

Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV

Postbus 68
1970 AB IJmuiden
Tel.: 0255 564646
Fax.: 0255 564644
E-mail: visserijonderzoek.asg@wur.nl
Internet: www.rivo.wageningen-ur.nl

Centrum voor
Schelpdier Onderzoek
Postbus 77
4400 AB Yerseke
Tel.: 0113 672300
Fax.: 0113 573477

Rapport

Nummer: C004/06

Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in rode aal - 2005

Dr.Ir. M.J.J. Kotterman

Opdrachtgever: RIZA
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Project nummer: 342.122270-02

Contract nummer: RI-3868, fase 6

Akkoord: S. van Leeuwen
Clusterleider Milieu en Voedselveiligheid

Handtekening: _____

Datum: 6 maart 2006

Aantal exemplaren: 20
Aantal pagina's: 49
Aantal tabellen: -
Aantal figuren: 32
Aantal bijlagen: 19

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,
Natuur en Voedselkwaliteit. Wij
zijn geregistreerd in het
Handelsregister Amsterdam nr.
34135929
BTW nr. NL 811383696B04.

De Directie van het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV; opdrachtgever vrijwaart het Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV 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

Inhoudsopgave.....	2
Voorwoord.....	4
Samenvatting.....	5
1. Inleiding	7
2. Doelstellingen.....	9
3. Materialen en methoden	10
3.1 Bemonstering aal	10
3.2 Analysemethoden	11
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 PCB-TEQ gehalten	20
5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten.....	20
5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS	20
5.5.2 HCHs.....	24
5.5.3 Dieldrin.....	25
5.5.4 Σ DDT	25
5.5.5 Chloorbenzenen en pentachlooranisol	26
6. Trends in gehalten in de periode 1992-2005.....	27
7. Risicoanalyse.....	34
7.1 Humane consumptie	34
7.2 Kritische waarden voor hogere organismen in het aquatisch ecosysteem	34
8. Conclusies	41

9. Aanbevelingen	44
10. Referenties	46
Verklarende woordenlijst:.....	49

Voorwoord

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) van het Ministerie van Verkeer en waterstaat is in 1992 gestart met de uitvoering van het monitoringprogramma "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 monitoringprogramma zijn: algen, zoöplankton, macrofauna, waterplanten en oevervegetatie, vissen, broedvogels en watervogels naast 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 2005 uitgevoerd door het RIVO.

Het onderhavige rapport beschrijft de situatie in 2005.

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

Samenvatting

In het jaar 2005 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 prioritair organochloorverbindingen (beschreven in 3.2).

In vergelijking tot de voorgaande jaren kan het volgende opgemerkt worden.

De data van 2005 onderbreken de dalende trend van verschillende contaminanten in het Ketelmeer die werd ingezet vanaf 2001. Dit resulteerde zelfs in een lichte stijging van het HC5 risico voor hogere organismen; echter nog steeds op het niveau van weinig risico.

De sterke toename van een aantal microverontreinigingen in aal in het IJ Amsterdam in 2004 (HCB, HCB en OCS) is in 2005 gevolgd door een sterke afname, waardoor het nivo bijna terug is op dat van 2003. Ook de gehalten aan PCB, HCH en SomDDT lieten een (lichte) daling zien in het IJ.

De PCB gehalten (som-PCB) in aal zijn in de Rijn en Maas licht gedaald, op sommige locaties is daarentegen een stijging geconstateerd. De stijging in het Ketelmeer was relatief het hoogst.

Door industriële verontreiniging komen HCB, QCB, HCB en OCS in hogere concentraties in het Rijnstroomgebied voor dan in het Maasgebied. De gehalten vertonen reeds jaren een dalende trend, ook in 2005 werden lagere gehalten gemeten.

