

Nederlands Instituut voor Visserijonderzoek (RIVO)

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
Internet: postkamer@rivo.dlo.nl

Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax.: 0113 573477

Rapport

Nummer: C001/04

Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in rode aal - 2003

Drs. H. Pieters en Dr.ir. M.J.J. Kotterman

Opdrachtgever: RIZA
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Project nummer: 342.122270-02

Contract nummer: RI-3868, fase 1

Akkoord: dr. J. de Boer
Afdelingshoofd Milieu en Voedselveiligheid

Handtekening: _____

Datum: 16 februari 2004

Aantal exemplaren: 15
Aantal pagina's: 47
Aantal figuren: 32
Aantal bijlagen: 22

In verband met de
verzelfstandiging van de
Stichting DLO, waartoe tevens
RIVO behoort, maken wij sinds 1
juni 1999 geen deel meer uit van
het Ministerie van Landbouw,
Natuurbeheer en Visserij. Wij zijn
geregistreerd in het
Handelsregister Amsterdam
nr.34135929 BTW nr. NL
808932184B09

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

Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets van dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

Inhoudsopgave

Voorwoord	4
Samenvatting	5
1. Inleiding.....	7
2. Doelstellingen	9
3. Materialen en methoden	10
3.1 Bemonstering aal.....	10
3.2 Analysemethoden	10
3.2.1 Totaal kwik.....	12
3.2.2 Organische microverontreinigingen	12
3.3 Beoordelingscriteria.....	13
3.3.1 TCDD equivalenten	13
3.3.2 Normwaarden	14
3.4 Statistiek	15
3.5 Kwaliteitscontrole	16
4. Resultaten	17
5. Discussie.....	18
5.1 Algemeen.....	18
5.2 Totaalkwik.....	18
5.3 Polychloorbifenylen.....	19
5.4 TEQ gehalten	20
5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten	22
5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS.....	22
5.5.2 HCHs.....	25
5.5.3 Dieldrin	25
5.5.4 DDT	26
5.5.5 Chloorbenzenen en pentachlooranisol	27
6. Gehalten in de periode 1992-2003	28
7. Risico-analyse	34
7.1 Consumptie.....	34
7.2 Kritische waarden voor hogere organismen in het aquatisch ecosysteem.....	34
8. Conclusies.....	40
9. Aanbevelingen	42

10.	Referenties	44
	Verklarende woordenlijst:	47

Voorwoord

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) van het Ministerie van RWS is in 1992 gestart met de uitvoering van het monitoringsprogramma "Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren". Dit vormt weer een onderdeel van "Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands" (MWTL).

Doelstellingen van de metingen zijn:

- signaleren van langjarige ontwikkelingen in de biologische toestand van watersystemen (trend)
- periodieke toetsing van de toestand aan criteria die voortvloeien uit de toegekende functies van wateren (controle).

Parametergroepen die onderdeel uitmaken van het monitoringsprogramma zijn: algen, zoöplankton, macrofauna, waterplanten en oevervegetatie, vissen, broedvogels en watervogels benevens ecotoxicologische parameters.

Een deelproject van de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren heeft als werktitel "Microverontreinigingen in rode aal (*Anguilla anguilla* L.)" en is in de periode 1992 t/m 2003 uitgevoerd door het RIVO.

Het onderhavige rapport beschrijft de situatie in 2003.

De uitgevoerde werkzaamheden betroffen het bemonsteren van aal en het analyseren van microverontreinigingen daarin. Als projectleider fungeerden drs. H. Pieters en dr.ir. M.J.J. Kotterman van RIVO, het project werd begeleid door de heer B. Van den Boogaart en mw. J.L. Maas van het RIZA.

Samenvatting

In het jaar 2003 zijn op 14 locaties in watersystemen van de Nederlandse rijkswateren monsters rode aal verzameld. In de filet zijn analyses uitgevoerd van kwik, PCB's en een aantal andere prioritaire organochloorverbindingen.

Evenals vorige jaren werd ook in 2003 bevestigd dat de Maas minder met kwik is verontreinigd dan de Rijn. Het hoogste kwikgehalte in aal werd gemeten in de Lek bij Culemborg en het IJsselmeer en Ketelmeer. In alle gemeten locaties werd één significante daling gemeten (Haringvliet) in het kwikgehalte en twee keer een stijging (IJsselmeer, Lek bij Culemborg).

Vanwege de sterke daling in 2003 ligt het PCB gehalte in aal uit de Maas bij Borgharen onder de gehalten van Keizersveer en Hollands Diep. Daarmee is de aanzienlijke toename van de laatste jaren van PCB bij Borgharen verleden tijd geworden.

Het hoogste PCB gehalte werd gemeten in aal uit het Hollands Diep. De laagste PCB gehalten werden, net als in 2002, gemeten in het Wolderwijd en het Eemmeer, hetgeen ruim een factor 20 lager is dan in aal uit het Hollands Diep. In alle gemeten locaties was één significante daling gemeten (Maas Borgharen) in het totaal PCB-gehalte en één keer een stijging (IJsselmeer).

Door industriële verontreiniging komen HCBD, QCB, HCB en OCS in hogere concentraties in het Rijnstroomgebied voor dan in het Maasgebied. De gehalten van HCBD, QCB en HCB nemen stroomafwaarts richting IJsselmeergebied en Haringvliet sterk af als gevolg van vervluchtiging. Dit effect van vervluchtiging is door de lagere gehaltniveaus (en daardoor grotere invloeden van andere factoren) nu alleen nog goed waar te nemen bij HCBD.

De som-HCH heeft de afgelopen jaren een sterk dalende trend laten zien, die zich in 2003 op diverse locaties heeft doorgezet. In de Maas bij Borgharen is de som-HCH echter weer aanzienlijk gestegen, veroorzaakt door een toename van γ -HCH. Hoge gehalten aan γ -HCH worden mede in stand gehouden door het gebruik van linaan in de landbouw. Dit verklaart tevens waarom zeer hoge gehalten buiten het Rijnstroomgebied voorkomen.

Ondanks grote variaties van jaar tot jaar komen nog steeds een aantal prioritaire stoffen op de locatie Maas bij Borgharen soms in sterk verhoogde gehalten voor (HCBD, PCB, γ -HCH). Het valt niet uit te sluiten dat deze stoffen als grensoverschrijdende verontreiniging vanuit België via de Maas worden aangevoerd.

Aal afkomstig uit het IJ te Amsterdam liet, evenals in voorgaande jaren, de hoogste gehalten aan QCB en relatief hoogste gehalte aan lager-gechloreerde PCBs zien.

Dieldrin in aal uit het Volkerak ligt nog een factor 3 tot 4 boven het niveau in andere wateren. Het hoge gehalte en de daling na 2000 wekt het vermoeden van een illegale lozing in dit gebied.

De hoogste gehalten aan γ -DDT werden weer gemeten in het Rijnstroomgebied. De gehalten aan DDT in drie locaties (Maas Borgharen, Rijn bij Lobith en Haringvliet) zijn significant lager dan in 2002. In aal uit het IJsselmeer en de Lek bij Culemborg steeg het DDT gehalte juist significant. Op de overige locaties waren de veranderingen slechts gering.

Op geen enkele locatie in de rijkswateren werden in 2003 Warenwettenormen voor kwik en pesticiden overschreden. Ook voor de PCB's werd de Warenwettenorm nergens overschreden in aal.

MTR waarden met betrekking tot het ecosysteem voor γ -DDT en DDE werden op slechts enkele locaties overschreden. De MTR waarde voor CB153 werd op geen enkele locatie overschreden. De MTR waarde met betrekking tot het ecosysteem voor kwik werd op bijna alle locaties overschreden. Alleen in het Eemmeer werd geen overschrijding geconstateerd. Gehalten in aal kunnen ook vergeleken worden met kritische waarden afgeleid voor visetende hogere organismen: HC₅ waarden, waarin het risico voor doorvergiftiging is meegenomen. Voor de watersystemen is het totale risico, berekend als som van de HC₅ percentages voor afzonderlijke stoffen, uitgezet tegen de tijd over de periode 1992 tot en met 2003.

1. Inleiding

Sinds 1976 worden door het RIVO jaarlijks monsters rode aal verzameld in een groot aantal Nederlandse rivieren, kanalen en meren. In mengmonsters filet van de rode alen worden gehalten van een aantal organische en anorganische microverontreinigingen bepaald (Pieters en Hagel, 1992; de Boer en Hagel, 1994; de Boer, 1995). Het betreft stoffen die in aquatische organismen, dus ook in vis, een duidelijke bioaccumulatie vertonen en waarvan, in het geval van organische contaminanten, de log-octanol-water partiticoëfficiënt ($\log K_{ow}$) groter is dan 4. Aquatische organismen lenen zich uitstekend als biomonitor ten behoeve van de monitoring van deze contaminanten in aquatische ecosystemen, vooral als de gehalten van deze contaminanten in het water extreem laag zijn in vergelijking met die in het organisme zelf. De analytische bepaling van contaminanten in het water blijkt dan ofwel niet mogelijk te zijn of slechts met een grote onzekerheid te kunnen worden uitgevoerd. Bodemorganismen, zoetwatermosselen en sommige vissoorten (aal, snoekbaars, blankvoorn) worden het meest gebruikt.

Een biologisch monitororganisme moet aan een aantal voorwaarden voldoen om geschikt te zijn voor de kwantificering van contaminanten in een milieu-compartiment. Het monitororganisme dient plaatsgebonden te zijn, zodat gemeten interne gehalten ook daadwerkelijk inzicht geven over de beschikbaarheid van contaminanten op vooraf vastgestelde locaties.

Bodemorganismen zoals zoetwatermosselen voldoen duidelijk aan deze voorwaarde, maar zijn niet steeds in voldoende mate aanwezig of ontbreken op belangrijke locaties geheel. Een actieve biologische monitoring waarbij zoetwatermosselen van één bepaalde herkomst worden uitgezet gedurende een vaste tijd op de te meten locaties, kan dan uitkomst bieden. Ook vis kan een aantrekkelijk alternatief zijn, maar de meeste vissoorten laten enig trekgedrag zien. Rode aal echter is, na zijn overwinteringsperiode, in het voorjaar sterk plaatsgebonden. Andere voordelen van aal boven andere vissoorten zijn het hoge vetgehalte, waardoor voldoende materiaal voor organische contaminanten-analyses beschikbaar is, de afwezigheid van gametenproductie tijdens het verblijf in de Nederlandse wateren en zijn grote verspreidingsgebied.

Door de plaatsgebonden leefwijze van de aal (migratie-afstanden in het voorjaar <20 km) geven de gehalten in principe een goed beeld van de verontreinigingssituatie op de desbetreffende vangstlocatie.

Sinds 1992 wordt een gedeelte van de resultaten van dit RIVO monitor-programma ("Monitoring Sportvisserij") ingebracht in het project "Meten van microverontreinigingen in rode aal" van Rijkswaterstaat.

De vaste monsterpunten werden meerdere malen aangevuld met een aantal nieuwe, door het RIZA voorgestelde locaties. In 1996 zijn als nieuwe monsterpunten toegevoegd het Eemmeer, de Maas bij Keizersveer en het pand Wiene-Zutphen van het Twentekanaal ter hoogte van Goor, waardoor het totaal te meten locaties is uitgekomen op 14.

Buiten het standaardpakket van de door RIVO geanalyseerde verontreinigingen worden ook polychloorbenzenen en pentachlooranisol in het project opgenomen. Sinds 1994 zijn deze stoffen alleen gemeten in de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep. Tevens zijn op vier locaties (Rijn bij Lobith, Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet) de meest toxische polychloorbifenylen gemeten: de non-ortho gesubstitueerde chloorbifenylen 77, 126 en 169 en de mono-ortho CBs 105, 118 en 156.

2. Doelstellingen

Voor het Monitoringprogramma rode aal, als onderdeel van het Rijkswaterstaat MWTL project, kunnen de volgende doelstellingen worden omschreven.

- ?? Het meten van prioritair stoffen (PCBs, OCPs, kwik etc.) in rode aal, afkomstig uit de Nederlandse rijkswateren.

- ?? Periodieke toetsing van de toestand aan criteria die voortvloeien uit de toegekende functies van wateren (controle).

- ?? Het signaleren van langdurige ontwikkelingen in de biologische toestand van watersystemen (trend).

3. Materialen en methoden

3.1 Bemonstering aal

De bemonsterde locaties worden nader omschreven in Tabel 1. Hierin staan tevens vermeld het watersysteem, de RWS code en de x, y coördinaten. In figuur 1 op de volgende bladzijde staat de geografische ligging van de monsterlocatie aangegeven. Monsterdata, aantallen en lengte- en gewichtsamenstelling worden gegeven in bijlage 1.

Tabel 1: Omschrijving van de bemonsterde locaties

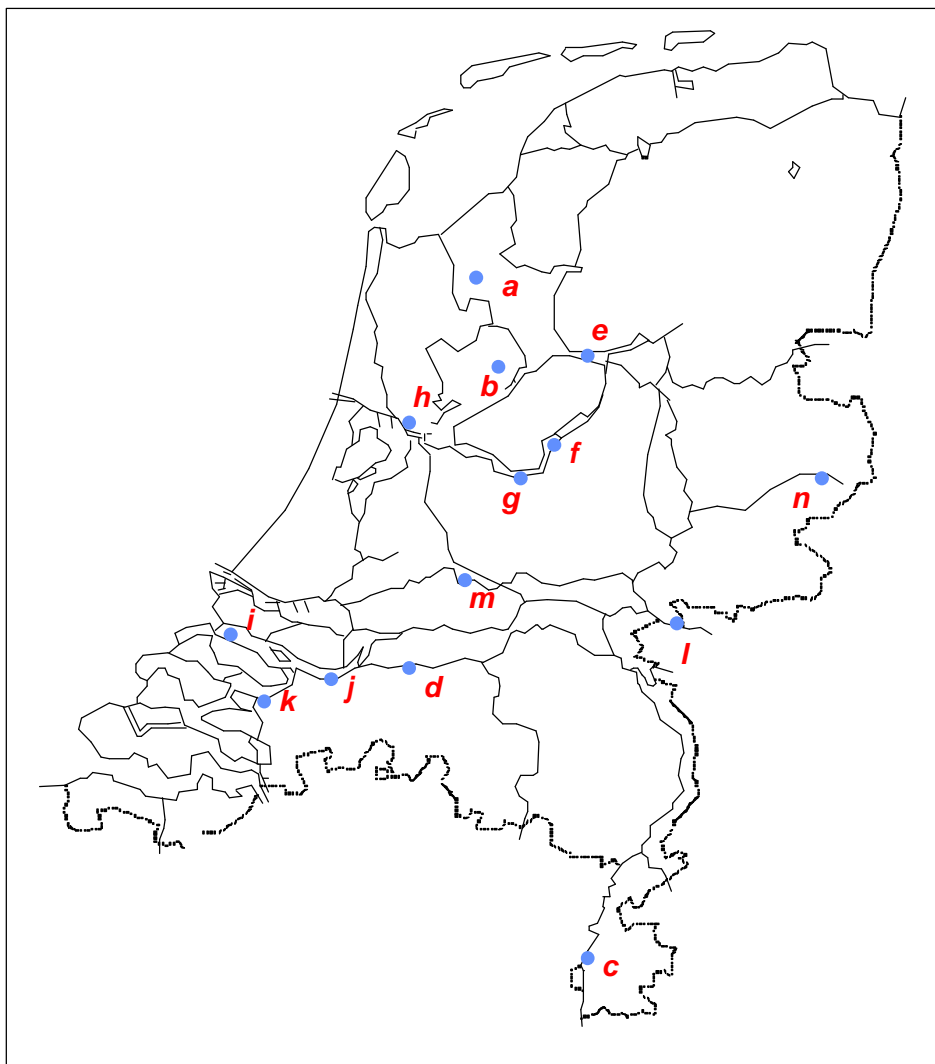
Watersysteem	Locatie	DONAR code	X coördinaat	Y coördinaat
IJsselmeer	Medemblik	WAGPD	14230000	53530000
Markermeer	Lelystad	LELSD	15350000	50300000
Maas	Borgharen	BORGHRBVN	17680000	31985000
Maas	Keizersveer	KEIZVR	12095000	41472000
Ketelmeer	Schokkerhaven	KETMDN	18067700	51210700
Wolderwijd	Horst	HORST	23310000	46355000
Eemmeer	Bunschoten	SPAKBG	15510000	47474000
Het IJ	CS, A'dam	AMSDM	12243200	48807000
Haringvliet	Haringvlietsluis	HARVSS	6340000	42760000
Hollands Diep	Strijensas	BOVSS	9320000	41190000
Volkerak	Dintelsas	STEENBGN	7565000	40644000
Rijn	Lobith	LOBPTN	20350000	42975000
Lek	Culemborg	CULBBG	14330000	44145000
Twenthekanaal	Wiene	WIENE	24130000	47320000

De rode aal werd elektrisch gevangen langs de oevers, alleen de aal uit het IJ werd door een beroepsvisser gevangen met schietfuiken. De gevangen aal van (30 - 40 cm) werd direct na het uitsorteren in plastic zakken verpakt, op ijs vervoerd en vervolgens diepgevroren bewaard tot aan het tijdstip van analyse. Hiertoe werden mengmonsters samengesteld die van elke vis een gelijke hoeveelheid filet bevatten.

