor ubetydeligt.

Falandysz et al. (2000) analyserede alle de coplanare PCB i muskeltvæv fra forskellige fisk, og indholdet i ål fra Orłowa var 2,8 ng WHO-TEQ/kg fedt.

### PCB i torsk

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt torsk fanget i 1967 i den centrale del af Østersøen gennemsnitligt 11 mg PCB/kg fedt (range: 3,2-20) eller 0,32 mg PCB/kg friskvægt (range 0,23-0,44). I den Botniske Bugt var niveauerne gennemsnitligt 7,3 mg PCB/kg fedt (range: 1,8-16) eller 0,30 mg PCB/kg friskvægt (range: 0,19-0,34) (Jensen et al. 1969).

I den store undersøgelse af Jensen et al. (1972) af torsk fanget i 1968-71 fra 12 svenske områder og 1 polsk område af Østersøen var gennemsnitskoncentrationerne i kødet mellem 1,9 og 35 mg PCB/kg fedt eller 0,01 og 0,39 mg PCB/kg friskvægt.

Norén og Rosén (1976) undersøgte indhold af PCB i lever fra svenske fisk fanget i 1973-74. Indholdet i torskelever fra Østersøen var mellem 2 og 7 mg PCB/kg friskvægt.

Asplund et al. (1990) undersøgte 3 coplanare PCB (77, 126 og 169) i muskel og lever fra torsk fanget i Østersøen. Koncentrationerne var henholdsvis 0,04 og 3,2 mg PCB/kg friskvægt eller 0,4 og 44 ng N-TEQ/kg friskvægt eller 210-281 ng N-TEQ/kg fedt. Fedtindholdet var henholdsvis 1 og 70%. Der var en signifikant korrelation mellem total-PCB og co-planar PCB. TEQ-bidraget fra PCB er fire gange så stort som bidraget fra dioxin.

Indhold af total PCB i polsk torskeleverolie var 6,7-17 mg/kg i årene 1971-1989 (Kannan et al. 1992; Falandysz et al. 1994). Non-, mono- og di-*ortho*-PCB androg 900-2340 ng PCB-TEQ/kg.

Bignert et al. (1998) undersøgte PCB i torskelever fra et område sydøst for Gotland. I perioden 1980-1995 faldt PCB-indholdet fra 6,5 til 1,3 mg PCB/kg fedt. Startkoncentrationen og faldet fra 9,9-1,3 mg PCB/kg fedt var endnu større i Kattegat (Fladen) tæt på Göteborg. Også Norén og Rosén (1976) fandt højere PCB niveauer (op til 53 mg/kg friskvægt) i torskelever udfor industribyerne Göteborg og Uddevalla.

Falandysz et al. (2000) analyserede alle de coplanare PCB i muskelvæv fra forskellige fisk, og indholdet i torsk fra Gdynia var PCB-koncentrationen 20 ng WHO-TEQ/kg fedt.

I en ny oversigtsartikel redegør Falandysz et al. (2002) for analyser af total-PCB og coplanare PCB i *homogenater af hele fisk* fanget i Gdansk Bugten i 1992. Det er tilsyneladende stort set de samme fisk, som er diskuteret ovenfor. Indholdet i torsk 0,046 mg PCB/kg friskvægt, 7 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 190 ng WHO-TEQ/kg fedt.

Fødevedirektoratets Overvågningssystem 1993-1997 ([www.vfd.dk](http://www.vfd.dk)) giver et gennemsnitsindhold i torskelever fra Østersøen på 0,66 mg PCB/kg eller 0,2 mg PCB-153/kg. Det er over den danske vejledende grænse for fiskeolie på 0,4 mg  $\Sigma$ PCB/kg og 0,1 mg PCB-153/kg, og det er næsten dobbelt så meget som i tilsvarende torskelever fra Nordsøen, der kan overholde grænseværdien. I slutningen af 1980'erne var koncentrationen 5-10 gange højere.

### PCB i aborre

Indholdet af PCB i aborre fanget 1991-92 fra den Botniske Bugt, det Botniske Hav og Gdansk Bugten blev undersøgt af Strandberg et al. (1998a). Niveauerne var henholdsvis 1,17, 3,24 og 2,93 mg/kg fedt – eller dobbelt så høje PCB niveauer som i sild.

Falandysz et al. (2000) analyserede coplanare PCB i muskelvæv fra forskellige fisk, og PCB-koncentrationen i aborre fra Gdynia og Gdansk var henholdsvis 189 ng og 65 ng WHO-TEQ/kg fedt.