De som-HCH heeft in het afgelopen decennium in de meeste wateren een sterk dalende trend laten zien, die zich in 2005 echter op de meeste locaties niet heeft doorgezet. In het Twenthekanaal is de Som-HCH echter weer aanzienlijk gestegen vergeleken met 2004. Er zijn in 2005 uitgebreide baggerwerkzaamheden uitgevoerd, dit kan de oorzaak zijn van de stijging.

De hoge gehalten van dieldrin in het Volkerak ten opzichte van omliggende wateren (Hollands Diep, Haringvliet) blijft dalen na de piek in 1999 en 2000. In andere locaties als Hollands Diep, het IJ en ook het Ketelmeer stijgen de gehalten nu echter een paar jaren licht.

Alleen in de Lek zijn de gehalten aan DDT in 2005 duidelijk lager in vergelijking met 2004. In vrijwel alle andere locaties is een stijging te constateren.

De verontreiniging van aal met kwik is, evenals in vorige jaren, lager in de Maas dan in de Rijn. Het hoogste kwikgehalte in aal werd gemeten in de Lek bij Culemborg en het Haringvliet en

Hollands Diep. Het kwikgehalte bleef gemiddeld gelijk of steeg licht in de locaties, alleen in het Volkerak en Haringvliet werd een daling in het kwikgehalte gemeten.

Op geen enkele locatie in de rijkswateren werden in 2005 Warenwettenormen voor kwik en pesticiden overschreden. Voor het eerst in jaren werd ook ten aanzien van de PCBs de Warenwettenorm voor CB153 niet overschreden in aal. In 2006 is de EU consumptienorm voor het totaal aan dioxines en dioxineachtige PCBs aangenomen, deze bedraagt 8 ng totaal -TEQ per kg product. Alleen aal uit het IJsselmeer, Markermeer, de randmeren en het Twenthe kanaal bevat een PCB-TEQ die lager is dan deze nieuwe norm.

De MTR waarde voor totaalkwik, berekend op productbasis voor standaardvis met 10% droge stof, werd in aal van alle locaties, uitgezonderd het Eemmeer en de Maas bij Keizersveer, in ruime mate overschreden. 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 Σ DDT overschreden in aal uit het IJ, de Rijn bij Lobith, de Lek bij Culemborg, het Hollands Diep en het Volkerak.

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 milieucompartiment. 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.

Door de plaatsgebonden leefwijze van de rode aal geven de gehalten in principe een goed beeld van de verontreinigingssituatie op de desbetreffende vangstlocatie. Rode aal heeft, na zijn overwinteringsperiode, in het vroege voorjaar (eind maart, april) een beperkt trekgedrag. Dit betreft voornamelijk de kleine aal <30 cm en de migratieafstanden zijn minder dan 20 km. De rest van de zomer is de rode aal 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.

Sinds 1992 wordt een gedeelte van de resultaten van dit RIVO monitorprogramma ("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 microverontreinigingen (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

