

Project 404.0800

Toxicologische evaluatie van produktvreemde en van nature voorkomende stoffen in de voedselketen

Projectleider dr H.A. Kuiper

RAPPORT 88.49

December 1988

Schatting van de toxiciteit van enkele polychloordibenzo-p-dioxinen, polychloordibenzofuranen en polychloorbifenylen in Nederlandse paling in relatie tot de overige componenten uit deze groepen verbindingen

drs F.O. Dorgelo

Afdeling: Toxicologie

Medewerker: A.H. Roos

Goedgekeurd door dr H.A. Kuiper

Uitgevoerd ten behoeve van de Stuurgroep Visverontreiniging van de Landbouwadviscommissie milieukritische stoffen

Rijks-Kwaliteitsinstituut voor land- en tuinbouwprodukten (RIKILT)

Bornsesteeg 45, 6708 PD Wageningen

Postbus 230, 6700 AE Wageningen

Telefoon 08370-19110

Telex 75180 RIKIL

Telefax 08370-17717

Copyright 1988, Rijks-Kwaliteitsinstituut voor land- en tuinbouwprodukten.

Overname van de inhoud is toegestaan, mits met duidelijke bronvermelding.

#### VERZENDLIJST

##### INTERN:

directeur  
sectorhoofden  
produktcoördinator dierlijke produkten  
projectleider  
afdeling Toxicologie (5x)  
afdeling Organische contaminanten  
programmabeheer en informatieverzorging  
circulatie  
bibliotheek

##### EXTERN:

Directie Landbouwkundig Onderzoek (2x)  
Directie Voedings- en Kwaliteitsaangelegenheden  
Directie Visserijen  
LAC stuurgroep Visverontreiniging (15x)  
Rijksinstituut voor Visserijonderzoek  
Nederlands Instituut voor Onderzoek van de Zee  
Rijksinstituut voor de Zuivering van Afvalwater  
Landbouwuniversiteit, Vakgroep Toxicologie  
Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne  
Ware(n) Chemicus  
PUDOC (Agralin)

ABSTRACT

Schatting van de toxiciteit van enkele polychloordibenzo-p-dioxinen, polychloordibenzofuranen en polychloorbifenylen in Nederlandse paling in relatie tot de overige componenten uit deze groepen verbindingen.

Estimation of the toxicity of a number of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls in Dutch eel compared with that of other components of these groups of chemicals (in Dutch).

Report 88.49      December 1988

F.O. Dorgelo

State Institute for Quality Control of Agricultural Products (RIKILT)  
PO Box 230, 6700 AE Wageningen, the Netherlands

4 annexes, 24 references

The consumers risk of fish contaminated with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans and polychlorinated biphenyls is a combination of concentration and toxicity of these compounds.

The toxicity of several of these compounds is expressed as the toxic equivalence factor, based on the in vitro induction of aryl hydrocarbon hydroxylase in a rat hepatoma cell assay.

The product of analytical concentration and toxicity gives the toxic potential of each compound.

Based on this approach the greatest toxic potential in Dutch eel is to be expected from the following compounds: 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran, 2,3,4,7,8-pentachlorodibenzofuran, 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl and 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl.

Key words: polychlorinated biphenyl, polychlorinated dibenzo-p-dioxin, polychlorinated dibenzofuran, aryl hydrocarbon hydroxylase, enzyme induction (in vitro), toxic equivalence factor, fish and contamination

( )

( )

INHOUD	<u>blz</u>
ABSTRACT	1
SAMENVATTING	5
1 INLEIDING	7
2 ENZYMINDUCTIE	9
3 METINGEN PCDDs EN PDCFs	11
4 METINGEN PCBs	13
5 VERGELIJKING PCDDs, PDCFs EN PCBs IN PALING	15
6 CONCLUSIES	16
NAWOORD	17
LITERATUUR	18
BIJLAGEN	
A SYSTEMATIC NUMBERING OF PCB COMPOUNDS	
B RESULTATEN MONITORINGPROGRAMMA LAC STUURGROEP VISVERONTREINIGING (PERIODE 1978-1987)	
C VOORGESTELDE TOXICITEITSEQUIVALENTIEFACTOREN DOOR DE WERKGROEP TOXICITEITSEQUIVALENTIEFACTOREN	
D STRUCTUUR VAN PCDD, PDCF EN PCB	

( )

( )

## SAMENVATTING

Gezien de kwalitatieve overeenkomst in toxiciteit tussen polychloordibenzo-p-dioxines (PCDDs), polychloordibenzofuranen (PCDFs) en polychloorbifenylen (PCBs) is gezocht naar een gemeenschappelijke benadering voor deze drie groepen. Als parameter is gekozen voor enzyminductie, welke tussen de individuele vertegenwoordigers van deze groepen grote kwantitatieve verschillen vertoont. Door de enzyminductie van het 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD) als uitgangspunt te nemen, werden voor de diverse congenere (componenten met verschillende chloreringsgraad) uit de drie groepen zogeheten toxiciteitsequivalentiefactoren (TEFs) berekend. Uit de gemeten gehalten van diverse congenere en de TEFs kon de aanwezigheid van een aantal componenten worden uitgedrukt in zogenaamde 2,3,7,8-TCDD-equivalenten, dat is de hoeveelheid 2,3,7,8-TCDD die op basis van enzyminductie overeenkomt met de aanwezigheid van de onderscheiden congener. Hoewel in diverse vissoorten en organen is gemeten, is ook hiervoor omwille van de vergelijkbaarheid gezocht naar een gemeenschappelijke matrix. Zowel van PCDDs en PCDFs als van PCBs zijn gegevens voorhanden van palingvlees, zij het niet afkomstig van dezelfde monsters, en ook niet van dezelfde vangplaatsen.

Op basis van de berekende 2,3,7,8-TCDD-equivalenten leveren de volgende congenere van de PCDDs en PCDFs een relatief grote bijdrage aan het totaal van 2,3,7,8-TCDD-equivalenten:

2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD)

2,3,4,7,8-pentachloordibenzofuran (2,3,4,7,8-PCDF)

2,3,7,8-tetrachloordibenzofuran (2,3,7,8-TCDF).

Voor de PCBs is een andere benadering gevolgd in verband met het ontbreken van meetgegevens en TEFs van enkele congenere. Er is hier aandacht besteed aan 'coplanaire' PCBs, die qua ruimtelijke structuur sterk verwant zijn aan 2,3,7,8-TCDD. Deze coplanaire PCBs zijn binnen de groep van PCBs relatief sterke enzyminductoren. Er zijn wel TEFs bekend, doch gehalten in Nederlandse vis zijn niet gemeten. Op basis van de gewichtsverhoudingen van de coplanaire PCBs in de technische mengsels Aroclor 1254 en 1260 is (met voorbijgaan aan de kinetiek in milieu en vis) het gehalte van deze coplanaire PCBs in paling geschat. In combinatie met de TEFs kunnen voor deze PCBs de 2,3,7,8-TCDD-equivalenten worden berekend.