PCB er undersøgte i muskelvæv fra aborrer fanget i 1996-1997 ved udløbet af Oder floden. Total-PCB koncentrationen (PCB-28, 52, 101, 151, 118, 153, 138 og 180) varierede mellem 0,37 og 1,5 mg PCB/kg fedt (Gucia et al. 2002; Falandysz et al. 2002).

I en ny oversigtsartikel redegør Falandysz et al. (2002) for analyser af total-PCB og coplanare PCB i *homogenater af hele fisk* fanget i Gdansk Bugten i 1992. Indholdet i aborre 0,27 mg PCB/kg friskvægt, 20 ng WHO-TEQ/kg og 350 ng WHO-TEQ/kg fedt.

Olsson et al. (1999) bestemte PCB i aborre fanget i 1994-95 ved tre kystområder i Letland. Koncentrationerne af total PCB var 0,73-1,4 mg/kg fedt.

Valters et al. (1999) undersøgte i 1995-1997 bl.a. PCB i aborrer fra lettiske søer og floder. Total-PCB koncentrationerne varierede mellem 0,087 og 7,3 mg PCB/kg fedt. De højeste koncentrationer var i aborrer fanget nær hovedstaden Riga. Koncentrationen af PCB-153 og PCB-138 androg begge ca. 10%.

#### PCB i skrubber

I den store undersøgelse af Jensen et al. (1972) af skrubber fanget i 6 svenske områder af Østersøen var gennemsnitskoncentrationerne i kødet mellem 3,7 og 53 mg PCB/kg fedt eller 0,07 og 0,61 mg PCB/kg friskvægt.

Falandysz et al. (2000) analyserede alle de coplanare PCB i muskelvæv fra forskellige fisk, og PCB-indholdet i skrubber fra Gdynia og Gdansk var henholdsvis 132 ng og 65 ng WHO-TEQ/kg fedt. I en tidligere publikation (Falandysz et al. 1998a) blev fisk fanget i 1992 ligeledes i Gdansk Bugten undersøgt. Skrubber havde indhold på 10-140 ng WHO-TEQ/kg fedt eller 0,5-68 ng WHO-TEQ/kg friskvægt.

I en ny oversigtsartikel redegør Falandysz et al. (2002) for analyser af total-PCB og coplanare PCB i *homogener af hele fisk* fanget i Gdansk Bugten i 1992. Det er tilsyneladende stort set de samme fisk, som er diskuteret ovenfor. Indholdet i skrubber 0,23 mg PCB/kg friskvægt, 17 ng WHO-TEQ/kg og 380 ng WHO-TEQ/kg fedt.

#### PCB i helt

Atuma et al. (1998) undersøgte 3 non-ortho-substituerede coplanare PCB (PCB77, 126 og 169) i svenske fisk (homogener af flere fisk) fanget i 1989-1993. Koncentrationen i helt (friskvægt) fra Østersøen var 51-128 ng  $\Sigma$ PCB/kg og 2,3-4,2 ng TEQ/kg og i den Botniske Bugt var indholdet 68 ng  $\Sigma$ PCB/kg og 2,1 ng TEQ/kg.

Vuorinen et al. (1998) undersøgte bl.a. PCB i forskellige fisk fanget i 1989-92 i den finske del af den Botniske Bugt og Hav. Helt fra det Botniske Hav, "Northern Quark" og den Botniske Bugt indeholdt henholdsvis 1,14, 1,40 og 0,56 mg PCB/kg fedt.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde helt ifølge Koistinen et al. (2002) et indhold af PCB på 0,8 mg/kg fedt.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af helt fanget i første halvår af 2002. I den sydlige Østersø var niveauet 4,90 ng WHO-PCB-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var dermed en anelse større end dioxinbidraget.

#### PCB i gedde

Gedder fanget langs den svenske Østersøkyst i 1969-71 havde PCB indhold på 6,7-32 mg/kg fedt med et gennemsnit på omkring 14 mg/kg fedt (Jensen et al. 1977).

Gedder fanget i Østersøen i 1980-82 havde i en anden svensk undersøgelse et indhold på 2-3,5 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988).

I gedder fanget i Åbo skærgården i 1971-1982 var PCB-indholdet 20-73 mg PCB/kg fedt og 7-43 mg PCB/kg i leveren (Moilanen et al. 1982).

Vuorinen et al. (1998) undersøgte bl.a. PCB i forskellige fisk fanget i 1989-92 i den finske del af den Botniske Bugt og Hav. Gedder fra Ålandsøerne, det Botniske Hav, "Northern Quark" og den Botniske Bugt indeholdt henholdsvis 0,95, 1,50, 2,04 og 1,33 mg PCB/kg fedt.