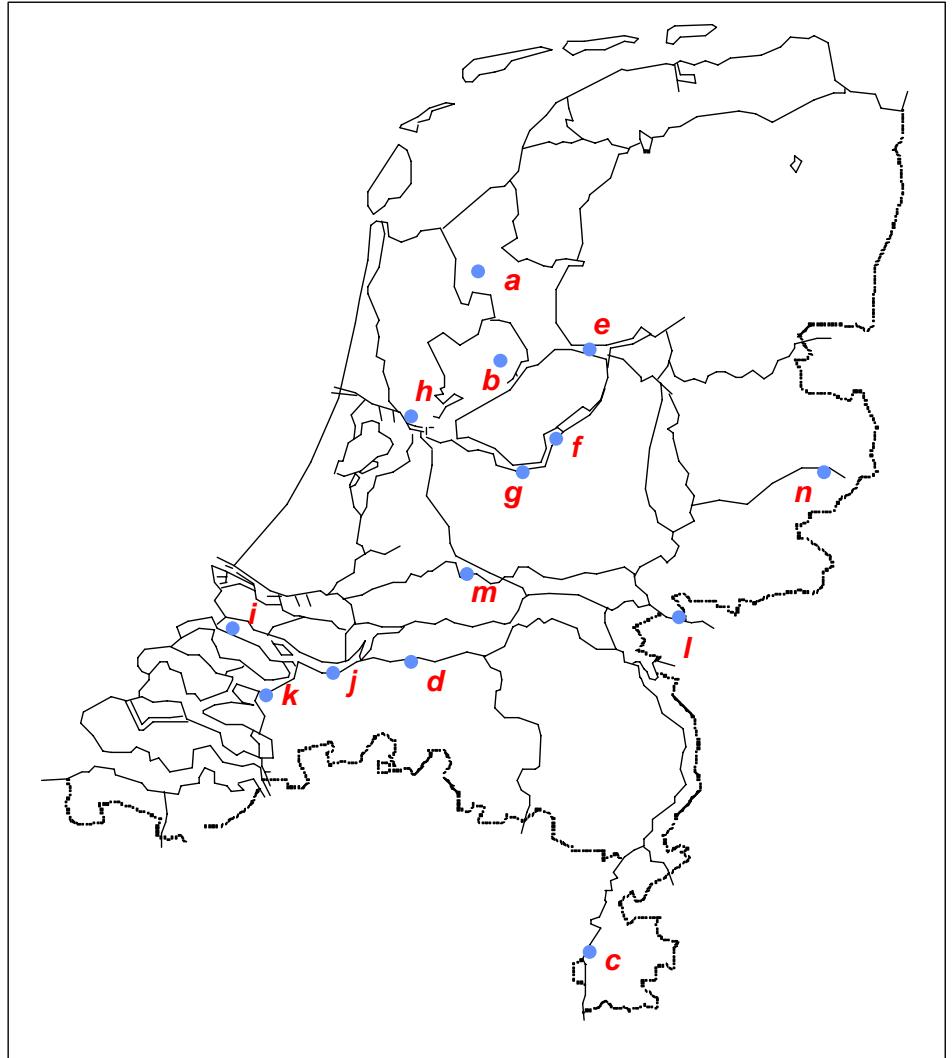
Watersysteem	Locatie	Code	DONAR code	X coördinaat	Y coördinaat
IJsselmeer	Medemblik	a	WAGPD	14230000	53530000
Markermeer	Lelystad	b	LELSD	15350000	50300000
Maas	Borgharen	c	BORGHRBVN	17680000	31985000
Maas	Keizersveer	d	KEIZVR	12095000	41472000
Ketelmeer	Schokkerhaven	e	KETMDN	18067700	51210700
Wolderwijd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

In het voorjaar van 2005 zijn de bemonsteringen van de MWTL locaties gestart. Er is gevist zoals de afgelopen jaren. Met behulp van elektrische visserij zijn de alen gevangen langs de kanten van de waterlopen (met elektrische visserij kan er moeilijk op grotere diepte dan 1 meter gevist worden). Alen zitten graag in holtes tussen stenen dus vooral stenige kanten zijn afgevist. Dit jaar werd ook de aal uit het IJ door elektrisch vissen gevangen (voorgaande jaren door beroepsvisser 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 verwerking. Hiertoe werden mengmonsters samengesteld die van elke vis een gelijke hoeveelheid filet bevatten.

De visserij verliep voorspoedig op sommige locaties, op andere was het moeilijk of zelfs onmogelijk om 25 alen van de gewenste lengte te vangen. Het minimum aantal bedroeg in 2005 9 vissen in de locaties Maas Borgharen en het Wolderwijd. Ook op de locaties Rijn bij Lobith (17 vissen), Twenthekanaal (11 vissen) en Het IJ, Amsterdam (22 vissen), bleek ondanks een grote inspanning minder aal beschikbaar te zijn. Op deze locaties werd ook in 2004 slechts weinig aal gevangen. De redenen hiervoor zijn divers; de aalstand is laag en op sommige locaties kan de aal zich op niet-bevisbare plaatsen bevinden.