Hieruit blijkt dat de coplanaire PCBs 77 (3,3',4,4'-tetrachloorbifenyyl) en 126 (3,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl) een vergelijkbare resp. hogere bijdrage aan de potentiële toxiciteit leveren dan PCB 118 (2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl), één van de 7 voor monitoring gekozen PCBs.

De conclusies uit dit rapport zijn:

1. Voor een goede vergelijking tussen PCDDs, PCDFs en PCBs wat betreft aanwezigheid en toxiciteit dienen componenten uit deze groepen in dezelfde vismonsters te worden bepaald.
2. Wat betreft de PCDDs en PCDFs dient vooral gelet te worden op de aanwezigheid van 2,3,4,7,8-PCDF en 2,3,7,8-TCDF naast 2,3,7,8-TCDD.
3. In de groep van PCBs dient vooral gelet te worden op de aanwezigheid van PCBs 77 en 126, coplanaire PCBs. Dit in verband met de specifieke receptorbinding en enzyminducerende werking. Gezien het ontbreken van kinetische gegevens in het milieu, met name met betrekking tot eventuele stapeling, metabolisme en uitscheiding van de componenten dienen deze conclusies als voorlopig te worden beschouwd en is nader onderzoek gewenst.



## 1 INLEIDING

Van den Berg et al (1987) bepaalden de concentraties van vijf polychloordibenzo-p-dioxines (PCDDs) en zes polychloordibenzofuranen (PCDFs) in paling gevangen op een zestal locaties (Markermeer, Havenrak, De Poel, Bozemeer, Broekerwaard en Gouwzee). De gemeten gehalten varieerden van "niet aantoonbaar" tot enkele ng/kg.

Eveneens in 1987 verschenen de resultaten van de afdeling Milieuchemie (Universiteit van Amsterdam) van onderzoek naar PCDDs- en PCDFs-gehalten in lever van baars, brasem, snoek en snoekbaars in 1984 gevangen in het Noordzeekanaal, Nieuwe Merwede, Hollandse IJssel en Nieuwe Waterweg. De gehalten PCDFs in de meest verontreinigde vislevers bereikten waarden van enkele tientallen µg/kg (Turkstra, 1987).

Daarnaast is onderzoek gedaan naar het voorkomen van polychloorbifenylen (PCBs) in het milieu. Er zijn theoretisch 209 congenere (componenten met verschillende chloreringsgraad) mogelijk (zie bijlage A). Tuinstra en Traag (1983) bepaalden in zes technische Aroclor-mengsels een aantal congenere. Tuinstra et al (1983) bepaalden de aanwezigheid van een zestal PCBs in palingmonsters uit de Rijn. In een aantal van de ruim dertig geanalyseerde monsters werd de norm voor individuele en/of totaal PCBs-gehalte overschreden.

Van Mazijk et al (1986) bepaalden het gehalte van PCBs in onder andere Nederlandse paling afkomstig uit verdachte gebieden, zoals Ketelmeer, Hollands Diep, Grevelingen, Oude Maas en Maasvlakte (gevangen in 1985). In een tweetal monsters afkomstig uit het Hollands Diep werd de norm voor individuele PCBs overschreden.

Het RIKILT is betrokken bij het monitoringprogramma van de LAC stuurgroep Visverontreiniging. Gedurende de periode 1978-1987 zijn gehalten van individuele PCBs bepaald in paling afkomstig uit het IJsselmeer (bijlage B). In dit verband dient opgemerkt te worden dat het IJsselmeer geldt als de belangrijkste vangplaats voor consumptiepaling in Nederland. Als zodanig zal in deze evaluatie met betrekking tot PCBs gebruik gemaakt worden van de meetgegevens uit bijlage B.

De laatste jaren wordt aandacht besteed aan de aanwezigheid en aan de toxische werking van de zogenaamde coplanaire PCBs in vergelijking met de tot nu toe standaard bepaalde PCBs (Poland en Glover, 1977; Parkinson en Safe, 1981; Leece et al, 1985; Mc Kinney et al, 1985; Yoshimura

et al, 1987). Coplanaire PCBs hebben geen ortho-substitutie en hebben een dusdanige graad van chlorering dat zij isostereomeer zijn met 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (2,3,7,8-TCDD). Kannan et al (1987) bepaalden het gehalte van een drietal coplanaire PCBs (77, 126 en 169, zie bijlage A) in technisch Aroclor en Tanabe et al (1987/2) bepaalden op ppb-niveau de aanwezigheid van deze PCBs in het vet van een bruin- vis. Het belang van de bijdrage van deze drie PCBs aan het potentiële risico werd aangetoond door Tanabe et al (1987/1). Zij concludeerden dat bepaalde coplanaire PCBs een tienmaal groter risico kunnen betekenen voor mens en dier dan PCDDs en PCDFs en dat er meer aandacht moet komen voor deze coplanaire PCBs.

Op basis van de meetgegevens van deze congenere in de Nederlandse situatie kan een indruk worden gekregen van de bijdrage aan het potentiële risico door de individuele componenten. In dit rapport wordt uitgegaan van een aantal vereenvoudigingen:

1. Voor de onderlinge vergelijking van de toxiciteit van PCDDs, PCDFs en PCBs is gekozen voor de parameter enzyminductie in vitro.
2. Bij de berekening van 2,3,7,8-TCDD-equivalenten is gebruik gemaakt van gehalten op gewichtsbasis. (Feitelijk is een berekening op molaire basis correct.)
3. Bij de berekening van 2,3,7,8-TCDD-equivalenten voor de coplanaire PCBs is een schatting gemaakt op grond van de aanwezigheid van deze PCBs in technische mengsels.
4. Wegens het ontbreken van voldoende gegevens wordt aangenomen dat de kinetiek van de onderzochte stoffen (met name de ophoping in het milieu en in aquatische organismen) gelijk is.
5. Er wordt vanuit gegaan dat de toxische werking van PCDDs, PCDFs en PCBs additief is. (Er is geen rekening gehouden met mogelijk syner-gisme, potentiëring, antagonisme of modulerende eigenschappen van de stoffen onderling).

## 2 ENZYMINDUCTIE

Bradlaw en Casterline (1979) beschreven een in vitro bioassay als screening voor PCBs, PCDDs en PCDFs. Voor deze assay werd gebruik gemaakt van rattehepatomacellen. Na blootstelling van de cellen vond er inductie van aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH) plaats, gemeten middels de reactie waarbij benzo(a)pyreen wordt omgezet in 3-hydroxybenzo(a)pyreen. Hiermee werd de basis gelegd voor een mogelijke vergelijking van AHH-inducerende stoffen en het begrip toxiciteitsequivalentiefactoren (TEFs).