PCB i gedder fra den Botniske Bugt og den Finske Bugt faldt i perioden 1971-1997 henholdsvis fra 0,35 til 0,05 og fra 0,8 til 0,1 mg/kg friskvægt. (Kauppila og Bäck 2001).

### PCB i knude

Knuder fanget i 2 svenske områder af Østersøen og undersøgt Jensen et al. (1972) havde gennemsnitskoncentrationer i kødet på mellem 5,8 og 7,5 mg PCB/kg fedt eller 0,14 og 0,17 mg PCB/kg friskvægt.

Norén og Rosén (1976) fandt 1-8 mg PCB/kg friskvægt i lever fra knuder fanget 1972-74 i den Botniske Bugt, og fra 1-20 mg PCB/kg friskvægt i knudelever fra den centrale Østersø.

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af knude fanget i første halvår af 2002. I den Finske Bugt og den Botniske Bugt var niveauerne henholdsvis 0,26 og 0,07-0,13 ng WHO-PCB-TEQ/kg friskvægt. TEQ-bidraget fra PCB var af samme størrelsesorden eller mindre end dioxinbidraget.

### PCB i brislinger

Brislinger fanget i 4 svenske områder af Østersøen og undersøgt Jensen et al. (1972) havde gennemsnitskoncentrationer i kødet på mellem 3,7 og 21 mg PCB/kg fedt eller 0,16 og 1,2 mg PCB/kg friskvægt.

I brislinger fanget i den estiske del af den centrale Østersø i 1986 var koncentrationerne mellem 0,25-0,81 mg PCB/kg friskvægt (Roots og Aps 1993). I en enkelt prøve af brisling fanget i 1991 blev der analyseret kongener-specifikt. Total-PCB (29 congenere) var 0,24 mg PCB/kg fedt, heraf var koncentrationerne af PCB-118 og PCB-153 var henholdsvis 0,032 mg PCB/kg fedt og 0,026 mg PCB/kg fedt (10-13%).

Timo Assmuth fra det Finske Miljøinstitut har i september 2002 meddelt resultater af undersøgelser af samleprøver af Brisling fanget i første halvår af 2002. I den Botniske Bugt var niveauet af co-planar PCB 6,47 ng WHO-PCB-TEQ/kg friskvægt.

### PCB i andre fisk

#### *Sverige*

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt rødspætte taget i 1967 i den centrale del af Østersøen gennemsnitligt 2,7 mg PCB/kg fedt (range: 1,7-4,8) eller 0,65 mg PCB/kg friskvægt (range 0,58-0,71). I den Botniske Bugt var

niveauerne gennemsnitligt 5 mg PCB/kg fedt (range: 0,4-14) eller 0,021 mg PCB/kg friskvægt (Jensen et al. 1969).

Rødspætter fanget i 3 svenske områder af Østersøen og undersøgt Jensen et al. (1972) havde gennemsnitskoncentrationer i kødet på mellem 2,9 og 10,2 mg PCB/kg fedt eller 0,03 og 0,08 mg PCB/kg friskvægt. En enkelt heltling indeholdt 8,6 mg PCB/kg fedt eller 0,15 mg PCB/kg friskvægt.

#### *Finland*

Vuorinen et al. (1998) undersøgte bl.a. PCB i forskellige fisk fanget i 1989-92 i den finske del af den Botniske Bugt og Hav. Heltling fra "Northern Quark" og den Botniske Bugt indeholdt henholdsvis 0,26 og 0,31 mg PCB/kg fedt.

I fisk fanget i den Botniske Bugt i 2001 havde ålekvabben ifølge Koistinen et al. (2002) det højeste indhold af PCB (5 mg/kg fedt) fulgt af smelten (2 mg/kg fedt). Hundestejler havde et indhold på 0,5 mg/kg fedt.

#### *Polen*

Falandysz et al. (2000) analyserede alle de coplanare PCB i muskelvæv fra forskellige fisk, og indholdet i ålekvabbe, lampret og sandart fra Gdynia var PCB-koncentrationerne henholdsvis 24, 45 og 2,6 ng WHO-TEQ/kg fedt, og i lampret fra Gdansk var PCB-koncentrationen 16 ng WHO-TEQ/kg fedt.

