

Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1993

J. de Boer en Q.T. Dao

RIVO Rapport 94.004

Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij- 1993

J. de Boer en Q.T. Dao

april 1994

DLO-Rijksinstituut voor Visserijonderzoek
Haringkade 1
Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Telefoon: 02550 64646
Telefax: 02550-64644

De Directie van het RIVO-DLO is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van het RIVO-DLO; opdrachtgever vrijwaart het RIVO-DLO van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.

Inhoudsopgave:

1.	Inleiding.....	3
2.	Materiaal en methoden.....	3
2.1	Vismonsters	3
2.2	Analysemethoden.....	4
2.2.1	PCB's en organochloorpesticiden	4
2.2.2	Kwik	4
3.	Resultaten en discussie	4
3.1	PCB's.....	5
3.1.1	Omrekening naar andere vissoorten.....	6
3.1.2	Vergelijking met dioxine normen.....	6
3.2	Overige organochloorverbindingen.....	8
3.2.1	HCB, HCBd en OCS.....	8
3.2.2	HCH's.....	8
3.2.3	Dieldrin.....	8
3.2.4	DDT.....	9
3.3	Kwik	9
4.	Conclusies.....	9
	Literatuur	10
	Tabellen	
	Figuren	

1. Inleiding

In 1992 is op verzoek van Directie Openlucht Recreatie van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij een begin gemaakt met een jaarlijks monitorprogramma toegespitst op de Nederlandse sportvisserij (Hagel, 1991, de Boer et al., 1993a). Dit programma is een voortzetting van het RIVO-DLO monitorprogramma van PCB's, pesticiden en kwik in rode aal (*Anguilla anguilla*) in het Nederlandse binnenwater (Pieters en Taai, 1991, de Boer en Hagel, 1994). Ten behoeve van de sportvisserij werd het RIVO-DLO programma uitgebreid tot 24 locaties. Tevens zou door de sportvisserij-organisaties gezorgd worden voor snoekbaarsmonsters van dezelfde locaties als de aalbemonstering, waarin kwik zou worden geanalyseerd.

Dit rapport geeft een verslag van de resultaten van het tweede jaar (1993) van dit monitorprogramma.

2. Materiaal en methoden

2.1 Vismonsters

Het RIVO-DLO monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij omvat rode aal van de volgende locaties: Aarkanaal (Ter Aar), Haringvliet-oost en -west, Hollands Diep, IJssel (Deventer), IJsselmeer (Medemblik), Kanaal van Gent naar Terneuzen (Sas van Gent), Ketelmeer, Lauwersmeer, Lek (Culemborg), Maas (Eijsden), Maas (Keizersveer), Maas-Waalkanaal (Heumen), Nieuwe Merwede, Noordhollands Kanaal (Akersloot), Noordzeekanaal (Kruithaven), Prinses Margrietkanaal (Suawoude), Rijn (Lobith), Roer (Vlodrop), Twentekanaal (Hengelo), Vecht (Ommen), Volkerak, Waal (Tiel) en Zoommeer.

Per locatie werden 25 alen bemonsterd in een lengteklasse 30-40 cm. Hiervan werden per locatie mengmonsters gemaakt voor de analyse op PCB's, organochloorpesticiden en kwik. Uitsluitend voor de kwikanalyse werden per locatie nog 15 exemplaren verzameld in de lengteklasse <30 cm en 15 stuks in de lengteklasse >40 cm. In de mengmonsters die hiervan werden samengesteld werd alleen het kwikgehalte bepaald. Alle monstergegevens staan in de Tabellen 1a en 1b. Het was niet in alle gevallen mogelijk om voldoende aal uit alle lengteklassen te verzamelen. Evenals in 1992 werd bijvoorbeeld in het Kanaal van Gent naar Terneuzen met veel moeite slechts één exemplaar gevangen. In de de lengteklasse >40 cm was het op meerdere locaties niet mogelijk om 15 exemplaren te verzamelen (Tabel 1b).

De sportvisserij-organisaties zijn er dit jaar helaas in het geheel niet in geslaagd om snoekbaars aan te leveren. Gevraagd was om per locatie 25 stuks snoekbaars aan te bieden, om zodoende een statistisch voldoende representatief monster te kunnen analyseren. Dit is helaas voor geen enkele locatie mogelijk gebleken.

2.2 Analysemethoden

2.2.1 PCB's en organochloorpesticiden

De aalmonsters werden gefileerd, waarna gelijke hoeveelheden filet van elke aal werden gemengd en gehomogeniseerd. Dit homogenaat werd gedroogd met natriumsulfaat en geëxtraheerd volgens Soxhlet met dichloormethaan/pentaaan (1:1) gedurende 6,5 uur. Na verwijdering van de dichloormethaan door indamping aan de rotovapor, werd het vet uit het extract verwijderd door elutie over aluminiumoxide. Na opnieuw indampen aan de rotavapor werd een fractionering over silicagel uitgevoerd om de PCB's te scheiden van de meeste pesticiden. Als interne standaard werd CB 112 (2,3,5,6,3'-pentachloorbifenyyl) gebruikt. Na een proefinjectie en zonodig concentrering of verdunning van de monsters werd de uiteindelijke analyse uitgevoerd met behulp van gaschromatografie met electron capture detectie (GC/ECD), gebruik makend van een capillaire CP-Sil 19 CB kolom (de Boer, 1988).

Bij elke monsterserie werd een intern laboratorium-referentiemonster geanalyseerd. Voor een aantal PCB's en pesticiden werden de resultaten van deze analyses bijgehouden op een kwaliteitskaart, waarmee de analysekwaliteit van elke monsterserie kan worden getoetst. De analysekwaliteit werd verder regelmatig getoetst door deelname aan intercalibraties. De uiteindelijke resultaten werden gecorrigeerd voor recovery. Deze recoveries varieerden tussen 80 en 98%. De detectiegrenzen lagen ongeveer op 1 µg/kg. Voor enkele pesticiden werden soms hogere detectiegrenzen gevonden veroorzaakt door interferenties in het chromatogram. Door de aanwezigheid van negatieve pieken konden enkele pesticiden niet bepaald worden. De vetgehalten werden bepaald door droog dampen van een deel van het extract na Soxhlet-extractie. Voor aal zijn op deze wijze verkregen vetgehalten volledig vergelijkbaar met totaal vetgehalten, bepaald volgens de methode van Bligh and Dyer (de Boer, 1988).

2.2.2 Kwik

Totaalkwik (Hg) werd bepaald door middel van flow injectie analyse en vlamloze atoomabsorptiespectrometrie. De gebruikte apparatuur bestond uit een AS-90 autoinjector, een FIAS-200 flow injectie en een AAS-3100 spectrofotometer, alle van Perkin Elmer. De destructie van de monsters werd uitgevoerd in teflon vaatjes bij verhoogde temperatuur en druk in aanwezigheid van 10 ml 65% HNO₃ met behulp van een MDS Microwave (CEM) monsterdestructie systeem. De detectiegrens, berekend als drie maal de ruis, bedroeg 0.01 mg/kg op produktbasis.

3. Resultaten en discussie

De resultaten van de diverse analyses staan vermeld in de tabellen 2 - 4. De figuren 1 - 6 geven een visuele presentatie van de PCB en organochloorpesticiden-gehalten op vetbasis en de kwikgehalten op produktbasis. Figuur 7 toont de trends van enkele indicator PCB's in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij

Eijsden vanaf het eind van de zeventiger jaren. In figuur 8 wordt de trend in het kwikgehalte in aal van deze locaties weergegeven.

3.1 PCB's

Sinds het begin van de PCB-metingen in Nederland zijn de hoogste PCB-gehalten steeds aangetroffen in aal uit de Rijn en de Maas (de Boer en Hagel, 1994). Ook in 1993 is in deze situatie geen verandering gekomen (figuur 1). Alleen in aal van locaties die niet in directe verbinding staan met Rijn- en Maaswater, zoals enkele locaties in Noord-Nederland, werden relatief lage PCB-gehalten aangetroffen.

De trends in figuur 7 laten zien dat in aal uit de Rijn bij Lobith en uit de Maas bij Eijsden geen significantie dalingen in het gehalten van de belangrijkste PCB congeneer, PCB 153 zijn opgetreden. In aal uit het oostelijk Haringvliet is vanaf 1988 een duidelijke stijging in het PCB 153 waargenomen, die vermoedelijk gerelateerd kan worden aan een verontreiniging van lokale aard (de Boer et al., 1993a). Tot nu toe is de waterbeheerder, Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland, er nog niet in geslaagd de bron van deze verontreiniging te traceren. Het in 1993 gemeten PCB-gehalte was wel wat lager. De gehalten van de overige hoger gechlorideerde PCB's zoals PCB 180, verlopen identiek aan dat van PCB 153 (figuur 7).