Safe et al (1985) en Safe (1986, 1987) toonden duidelijk aan dat er een correlatie bestaat tussen in vivo toxiciteit en in vitro AHH-enzyminductie door PCBs, PCDDs en PCDFs. Veranderingen in parameters zoals lichaamsgewicht en thymusatrofie bij de rat hadden een correlatiecoëfficiënt van 0,93 resp. 0,92 met de AHH-inductie in vitro. Deze resultaten onderbouwen het praktische gebruik van de in vitro assay voor het vaststellen van de toxische potentie van de PCBs, PCDFs en PCDDs. Ook theoretisch kan een en ander onderbouwd worden aan de hand van een model. Volgens Safe et al (1985) kunnen de xenobiotica de cel binnen dringen en binden aan een specifieke cytosolreceptor (de Ah-receptor). Het gevormde complex zet in de nucleus aan tot transcriptie en translatie, waaronder de vorming van cytochroom P-450 afhankelijke mono-oxygenases zoals AHH en ethoxyresorufine-O-deethylase (EROD). Het is mogelijk dat de inductie van deze enzymen rechtstreeks gelieerd is met het optreden van toxische verschijnselen via vorming van reactieve intermediairen, maar tevens kan het een indicatie zijn voor de "triggering" van een onafhankelijke toxische respons. De in vitro inductie van AHH kan dus tevens een maat zijn voor de in vivo toxiciteit van PCBs, PCDDs en PCDFs. Bradlaw & Casterline (1979), Sawyer & Safe (1982), Safe (1987) en Tanabe et al (1987/1) bepaalden in de rattehepatoma bioassay de AHH-inductie door diverse PCBs, PCDDs en PCDFs. Een overzicht van de resultaten van deze bioassay staat vermeld in tabel 1. Hierbij is de inducerende capaciteit van 2,3,7,8-TCDD gelijk 1 gesteld en zijn de getallen van de overige inductoren weergegeven als relatieve AHH-inducerende potentie ten opzichte van 2,3,7,8-TCDD. De oorspronkelijke inductie was weergegeven als EC50, dat wil zeggen de molaire concentratie benodigd voor 50% van de maximale enzyminductie.

De in tabel 1 vermelde PCBs, PCDDs en PCDFs zijn in staat AHH te induceren, zij het met onderling aanzienlijke verschillen. De structurele gelijkenis tussen PCBs, PCDDs en PCDFs is beschreven door Safe (1986) (zie ook bijlage D).

Structuur-activiteits-relaties zoals voor Ah-receptorbinding en AHH/EROD-inductie zijn beschreven voor diverse PCDDs en PCDFs.

Dergelijk onderzoek met betrekking tot de AHH-inducerende eigenschappen van PCBs in vergelijking met PCDDs en PCDFs is gedaan door Safe et al (1985) en Poland & Glover (1977).

Opvallend is de relatief sterke mate van AHH-inductie door de PCBs 77, 126 en 169. De groep PCBs bestaat uit 209 isomeren en congenere (zie bijlage A). Op structurele gronden kunnen alleen congenere met chloor op para- en meta- plaatsen de betrekkelijk vlakke structuur van 2,3,7,8-TCDD benaderen. Deze PCBs hebben een zogeheten coplanaire structuur. In deze groep van 20 congenere is AHH-inductie alleen vastgesteld wanneer beide para- posities bezet waren, zoals bij PCBs 77, 126 en 169.

De mono-ortho gesubstitueerde PCBs vertonen een minder sterke affiniteit tot de Ah-receptor en een veel lagere AHH/EROD-inductie. Echter ook bij deze componenten zijn met 2,3,7,8-TCDD vergelijkbare toxische effecten waargenomen, zoals thymusatrofie en gewichtsverlies in raten.

De di-ortho gesubstitueerde PCBs vertonen een lage bindingsaffiniteit met de Ah-receptor en zijn nauwelijks in staat enzyminductie in rattehepatomacellen te veroorzaken (Safe et al, 1985).

McKinney et al (1985) menen dat er sprake is van tenminste twee verschillende receptortypen en dat er om die reden niet een volledig sluitende relatie is tussen enzyminductie en toxiciteit. Zij menen dat de relatief niet-toxische PCBs mogelijk modulerende eigenschappen bezitten ten opzichte van de effecten van de toxische PCBs.

De relatie tussen AHH-inductie en toxische potentie heeft nog nader onderzoek. De resultaten van de hier gekozen benadering geven slechts een indicatie van de potentiële toxiciteit van de in het milieu voorkomende PCBs, PCDDs en PCDFs.

### 3 METINGEN PCDDs EN PCDFs

Van den Berg et al (1987) onderzochten het voorkomen van PCDFs en PCDDs in paling (vlees) in Nederland gevangen op een zestal plaatsen (zie Inleiding). De range in ng/kg van elf congenen is weergegeven in tabel 2. Met behulp van de TEFs uit tabel 1 zijn de 2,3,7,8-TCDD-equivalenten berekend (dat zijn de met de aanwezigheid van de onderscheiden congenen overeenkomende concentraties 2,3,7,8-TCDD op basis van AHH-inductie), alsmede de bijdrage van de diverse congenen aan het totaal van de belasting aan 2,3,7,8-TCDD-equivalenten per vangplaats (zie ook Bryan et al, 1987). Opvallend is de hoge bijdrage van 2,3,4,7,8-PCDF en 1,2,3,4,7,8-HCDF (12-31%, resp. max. 11%) naast die van 2,3,7,8-TCDD zelf (66-81%). Turkstra (1987) maakte melding van gegevens met betrekking tot het gehalte aan PCDDs en PCDFs in lever van baars, brasem, snoek en snoekbaars gevangen op vier locaties in Nederland (zie Inleiding). De gegevens zijn weergegeven in tabel 3 alsmede het aantal 2,3,7,8-TCDD-equivalenten berekend met behulp van de TEFs uit tabel 1 en de procentuele bijdrage van de individuele congenen aan het totaal aantal 2,3,7,8-TCDD-equivalenten per vissoort.

Op grond van de bijdrage aan het totaal aantal 2,3,7,8-TCDD-equivalenten vallen de volgende congenen op: 2,3,7,8-TCDF (70-91%) en 2,3,4,7,8-PCDF (9-28%) naast 2,3,7,8-TCDD (17%).

Deze gegevens laten zich niet direct vergelijken met die uit tabel 2 aangezien het hier andere vissoorten betreft en uitsluitend is gemeten in de lever.

Turkstra (1987) verwees tevens naar eerder vermelde gegevens over de gehalten PCDDs en PCDFs in brasem en paling uit het Noordzeekanaal. De gehalten zijn bepaald in vlees en lever van de vissen. Omgerekend naar 2,3,7,8-TCDD-equivalenten zijn de gegevens zoals in tabel 4 aangegeven. De grootste bijdrage aan het totaal aantal 2,3,7,8-TCDD-equivalenten is afkomstig van: 2,3,7,8-TCDD (41-100%), 2,3,7,8-TCDF (4-18%) en 2,3,4,7,8-PCDF (7-42%)

Op grond van de in tabel 2-4 gepresenteerde gegevens van PCDD en PCDF congenen, omgerekend naar 2,3,7,8-TCDD-equivalenten in paling, baars, brasem, snoek en snoekbaars, gevangen op verschillende tijdstippen op verschillende locaties, komt de grootste bijdrage van de volgende componenten: 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF en 2,3,4,7,8-PCDF. Op grond hiervan dient in het meetprogramma speciale aandacht besteed te worden aan tenminste deze drie componenten.