Er werd naar 25 vissen per mengmonster gestreeft, in enkele gevallen was dit erg moeilijk. Het minimum aantal bedroeg in 2003 14 vissen uit de Maas, locatie Borgharen en het Twenthekanaal. Uit het Wolderwijd en de Rijn bij Lobith zijn elk 16 alen bemonsterd en uit het IJ 18 alen.

3.2 Analysemethoden

Van de filets afkomstig van dezelfde zijde van de vis worden gelijke subgewichten, meestal 5 of 10 g, samengevoegd tot een mengmonster met een minimum van 125 g. Hiervan wordt een homogenaat gemaakt.



Figuur 1: Bemonsterde locaties in de Nederlandse rijkswateren:

a IJsselmeer, Medemblik	g Eemmeer, Bunschoten
b Markermeer, Lelystad	h het IJ, CS A'dam
c Maas, Borgharen	i Haringvliet, Stellendam
d Maas, Keizersveer	j Hollands Diep, Strijensas
e Ketelmeer, Schokkerhaven	k Volkerak, Dintelsas
f Wolderwijd, Horst	l Rijn, Lobith
m Lek, Culemborg	n Twentekanaal, Wiene

De productie van vishomogenaat vindt plaats met behulp van een Waring blender, waarin de filets worden fijn gemalen en gehomogeniseerd. Microverontreinigingen worden in dit homogenaat geanalyseerd op basis van natgewicht (= productbasis).

De volgende groepen van microverontreinigingen worden per monster gemeten:

Locatie:	Stofgroep:	Prioritaire stof:
Alle locaties	Zware metalen	Kwik
	PCB's	CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153, CB180
	OCB's	HCB, OCB, HCB, OCS ??HCH, ??HCH, ??HCH Dieldrin, DDE, DDD, DDT
Rijn bij Lobith Ketelmeer Hollands Diep Haringvliet	Toxische PCB's	CB-126, CB-169, CB-77, CB-105, CB-156
Rijn bij Lobith Hollands Diep	Chloorbenzenen	1234-CBZ, 1235-CBZ, 1245-CBZ 123-CBZ, 124-CBZ, 135-CBZ, PCA

Voor de onzekerheden van de analytische methoden wordt verwezen naar het Kwaliteitshandboek van het RIVO.

3.2.1 Totaal kwik

Het totaal kwikgehalte werd bepaald door middel van flow injection analyse en vlamloze atoomabsorptie spectrometrie. De gebruikte apparatuur bestond uit een AS-90 autoinjector, een FIAS-200 flow injection systeem en een AAS-3100 spectrofotometer, alle van Perkin Elmer. De voorafgaande destructie van de monsters werd uitgevoerd in teflon vaatjes bij verhoogde temperatuur en druk in aanwezigheid van 10 ml 65% salpeterzuur (HNO₃) met behulp van een MDS-2000 Microwave (CEM) monsterdestructiesysteem. De detectiegrens bedroeg 0,0036 mg/kg op productbasis.

3.2.2 Organische microverontreinigingen

Polychloorbifenylen en organochloorpesticiden werden geanalyseerd met behulp van gaschromatografie (Perkin Elmer 8500) met een ⁶³Ni-ECD (electron capture detector) en een CP (Chrompack) -Sil 19 CB kolom (De Boer, 1988). De opwerking van de monsters vond plaats door middel van een soxhletextractie met dichloormethaan / n-pentaaan (1:1) gedurende

zes uur. Na indampen van het Soxhletextract bij 40°C werden de chloorverbindingen uit de lipidfractie geïsoleerd door een tweevoudige kolomchromatografische scheiding, eerst over een Al₂O₃ kolom en vervolgens fractionering op een SiO₂.3% H₂O kolom. Als interne standaard werd toegevoegd CB 112 (2,2,5,6,3'-penta CB). Tegelijk met elke serie monsters werd een intern referentiemonster geanalyseerd. Voor een aantal CBs en organochloorpesticiden werden de uitslagen van de analyses in een kwaliteitskaart opgenomen, waarmee de kwaliteit van elke monsterserie werd getoetst (Dao *et al.*, 1998).

De non-ortho chloorbifenylen werden op dezelfde wijze gedurende twaalf uur geëxtraheerd. Een deel van het vet werd hierna gedeutereerd met geconcentreerd H₂SO₄. De isolatie geschiedde identiek aan die van de overige CBs waarna nog een verdere fractionering over een HPLC/PGC (porous graphitic carbon) kolom plaatsvond. De analyse geschiedde hier met behulp van GC/MS-NCI (negatieve chemische ionisatie, HP 5988A) met als interne standaard CB 101. Bij de analyse van CBs kunnen de congenere CB 138 en 163 slecht gescheiden worden, de CB 138 gehalten bestaan daardoor in feite voor ca. 25% uit CB 163 (de Boer en Dao, 1991).

Voor de bepaling van chloorbenzenen werd het Soxhletextract bij kamertemperatuur (in plaats van bij 40°C) ingedampt, terwijl de gaschromatografische analyse bij een langzamer temperatuurprogramma plaatsvond.

Bij de bepaling van het vochtgehalte in de vismonsters werden deze gedurende 24 uur verhit bij 105°C en afgekoeld in een exsiccator. De vetgehalten van de monsters werden bepaald volgens de methode van Bligh en Dyer (B&D, 1959, de Boer, 1988, Dao, 1997).

De in eerste instantie op productbasis gevonden gehalten voor organische contaminanten zijn met behulp van het bijbehorende vetgehalte omgerekend op vetbasis.

3.3 Beoordelingscriteria

3.3.1 TCDD equivalenten

De extreem hoge toxiciteit van 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (TCDD) voor de mens heeft ertoe geleid dat ter bescherming van de volksgezondheid extreem lage aanvaardbare dagelijkse inname (ADI, Acceptable Daily Intake) waarden voor deze stof moesten worden vastgesteld. Teneinde tevens het TCDD effect van PCB congenere bij deze waarden te kunnen betrekken worden voor de diverse congenere omrekeningsfactoren (TEF's) gebruikt (WHO, 1997) waarmee hun toxiciteit kan worden uitgedrukt in TCDD equivalenten (TEQ). Deze toxiciteit equivalentie factoren (TEF's) worden voor de, in dit verband meest toxische isomeren, gegeven in bijlage 2.

Het gaat met name om de non-ortho gesubstitueerde congenere PCB 77, 126 en 169 en de mono-ortho gesubstitueerde congenere PCB 105, 118 en 156. Ondanks de relatief lagere TEF waarden is de bijdrage aan de totale som van TCDD equivalenten door mono-ortho CBs belangrijk door de relatief hoge concentraties van deze congenere in het vetweefsel van rode aal. De overige geanalyseerde congenere dragen niet of nauwelijks bij aan het TCDD effect (de Boer *et al.*, 1993).

Indien de meest toxische CBs niet geanalyseerd zijn kunnen de totale TEQ's ook worden geschat uit de CB 153 gehalten ter plaatse (de Boer, 1995) volgens:

$$\text{totaal TEQ (ng/kg)} = 0.624 + 0.074 \text{ CB 153 } (\mu\text{g/kg product})$$

Door plaatselijke variaties in de onderlinge verhouding van de diverse PCB congenere zijn deze schattingen minder betrouwbaar, maar geven ze wel een kwalitatief beeld van variaties tussen locaties onderling.

3.3.2 Normwaarden

Ten aanzien van de menselijke consumptie zijn voor een aantal microverontreinigingen de maximaal toegestane concentraties in visserijproducten vastgelegd krachtens de Warenwet (1992, 1984). In de Landbouw Advies Commissie (LAC) zijn voorts voor een aantal organochloorverbindingen conceptnormen voor visserijproducten opgesteld (LNV, 1988). Warenwetnormen en LAC-conceptnormen worden gehanteerd op productbasis en worden gegeven in bijlage 3.

Voor dioxines zijn in 2002 Europese normen van kracht geworden, waaronder een algemene norm voor alle soorten vis. De maximaal aanvaardbare concentratie voor vis bedraagt 4 pg-TEQ/g product (Anon., 2001). Deze norm geldt alleen voor de bijdrage van dioxines en furanen aan de TEQ. De PCB bijdrage is tijdelijk buiten de huidige Europese norm gehouden. De bijdrage van dioxines aan de totaal-TEQ in rode paling is gemiddeld 16.7% (van Leeuwen *et al.*, 2002) en de resterende bijdrage is afkomstig van de dioxineachtige PCBs. Uit de dioxinenorm kan op deze wijze mathematisch een richtlijn voor de totaal-TEQ afgeleid worden. Omdat een dioxinenorm van 4 pg-TEQ/g product overeen komt met 16.7% van de totaal-TEQ, komt de totaal-TEQ overeen met 23.9 pg-TEQ/g product. Deze waarde kan gehanteerd worden tot het moment dat de dioxineachtige PCBs in de Europese normstelling worden opgenomen (naar verwachting eind 2004).

De berekende waarden voor de totale som van TCDD equivalenten in rode aal kunnen ook worden vergeleken met de Canadese consumptienorm voor dioxines voor de mens van 20 ng/kg product (Niimi and Oliver, 1989).

Een benadering van de normstelling vanuit het milieu heeft geleid tot de formulering van grenswaarden voor het oppervlaktewater en sediment. Deze Maximaal Toelaatbare Risico (MTR) niveaus geven de concentratie aan voor een stof waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten binnen een ecosysteem beschermd is. MTR's kunnen worden uitgedrukt als concentraties in water, bodem of lucht en organismen.

De van de MTR afgeleide normwaarden ten aanzien van het ecosysteem worden, omgerekend naar productbasis voor standaardvis met 10% droge stof of 5% vet, eveneens gegeven in bijlage 3.

3.4 Statistiek

Teneinde verschillen in ruimte en tijd tussen gevonden gehalten beter te kunnen interpreteren werden 95% voorspellingsintervallen gehanteerd. Dit is het traject waarbinnen 95% van de metingen (steekproefuitkomsten) ligt, de overige 5% is toeval. Een verschil tussen twee gehalten wordt wezenlijk (significant) genoemd indien de bijbehorende intervallen elkaar niet overlappen. De intervallen worden berekend volgens:

$$\text{gevonden gehalte} \pm (1.9 \text{ maal RSD}) / \sqrt{N}$$

Hierin is N de steekproefgrootte en RSD de standaardafwijking van het gehalte in de steekproef, het getal 1.9 behoort bij 2.5% oppervlak onder een normaalcurve. Omdat de RSD waarden onbekend zijn werden geschatte waarden gebruikt (de Boer en Hagel, 1994). Hierbij werd rekening gehouden met de lokale variaties in een aantal gehalten benevens variatiegrootte en vetgehalte van de aal ter plaatse. De schattingswaarden bedragen voor IJsselmeer 30%, voor rivieren en delta's 60% en voor overige binnenwateren 50% van het gemiddelde gehalte. De homogeniteit van een ondiep meer als het IJsselmeer verklaart de lagere waarde voor de RSD in vergelijking met de waarden voor de overige oppervlaktewateren en de grote rivieren. In de tabellen 13 t/m 15 staan de 95% betrouwbaarheidsintervallen voor de gemeten waarden vermeld voor de periode 1992 tot en met 2003. De data uit deze tabellen kunnen samen met de geanalyseerde interne gehalten van de aal gebruikt worden voor een verbeterde statistische verwerking om inzicht te verkrijgen in de significantie van de trendveranderingen (Maas, 2003).

3.5 Kwaliteitscontrole

Het RIVO is STERLAB geaccrediteerd (accreditatienr. L097) voor een groot aantal analyses, waaronder de analyses die in dit onderzoek worden verricht (PCB, non-ortho OCB, OCP, vet, vocht en kwik-analyses). Voor details betreffende de kwaliteit van de analysemethoden wordt verwezen naar het M&V Kwaliteitshandboek en naar de volgende interne standaard werkvoorschriften (ISW's): ISW A002 "Bepaling van PCBs, OCPs en andere gehalogeneerde microverontreinigingen in vis", ISW A004 "Bepaling van het totaal vetgehalte volgens Bligh and Dyer", ISW A012 "Bepaling van het gehalte aan vlakke PCBs in vis en visserijproducten", ISW A021 "Bepaling van kwik in vis" en ISW A034 "Bepaling van vocht in vis"

Bij de in dit onderzoek gebruikte analysemethoden kunnen, gebaseerd op de lange termijn variantie, de volgende variatiecoëfficiënten optreden:

PCBs	10-20% (afhankelijk van de concentratie)
OCPs	10-25% (afhankelijk van de concentratie)
Metalen	10%
Totaal vet	5%
Vocht	3%

4. Resultaten

De resultaten van de analyses staan gepresenteerd in tabellen. Indien componenten niet hoefden worden geanalyseerd in bepaalde monsters is de desbetreffende cel in de tabel leeg gelaten. Een niet geslaagde analyse is aangegeven met "*n.b.*", gehalten die onder de detectiegrens liggen zijn aangegeven met "<...". Van enkele contaminanten (CBs 52 en 153, HCBd, γ DDT en totaalkwik) is tevens op kaartjes de geografische verspreiding weergegeven in de Nederlandse oppervlaktewateren.