Nadat in het begin van de tachtiger jaren een daling was opgetreden in de gehalten van licht gechlorideerde PCB's, zoals PCB 52, in aal uit de Rijn bij Lobith, is ook dit gehalte sinds 1986 min of meer op een constant niveau gebleven (figuur 7).

Een opvallende stijging aan licht gechlorideerde PCB's, met name PCB 52 en PCB 101, is waargenomen in aal uit de Nieuwe Merwede (tabel 2). De PCB 52 en PCB 101 gehalten bedragen in deze aal nu bijna 50% van het PCB 153 gehalte, terwijl dit op de overige locaties in het Rijnstroomgebied tussen de 10 en 30% ligt. Een lokale verontreiniging lijkt de meest waarschijnlijke verklaring.

De PCB gehalten in aal uit de Maas bij Keizersveer zijn circa 50% hoger dan die in aal uit de Maas bij Eijsden. Dit verschil in PCB gehalten dat al sinds enige jaren wordt waargenomen, kan verklaard worden uit een betrekkelijk hoge PCB-afvoer via de Niers. Duitse metingen uit 1991 en 1992 wijzen op sterk verhoogde PCB gehalten in sediment uit de Niers (Anon, 1992 a,b). Nader onderzoek in aal uit de Niers zou dit kunnen bevestigen.

Opnieuw was het erg moeilijk om een representatief aalmonster te verkrijgen uit het Kanaal van Gent naar Terneuzen. Door de bijzonder slechte aalstand ter plaatse kon ook nu slechts één exemplaar worden gevangen. Hierin bleek het PCB gehalte ruim tienvoudig lager te zijn dan in 1992. Dit bemoedigt uiteraard een evenwichtige conclusie over de PCB verontreiniging ter plaatse. In 1994 zal opnieuw getracht worden een representatief aalmonster van deze locatie te verkrijgen. Als alternatief kan eventueel een sedimentmonster worden geanalyseerd.

In vergelijking met 1992 werd in aal uit de Vecht bij Ommen ongeveer een verdubbeling van het PCB gehalte op vetbasis gevonden. Het PCB gehalte in aal uit de Vecht bij Ommen bedraagt circa een derde van dat in aal uit de Rijn.

Overschrijdingen van de warenwet-normen voor PCB's in aal (Staatscourant, 1984) werden gevonden op zes locaties: Haringvliet-oost en -west, Hollands Diep, Maas bij Keizersveer, Nieuwe Merwede en Rijn bij Lobith. De daling van het PCB 52 gehalte in aal uit de Roer heeft zich zodanig doorgezet, dat nu voor het eerst geen overschrijding van de PCB-normen meer werd gevonden op deze locatie. In aal uit de Roer wordt ook

jaarlijks het gehalte aan de PCB-verters tetrachloorbezytoluenen (Ugilec) gemeten. Ook het gehalte van deze stoffen in aal uit de Roer daalt nog steeds en is nu een zodanig niveau (0.14 mg/kg op produktbasis) dat dit geen bedreiging meer vormt voor de consumptiekwaliteit van aal (RIVO-DLO, 1994).

De PCB gehalten in aal uit het IJsselmeer bij Medemblik liggen op circa een derde van de normen. Aangenomen mag worden dat aal afkomstig uit het zuid-oostelijk deel van het IJsselmeer als gevolg van de invloed van het Rijnwater hogere PCB gehalten bevat, maar dat ook deze gehalten de PCB-normen voor aal niet zullen overschrijden.

3.1.1 Omrekening naar andere vissoorten

PCB gehalten in verschillende vissoorten, uitgedrukt op vetbasis, zijn in principe met elkaar vergelijkbaar. PCB gehalten in aal kunnen daarom gebruikt worden om een schatting te maken van PCB gehalten in andere vissoorten, die op dezelfde locatie voorkomen. Een onzekerheid daarbij is het migratiegedrag: aal is erg plaatsgebonden, veel schubvissoorten zullen meer migreren.

Uitgaande van een gemiddeld vetgehalte in aal van 150 g/kg en in de meeste schubvissoorten (snoekbaars, baars, blankvoorn) van 10 g/kg, kan het PCB gehalte in schubvis geschat worden op circa 7% van dat in aal. De warenwet-normen voor PCB's in schubvis bedragen 20% van die in aal (Staatscourant, 1984).

Een schatting van het PCB 153 gehalte in schubvis van de locaties met de hoogste PCB 153 gehalten in aal levert het volgende op: Haringvliet-oost: 55 mg/kg, Haringvliet-west: 42 µg/kg, Hollands Diep: 34 µg/kg, Maas, Keizersveer: 49 µg/kg, Nieuwe Merwede: 29 µg/kg (PCB 52: 13µg/kg) en Rijn, Lobith: 49 µg/kg. De PCB 153 norm voor schubvis bedraagt 100 µg/kg (PCB 52: 40 µg/kg). De hoogste PCB gehalten in schubvis komen dus naar schatting niet hoger dan zo'n 50% van de norm.

3.1.2 Vergelijking met dioxine normen

PCB's hebben, zij het in mindere mate, eenzelfde toxische werking als gechlloreerde dioxines. Met behulp van toxiciteits-equivalentiefactoren (TEF's) kan de toxiciteit van een PCB congener uitgedrukt worden in dioxine-equivalenten (TEQ). In 1993 is internationaal overeenstemming bereikt over de voor PCB's te gebruiken TEF's. Deze TEF's, vastgesteld op een vergadering van de TEF-werkgroep van de Wereld Gezondheids Organisatie (WHO) (WHO, 1993), worden vermeld in tabel 5. De WHO-TEF's wijken op een aantal punten af van de tot nu toe door ons gehanteerde TEF's van de Nederlandse TEF-werkgroep (de Boer et al., 1993 a,b). Zo is de TEF voor PCB 77 nu aanzienlijk verlaagd, terwijl er nu ook TEF's zijn ingevoerd voor de PCB's 170 en 180. Voor rode aal heeft dit tot gevolg dat de berekende TEQ's van PCB's (PCB-TEQ) hoger uitvallen wanneer de WHO-TEF's worden gebruikt. De berekende PCB-TEQ's staan vermeld in tabel 6. Deze TEQ's zijn als volgt berekend: de gehalten van de PCB's 105, 118, 156, 170 en 180 werden vermenigvuldigd met hun TEF's en bij elkaar opgeteld. Vervolgens werd op basis van vastgestelde verhoudingen tussen de PCB's 77, 126, 169 t.o.v. PCB 153 (de Boer et al., 1993b) een schatting gemaakt van de gehalten aan PCB's 77, 126 en 169. In de monsters Haringvliet-west, Hollands Diep, Ketelmeer en Rijn, Lobith werden de gehalten aan PCB 77, 126 en 169 ook daadwerkelijk gemeten. Deze gehalten werden eveneens vermenigvuldigd met hun TEF en vervolgens bij de TEQ van PCB's 105, 118, 156, 170 en 180 opgeteld, resulterend in de PCB-TEQ vermeld in tabel 6. De gehalten van de PCB's

114, 123, 157, 167 en 189 werden niet gebruikt omdat de TEQ's van deze PCB's te verwaarlozen zijn t.o.v. die van de overige PCB's (de Boer en Brinkman, 1994). In Nederland is nog geen norm van kracht voor dioxine-equivalenten in vis. De Canadese norm bedraagt 20 ng/kg (van der Valk, 1989). Uit tabel 6 blijkt dat op vele locaties deze Canadese norm wordt overschreden, in aal uit het oostelijk Haringvliet zelfs met een factor 6. Ook in aal uit het IJsselmeer bij Medemblik wordt een overschrijding van deze norm gevonden.

Deze resultaten benadrukken nog eens de zorg omtrent de hoge PCB gehalten in aal uit het Nederlandse binnenwater en de daaraan verbonden risico's voor de consumptie van deze aal.

3.2 Overige organochloorverbindingen

3.2.1 HCB, HCBD en OCS

Uit figuur 2 blijkt dat, evenals voor PCB's, de hoogste HCB (hexachloorbenzeen) gehalten worden gevonden in het stroomgebied van de Rijn en de Maas. Dit wijst erop dat de HCB verontreiniging voornamelijk uit industriële bronnen afkomstig is. Dit geldt tevens voor HCBD (hexachloorbutadiëen) en OCS (octachloorstyreen); tussen de gehalten van deze stoffen en HCB is veelal een verband (tabel 3). Alle drie komen o.a. vrij bij de bereiding van tri- en tetrachlooretheen. Ondanks een daling van het HCB-gehalte in de Rijn en de Maas in het begin van de tachtiger jaren blijkt het HCB gehalte in aal uit deze rivieren nog steeds circa tienvoudig hoger te zijn dan in aal van locaties die niet met deze rivieren in verbinding staan (figuur 2).