#### 4 METINGEN PCBs

Metingen naar het voorkomen van PCBs in vis zijn uitgevoerd door het RIKILT. Met name voor de consumptiepaling uit het IJsselmeer is sedert 1971 een monitoringprogramma van kracht. Dit monitoringprogramma voorziet vanaf 1978 in de bepaling van de gehalten van PCBs 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180 (bijlage B). De coplanaire PCBs 77, 126 en 169 zijn in dit meetprogramma niet vertegenwoordigd. Om toch een indruk te krijgen van de mogelijke verontreiniging met deze coplanaire PCBs kan voor een schatting de volgende werkwijze worden gevolgd. De meest voorkomende besmetting met PCBs in het Nederlandse milieu komt overeen met een mengsel van Aroclor 1254 en 1260 in de verhouding 2:1. Op basis van de verdeling van de congenere in de technische mengsels (Tuinstra en Traag, 1983; Kannan et al, 1987) kan dan de verdeling van de congenere in het milieu berekend worden (zie tabel 5). De meetgegevens van IJsselmeerpaling (bijlage B) zijn eveneens weergegeven in tabel 5. De mediaanwaarde van de diverse congenere (exclusief die van PCBs 77, 126 en 169) in paling vertoont in grote mate dezelfde verdeling als de verwachte verdeling van de congenere in het milieu. Met andere woorden: de gemeten verdeling van de congenere in paling in Nederland vormt dus een redelijke afspiegeling van de berekende verdeling van deze congenere bij de introductie in het milieu. Langs deze weg kan ook het voorkomen van de coplanaire PCBs 77, 126 en 169 in paling geschat worden, aannemend dat deze congenere in dezelfde mate ophopen als de overige gemeten congenere. Hierbij is uitgegaan van de gegevens van PCB 118, aangezien alleen van deze gemeten PCB een TEF bekend is (tabel 1). Opgemerkt dient te worden dat bij deze werkwijze geen rekening gehouden wordt met de specifieke kinetische eigenschappen van deze coplanaire congenere in het milieu (stapeling, metabolisme, uitscheiding). Met name voor PCB 77 is gebleken dat deze in de rat wordt gemetaboliseerd en wordt uitgescheiden in de feces als metaboliet. Met de TEFs kunnen dan de (geschatte) gehalten worden uitgedrukt in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten (tabel 5). Het blijkt dat PCB 77 in dezelfde grootte-orde valt als PCB 118; PCB 126 ligt een factor 10 hoger en PCB 169 een factor 1000 lager. Op grond hiervan is ondanks de lagere (geschatte) gehalten van de coplanaire PCBs ten opzichte van de tot nu toe bepaalde congenere de mogelijkheid zeer wel aanwezig

dat deze PCBs (exclusief 169) per saldo een vergelijkbaar of hoger risico meebrengen dan de tot nu toe steeds gemeten PCBs. Bij ophoping van deze congenere zal het risico navenant toenemen. Het verdient dan ook aanbeveling om deze coplanaire PCBs in het meetprogramma op te nemen.



## 5 VERGELIJKING PCDDs, PCDFs EN PCBs IN PALING

Congeneren van PCDDs, PCDFs en PCBs zijn tot nu toe voorzover ons bekend niet in dezelfde vismonsters gemeten. Er zijn gegevens over paling van Van den Berg et al (1987) met betrekking tot PCDDs en PCDFs (tabel 2), en met betrekking tot PCBs-gehalten van het RIKILT (tabel 5).

Een vergelijking van de toxische potentie van deze stoffen uitgedrukt in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten is samengevat in tabel 6. Met nadruk zij gesteld dat het hier gaat om gehalten in verschillende monsters Nederlandse paling van verschillende vangplaatsen en uit verschillende vangperiodes, terwijl de gehalten voor PCBs 77, 126 en 169 geschat zijn (zie tabel 5). In vergelijking met 2,3,7,8-TCDD vertonen de in tabel 6 vermelde 2,3,4,7,8-PCDF en 1,2,3,4,7,8-HCDF, alsmede PCBs 77 en 118 een in grootte-orde vergelijkbare toxische potentie. PCB 126 vertegenwoordigt echter een veel groter risico (max. factor 10), in tegenstelling tot PCB 169 waar de schatting een factor 1000 lager ligt. Dit is in overeenstemming met de conclusie van Tanabe et al (1987/1) die een tienmaal hoger risico constateerden ten gevolge van PCB 126 ten opzichte van andere PCBs, PCDDs en PCDFs in humaan vetweefsel.

## 6 CONCLUSIES

- A. Met betrekking tot het voorkomen van PCDDs en PCDFs in Nederlandse paling en andere vissoorten is de grootste toxische potentie (uitgedrukt in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten) te verwachten van: 2,3,7,8-TCDD, 2,3,7,8-TCDF en 2,3,4,7,8-PCDF.
- B. Het verdient aanbeveling nadere aandacht te besteden in meetprogramma's aan de onder A genoemde PCDD en PCDFs.
- C. De potentiële toxiciteit van de coplanaire PCB 77 is vergelijkbaar met de tot nu toe bepaalde PCB 118. Echter, de potentiële toxiciteit van PCB 126 moet duidelijk hoger ingeschat worden op grond van gegevens over enzyminductie en geschat voorkomen. Het verdient daarom aanbeveling nadere aandacht te besteden in meetprogramma's aan de coplanaire PCBs.
- D. Ook in vergelijking met bestaande gegevens van PCDDs en PCDFs (in andere monsters) vertegenwoordigen de coplanaire PCBs 77 en 126 een vergelijkbare, respectievelijk grotere toxische potentie dan andere congenere.
- E. Het verdient aanbeveling in monsteranalyse zowel PCDD-, PCDF- en PCB-bepalingen te doen in dezelfde monsters.
- F. Nader onderzoek naar de specifieke kinetische eigenschappen en biotransformatie van coplanaire PCBs in het milieu is gewenst.

NAWOORD

Tijdens het opstellen van dit rapport verscheen het advies van de Werkgroep toxiciteitsequivalentiefactoren (1988).

In dit advies wordt een methode aangegeven voor de beoordeling van de toxiciteit van PCDDs en PCDFs, gebaseerd op toxiciteitsgegevens van de individuele congenen. Voor deze toxiciteitsgegevens wordt o.a. gebruik gemaakt van de resultaten uit acute en (semi-)chronische dierproeven (voor zover uitgevoerd), alsmede van in vitro gegevens, zoals AHH-inductie. De resultaten zijn weergegeven als TEFs (toxiciteitsequivalentiefactoren) in bijlage C. Deze TEFs wijken bij sommige congenen af van de waarden in tabel 1, die uitsluitend zijn gebaseerd op in vitro AHH-inductie.

LITERATUUR

Bradlaw, J.A. en Casterline, J.L. (1979). Induction of enzyme activity in cell culture : a rapid screen for detection of planar polychlorinated organic compounds. Journal of the association of official analytical chemists (62) 904-916.