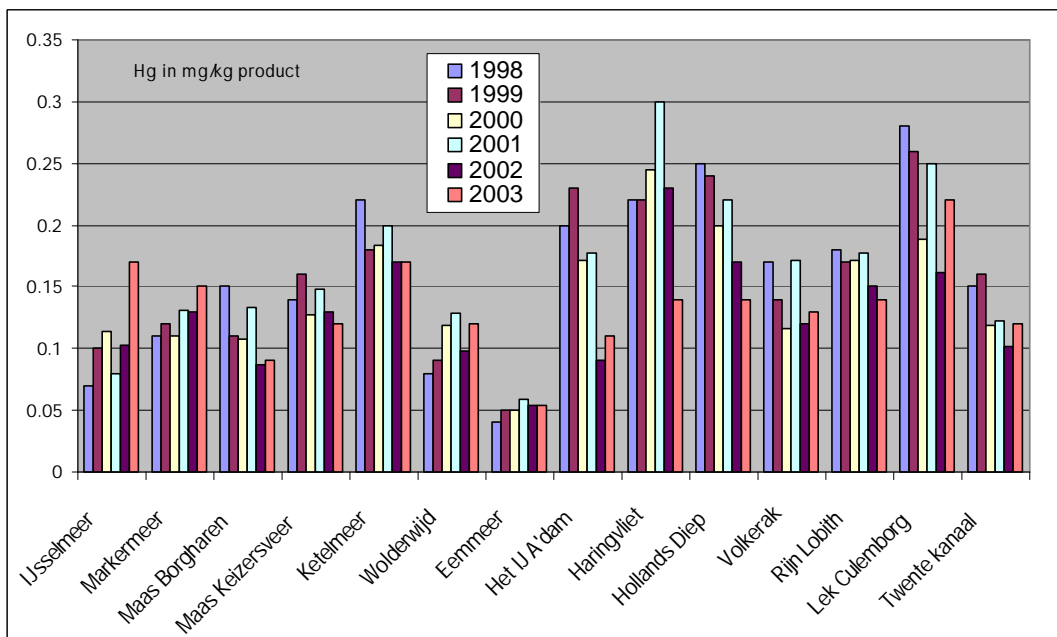
Tabellen en kaartjes zijn te vinden in de bijlagen achter in dit rapport volgens onderstaande lijst:

Bijlage 1	Biologische parameters aal, onderzoek 2003-2000
Bijlage 2	TCDD equivalentiefactoren (TEF) voor toxische PCBs
Bijlage 3	Diverse gehanteerde normwaarden voor aal in $\mu\text{g}/\text{kg}$
Bijlage 4	Gehalten van droge stof, as - en totaalkwik (2003 – 2000) op productbasis
Bijlage 5	PCB gehalten op productbasis, onderzoek 2003-2000
Bijlage 6	PCB gehalten op vetbasis, onderzoek 2003-2000
Bijlage 7	Pesticidegehalten op productbasis, onderzoek 2003-2000
Bijlage 8	Pesticidegehalten op vetbasis, onderzoek 2003-2000
Bijlage 9	Totaalkwik-, CB 153- en pesticidegehalten in standaardvis (2003 – 2000)
Bijlage 10	Chloorbenzeengehalten in $\mu\text{g}/\text{kg}$ op productbasis 2003-2000
Bijlage 11	Mono- en di-ortho PCB gehalten op productbasis 2003-2000
Bijlage 12	TCCD-equivalenten op productbasis 2003-2000
Bijlage 13 t/m 15	Trends meetlocaties 1992-2003
Bijlage 16	PCB 153, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 17	PCB 52, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 18	Totaalkwik, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 19	HCBd, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 20	OCS, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 21	γ -HCH, geografische verspreiding in 2003
Bijlage 22	γ -DDT, geografische verspreiding in 2003

5. Discussie

5.1 Algemeen

Het vergelijken van locaties onderling en het vergelijken van gehalten aan organische contaminanten die in verschillende jaren zijn gemeten (trends), kan alleen worden gedaan indien de gehalten zijn berekend op basis van het vetgehalte. Gehalten van stoffen in het oppervlaktewater met een hoge K_{ow} waarde zoals PCB's en pesticiden zijn namelijk gerelateerd aan interne concentraties van deze stoffen in het vet van aquatische organismen. Kwikgehalten in aal worden vergeleken op productbasis. De gehalten aan contaminanten die in 2003 zijn gemeten worden vergeleken met de gehalten van het voorgaande jaar (2002) of met de periode (1992 – 2002). De data van de analyses die in voorgaande jaren zijn uitgevoerd in rode aal uit de rijkswateren in het kader van het MWTL Monitoringprogramma staan vermeld in de jaarlijkse rapportages in de vorm van RIVO rapporten te beginnen met het RIVO rapport uit 1993 (Pieters, 1993) tot en met het laatst uitgebrachte rapport in 2003 (Kotterman en Pieters, 2003).



Figuur 2: Het kwikgehalte op productbasis in aal uit de rijkswateren in 1999-2003 (bijlage 4).

5.2 Totaalkwik

Ten opzichte van 2002 zijn de meeste gehalten aan kwik in aal in 2003 nauwelijks veranderd. In het IJ, Volkerak, Lek en Twenthekanaal heeft zich een lichte stijging voorgedaan, evenals in het IJsselmeer, Markermeer en het Wolderwijd.

Het hoogste gehalte aan kwik is gevonden in aal uit de Lek bij Culemborg, het Ketelmeer en het IJsselmeer (figuur 2). De grootste daling deed zich voor bij de aal in het Haringvliet en het Hollands Diep. In alle gemeten locaties was één keer een significante daling te meten (Haringvliet) in het kwikgehalte en twee keer een stijging (IJsselmeer en de Lek bij Culemborg).

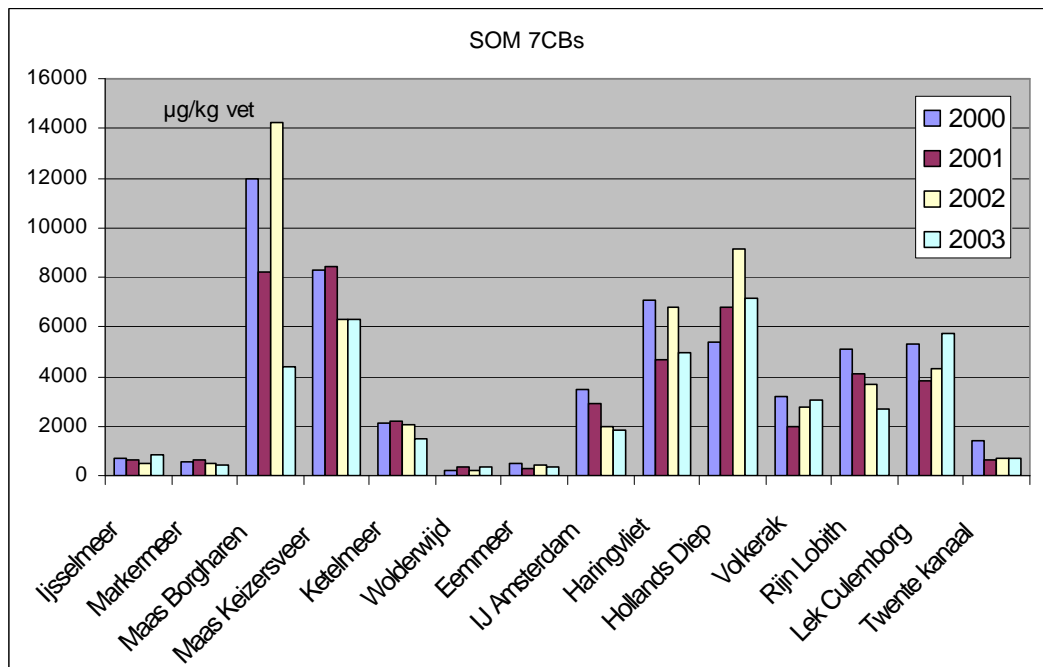
Het laagste gehalte werd in het Eemmeer gemeten. De kwikverontreiniging in de Maas (Borgharen, Keizersveer) is lager dan in het Rijnstroomgebied.

Opvallend is de stijgende trend in het kwikgehalte in het IJsselmeer, het Markermeer en het Wolderwijd sinds 1998. In Bijlage 18 wordt de geografische verspreiding van kwikgehalten in Nederland getoond.

5.3 Polychloorbifenylen

De gehalten aan som-PCB in aal is in 2003 ten opzichte van 2002 op één locatie significant gedaald (Maas Borgharen). Op de andere locaties zijn de veranderingen in het PCB gehalte gering.

Met de sterke daling in 2003 ligt het PCB gehalte in aal uit de Maas bij Borgharen onder de gehalten van Keizersveer en Hollands Diep. Daarmee is de aanzienlijke toename van de laatste jaren van PCB bij Borgharen verleden tijd geworden (zie figuur 3).



Figuur 3: Variaties in gehalte van 7 PCBs in de rijkswateren in de periode 2000 - 2003 (bijlage 6).

De pieken in PCB gehalte bij Borgharen in aal staan niet op zichzelf, het PCB gehalte in zwevende stof laat ook af en toe hoge piekgehalten zien in de Maas bij Eijsden, mogelijk als gevolg van werkzaamheden in en aan de waterbodem in de Belgische Maas (Mol, 2001). Het PCB gehalte in het Hollands Diep was het hoogst gemeten gehalte aan PCB's van de onderzochte locaties.

Opmerkelijk en sterk afwijkend van de andere locaties, is het relatief hoge gehalte aan CB28 en CB52 in rode aal uit het IJ te Amsterdam zoals ook in voorgaande jaren werd geconstateerd (zie bijlage 5 en 6). Ook in de Lek bij Culemborg en het Hollands Diep werd in 2003 een relatief hoog gehalte aan CB52 gevonden.

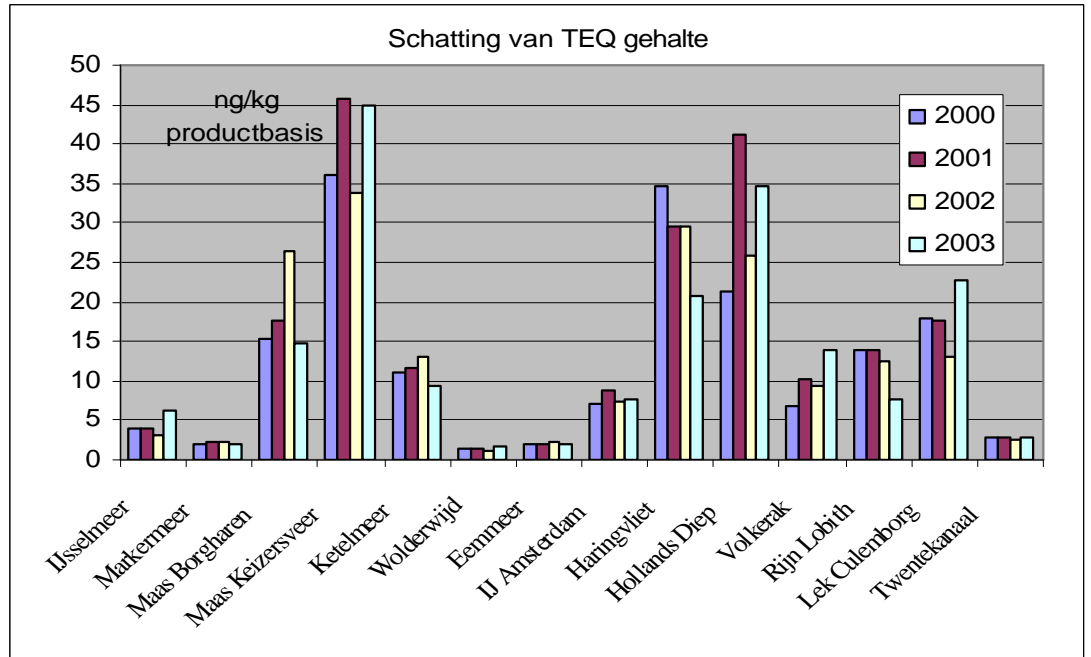
In bijlage 16 en 17 zijn voor de congenen CB52 en CB153 de geografische verspreiding in Nederland weergegeven. De hoogste PCB gehalten werden in 2003 gevonden in het Hollands Diep en de Maas bij Keizersveer. Ook in de Lek bij Culemborg werd een aanzienlijk PCB gehalte geconstateerd. In de Maas heeft Keizersveer in 2003 een veel hoger PCB gehalte in aal dan Borgharen. Door het lage vetgehalte van aal bij Borgharen is het gehalte op productbasis slechts een derde van het gehalte bij Keizersveer.

5.4 TEQ gehalten

De hoogste TEQ gehalten, geschat uit de CB153 gehalten, zijn in 2003 gevonden in de Maas bij Keizersveer (45 ng/kg), het Hollands Diep (34,7 ng/kg), de Lek bij Culemborg (22,8 ng/kg) en het Haringvliet (20,6 ng/kg, zie figuur 4 en bijlage 12). Op de overige locaties is het geschatte TEQ gehalte een factor twee of meer lager. Ten opzichte van 2002 is een lichte stijging gevonden in het IJsselmeer, de Maas bij Keizersveer, het Hollands Diep, de Lek en het Volkerak. Een relatief grote daling in de Maas bij Borgharen, het Haringvliet en de Rijn bij Lobith is evenals de genoemde stijgingen conform de veranderingen in de SomPCB op deze locaties.

De berekende TEQ gehalten op basis van van non-ortho en mono-ortho CBs (bijlage 12) lieten voor bovengenoemde locaties een daling zien in de Rijn bij Lobith, het Ketelmeer en het Haringvliet en een stijging in het Hollands Diep. De hoogst gemeten waarde werd gevonden in het Hollands Diep en het Haringvliet.

Alhoewel afwijkingen van het geschatte gehalte ten opzichte van het gemeten gehalte aanzienlijk kunnen zijn, geven de geschatte data een goed kwalitatief beeld van de toxische PCB gehalten in de Nederlandse binnenwateren. De laagste TEQ gehalten werden ook in 2003 gevonden in het Wolderwijd, het Eemmeer en het IJsselmeergebied. Ook het Twentekanaal had een zeer laag TEQ gehalte.

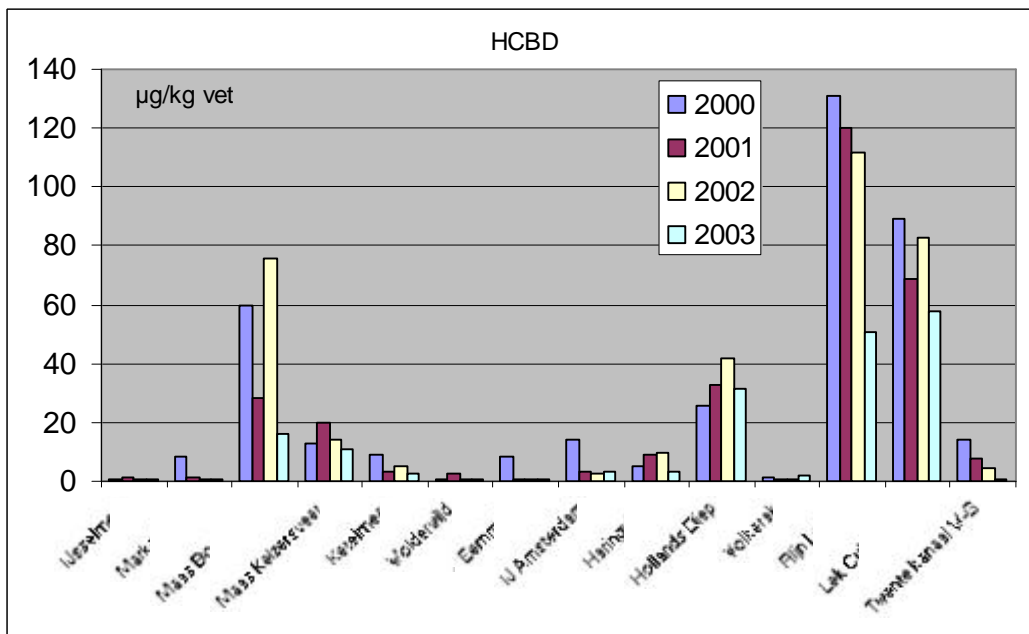


Figuur 4: Schatting van TEQ gehalten in aal uit de rijkswateren over vier jaar.

5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten

5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS

In 2003 werd voor HCB op vier locaties (Maas Borgharen, Ketelmeer, Rijn bij Lobith en Haringvliet) een significante daling gemeten en voor twee locaties (Markermeer en Volkerak) een significante stijging. In Bijlage 19 wordt de geografische verdeling over de Nederlandse wateren getoond en in figuur 5 de onderlinge verschillen tussen locaties over de afgelopen vier jaar. Voor QCB werd op twee locaties (Haringvliet en Ketelmeer) een significante daling gemeten en voor slechts een locatie (Maas Borgharen) een significante stijging. HCB daalde in 2003 significant in de Maas bij Borgharen, het Ketelmeer, de Rijn bij Lobith, het Wolderwijd en het Haringvliet, terwijl in het geval van OCS in vier locaties (Ketelmeer, Markermeer, Rijn bij Lobith en het Haringvliet) een significante daling ten opzichte van 2002 werd geobserveerd en alleen in de Maas bij Borgharen een significante stijging.