De hoge HCB gehalten in aal uit de IJssel en uit de Waal bij Tiel kunnen mogelijk duiden op een HCB-lozing op Nederlands grondgebied. De conceptnorm voor HCB van 100 µg/kg (LAC, 1989) wordt op deze locaties overschreden. Opvallend is de meer dan tienvoudige daling het HCB gehalte in aal uit de Nieuwe Merwede tot 18 µg/kg. Het HCBD gehalte is hier ook laag, 1.6 µg/kg maar het OCS gehalte is hoger dan dat van HCB: 31 µg/kg (tabel 3).

Op dezelfde manier als voor PCB's kan een schatting gemaakt worden van het HCB gehalte in schubvis. Deze gehalten liggen op circa 7% van die in aal, terwijl de HCB concept-normen voor schubvis 50% van die in aal bedragen (50 µg/kg). HCB gehalten zullen daarom zelfs in schubvis uit de grote rivieren, geen belemmering zijn voor de consumptie van deze vis.

3.2.2 HCH's

Figuur 3 laat zien dat de HCH gehalten op de diverse locaties onderling veel minder verschillen dan de HCB en PCB gehalten. De oorzaak hiervan is de toepassing van γ -HCH (lindaan) als pesticide, waardoor de gehalten in aal van buiten het gebied van de grote rivieren nauwelijks verschillen van die in aal uit deze rivieren.

Een extreem hoog HCH gehalte werd opnieuw aangetroffen in aal uit het Twentekanaal bij Hengelo (figuur 3, tabel 3). Alleen op deze locaties worden de concept normen voor HCH's in aal overschreden. Visconsumptie uit dit gebied, waarin het verleden lindaan is geproduceerd, wordt al jaren ontraden (Bremmer, 1992).

Ook in aal uit de Roer en het Kanaal van Gent naar Terneuzen werd een betrekkelijk hoog γ -HCH gehalte aangetroffen.

Voor schubvis zijn geen concept norm-overschrijdingen te verwachten, zelfs niet in het Twentekanaal.

3.2.3 Dieldrin

De dieldrin gehalten zijn over het algemeen lager dan in 1992. Een hoog dieldrin gehalte werd evenals in 1992 aangetroffen in aal uit het Aarkanaal: 164 $\mu\text{g}/\text{kg}$ op vetbasis (figuur 4), nu echter wel circa 2.5x lager dan in 1992. Ook in de aal uit het Kanaal van Gent naar Terneuzen werd een betrekkelijk hoog dieldrin gehalte gemeten: 39 $\mu\text{g}/\text{kg}$ op produktbasis (171 mg/kg op vetbasis). Concept-normen voor dieldrin in aal werden niet overschreden, hetgeen ook niet is te verwachten voor concept normen voor dieldrin in schubvis.

3.2.4 DDT

Evenals voor de overige pesticiden zijn de hoogste DDT gehalten niet gerelateerd aan de locaties in het stroomgebied van de Rijn en de Maas (figuur 5). Het is echter wel zo dat de ΣDDT gehalten in aal van de twee noordelijke locaties duidelijk lager is dan dat in de overige aalmonsters.

Sinds 1988 worden verhoogde p,p' -DDE gehalten gevonden in aal uit het oostelijk Haringvliet. Opvallend is nu dat het ΣDDT gehalte in aal uit de Rijn bij Lobith in 1993 op vetbasis zelfs nog iets hoger is dan dat in aal uit het oostelijk Haringvliet (1,6 mg/kg op vetbasis). Ook in aal uit de Rijn bij Lobith wordt het hoge ΣDDT gehalte voornamelijk bepaald door p,p' -DDE. De oorzaak van deze stijging is onbekend. De concept-norm voor ΣDDT in aal van 1 mg/kg wordt op geen enkele locatie overschreden. De concept-norm voor overige visserijproducten (0.5 mg/kg) zal naar verwachting ook door schubvis nergens worden overschreden.

3.3 Kwik

Kwikgehalten zijn in rode aal voor de meeste monsters bepaald in drie lengteklassen: <30 cm, 30-40 cm en >40 cm. De kwikgehalten in tabel 4 laten zien dat in de >40 cm groep consequent hogere gehalten worden gevonden, hetgeen wijst op een toename van het kwikgehalte met de leeftijd.

Evenals in 1992 werden ook nu relatief hogere kwikgehalten aangetroffen in aal uit het westelijk stroomgebied van de Rijn: Lek Culemborg, Nieuwe Merwede, Hollands Diep, Haringvliet (figuur 6). Nalevering van (methyl)kwik uit het sediment is de belangrijkste oorzaak voor de verhoogde kwikgehalten in deze wateren (Pieters en Hagel, 1992). De hoge kwikgehalten in aal uit het oostelijk Haringvliet (figuren 6 en 8) gaan gelijk op met de verhoogde PCB en DDE gehalten.

De kwikgehalten in aal uit de Maas zijn significant lager dan die in aal uit de Rijn (figuur 6), die overigens wel langzaam dalen (figuur 8). In alle aalmonsters blijft het kwikgehalte onder de warenwet norm van 1 mg/kg . Omdat kwik, anders dan de organochloorverbindingen, niet in het vet van de vis oplost, maar aan eiwit wordt gebonden, is een

omrekening van kwikgehalten in aal naar andere vis niet eenvoudig te maken. Uit ervaring blijkt dat kwikgehalten in snoekbaars in het algemeen wat hoger zijn dan die in aal. Ook nemen de kwikgehalten toe met de leeftijd van de vis. Met name in de grote rivieren en ook in het IJsselmeer is overschrijding van de warenwet norm voor kwik van 1 mg/kg door grote snoekbaars nog steeds niet uit te sluiten.

4. Conclusies

De resultaten van het monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij in 1993 laten zien dat op slechts enkele locaties normoverschrijdingen worden geconstateerd. Dit is met name het geval voor PCB's in aal uit de grote rivieren. Wanneer de PCB gehalten uitgedrukt worden in dioxine-equivalenten en vergeleken worden met de Canadese norm van 20 ng/kg zijn de overschrijdingen sterker en veelvuldiger. De PCB verontreiniging in aal vormt daarom voor de sportvisserij nog steeds het grootste waterverontreinigingsprobleem. In schubvis werden naar verwachting geen consumptienormen voor PCB's overschreden.

Van de overige organochloorverbindingen werden alleen voor HCB op twee locaties in aal uit de grote rivieren en voor HCH's in aal uit het Twentekanaal normoverschrijdingen vastgesteld. Voor schubvis worden geen normoverschrijdingen verwacht.

Voor kwik werden geen normoverschrijdingen vastgesteld in aal, maar normoverschrijdingen door grotere snoekbaars uit de grote rivieren of het IJsselmeer kan niet worden uitgesloten. Uitbreiding van het monitoringprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij met snoekbaars en analyse van deze snoekbaars op kwik wordt daarom wenselijk geacht.

Het huidige monitorprogramma biedt een goed inzicht in de belasting van Nederlandse aal met PCB's, andere organochloorverbindingen en kwik. Bedacht moet echter worden dat het programma niet landsdekkend is. Uit gegevens over verontreiniging van sediment met genoemde stoffen (Carpentier, 1993) mag worden verondersteld dat op meerdere locaties in Nederland vis voorkomt met betrekkelijk hoge gehalten aan PCB's, andere organochloorverbindingen of metalen.

Literatuur

- Anon. (1992a). Gewassergütebericht NRW'91, Landesamt für Wasser und Abfall, Nordrhein - Westfalen, Düsseldorf, Duitsland.
- Anon. (1992b). Jaarverslag Niersverband 1992.
- Boer, J. de (1988). Chlorobiphenyls in bound and non-bound lipids of fishes; comparison of different extracton methods. *Chemosphere* 17, 1803-1810.
- Boer, J. de, Q.T. Dao en H. Pieters (1993a). Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 1992. RIVO rapport 93.006, IJmuiden.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993b). Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. *Chemosphere* 26, 1827-1842.
- Boer, J. de en P. Hagel (1994). Spatial differences and temporal trends of chlorobiphenyls in yellow eel (*Anguilla anguilla*) from inland waters of the Netherlands. *Sci. Total Environ.*, 141, 155-174.
- Boer, J. de en U.A.Th. Brinkman (1994). TCDD equivalents of mono-ortho substituted chlorobiphenyls - influence of analytical error and uncertainty of toxic equivalency factors. *Anal. Chim. Acta* 289, 261-262.
- Bremmer, A. (1992). HCH's en andere gechloreerde koolwaterstoffen in paling uit het Twentekanaal. Inspectie Gezondheidsbescherming, Enschede.
- Carpentier, C. (1993). Contaminatie van zoetwatervis in Zuid-Holland. Provincie Zuid-Holland, Dienst Water en Milieu, 's-Gravenhage.
- Hagel, P. (1991). Naar een kwaliteitsmonitoring-programma voor sportvis: aal in de grote rivieren 1986-1990. RIVO-rapport MO 91-02.
- LAC (1989). Jaarverslag Landbouw Advies Commissie (LAC) "Milieukritische stoffen", 1988. Ministerie van Landbouw en Visserij.
- Pieters, H. en C.K.P. Taai (1991). Het voorkomen van milieukritische stoffen in predatorvissen, prooivissen, driehoeksmosselen, zoöplankton en bodemdieren afkomstig uit het Nederlandse deel van het Rijnstroomgebied. RIVO-rapport MO 91-205, IJmuiden.
- Pieters, H. en P. Hagel (1992). Biomonitoring of mercury in European eel (*Anguilla anguilla*) in the Netherlands, compared with pike-perch (*Stizostedion lucioperca*): statistical analysis. In: Heavy metals in the Environment II, J.P. Vernet (ed.), Elsevier, Amsterdam.
- RIVO-DLO (1994). Jaarverslag 1993, in druk.
- Staatscourant (1984). 239 (6 December). Regeling normen PCB's (Warenwet).
- Valk, F. van der (1989). Overview of standards for contaminants in fishery products. Report of the Working Group on Environmental Assessment and Monitoring Strategies. Brest, 24-28 April 1989. Intern. Council for Exploration of the Sea, Copenhagen.