I en ny oversigtsartikel redegør Falandysz et al. (2002) for analyser af total-PCB og coplanare PCB i *homogener af hele fisk* fanget i Gdansk Bugten i 1992. Det er tilsyneladende stort set de samme fisk, som er diskuteret ovenfor. Indholdet i kutling var 0,33 mg PCB/kg friskvægt, 51 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 1.100 ng WHO-TEQ/kg fedt. Indholdet i tobis og tobiskonge var 0,06-0,1 mg PCB/kg friskvægt, 57-97 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 200-230 ng WHO-TEQ/kg fedt. I lampret 0,17 mg PCB/kg friskvægt, 22 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 230 ng WHO-TEQ/kg fedt. I sandart 0,5 mg PCB/kg friskvægt, 28 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 640 ng WHO-TEQ/kg fedt. I ålekvabbe 0,35 mg PCB/kg friskvægt, 36 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 1.200 ng WHO-TEQ/kg fedt.

Falandysz et al. (1998b) undersøgte dioxinlignende PCB i hundestejler fra Gdansk Bugten. Koncentrationerne varierede mellem 1,5-2,2 ng WHO-TEQ/kg frisk vægt og 54-87 ng WHO-TEQ/kg fedt.

#### **PCB i muslinger**

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt muslinger taget i den centrale Østersø 1966-68 gennemsnitligt 4,3 mg PCB/kg fedt (range: 1,9-8,6) eller 0,03 mg/kg friskvægt. I Stockholms skærgård var niveauerne gennemsnitligt 5,2 mg PCB/kg fedt (range: 3,4-7) eller 0,037 mg PCB/kg friskvægt (Jensen et al. 1969).

PCB i den baltiske musling fra den Botniske Bugt (1988-1994) og den Finske Bugt (1988-1997) var henholdsvis 0,25-0,4 og 0,15-0,7 mg/kg friskvægt. Der var med tiden et faldende indhold i den Finske Bugt, men ikke i den Botniske Bugt. Koncentrationer i muslinger fra Østersøen er 2-3 størrelsesordener højere end i muslinger i det arktiske område (Kauppila og Bäck 2001)

Dioxinlignende PCB er blevet undersøgt i blåmuslinger i Polen. Ved havnebyen Gdynia var koncentrationerne 7,5 ng WHO-TEQ/kg fedt i

blåmusling. En blåmusling fra Orłowa havde et mindre PCB-indhold på 3 ng WHO-TEQ/kg fedt (Falandysz et al. 2000).

#### PCB i krabber

Dioxinlignende PCB er blevet undersøgt i krabber i Polen. Ved havnebyen Gdynia var koncentrationen 148 ng WHO-TEQ/kg fedt i en krabbe (Falandysz et al. 2000).

#### PCB i sæler

##### *Danmark*

Storr-Hansen og Spliid (1993a) undersøgte PCB (21 congenere) i danske spættede sæler fundet døde under en virus epidemi i 1988. PCB indholdet i spæk fra sæler fra Kattegat var 5,9-14 mg PCB/kg friskvægt. Det var mindre end Vadehavet, men mere end i Limfjorden. Den mest forekomne var PCB-153, der androg omkring en tredjedel, fulgt af PCB-138. Summen af non-ortho PCB (PCB37, 81, 77, 126 og 169) var 199-329 ng/kg friskvægt. Omregnet til ækvivalenter (tidligt forslag af Stephen Safe) for non- og mono-ortho PCB var resultatet for Kattegat  $470 \pm 133$  ng TEQ/kg friskvægt. For PCB77, 126 og 169 alene var koncentrationen under en tiendedel. Der var forskel i PCB congener mønstret i de tre områder (Storr-Hansen og Spliid 1993b).

##### *Sverige*

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt spæk fra gråsæler taget i 1968 i den centrale del af Østersøen gennemsnitligt 30 mg PCB/kg fedt eller 15 mg PCB/kg friskvægt. I den Botniske Bugt var niveauerne gennemsnitligt 13 mg PCB/kg fedt eller 54 mg PCB/kg friskvægt og i Stockholms skærgård var niveauerne gennemsnitligt 30 mg PCB/kg fedt eller 27 mg PCB/kg friskvægt (Jensen et al. 1969).

For 25 år siden blev det opdaget at ringsæler (hunner) i Østersøen, specielt i den Botniske bugt havde patologiske ændringer af livmoderen med tillukning, og det blev sandsynliggjort at der kunne være en sammenhæng med dyrenes indhold af forureninger (Helle et al. 1976ab). Kun 27% af de voksne hunsæler var gravide mod normalt 80-90% og signifikante højere niveauer af DDT og PCB blev fundet i de dyr, der havde reproduktionsproblemer, i den Botniske Bugt for PCB henholdsvis 77 og 39 mg PCB/kg fedt.