Bradlaw, J.A., Garthoff, L.H. en Hurley, N.E. (1980). Comparative induction of aryl hydrocarbon hydroxylase activity in vitro by analogues of dibenzo-p-dioxin. Food and cosmetics toxicology (18) 627-635.

Bryan, A.M., Stone, W.B. en Olafsson, P.G. (1987). Disposition of toxic PCBs congeners in snapping turtle eggs: expressed as toxic equivalents of 2,3,7,8-TCDD. Bulletin of the environmental contamination and toxicology (39) 791-796.

Greenlee, W.F., Osborne, R., Dold, K.M., Hudson, L.G. en Toscano, W.A. (1985). Toxicity of chlorinated aromatic compounds in animals and humans: in vitro approaches to toxic mechanisms and risk assesment. Environmental health perspectives (60) 69-76.

Kannan, N., Tanabe, S., Wakimoto, T. en Tatsukawa, R. (1987). Coplanar polychlorinated biphenyls in Aroclor and Kanechlor mixtures. Journal of the association of official analytical chemists (70) 451-454.

Leece, B., Denomme, M.A., Towner, R., Li, M.A. en Safe, S. (1985). Polychlorinated biphenyls: correlation between in vivo and in vitro quantitative structure activity relationships. Journal of toxicology and environmental health (16) 379-388.

Mazijk, R.J. van, Munsteren, A.J. van en Roos, A.H. (1986). Het gehalte aan chloorbifenylen en bestrijdingsmiddelen in geïmporteerde en Nederlandse paling. Rapport 86.13. Rijks-Kwaliteitsinstituut voor land- en tuinbouwprodukten (RIKILT), Wageningen.

McKinney, J.D., Chae, K., Mc Connell, E.E. en Birnbaum, L.S. (1985). Structure-induction versus structure-toxicity relationships for polychlorinated biphenyls and related aromatic hydrocarbons. Environmental health perspectives (60) 57-68.

Parkinson, A. en Safe, S. (1981). Aryl hydrocarbon hydroxylase induction and its relationship to the toxicity of halogenated aryl hydrocarbons. Toxicological and environmental chemistry reviews (4) 1-46.

Poland, A. en Glover, E. (1977). Chlorinated biphenyl induction of aryl hydrocarbon hydroxylase activity: a study of the structure-activity relationship. Molecular pharmacology (13) 924-938.

Poland, A. en Glover, E. (1980): 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin: segregation of toxicity with the Ah locus. Molecular pharmacology (17) 86-94.

Poland, A., Greenlee, W.F. en Kende, A.S. (1979). Studies on the mechanism of action of the chlorinated dibenzo-p-dioxins and related compounds. Annals of the New York academy of sciences 214-230.

Safe, S.H. (1986). Comparative toxicology and mechanism of action of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. Annual review of pharmacology and toxicology (26) 371-399.

Safe, S. (1987). Determination of the 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors: support for the use of the in vitro AHH-induction assay. Chemosphere (16) 791-802.

Sawyer, T. en Safe, S. (1982). PCBs isomers and congeners: induction of aryl hydrocarbon hydroxylase and ethoxyresorufin-O-deethylase enzyme activities in rat hepatoma cells. Toxicology letters (13) 87-94.

Safe, S., Bandiera, S., Sawyer, T., Robertson, L., Safe, L., Parkinson, A. Thomas, P.E., Ryan, D.E., Reik, L.M., Levin, W., Denomme, M.A. en Fujita, T. (1985). PCBs: structure-function relationships and mechanism of action. Environmental health perspectives (60) 47-56.

Tanabe, S., Kannan, N., Subramanian, An., Watanabe, S. en Tatsukawa, R. (1987/1). Highly toxic coplanar PCBs: occurrence, source, persistency and toxic implications to wildlife and humans. Environmental pollution (47) 147-163.

Tanabe, S., Kannan, N., Wakimoto, T. en Tatsukawa, R. (1987/2). Method for the determination of three toxic non-ortho-chlorine substituted coplanar PCBs in environmental samples at part-per trillion levels. International journal of environmental analytical chemistry (29) 199-213.

Tuinstra, L.G.M.Th. en Traag, W.A. (1983). Capillary gas chromatographic-mass spectrometric determination of individual chlorobiphenyls in technical Aroclors. Journal of the association of official analytical chemists (66) 708-717.

Tuinstra, L.G.M.Th., Driessen, J.J.M., Keukens, H.J., Munsteren, T.J. van, Roos, A.H. en Traag, W.A. (1983). Quantitative determination of specified chlorobiphenyls in fish with capillary gas chromatography and its use for monitoring and tolerance purposes. International journal of environmental analytical chemistry (14) 147-157.

Turkstra. (1987). Resultaten dioxine-onderzoek in vislevens uit het BER-gebied. Rijksinstituut voor de zuivering van afvalwater (RIZA), Dordrecht.

Van den Berg, M., Blank, F., Heeremans, C., Wagenaar, H. en Olie, K. (1987). Presence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish eating birds and fish from the Netherlands. Archives of environmental contamination and toxicology (16) 149-158.

Werkgroep toxiciteitsequivalentiefactoren (1988). Voorstel tot een methode voor de beoordeling van de toxiciteit van mengsels van gehalogeneerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen. Ministerie van Volkshuisvesting, ruimtelijke ordening en milieubeheer (VROM), Leidschendam.

Yoshimura, H., Yonemoto, Y., Yamada, H., Koga, N., Oquri, K. en Saeki, S. (1987). Metabolism in vivo of 3,4,3',4'-tetrachlorobiphenyl and toxicological assessment of the metabolites in rats. Xenobiotica (17) 897-910.

Tabel 1: Toxiciteitsequivalentiefactoren (TEFs) op basis van inductie van aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH) in rattehepatomacellen (Safe, 1987; Tanabe et al, 1987/1; Sawyer en Safe, 1982) uitgedrukt als relatieve AHH-inducerende potentie t.o.v. 2,3,7,8-TCDD.

---

PCDDs (Polychloordibenzo-p-dioxines)

2,3,7,8-TCDD	1,0
1,2,3,4,7,8-HCDD	$3,4 \cdot 10^{-2}$
1,2,3,7,8-PCDD	$6,6 \cdot 10^{-3}$
1,2,4,7,8-PCDD	$3,4 \cdot 10^{-3}$
OCDD	$2,3 \cdot 10^{-4}$
1,3,7,8-PCDD	$1,2 \cdot 10^{-4}$

PCDFs (Polychloordibenzofuranen)