Tabel 1a: *Monstergegevens rode aal (PCB onderzoek)*

Locatie nr.	Locatie	Datum	Aantal vissen	Lengte (cm) gem.-min.- max.	Gewicht (g) gem.-min.- max.
322	Aarkanaal, Ter Aar	14-05-93	20	33-28-42	67-35-131
9A	Haringvliet-oost	24-05-93	25	35-29-40	82-46-127
9B	Haringvliet-west	08-06-93	25	32-30-38	83-54-153
8	Hollands Diep	01-06-93	25	36-31-41	99-59-151
11	IJssel, Deventer	28-04-93	25	35-32-41	96-62-132
3	IJsselmeer, Medemblik	06-93	25	33-30-37	61-43-86
337	Kanaal Gent-Terneuzen, Sas van Gent	18-05-93	1	57	318
4	Ketelmeer	12-05-93	25	33-30-39	71-53-109
1	Lauwersmeer	11-05-93	25	34-30-41	71-41-102
13	Lek, Culemborg	27-04-93	25	35-30-40	77-44-123
16	Maas, Eijsden	07-05-93	23	33-29-39	70-40-117
162	Maas, Keizersveer	03-05-93	25	34-30-41	77-50-123
15B	Maas-Waal kanaal, Malden	04-05-93	25	36-32-39	100-65-136
72	Nieuwe Merwede	01-06-93	25	34-30-38	79-53-123
324	Noordhollands kanaal, Akersloot	07-06-93	24	33-29-40	71-40-128
356	Noordzeekanaal, Kruithaven	10-05-93	25	36-32-42	90-51-127
321	Prinses Margrietkanaal, Suawoude	11-05-93	25	35-31-40	78-46-106
12	Rijn, Lobith	04-05-93	22	39-34-43	102-75-139
40	Roer, Vlodrop	06-05-93	18	37-30-44	83-38-138
67	Twentekanaal, Hengelo	28-04-93	12	39-36-42	124-89-154
341	Vecht, Ommen	29-04-93	25	34-31-40	76-53-126
66	Volkerak	27-05-93	25	34-31-41	79-51-118
14	Waal, Tiel	27-04-93	25	36-32-41	89-58-124
71	Zoommeer	27-05-93	25	35-30-40	74-42-126

Tabel 1b: Monstergegevens rode aal (kwik onderzoek)

Lengteklasse:		<30 cm			>40 cm			
Locatie nr.	Locatie	Datum	Aantal vissen	Gem. lengte (cm)	Gem. gewicht (g)	Aantal vissen	Gem. lengte (cm)	Gem. gewicht (g)
9A	Haringvliet-oost	24-05-93	15	25	28	1	63	529
9B	Haringvliet-west	08-06-93	15	24	25	7	50	297
8	Hollands Diep	01-06-93	15	25	31	6	57	463
11	IJssel, Deventer	28-04-93	15	27	38	14	51	293
3	IJsselmeer, Medemblik	93	15	27	31	2	43	146
4	Ketelmeer	12-05-93	15	26	32	9	49	251
13	Lek, Culemborg	27-04-93	14	26	29	15	50	250
1	Lauwersmeer	11-05-93	15	26	28	10	55	315
16	Maas, Eijsden	07-05-93	6	27	32	10	46	213
162	Maas, Keizersveer	03-05-93	15	23	21	10	49	288
15B	Maas-Waal kanaal, Maalden	04-05-93	6	25	33	14	47	219
72	Nieuwe Merwede	01-06-93	15	25	26	10	44	159
324	Noordhollands kanaal, Akersloot	07-06-93	15	26	31	15	56	392
12	Rijn, Lobith	04-05-93	15	26	33	15	53	321
40	Roer	06-05-93	13	26	26	15	54	281
67	Twentekanaal, Hengelo	28-04-93	9	31	61	15	53	336
341	Vecht, Ommen	29-04-93	15	28	30	15	47	199
66	Volkerak	27-05-93	7	29	35	12	54	358
14	Waal, Tiel	27-04-93	13	25	28	9	52	294
71	Zoommeer	27-05-93	4	29	38	15	53	330

Tabel 2: PCB-gehalten in rode aal uit, uitgedrukt in µg/kg op produktbasis (normoverschrijdingen zijn onderstreept)

PCB no.	28	52	101	105	118	138	153	15	180	Vet gehalte (g/kg)
Toleranties	500	200	400		400	+163 500	500	6	600	
Aarkanaal, Ter Aar	4.5	25	33	4.6	33	45	83	3.3	25	110
Haringvliet-oost	7.0	91	120	48	200	<u>530</u>	<u>930</u>	32	280	169
Haringvliet-west	7.4	52	56	19	120	280	<u>600</u>	14	170	142
Hollands Diep	8.7	120	170	36	170	320	<u>700</u>	30	220	204
IJssel, Deventer	3.6	75	110	25	95	220	360	18	140	170
IJsselmeer, Medemblik	3.5	19	35	11	48	83	160	6.9	49	279
Kanaal Gent-Terneuzen, Sas van Gent	5.8	60	65	18	51	92	150	6.9	30	228
Ketelmeer	12	60	78	24	99	150	250	17	70	258
Lauwersmeer	1.6	2.9	6.3	2.1	9.8	21	31	1.5	11	167
Lek, Culemborg	9.3	99	110	28	120	220	400	22	140	173
Maas, Eijsden	4.2	41	67	23	65	200	350	15	160	111
Maas, Keizersveer	5.0	67	120	32	130	320	<u>580</u>	22	250	119
Maas-Waal kanaal, Malden	8.2	100	99	47	110	280	360	19	140	263
Nieuwe Merwede	19	<u>300</u>	300	36	270	450	<u>650</u>	25	170	227
Noordhollands kanaal, Akersloot	1.3	4.6	3	2.2	7.1	11	17	0.9	5.3	61
Noordzeekanaal, Kruithaven	5.4	21	46	9.1	43	130	220	9.3	120	114
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	1.1	3.2	6.1	2.6	6.3	14	21	1.2	7.1	234
Rijn, Lobith	7.3	120	150	31	160	320	<u>540</u>	22	190	110
Roer, Vlodrop	12	150	93	63	120	220	290	15	110	123
Twentekanaal, Hengelo	2.1	18	15	9.7	27	56	72	4.2	23	118
Vecht, Ommen	1.4	13	18	9.3	41	80	120	7	40	142
Volkerak	2.3	12	25	7.4	33	75	150	5.2	41	108
Waal, Tiel	6.8	140	170	38	150	340	500	27	170	262
Zoommeer	3.6	16	26	6	37	75	140	5.6	46	120

Tabel 3: Pesticidengehalten in rode aal, uitgedrukt in µg/kg op produktbasis (overschrijdingen van conceptnormen zijn onderstreept).