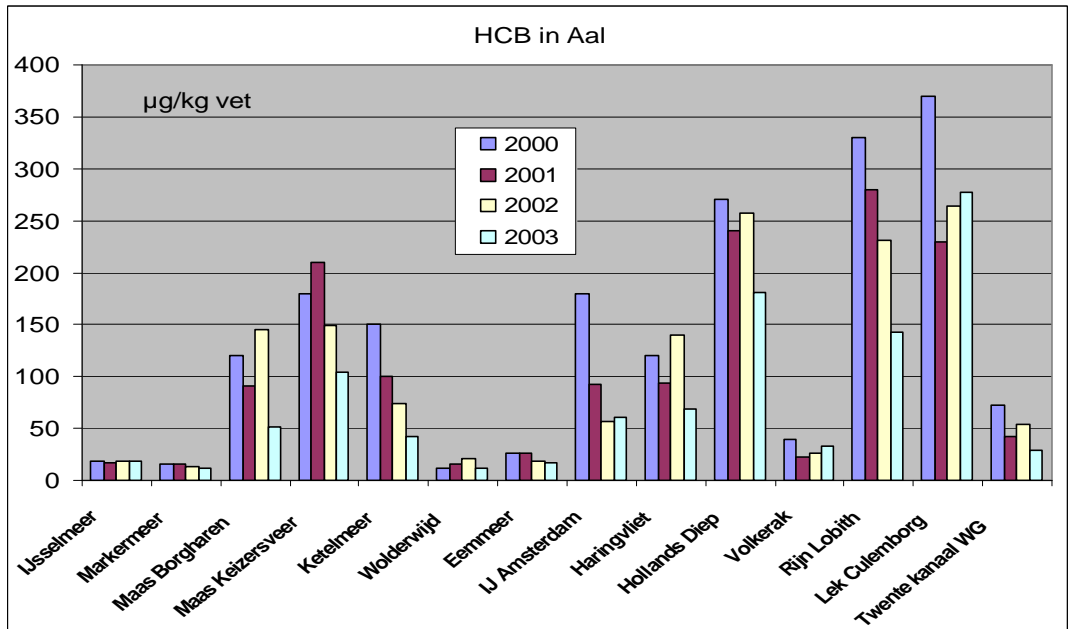


Figuur 5: Trend in de tijd van HCB in aal over de periode 2000 - 2003.

Door vervluchtiging nemen de gehalten van HCB, QCB en HCB stroomafwaarts richting IJsselmeergebied en Haringvliet sterk af. Deze vervluchtiging is door de lagere gehalten (en daardoor grotere invloeden van andere factoren) nu alleen nog goed te zien bij HCB. In bijlage 19 (kaart) wordt deze locatie-afhankelijke afname voor HCB uitgaande van de Rijn bij Lobith geschetst.

Ook in de Maas komen in vergelijking met de overige gemeten kanalen en meren relatief hoge gehalten aan HCB en HCB voor.

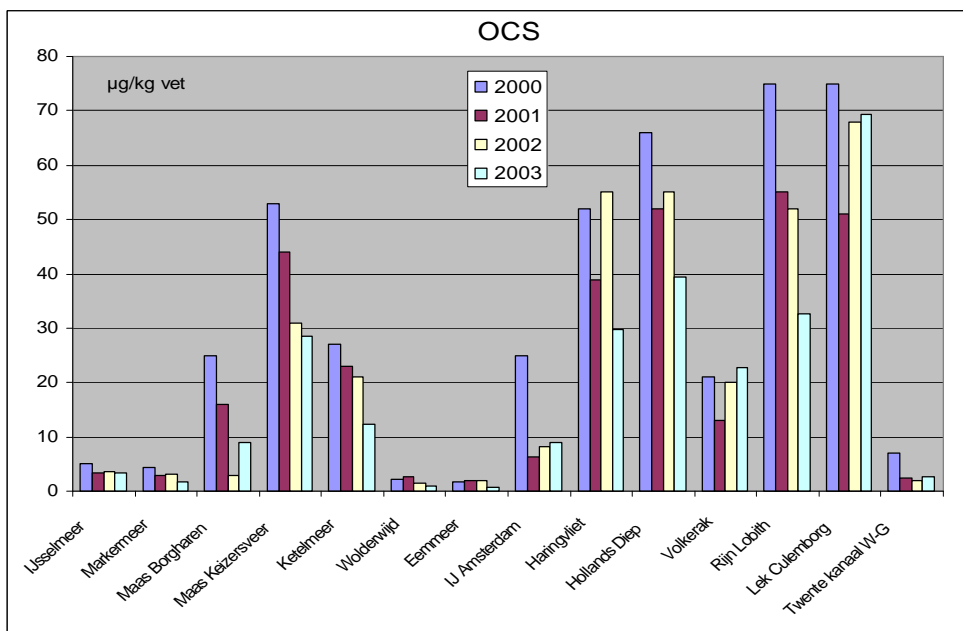
Hoge gehalten aan QCB zijn, zoals in de laatste jaren, gevonden in het IJ te Amsterdam en deze zijn in 2003 zelfs een factor 3 hoger dan het gehalte in de Rijn bij Lobith. In de grote rivieren is het HCB gehalte echter veel hoger dan in Het IJ, hetgeen leidt tot een lager QCB/HCB ratio van circa 0,1. In Het IJ ligt deze ratio rond 0,7 in 2003. In het Amsterdamse havengebied is dus sprake van andersoortige industriële verontreiniging met QCB, waarbij HCB niet evenredig in concentratie verhoogd is.



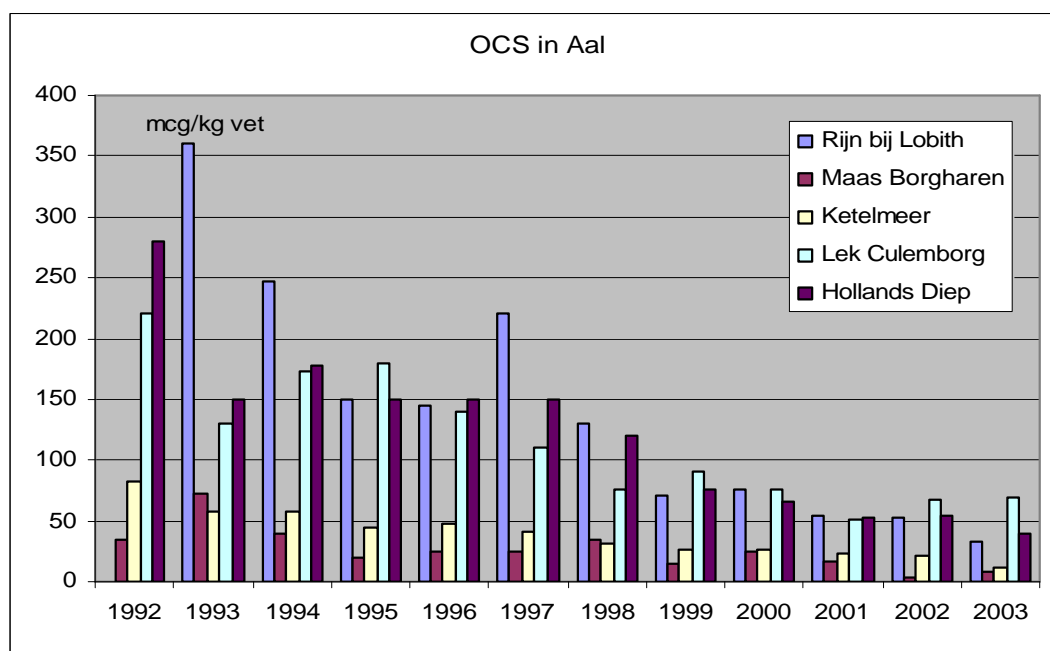
Figuur 6: HCB gehalten in aal over vier jaar (2000 - 2003 (Bijlage 8a, b).

Het verschil in gehalte tussen Rijn- en Maasstroomgebied en de overige locaties is voor deze microverontreinigingen vrij groot, een factor 5 tot 15 verschil tussen Rijn bij Lobith en het Twentekanaal of IJsselmeer/Markermeer. De meer of mindere invloed van het Rijnwater in een oppervlaktewater bepaalt sterk het gevonden gehalte aan HCB, HCB en QCB. Deze stoffen zijn duidelijk rivier (Rijn en in veel mindere mate Maas) gerelateerd. Dit geldt ook in sterke mate voor OCS (zie figuur 7): sterk lagere gehalten als de invloed van de Rijn afneemt, zoals in Markermeer, Eemmeer, Het IJ en het Twentekanaal (zie bijlage 20).

In het Wolderwijd en Eemmeer benaderen de gehalten van deze vier contaminanten in rode aal niveaus onder de detectiegrens.



Figuur 7: Het gehalte aan OCS in aal in de periode 2000-2003 (bijlagen 8a, b).

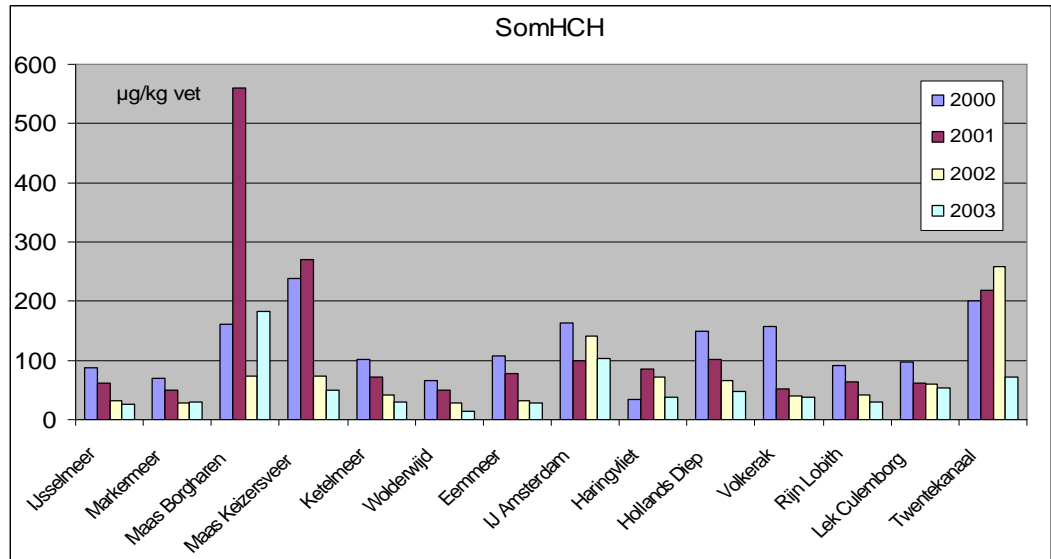


Figuur 8: Het gehalte aan OCS in aal uit de Rijn en de Maas in de periode 1992-2003 (bijlagen 8a, b).

In figuur 8 is de trend voor OCS op een vijftal locaties weergegeven. Naast de sterk dalende trend is ook het grote verschil tussen Maas en Rijn duidelijk zichtbaar, met lage gehalten in de Maas bij Borgharen.

5.5.2 HCHs

Uit figuur 9 is duidelijk te zien, dat de som-HCH de afgelopen jaren een sterk dalende trend laat zien, die zich in 2003 op diverse locaties heeft doorgezet. In de Maas bij Borgharen is de Som-HCH echter weer aanzienlijk gestegen. De hoogste gehalten aan Σ -HCH werden, zoals ook in voorgaande jaren, in Het IJ en het Twenthekanaal bij Wiene-Goor gevonden (Bijlage 8). Ook de gehalten aan Σ -HCH in Het IJ en het Twentekanaal waren in 2003 de hoogste in de Nederlandse binnenwateren.



Figuur 9: Variaties in de gehalten aan som-HCH in aal uit de rijkswateren over een periode van vier jaar .

Door de grote daling in het HCH gehalte in het Twenthekanaal (Wiene – Goor) ligt het gehalte aan Σ -HCH (en ook de SomHCH) nu onder het gehalte van dat in de Maas bij Borgharen en het IJ te Amsterdam (Figuur 9).

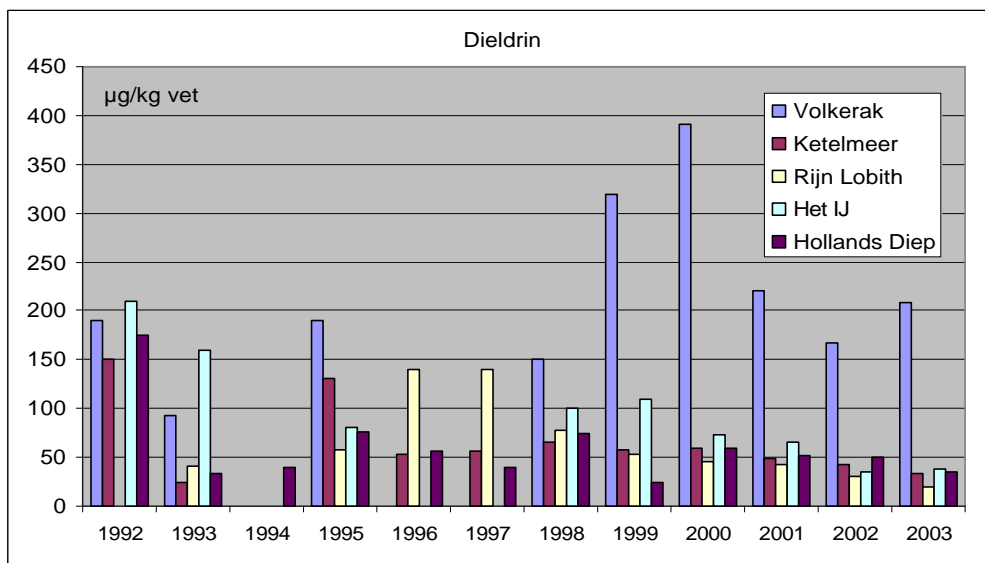
Hoge gehalten aan Σ -HCH worden mede in stand gehouden door het gebruik van lindaan in de landbouw (Teunissen-Ordelman, 1995). Dit verklaart tevens waarom zeer hoge gehalten buiten het Rijnstroomgebied voorkomen.

5.5.3 Dieldrin

Het Dieldringehalte in aal afkomstig uit het Volkerak bleef in 2003 hoog en steeg weer ten opzichte van het jaar ervoor. Ook in de Lek bij Culemborg is het Dieldringehalte in aal significant gestegen. In het Ketelmeer, Rijn bij Lobith, Wolderwijd, Hollands Diep en het Haringvliet is Dieldrin significant gedaald.

Het Dieldrin in aal uit het Volkerak ligt nog een factor 3 tot 4 boven het niveau in andere wateren (bijlagen 8a – d). Het hoge gehalte en de daling na 2000 wekt het vermoeden van een illegale lozing in dit gebied.

In figuur 10 is de trend over de afgelopen elf jaar weergegeven voor aal uit het Volkerak, het Ketelmeer, de Rijn bij Lobith, Het IJ en het Hollands Diep. Hieruit is de sterke toename en afname van Dieldrin in het Volkerak goed af te lezen.

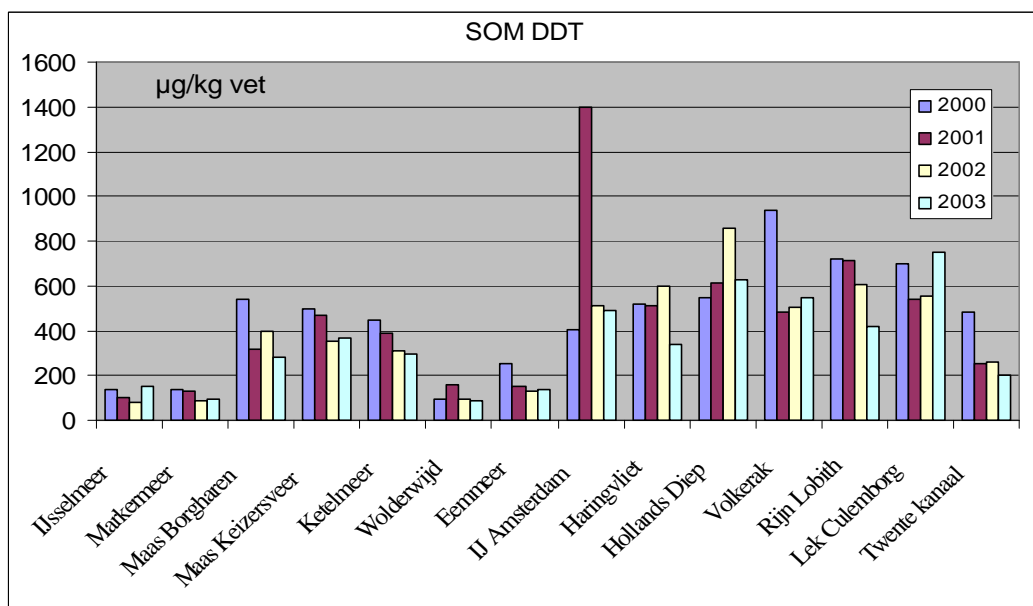


Figuur 10: Dieldringehalten in aal uit vijf locaties in de periode 1992-2003.