2,3,4,7,8-PCDF	$2,8 \cdot 10^{-1}$
1,2,3,4,7,8-HCDF	$2,0 \cdot 10^{-1}$
2,3,7,8-TCDF	$1,8 \cdot 10^{-1}$
2,3,4,6,7,8-HCDF	$1,0 \cdot 10^{-1}$
1,2,3,6,7,8-HCDF	$4,9 \cdot 10^{-2}$
1,3,4,7,8-PCDF	$4,5 \cdot 10^{-2}$
1,2,3,7,8-PCDF	$2,8 \cdot 10^{-2}$
2,3,4,7,9-PCDF	$9,2 \cdot 10^{-3}$
2,3,4,7-TCDF	$4,0 \cdot 10^{-3}$
2,3,4,8-TCDF	$1,7 \cdot 10^{-3}$
1,2,3,7,9-PCDF	$8,4 \cdot 10^{-4}$
1,2,4,7,8-PCDF	$6,8 \cdot 10^{-4}$
1,2,4,6,7-PCDF	$7,2 \cdot 10^{-6}$
1,2,3,7-TCDF	$2,6 \cdot 10^{-6}$
1,2,3,6-TCDF	$7,2 \cdot 10^{-7}$

PCBs (Polychloorbifenylen)

126	$4,0 \cdot 10^{-1}$
77	$2,7 \cdot 10^{-3}$
169	$1,6 \cdot 10^{-3}$
105	$1,1 \cdot 10^{-3}$
157	$1,4 \cdot 10^{-4}$
123	$9,9 \cdot 10^{-5}$
156	$4,6 \cdot 10^{-5}$
114	$2,5 \cdot 10^{-5}$
81	$8,6 \cdot 10^{-6}$
189	$8,5 \cdot 10^{-6}$
118	$8,3 \cdot 10^{-6}$
167	$7,2 \cdot 10^{-6}$

---



Tabel 2: Gehaltes PCDDs en PCDFs in Nederlandse paling omgerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten

PCDD/PCDF	Min-max gemeten gehalte over zes vangplaatsen* (ng/kg)	Min-max 2,3,7,8-TCDD-equivalent over zes vangplaatsen (ng/kg)	Min-max bijdrage aan totaal 2,3,7,8-TCDD-equivalent per vangplaats
2,3,7,8-TCDD	1,2-9,1	1,2-9,1	66-81%
2,3,7,8-TCDF	nd	nd	nd
1,2,3,7,8-PCDD	nd-1,3	nd-0,009	nd-<1%
1,2,3,7,8-PCDF	nd-1,2	nd-0,03	nd-<1%
2,3,4,7,8-PCDF	1,7-5,2	0,48-1,5	12-31%
1,2,3,4,7,8-HCDD	0,1-0,9	0,003-0,03	<1-1%
1,2,3,6,7,8-HCDD	3,3-6,0	.	
1,2,3,7,8,9-HCDD	nd-1,1	.	
1,2,3,4,7,8-HCDF	nd-6,4	nd-1,3	nd-11%
1,2,3,6,7,8-HCDF	nd-3,5	nd-0,17	nd-3%
2,3,4,6,7,8-HCDF	nd-0,6	nd-0,06	nd-3%

nd = niet aangetoond

. = gegevens ontbreken

\* Van den Berg et al (1987)

Tabel 3: Gehaltes PCDDs en PCDFs in Nederlandse vis(lever)  
(Turkstra, 1987) omgerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten en  
procentuele bijdrage van de individuele congenere aan het  
totaal 2,3,7,8-TCDD-equivalent per vissoort.

PCDD/PCDF	Baars (n=5)			Brasem (n=3)		
	ng/kg	TCDD-eq ng/kg	(%)	ng/kg	TCDD-eq ng/kg	(%)
2,3,7,8-TCDD	.			174	174	(17)
2,3,7,8-TCDF	5381	969	(71)	4037	728	(70)
1,2,3,7,8-PCDD	.			.		
1,2,3,4,8+1,2,3,7,8-PCDF	209	6	(<1)	144	4	(4)
2,3,4,7,8-PCDF	1358	380	(28)	433	121	(12)
1,2,3,4,7,8-HCDD	.			5	0,2	(<1)
1,2,3,6,7,8-HCDD	.			16	.	
1,2,3,7,8,9-HCDD	.			45	.	
1,2,3,4,7,9+						
1,2,3,4,7,8-HCDF	21	4	(<1)	24	5	(<1)
1,2,3,6,7,8-HCDF	7	0,3	(<1)	13	1	(<1)
1,2,3,7,8,9-HCDF	.			.		
2,3,4,6,7,8-HCDF	.			.		

. = gegevens ontbreken

Tabel 3 (vervolg): Gehaltes PCDDs en PCDFs in Nederlandse vis(lever) (Turkstra, 1987) omgerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten en procentuele bijdrage van de individuele congenen aan het totaal 2,3,7,8-TCDD-equivalent per vissoort.

PCDD/PCDF	Snoek (n=2)		Snoekbaars (n=3)	
	ng/kg	TCDD-eq ng/kg (%)	ng/kg	TCDD-eq ng/kg (%)
2,3,7,8-TCDD	.		.	
2,3,7,8-TCDF	44609	8029 (91)	3396	611 (82)
1,2,3,7,8-PCDD	53	0,3 (<1)	.	
1,2,3,4,8+1,2,3,7,8-PCDF	353	10 (<1)	350	350 (1)
2,3,4,7,8-PCDF	2687	752 (9)	409	115 (15)
1,2,3,4,7,8-HCDD	9	0,3 (<1)	.	
1,2,3,6,7,8-HCDD	13	.	.	
1,2,3,7,8,9-HCDD	76	.	.	
1,2,3,4,7,9+				
1,2,3,4,7,8-HCDF	34	7 (<1)	36	7 (1)
1,2,3,6,7,8-HCDF	15	1 (<1)	31	2 (<1)
1,2,3,7,8,9-HCDF	2	.	.	
2,3,4,6,7,8-HCDF	9	1 (<1)	.	

. = gegevens ontbreken

Tabel 4: Gehaltes PCDDs en PCDFs in Nederlandse vis omgerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten (Turkstra, 1987).

PCDD/PCDF	Brasem				Paling			
	vlees		lever		vlees		lever	
	ng/kg	TCDD-eq (ng/kg)	ng/kg	TCDD-eq (ng/kg)	ng/kg	TCDD-eq (ng/kg)	ng/kg	TCDD-eq (ng/kg)
2,3,7,8-TCDD	3,7	3,7	44,5	44,5	5,4	5,4	2,4	2,4
2,3,7,8-TCDF	8,9	1,6	23,8	4,3	-		1,8	0,3
1,2,3,7,8-PCDD	2,1	0,01	10,8	0,1	-		5,1	0,03
1,2,3,7,8+								
1,2,3,4,8-PCDF	.		11,1	0,3	-		.	
2,3,4,7,8-PCDF	10,0	2,8	151,0	42,3	-		0,7	0,2
1,2,3,4,7,8-HCDD	0,8	0,03	2,2	0,1	-		0,8	0,03
1,2,3,6,7,8-HCDD	1,3	.	9,5	.	-		3,0	.
1,2,3,7,8,9-HCDD	1,3	.	1,4	.	-		2,4	.
1,2,3,4,7,8+								
1,2,3,4,7,9-HCDF	2,9	0,6	38,0	7,6	-		.	
1,2,3,6,7,8-HCDF	2,7	0,1	12,5	0,6	-		.	
1,2,3,7,8,9-HCDF	.		.		-		.	
2,3,4,6,7,8-HCDF	0,8	0,1	2,3	0,2	-		.	