Pesticiden	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HCBD	HCB	OCS	diel- drin	p,p'- DDE	p,p'- DDD	p,p'- DDT	Σp,p'- DDT	Vet gehalte (g/kg)
Concept-toleranties	50	50	200		100		100				1.000	
Aarkanaal, Ter Aar	1.8	0.9	68	<0.2	6.7	4.6	18	53	19	4	76	110
Haringvliet-oost	4.1	6.0	44	4.1	40	30	n.b	180	61	<4	241	169
Haringvliet-west	3.3	4.2	40	1.5	22	20	12	75	44	<2	129	142
Hollands Diep	4.2	9.6	63	11	76	30	6.8	87	44	4.5	136	204
IJssel, Deventer	5.5	7.5	41	35	<u>110</u>	53	6.1	80	24	3.4	107	170
IJsselmeer, Medemblik	5.7	9.2	36	1.2	8.4	5.4	11	24	19	<0.5	43	279
Kanaal Gent-Terneuzen, Sas van Gent	4.5	4.9	180	1.0	12	4.1	39	42	26	4.5	73	228
Ketelmeer	4.2	8.5	55	5.0	48	15	6.4	61	23	<1	84	258
Lauwersmeer	3.1	<0.5	49	0.1	3.3	0.6	3.2	22	8.6	<2	31	167
Lek, Culemborg	4.3	8.9	39	20	93	23	8.3	74	34	2.8	111	173
Maas, Eijsden	1.2	<0.3	62	19	29	4.4	6.7	34	12	14	60	111
Maas, Keizersveer	1.7	1.1	56	3.4	42	n.b	8.2	68	25	2.5	96	119
Maas-Waal kanaal, Malden	3.7	2.9	100	6.0	75	17	n.b	65	30	<4	95	263
Nieuwe Merwede	5.8	14	58	1.6	18	31	11	150	45	<2	195	227
Noordhollands kanaal, Akersloot	1.6	0.6	14	<0.1	1.7	0.7	2.5	20	11	<1	31	61
Noordzeekanaal, Kruithaven	5.3	4.7	24	0.4	6.9	3.8	6.2	33	45	4.2	82	114
Prinses Margrietkanaal, Suawoude	4.3	<1	33	0.3	3	0.5	n.b.	14	9.5	4.3	28	234
Rijn, Lobith	2.9	4.8	25	18	73	39	4.5	120	57	<5	177	110
Roer, Vlodrop	1.7	3.9	100	0.5	14	16	7.8	64	16	7.9	88	123
Twentekanaal, Hengelo	<u>140</u>	<u>94</u>	73	0.4	8.3	1.6	n.b	59	7.8	<1	67	118
Vecht, Ommen	1.3	<1	27	0.3	8.7	2.1	6.7	85	29	<2	114	142
Volkerak	2.9	3.4	34	0.3	4.7	22	10	44	15	1.5	61	108
Waal, Tiel	7.3	14	44	55	<u>170</u>	54	12	110	42	n.b	n.b.	262
Zoommeer	3.7	4.2	39	1.3	6.1	4.7	12	43	13	<1	56	120

n.b.: niet bepaald

Tabel 4: *Kwikgehalten in aal uit de Nederlandse binnenwateren in mg/kg op produktbasis.*

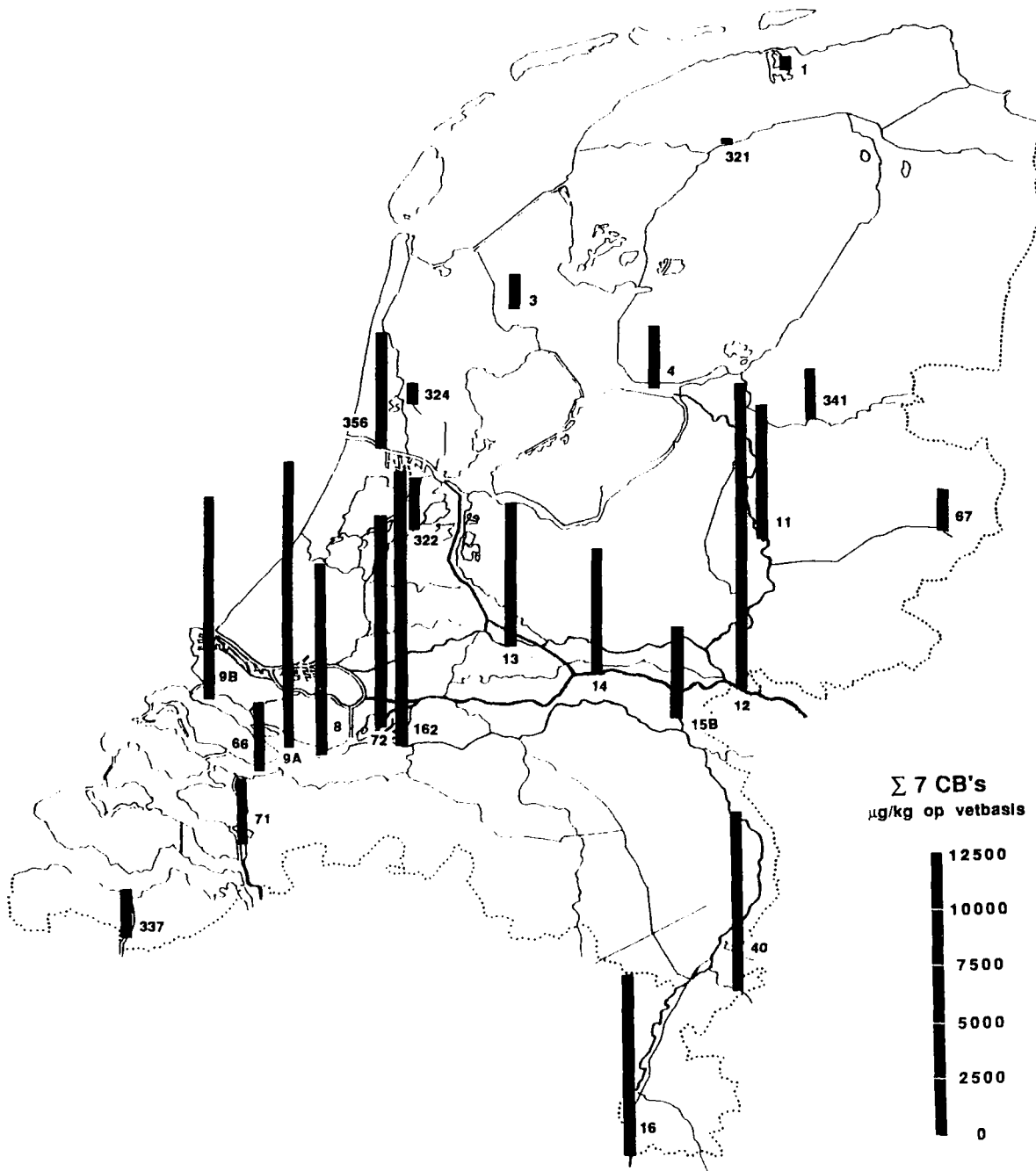
Lengteklasse	<30 cm	30-40 cm	>40 cm
Lokatie			
Aarkanaal, Ter Aar		0.07	
Haringvliet-oost	0.65	0.64	0.50
Haringvliet-west	0.24	0.21	0.34
Hollands Diep	0.22	0.23	0.47
IJssel (Deventer)	0.26	0.22	0.31
IJsselmeer, Medemblik	0.24	0.21	0.37
Kanaal Gent-Terneuzen, Sas van Gent		0.17	
Ketelmeer	0.14	0.16	0.24
Lauwersmeer	0.07	0.10	0.21
Lek (Culemborg)	0.39	0.37	0.62
Maas (Eijsden)	0.10	0.13	0.09
Maas, Keizersveer	0.13	0.13	0.19
Maas-Waal Kanaal	0.12	0.14	0.22
Nieuwe Merwede	0.27	0.29	0.34
Noordhollands kanaal, Akersloot	0.09	0.11	0.18
Noordzeekanaal, Kruithaven		0.11	
Prinses Margrietkanaal, Sudwoude		0.05	
Rijn (Lobith)	0.22	0.18	0.22
Roer, Vlodrop	0.11	0.09	0.12
Twentekanaal, Hengelo	0.19	0.17	0.23
Vecht, Ommen	0.15	0.17	0.23
Volkerak	0.17	0.21	0.26
Waal (Tiel)	0.26	0.28	0.31
Zoommeer	0.12	0.18	0.26

Tabel 5: Toxiciteits-equivalentie-factoren (TEFs) voor PCB's (WHO, 1993).