Gennemsnitskoncentrationen af PCB i ringsæler i den Botniske Bugt var 69 mg/kg fedt mod 110 mg/kg fedt i det Botniske Hav. Gråsæler indeholdt 100 mg/kg fedt i det Botniske Hav og 140 mg/kg fedt i den centrale del af Østersøen. Dengang kendte man ikke til dioxinindholdet, som er særligt højt i Ringsæler, og formentlig kunne være en medvirkende årsag til reproduktionsproblemer.

Ringsæler fra Den Botniske Bugt havde i 1981 havde i en anden svensk undersøgelse et indhold på 75 mg PCB/kg fedt, mens unge gråsæler i 1976-1978 fra Østersøen havde et indhold på 38 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988).

Luckas et al. (1990) bestemte PCB (Aroclor A60) og andre miljøgifte i spæk fra spættede sæl er fundet i forskellige havområder, bl.a. i Østersøen nær Falsterbo. Gennemsnitsindholdet i de 9 sæler var 85 mg PCB/kg spæk eller samme niveau som i Nordsøen, men 20-40 gange mere end ved Island og Svalbard samt tusind gange mere end ved Antarktis (Sydpolen).

Blomkvist et al. (1992) undersøgte spæk fra 107 sæler for bl.a. PCB. Det gennemsnitslige PCB-indhold i samleprøver fra ung spættet sæl, ung ringsæl og ung gråsæl fra Østersøen var henholdsvis 36, 17 og 77 mg PCB/kg fedt. Unge spættet sæl fra Østersøen havde dobbelt så høje PCB-koncentrationer som i Kattegat/Skagerrak, mens indholdet i unge gråsæl fra Østersøen var næste tyve gange højere end i gråsæl fra Skotland. Unge sæler fra under 1988-epidemien havde samme kontaminering. Unge ringsæler har ikke højere kontaminering end andre sælarter som er tilfældet for voksne. Voksne ringsæler og gråsæler (hanner) indeholdt gennemsnitligt henholdsvis 210 (120-770) og 103 (78-180) mg PCB/kg fedt. En stor del af forskellene blev forklaret med forskelle i alder og fedtprocent. Voksne gråsæler (hunner) fra Østersøen blev inddelt i 3 grupper med hensyn til frugtbarhed og fødeindtagelse.

A) Normal fødeindtagelse og med ikke-tillukket livmoder,

B) Normal fødeindtagelse og med tillukket livmoder

C) Sultende og med tillukket livmoder

Årsagen var at høje PCB (og DDT) koncentrationer er fundet i sæler med tillukket livmoder og at sult påvirker PCB koncentrationer i sæl spæk. Gennemsnitskoncentrationerne for henholdsvis A, B og C gruppen var 230, 600 og 2100 mg PCB/kg ekstraherbart fedt.

Roos et al. (1998) studerede udviklingen i PCB koncentrationen i unge gråsæler fra forskellige områder af Østersøen (enden af den Botniske Bugt, omkring Gotland og syd for Öland). De tidlige data er også diskuteret ovenfor. I alt er spækprøver fra 177 dyr blevet undersøgt. Fra 1989 og til 1997 faldt i PCB-koncentrationen årligt 4%. Det var mindre end i fisk.

#### *Finland*

Koistinen et al. (1997) undersøgte i forbindelse med en sygdomsepidemi blandt ringsæler i den Finske Bugt i efteråret 1991 bl. a. PCB-indholdet i ring- og gråsæler. I ringsæler var (PCB<sub>28</sub>, 52, 101, 105, 118, 128, 138, 153, 156 and 180) koncentrationen i spæk mellem 5,7 og 21 mg PCB/kg fedt og i gråsæler 14-94 mg PCB/kg fedt. For non-*ortho*- og mono-*ortho*-PCB lå koncentrationerne mellem 78 og 500 ng PCB-TEQ/kg fedt.

Nyman et al. (2002) undersøgte leverprøver fra ringsæler og gråsæler fanget 1996-98 i den Botniske bugt. PCB koncentrationerne (sum af 35 congenere) i lever fra ringsæler var næsten ti gange højere (10-101 mg PCB/kg fedt) end i gråsæler (3,3-14 mg PCB/kg fedt). Hanner havde højere gennemsnitskoncentrationer, og syge ufrugtbare hunningsæler (39 mg PCB/kg fedt) havde dobbelt så høje koncentrationer som sunde (20 mg PCB/kg fedt).

#### *Estland*

Ott (1995) rapporterede om PCB indhold i spæk fra en 26 kg tung ringsæl fanget i 1991 i Riga Bugten i Estland. Koncentrationen var 14,3 mg PCB/kg fedt for de 7 PCB-congenere (PCB<sub>49</sub>, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) og 19 mg PCB/kg fedt for totalt 18 congenere. Koncentrationen af den dioxinlignende PCB-118 var 1,35 mg PCB/kg fedt.