5.5.4 ? DDT

De gehalten aan DDT zijn significant lager dan in 2002 in drie locaties (Maas Borgharen, Rijn bij Lobith en Haringvliet) (zie figuur 11). In het IJsselmeer en de Lek bij Culemborg steeg het DDT gehalte juist significant. Op de overige locaties waren de veranderingen slechts gering.

De hoogste gehalten ? DDT werden gevonden in het Rijnstroomgebied (Lobith, de Lek, Hollands Diep en Haringvliet). In bijlage 22 zijn de verschillen geografisch weergegeven.



Figuur 11: Variaties in het gehalte ? DDT in aal uit de rijkswateren over vier jaar (bijlage 8).

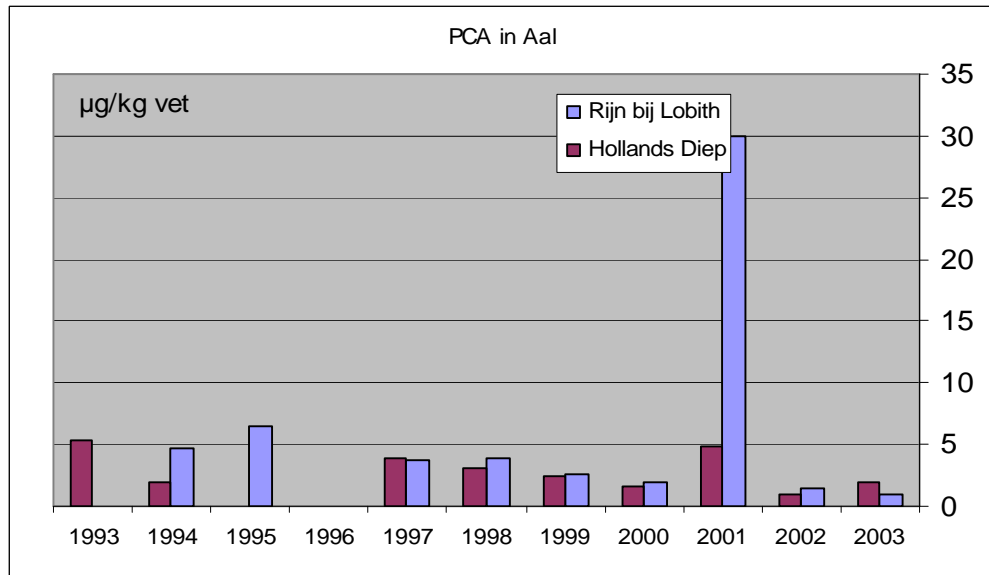
5.5.5 Chloorbenzenen en pentachlooranisol

Op twee locaties worden jaarlijks in rode aal metingen verricht voor tri-, tetrachloorbenzenen en PCA, te weten de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep. De chloorbenzeengehalten zijn erg laag en liggen in de helft van de metingen onder de detectiegrens (bijlage 10).

De gehalten aan pentachlooranisol zijn ook laag, maar liggen boven de detectiegrens. De gemeten waarden van 2003 passen goed in de dalende trend vanaf de 90er jaren (figuur 12).

In het Hollands Diep is het PCA gehalte in 2003 iets hoger dan in 2002.

De oorsprong van de erg hoge waarden in 2001, die met name in de Rijn bij Lobith zijn gemeten, is nog steeds onbekend.



Figuur 12: Trend in de tijd van PCA in aal uit de Rijn bij Lobith en het Hollands Diep.

6. Gehalten in de periode 1992-2003

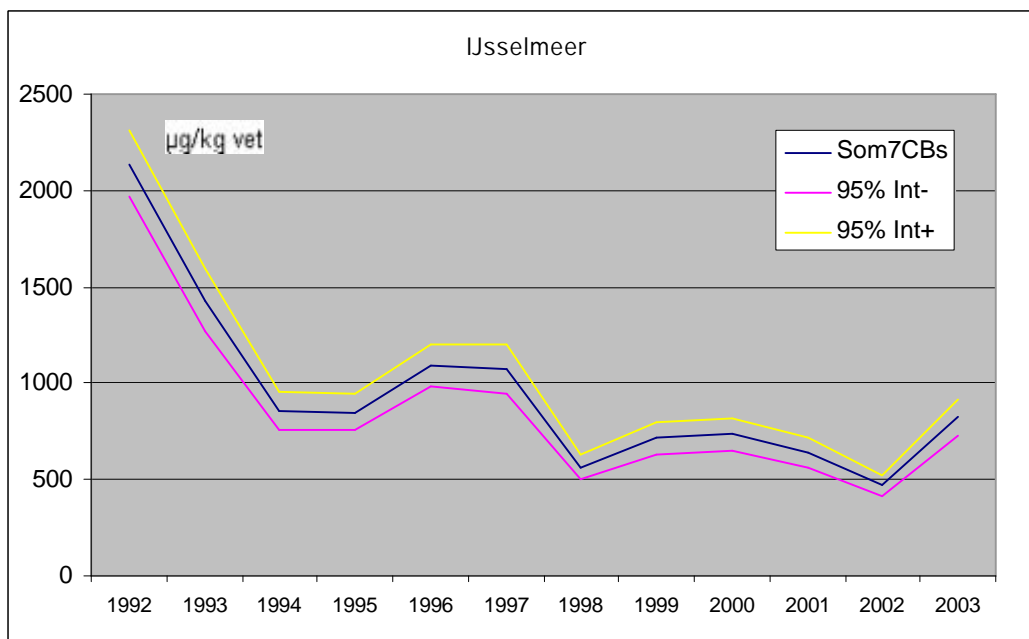
In bijlagen 13 tot en met 15 zijn 95% voorspellingsintervals gegeven, zoals berekend volgens de methode beschreven in §3.4. Een mogelijke benadering ter bepaling van significantie is de volgende: een gegeven verschil tussen twee gehalten wordt significant genoemd, indien de bijbehorende intervallen elkaar niet overlappen. Zo kunnen er ook significante verschillen zichtbaar worden over een reeks van drie, vier of meer jaren.

In de figuren 13 tot en met 22 zijn ter illustratie veranderingen in het gehalte van Σ 7CBs, HCBd, Σ -HCH, OCS, Dieldrin en Σ DDT weergegeven en het 95% betrouwbaarheidsinterval als boven- en ondergrens aangegeven.

Polychloorbifenylen – PCBs

IJsselmeer

In de perioden 92-94 en 96-98 zijn de gehalten van de meeste CB congenen significant gedaald.

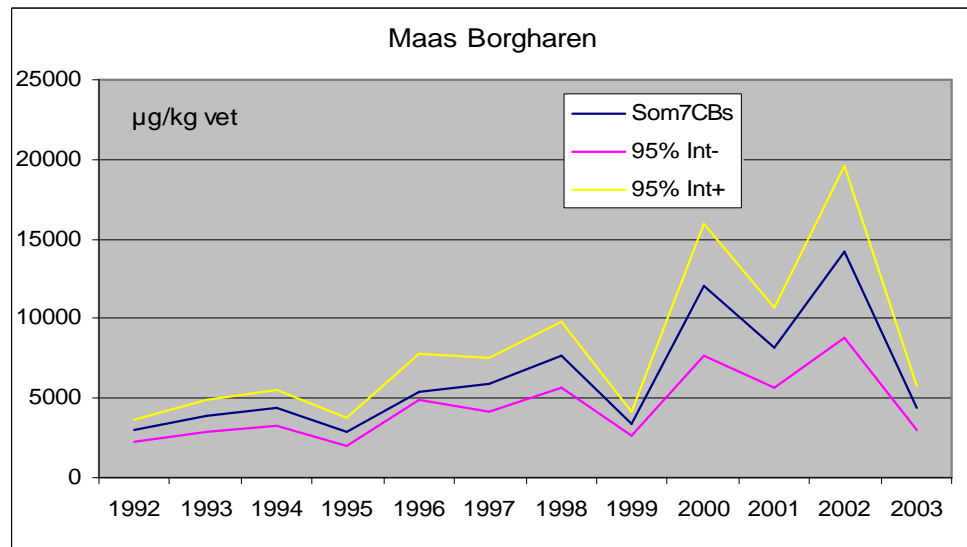


Figuur 13: Trend van Σ 7CBs in aal uit het IJsselmeer met weergave betrouwbaarheidsintervallen

Ook het gehalte van Σ 7CBs daalde in deze periode. In figuur 13 is het verloop van het gehalte Σ 7CBs getekend. Het 95% betrouwbaarheidsinterval is aangegeven als boven- en ondergrens. Tussen 1995 en 1996 vond een duidelijke toename plaats. Na 1998 trad er een stagnatie op, waarbij de gehalten aan PCBs in 2002 weer op hetzelfde niveau waren als in 1998. In 2003 is een aanzienlijke stijging van Σ 7CBs in het IJsselmeer te zien.

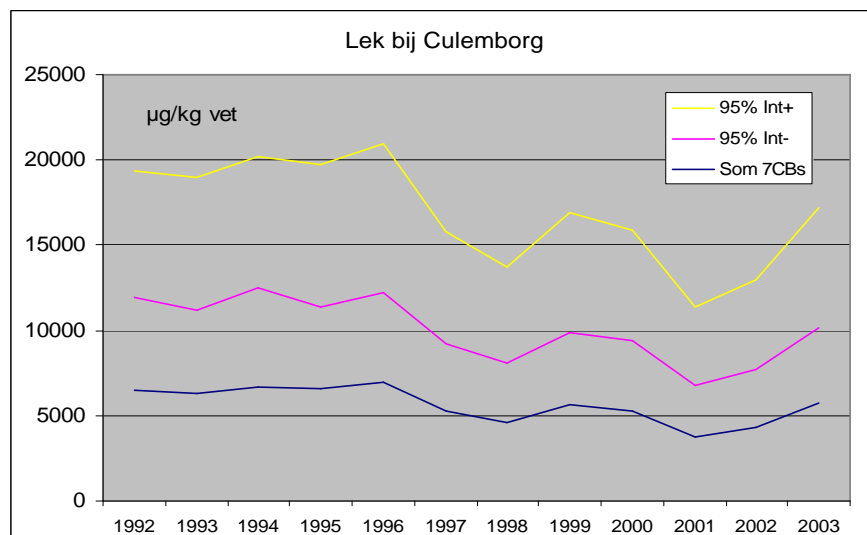
Maas bij Borgharen

Over de periode 1992 – 2003 heeft het PCB gehalte in de Maas bij Borgharen sterke fluctuaties te zien gegeven met voor sommige CB congenereën significante toe- en afnamen.



Figuur 14: Trend van 7CBs in aal uit de Maas bij Borgharen met weergave 95% betrouwbaarheidsintervallen.

Per saldo is het PCB gehalte vanaf 1992 sterk gestegen waarbij, naast tussentijdse piekgehalten, in 2002 de grootste toename zich voordeed (figuur 14). In 2003 duikt het PCB gehalte in aal uit de Maas bij Borgharen omlaag tot het niveau van voor 2000, waarmee de hoge gehalten van de laatste drie jaar zijn verdwenen.



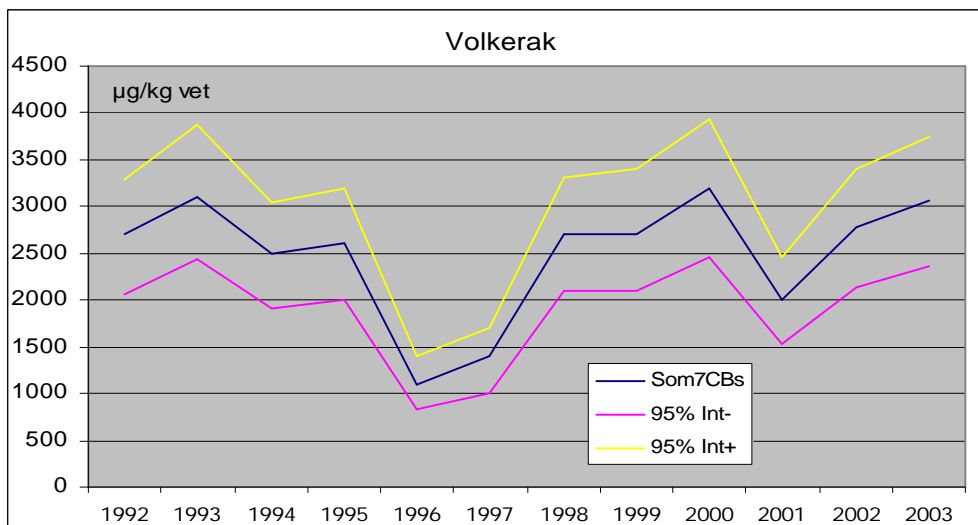
Figuur 15: Trend van 7CBs in de Lek bij Culemborg

Lek bij Culemborg

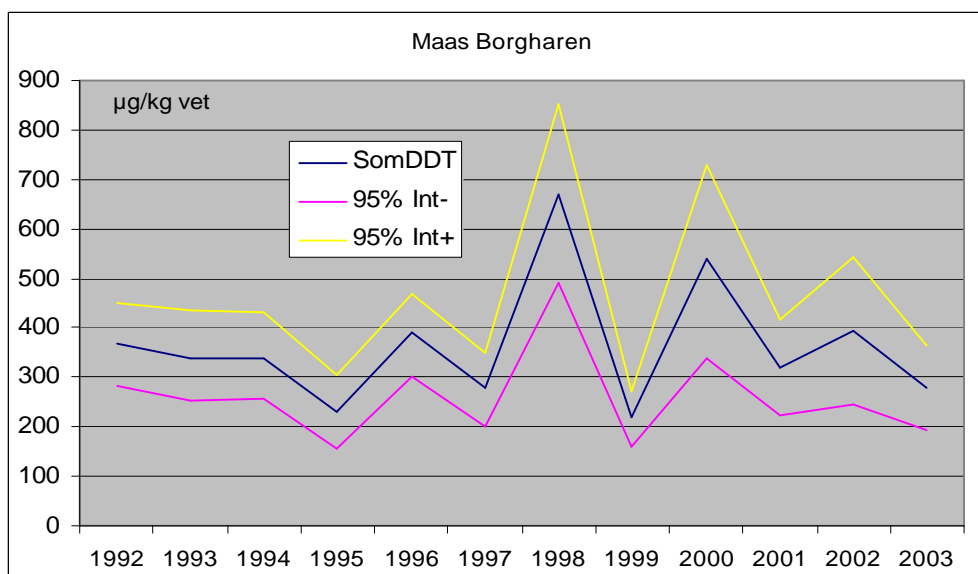
In de Lek bij Culemborg hebben zich voor de lager gechloroerde congenen significante dalingen voorgedaan tot 1998. Voor de overige congenen en 7CBs is geen significante afname in de 90-er jaren geconstateerd, behalve in de periode 1996 tot 1998, waarna weer een stijging volgde. Door de lichte stijging na 2001 is de langjarige trend naar beneden voorlopig onderbroken (figuur 15).

Volkerak

In het Volkerak nam het PCB gehalte significant af in de periode 1992-1996, waarna de PCB's echter tot aan 2000 weer significant zijn gestegen tot het niveau van 1993. Na de snelle daling van 2001 bevindt het PCB zich in 2003 weer op het niveau van begin 90-er jaren.