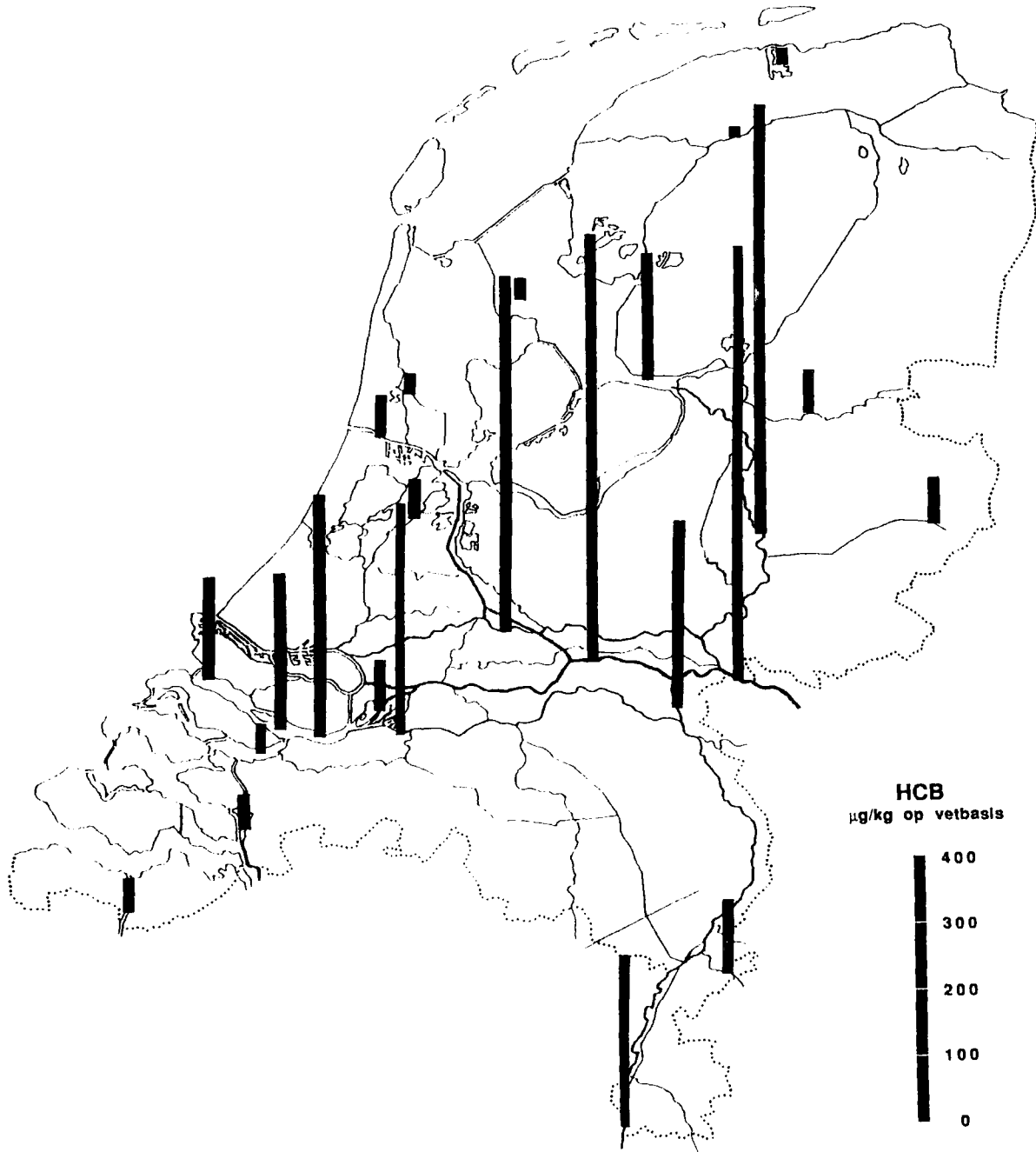
PCB	TEF
77	0.0005
126	0.1
169	0.01
105	0.0001
114	0.0005
118	0.0001
123	0.0001
156	0.0005
157	0.0005
167	0.00001
189	0.0001
170	0.0001
180	0.00001

Tabel 6: PCB gehalten in rode aal uitgedrukt in dioxine-equivalenten
(Overschrijdingen van Canadese norm (20 ng/kg) zijn onderstreept).

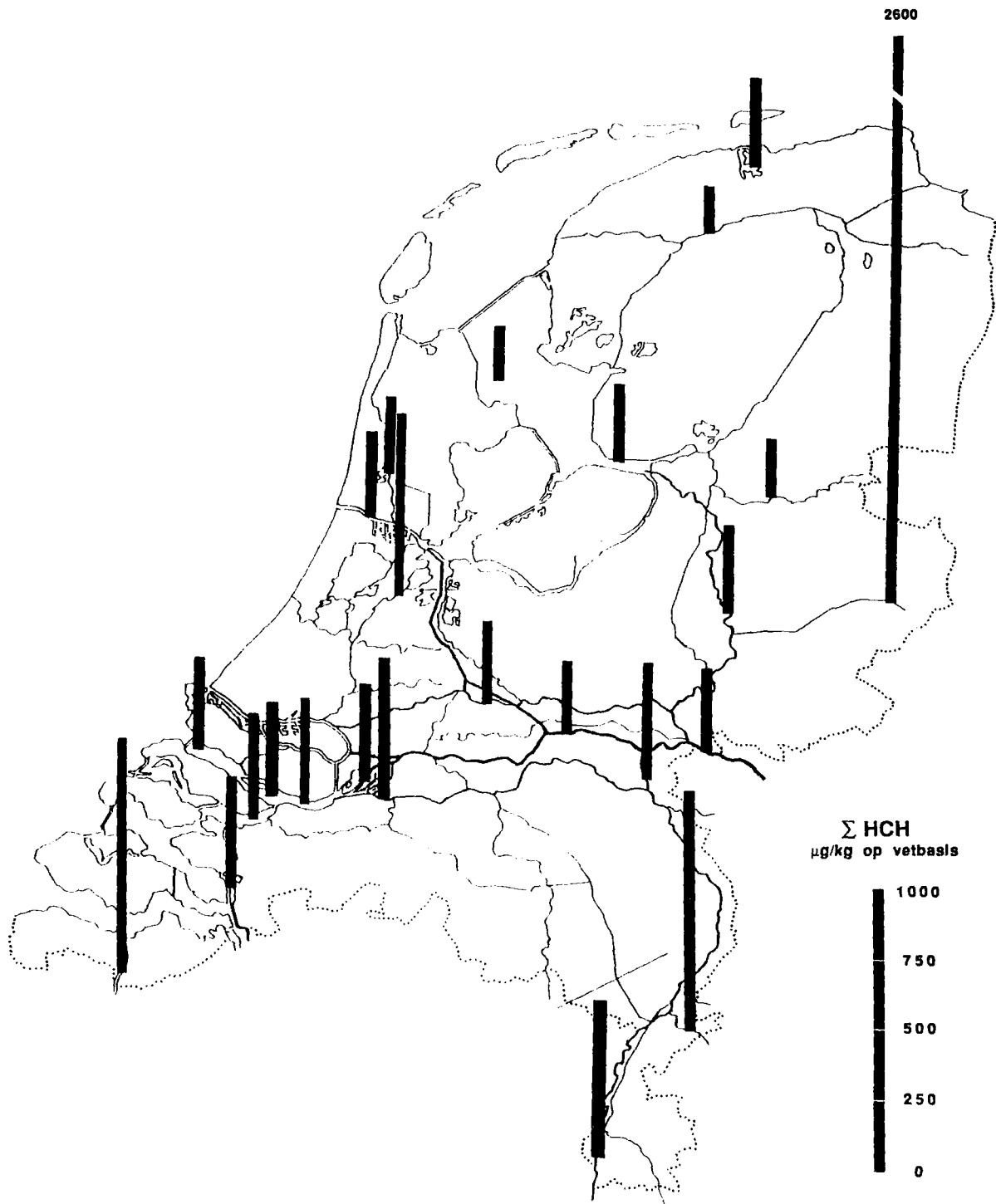
Locatie	PCB-TEQ (ng/kg)
Aarkanaal, Ter Aar	12
Haringvliet-oost	<u>120</u>
Haringvliet-west	<u>63</u>
Hollands Diep	<u>100</u>
IJssel, Deventer	<u>53</u>
IJsselmeer, Medemblik	<u>24</u>
Kanaal Gent-Terneuzen, Sas van Gent	<u>22</u>
Ketelmeer	<u>52</u>
Lauwersmeer	4.7
Lek, Culemborg	<u>64</u>
Maas, Eijsden	<u>50</u>
Maas, Keizersveer	<u>82</u>
Maas-Waalkanaal, Malden	<u>58</u>
Nieuwe Merwede	<u>98</u>
Noordhollandskanaal, Akersloot	2.8
Noordzeekanaal, Kruihaven	<u>32</u>
Prinses Margrietkanaal, Sudwoude	3.3
Rijn, Lobith	<u>79</u>
Roer, Vlodrop	<u>53</u>
Twentekanaal, Hengelo	12
Vecht, Ommen	19
Volkerak	20
Waal, Tiel	<u>76</u>
Zoommeer	19