### **PCB i marsvin**

#### *Danmark*

Granby og Kinze (1991) undersøgte PCB (PCB-28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) i spækprøver fra marsvin fanget som bifangst i danske farvande. ΣPCB var mellem 1,5 og 48,4 mg/kg friskvægt. PCB 138 og 153 androg mere



end 60% af PCB indholdet. Den højeste værdi var fra et dyr fra Lillebælt og et marsvin fra Øresund havde den femte højeste koncentration på 22 mg/kg friskvægt. Den laveste kontaminering var i et dyr fra Isefjorden. Der var ikke undersøgelser af marsvin fra Østersøen.

#### *Polen*

Falandysz et al. (1994) analyserede PCB i spæk, lever og muskel i 3 hunmarsvin fanget i 1989-1990 ved Puck Bugten nord for Gdansk.  $\Sigma$ PCB koncentrationen i spæk var 29-42 mg PCB/kg friskvægt, i lever 1,2 mg PCB/kg friskvægt og i muskel 1,9 mg PCB/kg friskvægt. Koncentrationen af de dioxinlignende PCB var 1,1-2,0 ng WHO-TEQ/kg friskvægt af spæk, 0,11 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i leveren og 0,17 ng WHO-TEQ/kg friskvægt i muskel. PCB-118 bidrog mest (57-67%), dernæst PCB-153 (9,5-14%), PCB-105 (7,6-11,5%) og PCB-138 (7,2-11%).

Falandysz et al. (1998) undersøgte koncentrationen af coplanare PCB (PCB-77, 126, 269, 105, 114, 118, 123, 156, 157, 167 og 189) i 4 spækprøver fra marsvin fanget i 1991-93 ved den polske kyst. Gennemsnitskoncentrationen var 8,7 mg PCB/kg (friskvægt), 10,3 mg PCB/kg fedt eller 0,25 ng WHO-TEQ/kg fedt (ikke alle coplanare er med). PCB mønstret i marsvin er meget forskellig fra mønstret i sild, idet de lavtchlorerede PCB'er er mindsket og det højtchlorerede øget. Dominerende er PCB-153, PCB-138 og PCB-180. Det forekommer at marsvinet er i stand til at nedbryde de mest farlige PCB congenere, der er non-*ortho* substituerede. I en senere undersøgelse (Falandysz et al. 2000, 2002) er alle de coplanare PCB analyseret, og indholdet i marsvin var forøget til 69 ng WHO-TEQ/kg friskvægt og 79 ng WHO-TEQ/kg fedt.

#### *Tyskland*

Bruhn et al. (1999) undersøgte bl.a. PCB i 19 marsvin fra Østersøen (fra 1994-95 og syd for de danske øer), 13 fra Nordsøen og 8 fra Grønland. Koncentrationen af PCB (49+ congenere) i spæk fra marsvin var mere end 10 gange højere i Nordsøen og Østersøen end i grønlandske farvande. For Østersøen var medianen 14,91 mg PCB/kg fedt og intervallet 5,61-38,55 mg PCB/kg fedt. PCB mønstret er forskelligt. I Østersøen og i Nordsøen dominerer PCB-153 og 138 kraftigt, mens de lavtchlorerede PCB har relativ større betydning i de arktiske marsvin. Koncentrationen af PCB-153 alene var 2,93 mg PCB/kg fedt. Mediankoncentrationen af de dioxinlignende PCB'er var 90 ng WHO-TEQ/kg fedt eller af 70 gange større betydning end dioxin (se ovenfor). Alene PCB-118 bidrog med 60% af TEQ.

#### *Sverige*

Berggren et al. (1999) undersøgte bl.a. PCB i marsvin fanget 7 steder i Østersøen (syd for Skåne, syd for Blekinge, nord og syd for Öland). I unger fanget 1985-1993 var gennemsnitskoncentrationen af PCB (sum af PCB52, 101, 118, 138, 153 og 180) i spækket  $16 \pm 8,0$  mg PCB/kg fedt med en range på 2,9-32 mg PCB/kg fedt. I voksne dyr fanget 1988-1989 var gennemsnitskoncentrationen næsten tre gange så høj:  $46 \pm 29$  mg PCB/kg fedt med en range på 14-78 mg PCB/kg fedt. Summen af non-*ortho* PCB (PCB77, 126 og 169) var naturligvis flere størrelsesordner lavere, idet de tilsvarende koncentrationer var  $864 \pm 714$  ng PCB/kg fedt med en range på 138-2.642 ng PCB/kg fedt og  $996 \pm 224$  ng PCB/kg fedt med en range på 789-1.209 ng PCB/kg fedt eller henholdsvis 123 og 198 ng PCB-TEQ/kg fedt. (Omregnet til WHO-TEQ bliver det henholdsvis 23,3 og 30,7 ng WHO-TEQ/kg fedt, og inklusive PCB-118 bliver det 833 og 841 ng WHO-TEQ/kg fedt). I forhold til