- = <2 ng/kg

. = gegevens ontbreken

Tabel 5: Geschatte en gemeten gehalten PCBs in Nederlandse paling om-  
gerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten (meetprogramma  
LAC/RIKILT).

PCB*	Berekend gew. % ** mengsel Aroclor 1254/1260=2:1	Gemeten		2,3,7,8-TCDD equivalenten (ng/kg) min-max
		gehalte (ng/kg) in paling ***		
		mediaan	min-max	
28	.	$1,4 \cdot 10^4$	$5,0 \cdot 10^3 - 3,7 \cdot 10^4$	.
52	2,5	$4,6 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3 - 1,6 \cdot 10^5$	.
77	0,05	872	137-2840	0,37-7,7
101	6,4	$7,2 \cdot 10^4$	$8,0 \cdot 10^3 - 2,2 \cdot 10^5$	.
118	5,1	$8,9 \cdot 10^4$	$1,4 \cdot 10^4 - 2,9 \cdot 10^5$	0,12-2,4
126	0,004	69,8	10,9-227	4,4-90,8
138	7,9	$1,3 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^4 - 3,4 \cdot 10^5$	.
153	7,3	$1,4 \cdot 10^5$	$3,3 \cdot 10^4 - 3,8 \cdot 10^5$	.
169	$3,3 \cdot 10^{-5}$	0,58	$9,0 \cdot 10^{-2} - 1,87$	$1,4 \cdot 10^{-4} - 3,0 \cdot 10^{-3}$
180	4,9	$8,0 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^4 - 1,6 \cdot 10^5$	.

\* bijlage A

\*\* Tuinstra en Traag (1983); Kannan et al (1987)

\*\*\* bijlage B; PCBs 77, 126 en 169 geschat op basis PCB 118.

. = gegevens ontbreken

Tabel 6: Vergelijking potentiële toxiciteit ten gevolge van enkele PCDDs, PCDFs en PCBs in palingmonsters in Nederland omgerekend in 2,3,7,8-TCDD-equivalenten.

---

PCDD/PCDF/PCB	Min-max 2,3,7,8-TCDD-equivalenten (ng/kg) in Nederlandse paling *
2,3,7,8-TCDD	1,2-9,1
2,3,4,7,8-PCDF	0,48-1,5
1,2,3,4,7,8-HCDF	nd-1,3
PCB 77	0,37-7,7**
PCB 118	0,12-2,4
PCB 126	4,4-90,8**
PCB 169	$1,4 \cdot 10^{-4}$ - $3,0 \cdot 10^{-3}$ **

---

\* tabel 2 en 5

\*\* geschat (zie tabel 5)

. Systematic numbering of PCB compounds. The number is used as a synonym for the corresponding PCB compound in tables and figures

No.	Structure	No.	Structure	No.	Structure	No.	Structure
	<b>Monochlorobiphenyls</b>		<b>Tetrachlorobiphenyls</b>		<b>Pentachlorobiphenyls</b>		<b>Hexachlorobiphenyls</b>
1	2	52	2,2',5,5'	105	2,3,3',4,4'	161	2,3,3',4,5',6
2	3	53	2,2',5,6'	106	2,3,3',4,5	162	2,3,3',4',5,5'
3	4	54	2,2',6,6'	107	2,3,3',4',5	163	2,3,3',4',5,5,6
		55	2,3,3',4	108	2,3,3',4,5'	164	2,3,3',4',5',6
	<b>Dichlorobiphenyls</b>	56	2,3,3',4'	109	2,3,3',4,6	165	2,3,3',5,5',6
4	2,2'	57	2,3,3',5	110	2,3,3',4',6	166	2,3,4,4',5,6
5	2,3	58	2,3,3',5'	111	2,3,3',5,5'	167	2,3',4,4',5,5'
6	2,3'	59	2,3,3',6	112	2,3,3',5,6	168	2,3',4,4',5',6
7	2,4	60	2,3,4,4'	113	2,3,3',5',6	169	3,3',4,4',5,5'
8	2,4'	61	2,3,4,5	114	2,3,4,4',5		
9	2,5	62	2,3,4,6	115	2,3,4,4',6		<b>Heptachlorobiphenyls</b>
10	2,6	63	2,3,4',5	116	2,3,4,5,6	170	2,2',3,3',4,4',5
11	3,3'	64	2,3,4',6	117	2,3,4',5,6	171	2,2',3,3',4,4',6
12	3,4	65	2,3,5,6	118	2,3',4,4',5	172	2,2',3,3',4,5,5'
13	3,4'	66	2,3',4,4'	119	2,3',4,4',6	173	2,2',3,3',4,5,6
14	3,5	67	2,3',4,5	120	2,3',4,5,5'	174	2,2',3,3',4,5,6'
15	4,4'	68	2,3',4,5'	121	2,3',4,5',6	175	2,2',3,3',4,5',6
		69	2,3',4,6	122	2',3,3',4,5	176	2,2',3,3',4,6,6'
	<b>Trichlorobiphenyls</b>	70	2,3',4',5	123	2',3,4,4',5	177	2,2',3,3',4',5,6
16	2,2',3	71	2,3',4',6	124	2',3,4,5,5'	178	2,2',3,3',5,5',6
17	2,2',4	72	2,3',5,5'	125	2',3,4,5,6'	179	2,2',3,3',5,6,6'
18	2,2',5	73	2,3',5',6	126	3,3',4,4',5	180	2,2',3,4,4',5,5'
19	2,2',6	74	2,4,4',5	127	3,3',4,5,5'	181	2,2',3,4,4',5,6
20	2,3,3'	75	2,4,4',6			182	2,2',3,4,4',5,6
21	2,3,4	76	2',3,4,5		<b>Hexachlorobiphenyls</b>	183	2,2',3,4,4',5',6
22	2,3,4'	77	3,3',4,4'	128	2,2',3,3',4,4'	184	2,2',3,4,4',6,6'
23	2,3,5	78	3,3',4,5	129	2,2',3,3',4,5	185	2,2',3,4,5,5',6
24	2,3,6	79	3,3',4,5'	130	2,2',3,3',4,5'	186	2,2',3,4,5,6,6'
25	2,3',4	80	3,3',5,5'	131	2,2',3,3',4,6	187	2,2',3,4',5,5',6
26	2,3',5	81	3,4,4',5	132	2,2',3,3',4,6'	188	2,2',3,4',5,6,6'
27	2,3',6			133	2,2',3,3',5,5'	189	2,3,3',4,4',5,5'
28	2,4,4'		<b>Pentachlorobiphenyls</b>	134	2,2',3,3',5,6	190	2,3,3',4,4',5,6
29	2,4,5	82	2,2',3,3',4	135	2,2',3,3',5,6'	191	2,3,3',4,4',5',6
30	2,4,6	83	2,2',3,3',5	136	2,2',3,3',6,6'	192	2,3,3',4,5,5',6
31	2,4',5	84	2,2',3,3',6	137	2,2',3,4,4',5	193	2,3,3',4',5,5',6
32	2,4',6	85	2,2',3,4,4'	138	2,2',3,4,4',5'		
33	2',3,4	86	2,2',3,4,5	139	2,2',3,4,4',6		<b>Octachlorobiphenyls</b>
34	2',3,5	87	2,2',3,4,5'	140	2,2',3,4,4',6'	194	2,2',3,3',4,4',5,5'
35	3,3',4	88	2,2',3,4,6	141	2,2',3,4,5,5'	195	2,2',3,3',4,4',5,6
36	3,3',5	89	2,2',3,4,6'	142	2,2',3,4,5,6	196	2,2',3,3',4,4',5',6
37	3,4,4'	90	2,2',3,4',5	143	2,2',3,4,5,6'	197	2,2',3,3',4,4',6,6'
38	3,4,5	91	2,2',3,4',6	144	2,2',3,4,5',6	198	2,2',3,3',4,5,5',6
39	3,4',5	92	2,2',3,5,5'	145	2,2',3,4,6,6'	199	2,2',3,3',4,5,6,6'
		93	2,2',3,5,6	146	2,2',3,4',5,5'	200	2,2',3,3',4,5',6,6'
	<b>Tetrachlorobiphenyls</b>	94	2,2',3,5,6'	147	2,2',3,4',5,6	201	2,2',3,3',4',5,5',6
40	2,2',3,3'	95	2,2',3,5',6	148	2,2',3,4',5,6'	202	2,2',3,3',5,5',6,6'
41	2,2',3,4	96	2,2',3,6,6'	149	2,2',3,4',5',6	203	2,2',3,4,4',5,5',6
42	2,2',3,4'	97	2,2',3',4,5	150	2,2',3,4',6,6'	204	2,2',3,4,4',5,6,6'
43	2,2',3,5	98	2,2',3',4,6	151	2,2',3,5,5',6	205	2,3,3',4,4',5,5',6
44	2,2',3,5'	99	2,2',4,4',5	152	2,2',3,5,6,6'		
45	2,2',3,6	100	2,2',4,4',6	153	2,2',4,4',5,5'		<b>Nonachlorobiphenyls</b>
46	2,2',3,6'	101	2,2',4,5,5'	154	2,2',4,4',5,6'	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6
47	2,2',4,4'	102	2,2',4,5,6'	155	2,2',4,4',6,6'	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'
48	2,2',4,5	103	2,2',4,5',6	156	2,3,3',4,4',5	208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'
49	2,2',4,5'	104	2,2',4,6,6'	157	2,3,3',4,4',5'		
50	2,2',4,6			158	2,3,3',4,4',6		<b>Decachlorobiphenyl</b>
51	2,2',4,6'			159	2,3,3',4,5,5'	209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'
				160	2,3,3',4,5,6		