Figuur 16: Trend van 7CBs over de periode 1992 tot 2003 in het Volkerak



Figuur 17: Het verloop van DDT in aal uit de Maas bij Borgharen over de periode 1992 tot 2003.

Organochloorpesticiden

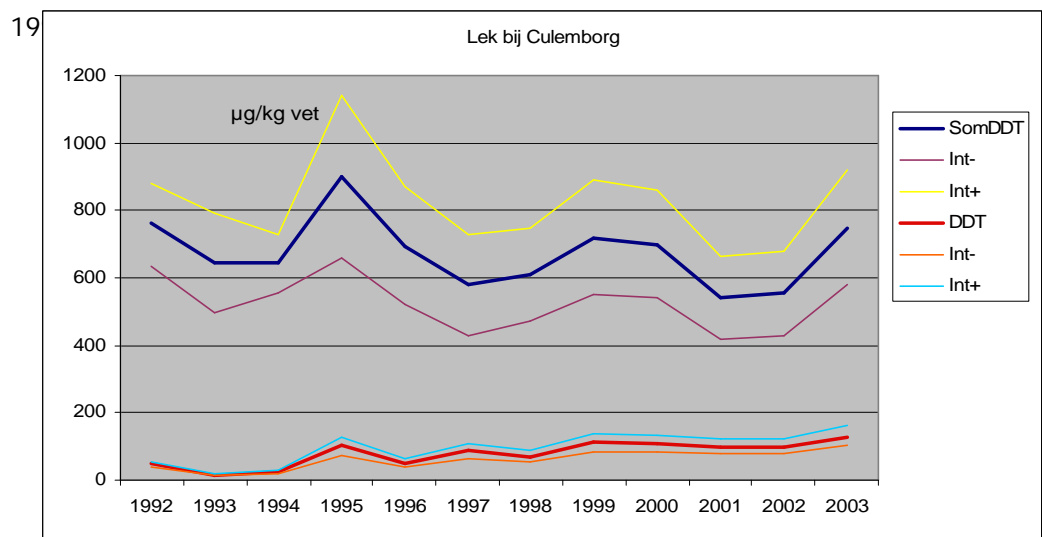
SomDDT

Maas bij Borgharen

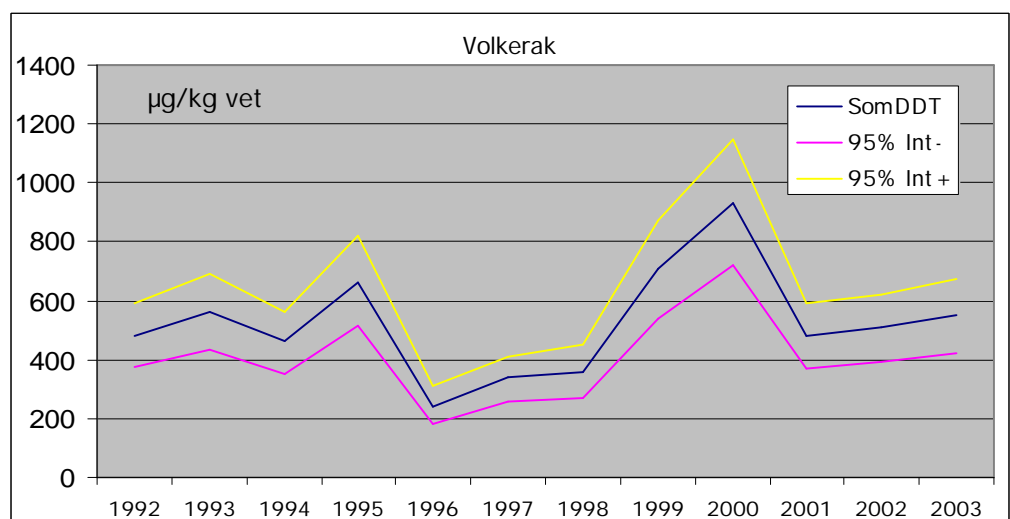
Het gehalte van de DDT groep (zie figuur 17) blijft, ondanks sterke fluctuaties, in de periode 1992-2002 op eenzelfde niveau. In 2003 heeft zich weer een geringe daling in de DDT gehalten voorgedaan.

Lek bij Culemborg

Gedurende de periode 1992-2002 zijn DDE, DDD en ? DDT nauwelijks in gehalte gedaald en DDT zelfs significant in gehalte toegenomen (zie figuur 18). In 2003 liet de SomDDT een forse toename zien. De relatieve bijdrage van DDT aan de SomDDT is dus gestegen in de periode



Figuur 18: Het verloop van DDT en SomDDT in de Lek bij Culemborg

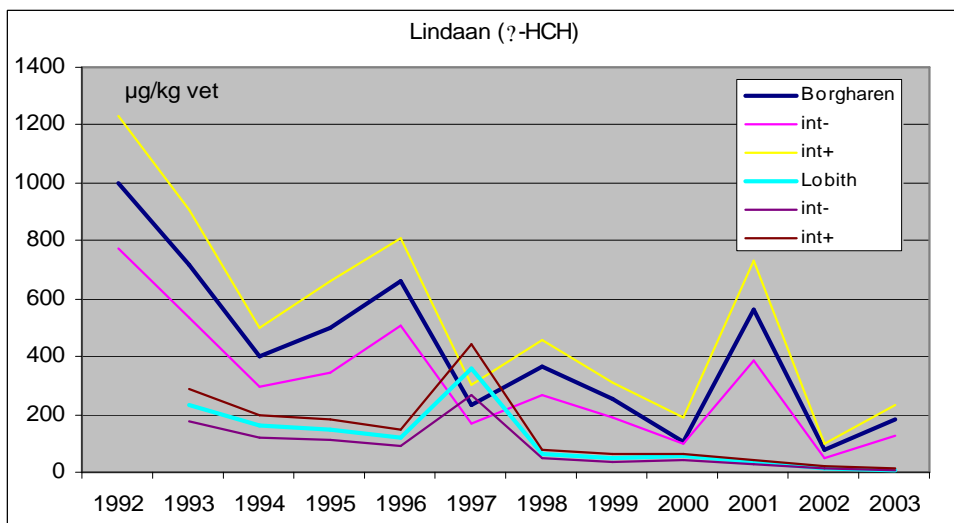


Figuur 19: Het verloop van ? DDT in aal uit het Volkerak over de periode 1992 tot 2003.

Vanaf 1992 daalde de DDT groep licht (DDE) tot matig (DDD), maar tussen 1998 en 2000 is een sterke significante toename (factor 2) opgetreden. In figuur 19 is het verloop van ? DDT in het Volkerak weergegeven. De piekwaarde voor ? DDT in 2000 was in 2001 echter weer sterk verminderd en stabiliseerde in 2002 en 2003.

HCH groep

Alhoewel lindaan (?-HCH) ook recentelijk in Nederland als bestrijdingsmiddel werd toegepast, zijn gehalten in rode aal het afgelopen decennium drastisch afgenomen (figuur 20). In het oogspringend is evenwel het grote verschil in de trends voor de Rijn en de Maas. In de Maas liggen de gehalten veel hoger en worden grote variaties van tot jaar gezien, terwijl in de Rijn de ?-HCH tot zeer lage niveaus afneemt.

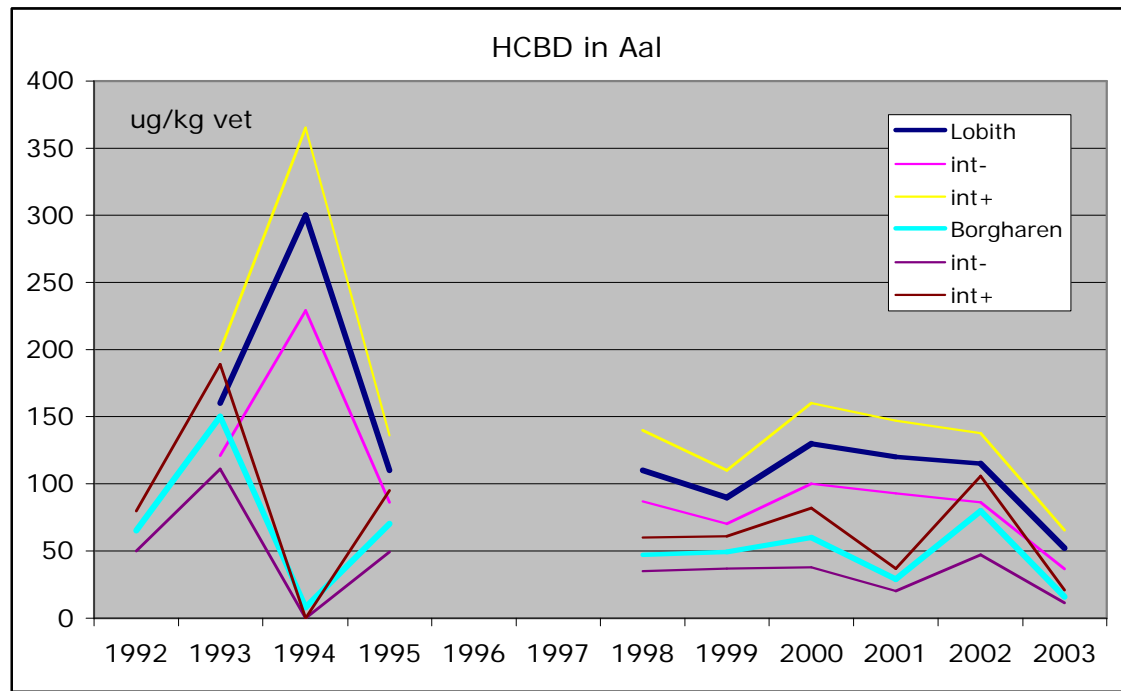


Figuur 20: Trends van lindaan (γ-HCH) in rode aal uit de Maas bij Borgharen en de Rijn bij Lobith over de periode 1992 tot en met 2003

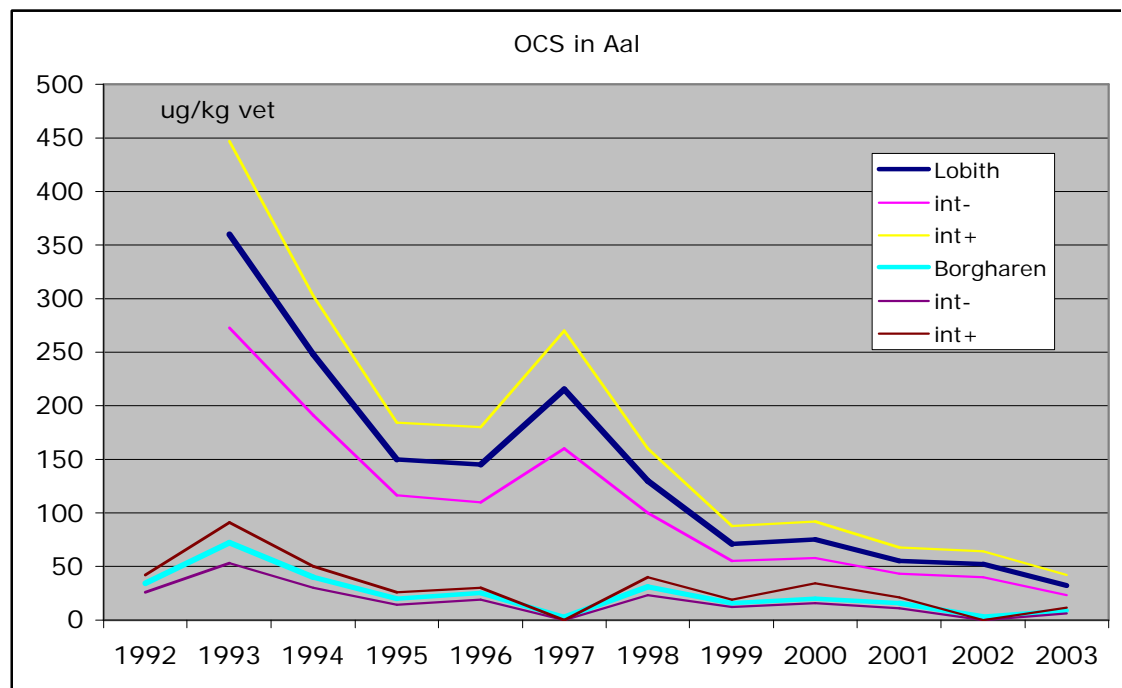
HCBD en OCS

In de Rijn zijn de gehalten aan HCBD nog steeds hoger dan in de Maas, alhoewel het verschil gering is. Voor beide rivieren geldt dat de neerwaartse trend ook in 2003 intact bleef.

Ook voor OCS zijn de gehalten in de Maas aanzienlijk lager dan in de Rijn. Beide stoffen zijn industriële verontreinigingen, die in het verleden zeer hoge gehalten in de Rijn lieten zien, maar waarvan de gehalten in aal de laatste jaren richting detectiegrens gaan.



Figuur 21: Trends voor HCBD in aal over de periode 1992 – 2003 voor Lobith en Borgharen.



Figuur 22: Trends voor OCS in aal over de periode 1992 – 2003 voor Lobith en Borgharen.

7. Risico-analyse

7.1 Consumptie

De gehalten aan totaalkwik bleven in de aal van alle locaties ruim beneden de Warenwetnorm (bijlage 3). De Warenwetnormen voor PCB congenere (op productbasis) werden op geen enkele locatie overschreden.

De Canadese consumptienorm voor dioxine-toxiciteit (TEQ's 20 ng/kg, zie paragraaf 3.3.2) werd, op basis van gemeten non-ortho en mono-ortho PCB gehalten, overschreden in Ketelmeer, Haringvliet en Hollands Diep. Bij een hoge aalconsumptie (risicogroepen) kan enig effect op de consument dus niet worden uitgesloten. Op basis van de geschatte TEQ gehalten (aan de hand van PCB 153) werd de norm ook overschreden in het Haringvliet, Hollands Diep, Maas Borgharen en Maas Keizersveer, maar niet in het Ketelmeer.

De LAC conceptnormen (zie § 3.3.2) voor HCB, de HCH groep en de DDT groep werden op geen enkele locatie in aal overschreden.

7.2 Kritische waarden voor hogere organismen in het aquatisch ecosysteem

In bijlage 9 zijn de relevante gehalten van microverontreinigingen, uitgedrukt op productbasis, herleid op 10% droge stof (voor kwik) of 5% vet (voor organische microverontreinigingen).

De MTR waarde voor totaalkwik, berekend op productbasis voor standaardvis met 10% droge stof, werd in aal van alle locaties, uitgezonderd het Eemmeer, in ruime mate overschreden (zie ook bijlage 3).

De MTR waarde voor CB153, berekend op productbasis met 5% vet, werd in geen enkel geval overschreden.

Van de MTR waarden voor pesticiden, op dezelfde wijze berekend, werd de norm voor ? DDT overschreden in aal uit de Lek bij Culemborg en het Hollands Diep. Voor p,p'-DDE werd de norm alleen licht overschreden in de Lek bij Culemborg.

Naast de MTR waarden (Maximaal Toelaatbare Risiconiveaus) voor het ecosysteem kunnen ook kritische waarden afgeleid worden voor visetende hogere organismen: HC₅ waarden (bijlage 3), waarin het risico voor doorvergiftiging is meegenomen. De HC₅ waarde is de interne concentratie van prooidieren (rode aal), waarbij 5% van de soorten niet meer beschermd is. In Maas (2003) wordt uiteengezet op welke wijze de HC₅ waarden worden afgeleid.

Eveneens heeft Maas (2003) aangegeven hoe het totale risico van meerdere stoffen voor organismen berekend kan worden.

In figuur 23 is het verloop van de mate van risico, berekend als het totale risico van de gemeten contaminanten, voor hogere visetende soorten vanaf 1992 weergegeven.