disse tal betyder dioxinbidraget på henholdsvis 4,1 og 9,6 ng I-TEQ/kg fedt. diskuteret ovenfor næsten intet. Gennemsnitskoncentrationen af PCB i voksne dyr er nær de 50 mg/kg fedt, der anses for et niveau, som kan skade hvaler og bl.a. påvirke immunsystemet, så de er mere følsomme for infektioner. Koncentrationer af PCB i Kattegat/Skagerrak og den norske vestkyst er generelt lavere. Gennemsnitskoncentrationen i spæk fra marsvin fra vestkysten af Sverige af co-planar PCB (PCB77, 126 og 169) var 240 ng/kg friskvægt (5 ng PCB-TEQ/kg) og 260 ng/kg fedt. Den mest dominerende congener (80%) var PCB77, men PCB126 talte mest mht. TEQ (Ishaq et al. 2000).

### PCB i måger

Blandt de undersøgte måger er sølvmåge (*Larus argentarius*, Herring gull), stormmåge (*Larus canus*, Common Gull), hættemåge (*Larus ridibundus*, black-headed Gull), dværgmåge (*Larus minutus*, Little Gull) og sildemåge (*Larus fuscus fuscus*, lesser black-backed gull).

Eggers et al. (1977) undersøgte indholdet af PCB i æg fra sølvmåger samlet i 1974 i nogle naturreservater på den østtyske Østersøkyst. Koncentrationerne lå mellem 7,8-40,9 mg PCB/kg friskvægt (?) med et gennemsnit på 21 mg PCB/kg friskvægt (?). Der blev anvendt en tyndtlagschromatografisk metode, som muligvis ikke er helt sammenlignelig med senere gaschromatografiske metoder.

Æg fra sølvmåger samlet i 1978 i skærgården nær Åbo i Finland blev undersøgt for PCB (Clophen A60, 5 toppe) af Karlin et al. (1985). Indholdet var 130-260 mg PCB/kg fedt og 12-18 mg PCB/kg friskvægt.

Sildemåge er en sjælden måge, der er truet af udryddelse i den Finske Bugt pga. lav reproduktionsrate. Næsten 70% dør af sygdom i lever og mave der minder om "chick edema disease". Hario et al. (2000) bestemte PCB (23 congenere) i syge sildemågeunger indsamlet i 1991-93 og sammenlignede med PCB indholdet i syge unger af sølvmåger og stormmåger. I sildemågeunger, der var døde indenfor 4 dage, var koncentrationen i lever 20 mg PCB/kg friskvægt. Dem, der døde senere, indeholdt kun 4 mg PCB/kg friskvægt. I stormmågeunger var PCB koncentrationerne i leveren lavere og henholdsvis 5,6 og 0,7 mg PCB/kg friskvægt. I lever fra sølvmågeunger var koncentrationen i de hurtigt døde imidlertid dobbelt så stor (41 mg PCB/kg friskvægt). Forholdet mellem lever og muskelkoncentration var henholdsvis 5/1, 1,7/1 og 2/1, hvad der kan forklare sildemågens større følsomhed.

### PCB i lomvier

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt æg fra lomvier taget 1968 i Stockholms skærgård gennemsnitligt 250 mg PCB/kg fedt (range: 140-360) eller 16 mg PCB/kg friskvægt (range: 7,9-21) (Jensen et al. 1969).

Lomvier fra Stora Karlsö i Østersøen fra 1970-1980 havde i en anden svensk undersøgelse et indhold på 100-310 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988).

Bignert et al. (1998) undersøgte æg fra lomvier fra kolonien på Stora Karlsö ved Gotland og fandt i perioden 1969 til 1995 en ændring på fra 384 til 37 mg PCB/kg fedt – eller 9% per år.

Æg fra 3 lomvier indsamlet årene 1985 i den Botniske Bugt blev undersøgt af Koistinen et al. (1995). PCB indholdet var omkring 23 mg PCB/kg fedt eller

0,01 mg PCB-TEQ/kg fedt – altså 5.000 gange mere end bidraget fra dioxiner (se ovf.).

#### PCB i skarv (*Phalacrocorax carbo sinensis*, black cormorant)

Muskelvæv fra skarver fra Kalmar i Østersøen fra 1970-1980 havde i en svensk undersøgelse et indhold på 130 mg PCB/kg fedt (Andersson et al. 1988).