Resultaten monitoringprogramma LAC Stuurgroep Visverontreiniging  
(periode 1978 - 1987)

Locatie: IJsselmeer

Produkt: aal

Periode	PCB-congeneer (mg/kg produkt)						
	28	52	101	118	138	153	180
1978	.	.	.	.	0,081	0,11	.
1978	.	.	.	.	0,059	0,062	.
1978	.	.	.	.	0,16	0,18	.
1979	.	0,046	0,070	0,084	0,13	0,17	0,075
1979	.	0,014	0,025	0,033	0,049	0,063	0,027
1979	.	0,16	0,12	0,26	0,14	0,14	0,084
1980	.	0,053	0,10	0,095	0,20	0,20	0,10
1980	.	0,12	0,22	0,20	0,34	0,38	0,16
1980	.	0,045	0,10	0,29	0,22	0,25	0,11
1981	0,031	0,028	0,047	0,062	0,12	0,14	0,065
1981	0,037	0,048	0,074	0,17	0,16	0,21	0,096
1981	0,005	0,014	0,021	0,055	0,061	0,077	0,033
1982	0,019	0,10	0,13	0,14	0,21	0,30	0,093
1983	0,026	0,077	0,084	0,14	0,19	0,16	0,084
1984	<0,005	0,008	0,008	0,014	0,022	0,033	0,011
1985	<0,005	0,020	0,041	0,050	0,083	0,11	0,042
1986	0,009	0,026	0,048	0,064	0,12	0,13	0,051
1987	<0,005	<0,005	<0,005	0,10	0,13	0,14	0,038

. gegevens ontbreken



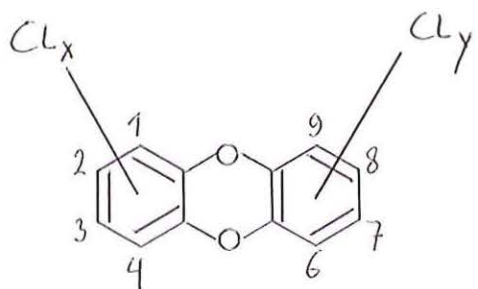
## Door de werkgroep voorgestelde toxiciteitsequivalentiefactoren

Stof		TEF	Stof		TEF
2,3,7,8	-TCDD	1	2,3,7,8	- TCDF	0,1
1,2,3,7,8	-PeCDD	0,5	1,2,3,7,8	- PeCDF	0,05
			2,3,4,7,8	- PeCDF	0,5
1,2,3,4,7,8	-HxCDD	0,1	1,2,3,4,7,8	- HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8	-HxCDD	0,1	1,2,3,6,7,8	- HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9	-HxCDD	0,1	1,2,3,7,8,9	- HxCDF	0,1
			2,3,4,6,7,8	- HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8	-HpCDD	0,01	1,2,3,4,6,7,8	- HpCDF	0,01
			1,2,3,7,8,9	- HpCDF	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9	-OCDD	0,001	1,2,3,4,6,7,8,9	- OCDF	0,001

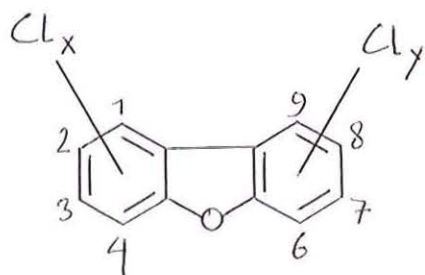
N.B. Aan in substitutiepatroon overeenkomstige gebromeerde dibenzo-p-dioxines en -dibenzofuranen en gemengd chloor-broom dibenzo-p-dioxines en -dibenzofuranen worden dezelfde TEFs toegekend.

Aan andere gechloreerde, gebromeerde of chloor-broom gesubstitueerde dibenzo-p-dioxines en -dibenzofuranen wordt een TEF=0 toegekend.

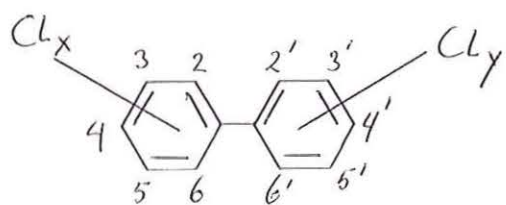
STRUCTUUR VAN PCDD, PCDF EN PCB



polychloordibenzo-p-dioxine (PCDD)



polychloordibenzofuran (PCDF)



polychlorobifenyl (PCB)