De gehalten van stoffen in vis liggen in de grote rivieren nog op het niveau, waardoor matige risico's op visetende hogere organismen kunnen optreden. Het Rijnstroomgebied heeft zich de afgelopen 12 jaar sterk verbeterd tot bijna het niveau van licht risico. In de Maas vonden grote schommelingen in het risiconiveau plaats zonder merkbare verbetering. In het IJsselmeergebied heeft zich een duidelijke verbetering voorgedaan. De gehalten in vis liggen daar op een niveau waarvan weinig risico op visetende hogere organismen meer te verwachten is, alhoewel het risico % de laatste twee jaar iets toenam.

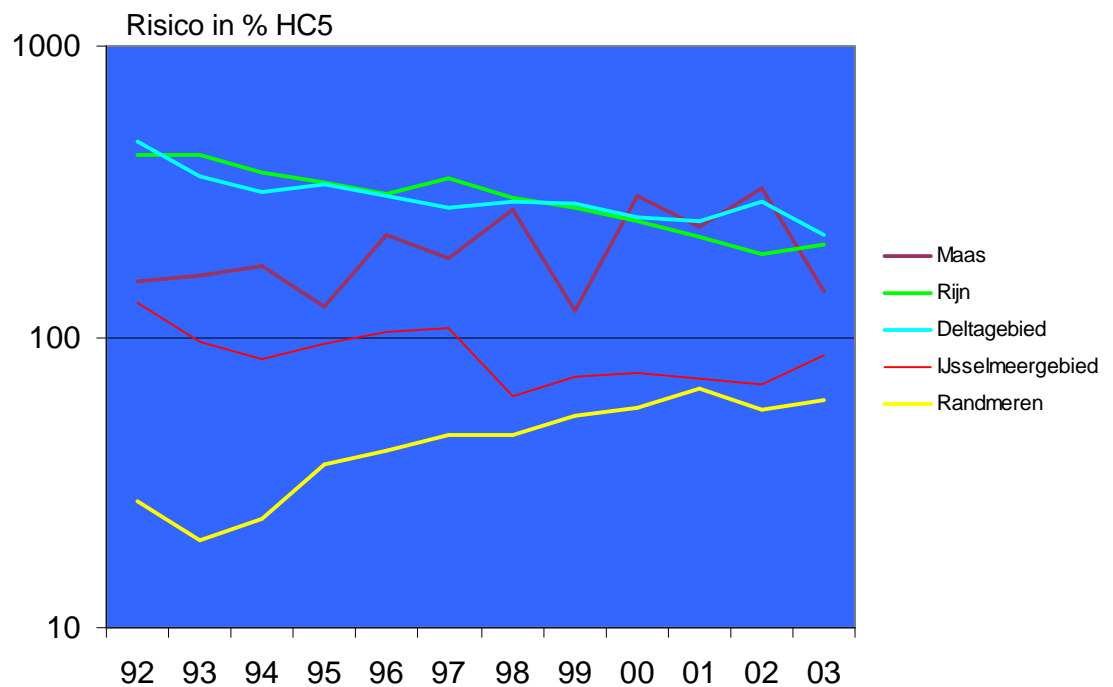


Fig. 23: Het risico voor visetende hogere organismen in de verschillende watersystemen weergegeven vanaf 1992

Ook in de Randmeren liggen de gehalten in rode aal op een niveau waardoor weinig risico voor visetende hogere organismen valt te verwachten. De gehalten in vis uit de Randmeren nemen wel geleidelijk toe.

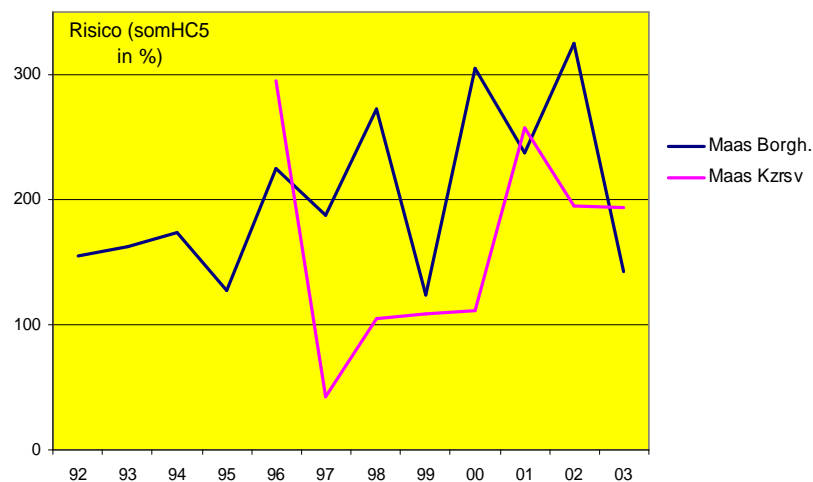


Fig. 24: Het risico voor visetende hogere organismen in het Maasstroomgebied vanaf 1992

Het risico is in de Maas bij Borgharen vanaf 1992 steeds groter geworden, maar daalde in 2003 evenals in 1999 plotseling sterk. Mogelijk staan deze grote veranderingen in relatie tot de fysieke gesteldheid van de Maas (baggerwerkzaamheden in de Belgische Maas, grotere waterafvoer in voorjaar etc.). Grote schommelingen in het risico doen zich ook voor in de Maas bij Keizersveer, waarbij vanaf 1997 een sterke stijging wordt waargenomen.

Het risico in de watersystemen wordt voornamelijk veroorzaakt door Hg en PCB's. Hg bepaalt voor ca. 30 – 40% het risico in de grote rivieren, terwijl in de schonere watersystemen het risico tot 75% door Hg wordt veroorzaakt (Maas, 2003). PCB's dragen het meest bij in het risico in de grote rivieren (tot 56% in de Maas). HCB, DDE en DDD dragen samen nog 10 – 20% bij aan het totale risico.

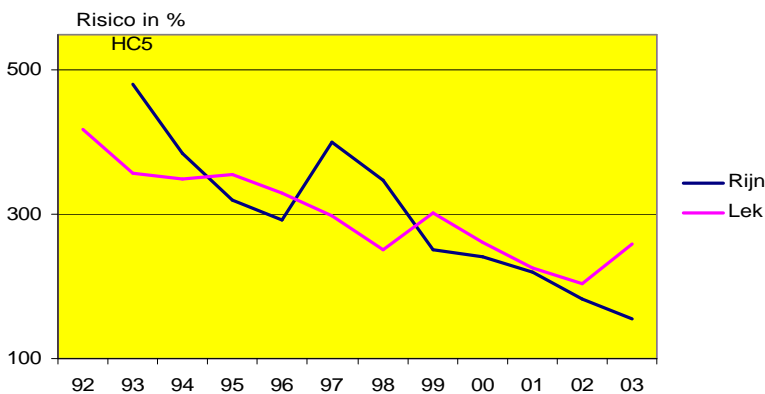


Fig. 25: Het risico voor visetende hogere organismen in het Rijnstroomgebied vanaf 1992

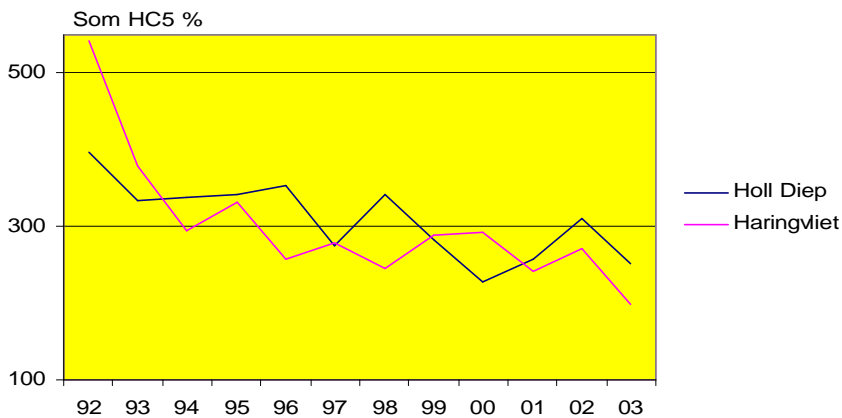


Fig. 26: Het risico voor visetende hogere organismen in het Deltagebied vanaf 1992



Fig. 27: Het risico voor visetende hogere organismen in het Volkerak vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig risico niveau.

In het Rijnstroomgebied, zowel bij Lobith als in de Lek bij Culemborg, is het totale risico % voor doorvergiftiging in de negentiger jaren drastisch afgenomen tot het licht risico niveau voor visetende hogere organismen (fig. 25). Een groot aantal stoffen dragen bij, met name PCB153, HCB en DDE.

In het Hollands Diep en het Haringvliet (fig. 26) heeft vanaf 1992 een gestadige daling plaatsgevonden tot het matig tot licht risico niveau (minder dan factor 3 boven het gemiddeld HC₅ niveau).

In het Volkerak (fig. 27) is vanaf 1992 een daling te zien tot het HC₅ niveau (gemiddeld 100%), waarna na 1997 een opvering plaatsvindt richting het licht risico niveau. Deze stijging werd veroorzaakt door de stoffen CB153, DDE, DDD en Dieldrin.

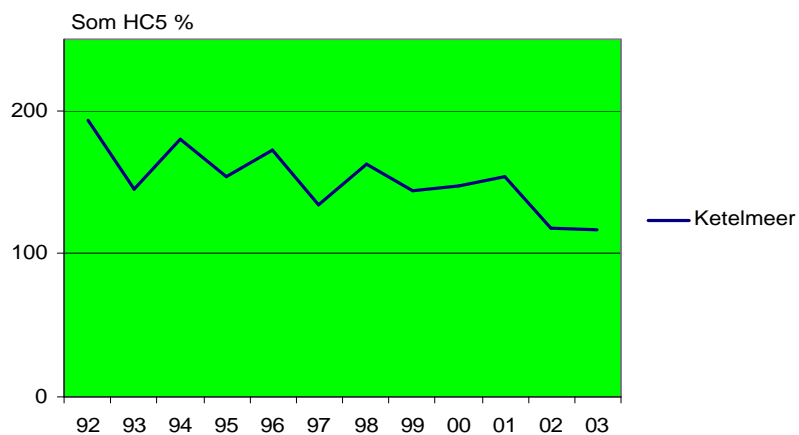


Fig. 28: Het risico voor visetende hogere organismen in het Ketelmeer vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig risico niveau.

Sinds 1992 vond een langzame daling plaats (fig. 28) in het risico niveau voor visetende hogere organismen in het Ketelmeer richting weinig risico niveau. Het niveau bevindt zich in 2003 rond het HC₅ niveau.

Het risico voor visetende hogere organismen heeft in het IJsselmeergebied het niveau van weinig risico bereikt (fig. 29). Vanaf 2001 is in het IJsselmeer echter een stijging te zien richting het HC₅ niveau. Deze stijging wordt geheel veroorzaakt door een toename in het kwikgehalte in rode aal. In het Markermeer blijft het risico % de laatste jaren op hetzelfde niveau.

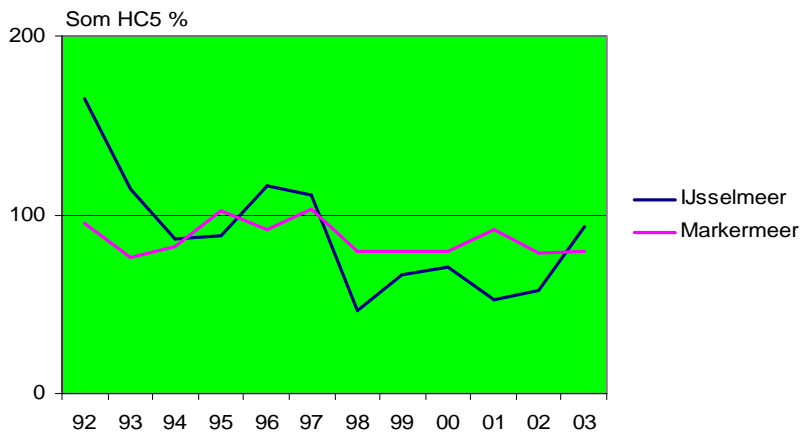


Fig. 29: Het risico voor visetende hogere organismen in het IJsselmeergebied vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig risico niveau.

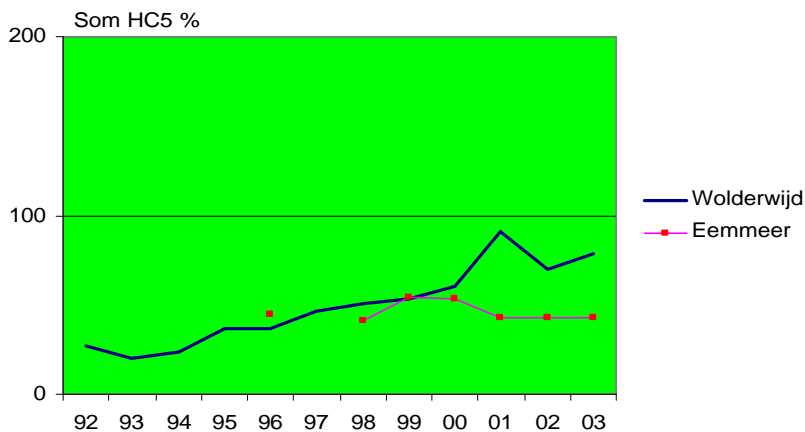


Fig. 30: Het risico voor visetende hogere organismen in de Randmeren vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig risico niveau.

In de Randmeren bevinden de gehalten in rode aal zich op het weinig risico niveau voor visetende hogere organismen (fig. 30). In het Wolderwijd, echter, valt sinds 1992 een gestage toename waar te nemen, voornamelijk veroorzaakt door Hg. Sinds 1992 is het kwikgehalte in rode aal in het Wolderwijd met een factor 5 toegenomen. In het Eemmeer blijft het risico niveau constant.

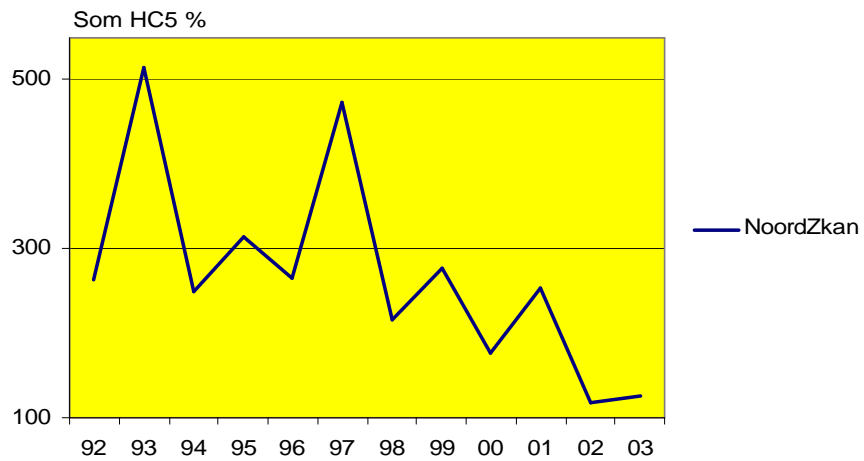


Fig. 31: Het risico voor visetende hogere organismen in het Noordzeekanaal vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig tot ernstig risico niveau.

In het Noordzeekanaal bevond het risico voor visetende hogere organismen zich vóór 1997 in het ernstig tot matig niveau. Na 1997 vindt een snelle daling plaats tot in het licht risico gebied. Het berekende risico % daalde in deze periode met een factor 4.

Specifieke stoffen spelen in het Noordzeekanaal een belangrijke rol, zoals CB28, α -HCH, DDD en QCB, waarvan de gehalten in aal uit het Noordzeekanaal in het afgelopen decennium hoge niveau's hebben gehaald. Voor de daling in het risico niveau zijn echter andere stoffen verantwoordelijk, namelijk Hg, HCB, CB153, DDE en DDD.

Het risico voor visetende hogere organismen in het Twentekanaal is licht tot weinig en daalde na 2001 tot onder het gemiddeld HC₅ niveau. Stoffen die de grootste bijdrage leveren aan het risico (α en β -HCH, DDE, CB153 en HCB zijn sinds 1997 aanzienlijk gedaald.