Falandysz et al. (1998) undersøgte indholdet af non-ortho PCB (PCB77, 126, 169) og mono-ortho PCB (PCB105, 114, 118, 123, 156, 157, 167, 189) i muskel og lever fra skarver fra Gdansk Bugten. Total co-planar PCB koncentration i lever og bryst var henholdsvis 34.000 og 49.000 ng PCB/kg fedt eller 8,2 og 8,0 ng WHO-TEQ/kg fedt eller 0,02 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. Congener mønstret var nærmest identisk i skarven og i de fisk den lever af.

Falandysz et al. (2000, 2002) analyserede PCB, inklusive alle coplanare PCB, i 3 skarver fra den sydlige del af Østersøen.  $\Sigma$ PCB koncentrationerne lå mellem 0,75-5,2 mg PCB/kg friskvægt (gennemsnit 2,3 mg PCB/kg friskvægt) og 19-110 mg PCB/kg fedt i brystmuskul og 0,44-4,2 mg PCB/kg friskvægt (gennemsnit 1,9 mg PCB/kg friskvægt) og 13-69 mg PCB/kg fedt i lever. Niveauerne er kun lidt mindre end niveauer, som fra andre undersøgelser vides at påvirke reproduktionen af skarver. For coplanare PCB fandt de i brystmuskul og lever næsten samme høje koncentration på henholdsvis 2.600 og 2.700 ng WHO-TEQ/kg fedt.

#### PCB i ørne

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt havørn fanget i 1965-66 i Stockholms skærgård gennemsnitligt 14.000 mg PCB/kg fedt (range: 8.400-17.000) eller 1,5 mg PCB/kg friskvægt (range: 0,9-2,0) i kødet. Æg indeholdt gennemsnitligt 540 mg PCB/kg fedt (Jensen et al. 1969).

Andersson og medarbejdere (1988) undersøgte PCB i æg fra havørne indsamlet i 1965 i den sydlige del af Sverige og i 1982 i Lapland. Disse æg indeholdt i gennemsnit henholdsvis 775 og 340 mg PCB/kg fedt.

Brystmuskler fra 3 dødfødte havørne indsamlet årene 1988-1991 i det Botniske Hav blev undersøgt i Finland af Koistinen et al. (1995). PCB indholdet var 134, 422, 3920 mg PCB/kg fedt eller 0,034, 0,14 og 1,1 mg PCB-TEQ/kg fedt – altså 10.000 gange mere end bidraget fra dioxiner (se ovf.).

Kannan et al. (2002ab) undersøgte PCB i lever fra 24 dødfødte eller døende østtyske havørne indsamlet i årene 1979-1998 og 4 polske havørne indsamlet i 1996-1999. Koncentrationerne var mellem 0,2 og 90 mg PCB/kg friskvægt. Fedtindhold var 4-10%. De højeste forureningskoncentrationer var i fugle fra Brandenburg (Berlin) fulgt af Østersøkysten. Der var ingen klar udviklingstendens. PCB-126 androg 66% af PCB-TEQ. Andelen af co-planar PCB til total PCB var 0,065%. Det totale indhold af TEQ fra dioxiner og PCB viste et meget stort interval fra 6 til 2880 ng WHO-TEQ/kg friskvægt. PCB bidraget var typisk omkring 80%, dioxin resten.

Andersson og medarbejdere (1988) undersøgte PCB i æg fra fiskeørne indsamlet i 1970 og 1978 i den sydlige del af Sverige. Disse indeholdt i gennemsnit henholdsvis 250 og 200 mg PCB/kg fedt.

Andersson og medarbejdere (1988) undersøgte PCB i æg fra falke (*Falco peregrinus*)indsamlet i 1975 i Lapland og i 1978 det sydlige Sverige. Disse fugleæg indeholdt i gennemsnit henholdsvis 987 og 34 mg PCB/kg fedt.

Andersson og medarbejdere (1988) undersøgte også PCB i æg fra rørhøge (*Circus aeruginosus*, marsh harrier)indsamlet i 1968-70 og 1977 i den sydlige del af Sverige. Disse indeholdt i gennemsnit henholdsvis 530 og 260 mg PCB/kg fedt.

#### PCB i Fiskehejre (*Ardea cinerea*, heron)

I nogle tidlige svenske undersøgelser indeholdt muskel fra en hejre fanget i 1967 i Stockholms skærgård 9.400 mg PCB/kg fedt eller 0,51 mg PCB/kg friskvægt (Jensen et al. 1969).

-- " " --