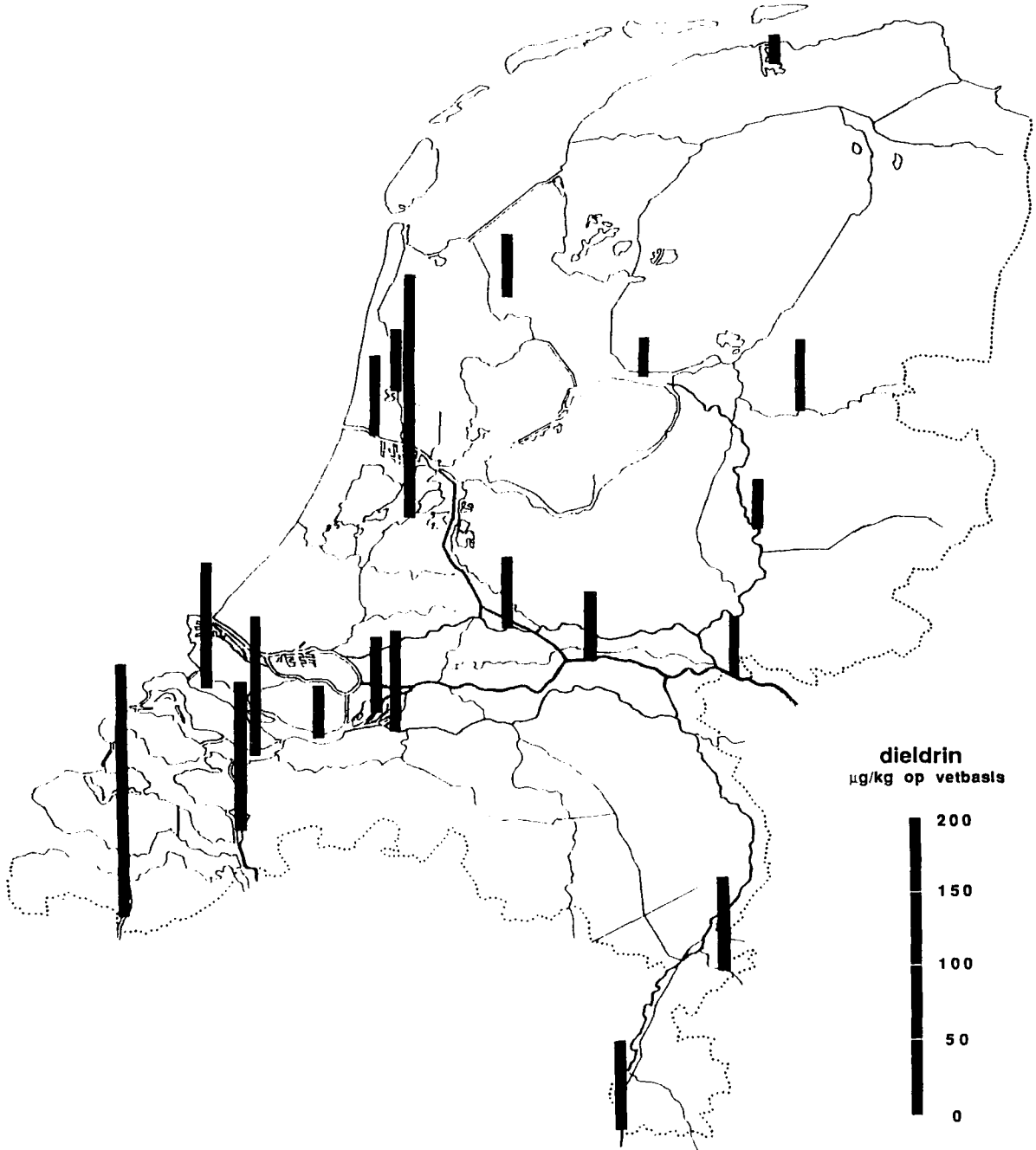
Figuur 1 - Gehalten van de som van de PCB's 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180 ($\Sigma 7CB's$) in rode aal, in $\mu g/kg$ op vetbasis.



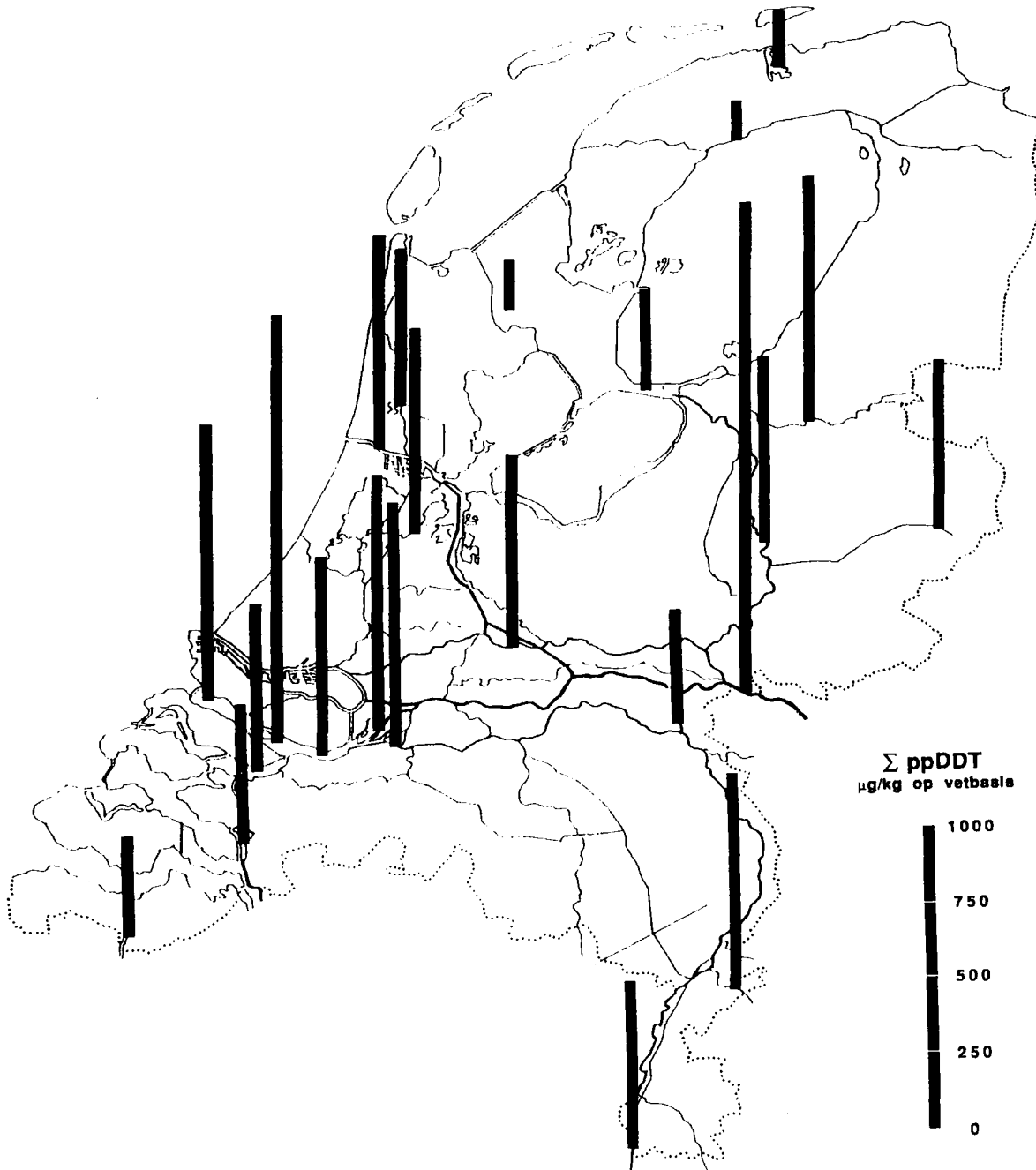
Figuur 2 - HCB gehalten in rode aal, in µg/kg op vetbasis.