Fig. 32: Het risico voor visetende hogere organismen in het Twentekanaal vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht en rood: matig tot ernstig risico niveau.

8. Conclusies

In het jaar 2003 zijn er voor alle contaminanten in alle locaties slechts zeven significante stijgingen geconstateerd, waarvan twee op locaties met erg lage concentraties (Markermeer, IJsselmeer). De absolute toename van het contaminantgehalte behoefde daar dus slechts gering te zijn om een stijging te noteren.

Er zijn daarentegen 23 significante dalingen gemeten voor alle contaminanten, zowel in schone locaties als het Wolderwijd en Eemmeer als in meer vervuilde locaties als de Maas Borgharen en het Haringvliet.

Evenals vorige jaren werd ook in 2003 bevestigd dat de Maas minder met kwik is verontreinigd dan de Rijn. Het hoogste kwikgehalte in aal werd gemeten in de Lek bij Culemborg en het Ketelmeer en IJsselmeer. Tegengesteld aan de licht dalende trend in het kwikgehalte op de meeste locaties is in de Randmeren en vooral het IJsselmeer sprake van een licht stijgende trend van het kwikgehalte in aal.

Door de sterke daling in het PCB gehalte bij Borgharen in de Maas zijn de hoge concentraties daarvan in aal uit de Maas bij Borgharen weer verleden tijd. De hoogste PCB waarden werden gemeten in het Hollands Diep en Keizersveer in de Maas. De laagste PCB gehalten werden gemeten in het Wolderwijd en het Eemmeer, een factor 20 lager dan in aal uit de Maas bij Borgharen. Door de gestage daling bij Lobith is het PCB gehalte in aal uit de Rijn aldaar de helft lager dan in het Hollands Diep. De invloed van nalevering uit de vervuilde waterbodem doet zich duidelijk gelden.

In de Maas bij Keizersveer is het TEQ gehalte als maat voor de toxische PCB's driemaal hoger dan in de Maas bij Borgharen, waaruit duidelijk de invloed van de Rijn op deze locatie blijkt. In het Rijnstroomgebied komen de hoogste TEQ gehalten voor.

De industriële verontreinigingen HCBd, HCB, QCB en OCS laten de afgelopen jaren duidelijk dalende gehalten zien op de meeste locaties. Vooral OCS heeft een dalende tendens in de Rijn bij Lobith en in de Maas.

Het contaminantenprofiel van aal afkomstig uit het IJ te Amsterdam was, evenals in de voorgaande jaren, afwijkend van andere locaties wat duidt op een andere industriële belasting.

Het Dieldringehalte in aal afkomstig uit het Volkerak is, na de piek uit 2000, nog steeds sterk verhoogd in vergelijking met andere locaties in Nederland.

Op veel locaties is een lichte afname in ? DDT gemeten. In de Lek vond echter een lichte stijging plaats.

Resumerend kan gesteld worden dat in de meeste watersystemen een verdere lichte daling van contaminanten in aal heeft plaatsgevonden. Van een stagnatie in de lichtdalende trend in vooral het rivierengebied is in 2003 geen sprake geweest. De dalende trend voor diverse prioritaire stoffen in de Rijn bij Lobith zet door. De plotselinge stijging in het PCB gehalte in de Maas bij Borgharen is verdwenen.

In het IJsselmeer, Markermeer en de Randmeren is de laatste jaren echter een licht stijgende trend op een relatief laag niveau waar te nemen. Deze trendbreuk in de sinds de zeventiger jaren dalende trend is mogelijk veroorzaakt door werkzaamheden in en het veranderende stroompatroon van het Ketelmeer.

Op geen enkele locatie in de rijkswateren werden in 2003 de Warenwetnormen voor kwik, pesticiden en PCB's in aal overschreden.

De MTR waarden voor kwik werden in bijna alle locaties, de waarden voor ? DDT en DDE werden in slechts enkele locaties en de MTR waarde voor CB153 werd in geen enkele locatie overschreden.

Gehalten in aal kunnen ook vergeleken worden met kritische waarden afgeleid voor visetende hogere organismen: HC₅ waarden, waarin het risico voor doorvergiftiging is meegenomen. De gehalten van stoffen in vis liggen in de grote rivieren nog op het niveau, dat matige risico's op visetende hogere organismen kunnen optreden.

Het Rijnstroomgebied heeft zich de afgelopen 12 jaar sterk verbeterd tot bijna het niveau van licht risico. In de Maas vonden grote schommelingen in het risico voor visetende hogere organismen plaats zonder merkbare verbetering. In het IJsselmeergebied is een duidelijke verbetering waar te nemen. De gehalten in vis liggen daar op een niveau waarvan weinig risico op visetende hogere organismen meer te verwachten is. Ook in de Randmeren liggen de gehalten in rode aal op een niveau waardoor weinig risico voor visetende hogere organismen valt te verwachten. De gehalten in vis uit de Randmeren nemen wel geleidelijk toe.

In het Volkerak is vanaf 1992 een daling te zien tot het HC₅ niveau, waarna na 1997 een opvering plaatsvond richting het licht risico niveau.

In het Noordzeekanaal bevond het risico voor visetende hogere organismen zich vóór 1997 in het ernstig tot matig niveau. Na 1997 vindt een snelle daling plaats tot in het licht risico gebied. Het risico voor visetende hogere organismen in het Twenthekanaal is licht tot weinig en daalde na 2001 tot onder het gemiddeld HC₅ niveau.

9. Aanbevelingen

Ten behoeve van toekomstig MWTL monitoringonderzoek in 2004 en volgende jaren is het de overweging waard enkele nieuwe prioritaire stoffen (gebromeerde vlamvertragers, BVT's) in de analyses mee te nemen. De volgende stoffen komen in aanmerking:

- **HBCD** (hexabroomcyclododecaan)
- **PBDEs** (polybroomdifenylethers): congeneren: 28, 47, 99, 100, 153, 154, 183.

Eventueel ook:

- **TBBP-A** (tetrabroombisfenol-A) en de dimethyl metaboliet daarvan.

Vlamvertrager met hoogste productiecijfers, maar tot nu toe nog niet zulke hoge gehalten in biota, vermoedelijk ten gevolge van polair karakter.

De chemische en fysische eigenschappen, het gedrag in het milieu en de toxiciteit van BVT's lijken sterk op verbindingen als polychloorbifenylen (PCB's) en DDT en kunnen daarom geclassificeerd worden als persistente, toxische en bioaccumuleerbare verbindingen. PBDE's kunnen onder andere effect hebben op de schildklierhormoonhuishouding en immunotoxiciteit veroorzaken. BVT's zijn in verschillende milieucompartimenten aangetoond, zoals waterbodems, vis, vogels en zoogdieren. In potvissen die afkomstig waren uit de Atlantische Oceaan zijn PBDE's en PBB's aangetroffen (de Boer *et al.*, 1998), wat aantoont dat deze stoffen wijdverspreid in het milieu voorkomen. De vlamvertrager HBCD wordt in het milieu in soms hogere gehalten aangetroffen dan de PBDE's (Leonards, 2001).

PBDE-gehalten in vis laten zien dat deze in dezelfde orde grootte liggen als de gehalten aan PCB's en DDT. Anders dan voor PCB's, bestaan er voor gebromeerde vlamvertragers nog een groot aantal (diffuse) emissiebronnen, waardoor er grote variaties in gehalteniveaus worden aangetroffen in aquatische organismen en neemt het gebruik van deze stoffen nog steeds toe (Boer, J. de, 2000).

Bij de schatting van de TCDD equivalenten van de toxische PCB's bleek dat naast de reeds routinematige analyses van toxische PCB's in de Rijn bij Lobith, Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet met relatief hoge gehalten, ook in de Maas (Borgharen, Keizersveer) verhoogde gehalten aan toxische PCB's kunnen worden berekend. Het wordt daarom aanbevolen om ook op deze Maaslocaties voortaan toxische PCB's in rode aal te gaan analyseren.

De laatste jaren loopt de aalstand in Nederland drastisch terug. Op sommige locaties werd het vangen van voldoende aal van de juiste lengteklasse daardoor al bemoeilijkt. Indien deze trend zich de komende jaren zou voortzetten, kan het monitoringprogramma aal daardoor in gevaar komen. Het is daarom wenselijk om in een vroegtijdig stadium alternatieven te onderzoeken. Aanbevolen wordt om op enkele locaties in de zoete rijkswateren vergelijkend onderzoek te verrichten naar alternatieve indicatororganismen, met name blankvoorn en brasem.

Dankwoord

De heren K. Groeneveld, E. van Barneveld en D. den Uyl van het RIVO worden hartelijk bedankt voor hun inzet bij de aalbemonstering.

10. Referenties

- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feeley, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Waern, M. Younes and E. Yrjänheikki (1994). Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs, *Chemosphere* 28, 104-1067.
- Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. Werkdocument 95.097X, RIZA, WSC, Lelystad
- Beek, M.A. en R.A.E. Knoben (1997). Ecotoxicologische risico's van stoffen voor watersystemen. RIZA rapport 97.064, Lelystad.
- Beek, M.A. (1995).
- Boer, J. de (1988). Chlorobiphenyls in bound and non-bound lipids of fishes; comparison of different extraction methods. *Chemosphere* 17, 1803-1810.
- 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 (1995). Analysis and Biomonitoring of Complex Mixtures of Persistent Halogenated Micro-Contaminants. Proefschrift, VU, Amsterdam.
- Boer, J. de (1996), Visonderzoek Apeldoorns Kanaal en Grift, Rapport C040/96, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de, H. Pieters en Q.T. Dao (1996). Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij - 1995, Rapport C026/96, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de en Q.T. Dao (1991). Analysis of seven chlorobiphenyl congeners by multidimensional gaschromatography. *J. High Resolut. Chromatogr.* 14, 593-596.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag and J. van der Meer (1993). 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, 1823-1842.
- Boer, J. de and 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
- Boer, J. de en Q.T. Dao (1995). Verontreinigingen in aal: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij - 1994, Rapport 95.009, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Boer, J. de, P.G. Wester, H.J.C. Klammer, W.E. Lewis en J.P. Boon. Do flame retardants threaten ocean life, *Nature* 394 (1998), 28-29.
- Boer, J. de, K. de Boer en J.P. Boon (2000) Polybrominated Biphenyls and Diphenylethers. The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3 Part K New Types of Persistent Halogenated Compounds (ed. By J. Paasivirta) Springer Verlag Berlin Heidelberg 2000.
- Bligh, E.G. and W.J. Dyer (1959). A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37, 911-917.

- Dao, Q.T. en M.M. de Wit (1997). Bepaling van het totaal vetgehalte volgens Bligh en Dyer. ISW A004, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Dao, Q.T., M.M. de Wit en M. Lohman (1998). Bepaling van het gehalte aan PCB's en andere gehalogeneerde microverontreinigingen met behulp van capillaire gaschromatografie. ISW A002, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Derde Nota Waterhuishouding, Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989).
- Geuke, V. (1996). Het bepalen van kwik door vlamloze atoomabsorptie spectrometrie in vis en visserijproducten. ISW A021, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Kotterman, M.J.J. en Pieters, H., (2003). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Microverontreinigingen in rode aal – 2002, Rapport C011/03, RIVO-DLO, IJmuiden.
- LAC, Landbouw Advies Commissie, Jaarverslag 1988, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Leonards, P., (2001). Achtergrondgehalten gebromeerde vlamvertragers in voedingsproducten, projectvoorstel, mei 2001, IJmuiden.
- Liem, A.K.D. en Theelen, R.M.C. (1997). Dioxines, Chemical exposure and risk assessment. Proefschrift, RUU, Utrecht.
- Maas, J.L. (1992). Meten van gehalten aan microverontreinigingen in aal (*Anguilla anguilla*). RIZA rapport AOCE nr. 92.10, Lelystad.
- Maas, J.L. (2003). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Bioaccumulatie in aal en driehoeksmosselen. RIZA rapport 2003.013, april 2003, Lelystad
- Mol, S. (2001). Piekwaarden PCB gehalten bij Eijsden in 1999. RIZA Website, Monitoringresultaten, Lelystad.
- Niimi, A.J. and B.G. Oliver (1989). Assessment of relative toxicity of chlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzo-furans and biphenyls in Lake Ontario salmonids to mammalian systems using toxic equivalent factors (TEF). *Chemosphere* 18, 1413-1423.
- Pieters, H. and 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.
- Pieters H. en V. Geuke (1995). Methylmercury in the Dutch Rhine Delta. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30, No. 10, 213 - 219.
- Pieters, H., V. Geuke en B.L. Verboom (1995). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1994. Rapport C009/95, BM94.10 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1994). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1993. Rapport C011/94, BM94.31 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1993). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1992-1993. Rapport C007/93, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (1997). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1996. Rapport C016/97, BM94.31 (RIZA), RIVO-DLO, IJmuiden.

-
- Pieters, H. en dr. J. de Boer (1998). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1997. Rapport C025/98, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en dr. J. de Boer (1999). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1998. Rapport C041/99, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. (2000). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1999. Rapport C009/00, RIVO, IJmuiden.
- Pieters, H. (2001). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2000. Rapport C027/01, RIVO, IJmuiden.
- Stortelder, P.B.M., M.A. van der Graag en L.A. van der Kooy (1989). "Kansen voor waterorganismen", RIZA nota 89.016, Lelystad.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K., P.C.M. van Noort, M.A. Beek, J.M. van Steenwijk, A.G.M. de Vrieze, Th. E.M. ten Hulscher, P.C.M. Frintrop en R. Faasen (1995). WSV-Organochloorbestrijdingsmiddelen. RIZA nota 95.39, Lelystad, pp30.
- Van der Valk, F., H. Pieters en R.C.C. Wegman (1989). Bioaccumulation in yellow eel (*Anguilla anguilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine: mercury, organochlorine compounds and polycyclic aromatic hydrocarbons. EHR publication nr. 7 - 1989.
- van Leeuwen, S. P. J., W. A. Traag, L. A. P. Hoogenboom, G. Booij, M. Lohman, Q. T. Dao and J. de Boer (2002), Dioxines, furanen en PCBs in aal - Onderzoek naar wilde aal, gekweekte aal, geïmporteerde en gerookte aal, RIVO, Rapport no. C034/02, IJmuiden.
- Verboom, B.L., H. Pieters en J. de Boer (1996). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1995, Rapport C008/96, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Warenwet, Regeling normen zware metalen, feb. 1992, nr DGVgz/VV/L92417, Stcrt 43.
- Warenwet, Regeling normen PCB's, nr. 141639, Ministerie VROM, 1984.
- WHO (1993), Consultation in criteria for the derivation of toxic equivalency factors for dioxin-like PCB's, The Netherlands, 15-17 dec. 1993. RIVM, Bilthoven.
- Zorge, J. van (1991). Nederlandse Werkgroep TEF's.

Verklarende woordenlijst:

AAS	Atoomabsorptiespectrometer
ADW	Asvrij drooggewicht
CB	Chloorbifenyyl
CBZ	Chloorbenzeen
p, p'-DDE	p,p' - dichloordifenyldichlooretheen
p, p'-DDD	p,p' - dichloordifenyldichloorethaan
p, p"-DDT	p,p' - dichloordifenyyltrichloorethaan
Ecotoxicologische waarden	Concentratieniveau voor afwezigheid van effecten op het ecosysteem
FIAS	Flow Injection Analysis System
HCB	Hexachloorbenzeen
HCBD	Hexachloorbutadieen
HCH	Hexachloorcyclohexaan
Consumptiestandaard	Normen vastgelegd in de Warenwet
MTR	Maximaal toelaatbaar risico
Natgewicht	Versgewicht van filet of andere organen, cq organismen
OCS	Octachloorstyreen
PCB	Polychloorbifenylen
Productbasis	Gehalten uitgedrukt op basis van natgewicht
QCB	Pentachloorbenzeen
Vetbasis	Concentraties uitgedrukt op basis van vetgehalte

BIJLAGEN 1 t/m 22