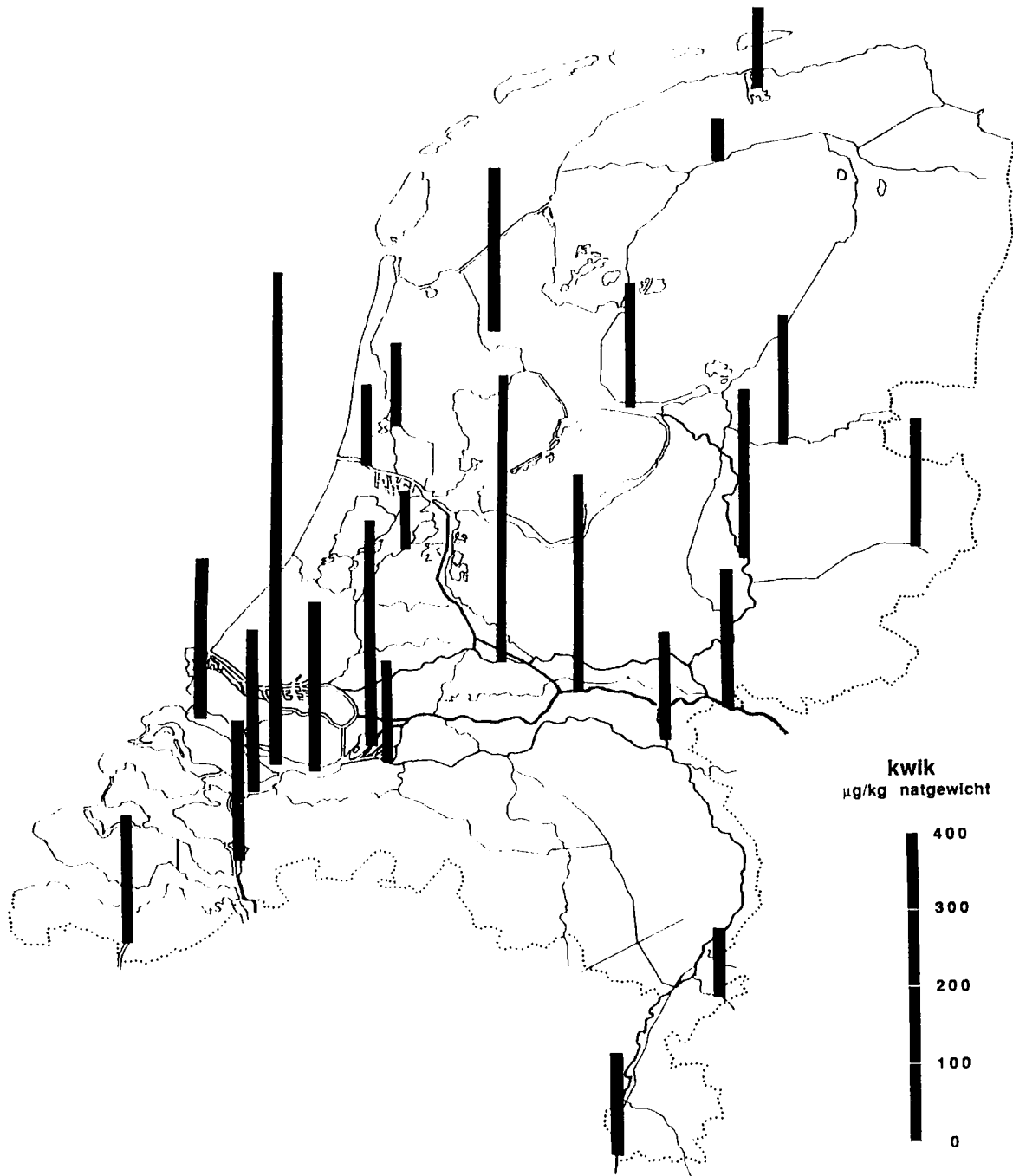
Figuur 3 - Gehalten van α , β en γ -HCH (Σ HCH's), in $\mu\text{g/kg}$ op vetbasis.



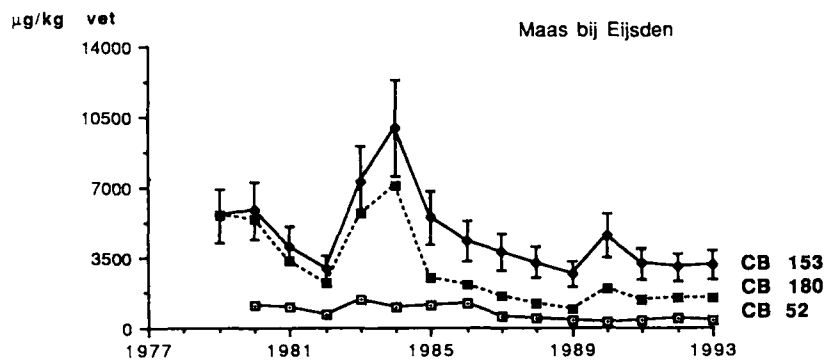
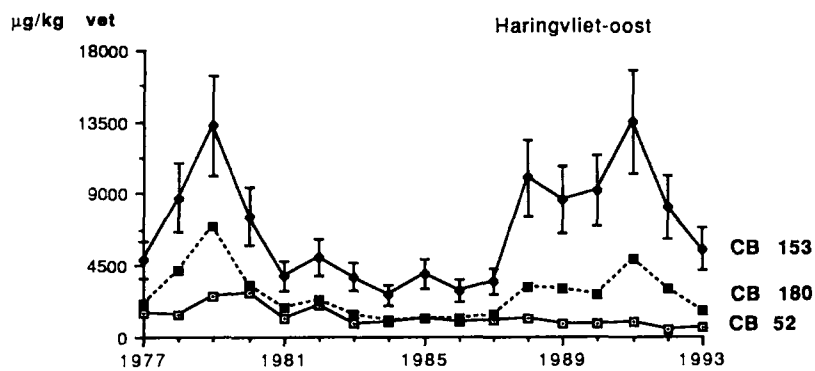
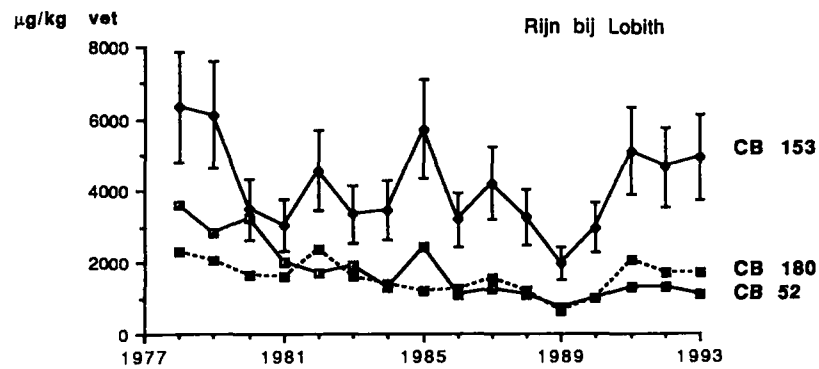
Figuur 4 - Dieldrin gehalten, in µg/kg op vetbasis.



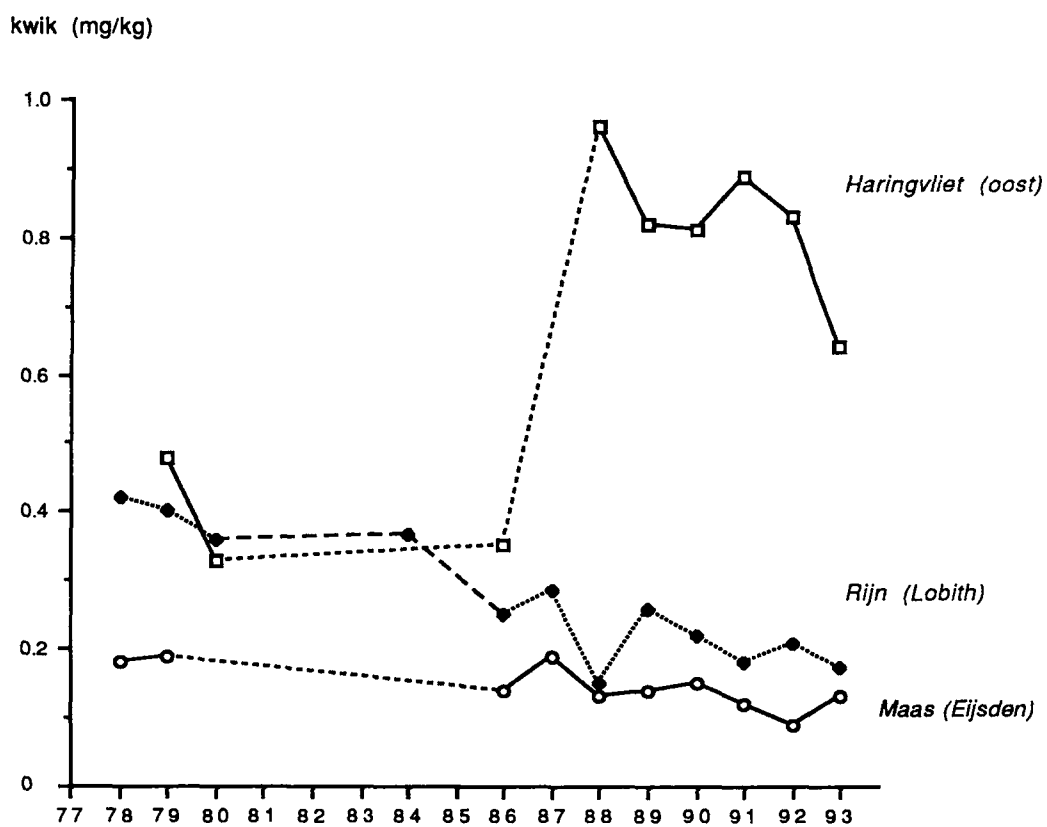
Figuur 5 - Gehalten van p,p'-DDE, p,p'-DDD en p,p'-DDT (Σ p,p'-DDT) in rode aal, in $\mu\text{g}/\text{kg}$ op vetbasis.



Figuur 6 - Kwikgehalten in rode aal (30-40 cm) in µg/kg op produktbasis.



Figuur 7 - Trends van de PCB's 52, 153 en 180 in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij Eijsden, in $\mu\text{g/kg}$ op vetbasis.



Figuur 8 - Trends van het kwikgehalte in rode aal uit de Rijn bij Lobith, het oostelijk Haringvliet en de Maas bij Eijsden, in mg/kg op produktbasis.