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: Legenda in tabel 1.

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	HCBD, QCB, HCB, OCS α -HCH, β -HCH, γ -HCH Dieldrin, DDE, DDD, DDT
Rijn bij Lobith Ketelmeer Hollands Diep Haringvliet	Toxische PCB's	CB126, CB169, CB77, CB105, CB156
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 (Hoek-Nieuwenhuizen, 1999). De detectiegrens bedroeg 0,0036 mg/kg op productbasis.

3.2.2 Organische microverontreinigingen

Polychloorbifenylen en organochloorpesticiden werden geanalyseerd met behulp van gaschromatografie (HP 6890) met een ⁶³Ni-ECD (electron capture detector) en een dual kolom systeem met een CP (Chrompack) -Sil 19 CB kolom en een CP-Sil 8CD 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 (Dao en Lohman, 2002). 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).

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).

De non-ortho chloorbifenylen werden op dezelfde wijze gedurende twaalf uur geëxtraheerd. Een deel van het vet werd hierna gedestruerd 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) met als interne standaard CB 101.

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 Blich 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 hoge toxiciteit van gechlorreerde dibenzo-p-dioxines en dibenzofuranen (PCDDs en PCDFs, vervolgens 'dioxines' genoemd) voor de mens heeft ertoe geleid dat ter bescherming van de volksgezondheid extreem lage aanvaardbare dagelijkse inname (ADI, Acceptable Daily Intake) waarden voor deze stoffen moesten worden vastgesteld. De meest toxische dioxine is 2,3,7,8-tetrachloordibenzo-p-dioxine (TCDD). Teneinde tevens het dioxine-achtige effect van PCB

congeneren bij deze waarden te kunnen betrekken worden voor de diverse congeneren omrekeningsfactoren (TEF's) gebruikt (Van den Berg et al, 1998) 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 congeneren PCB 77, 126 en 169 en de mono-ortho gesubstitueerde congeneren PCB 105, 118 en 156 (verder PCB-TEQ genoemd). 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 congeneren in het vetweefsel van rode aal. De overige geanalyseerde PCB congeneren dragen niet of nauwelijks bij aan het TCDD effect (de Boer *et al.*, 1993).

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

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

Door plaatselijke variaties in de onderlinge verhouding van de diverse PCB congeneren 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. De LAC-conceptnormen zijn sinds 1988 niet aangepast.

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 was tijdelijk buiten de huidige Europese norm gehouden. In februari 2006 is een consumptienorm voor het dioxine TEQ en dioxine-achtige PCB-TEQ vastgesteld. De norm voor dioxine blijft hetzelfde, 4 pg/g dioxine-TEQ. Daarnaast komt de norm van 4 pg/g PCB-TEQ. Voor paling is een iets ruimere norm (8 pg totaal TEQ/g) vastgesteld (PCB-TEQ of dioxine -TEQ mag dus hoger dan 4 zijn).

In dit rapport wordt alleen de PCB-TEQ berekend. Als de dioxine-TEQ hieraan toegevoegd zou worden zou de totaal-TEQ nog hoger uitpakken (naar schatting 20%) (van Leeuwen et al., 2002).

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 kunnen 95% voorspellingsintervallen worden 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:

$$\text{Interval} = \text{gevonden gehalte} * (1.9 * \text{RSD}(\%)) / \text{SQRT}(N)$$

Hierin is RSD de standaardafwijking van het gehalte in de steekproef, uitgedrukt in %, N de steekproefgrootte en SQRT(N) de tweedemachtswortel van N. 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 naast 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.

3.5 Kwaliteitscontrole

Het RIVO is ISO 17025 (voorheen "STERLAB") geaccrediteerd (accreditatienr. L097) voor een groot aantal analyses, waaronder de analyses die in dit onderzoek worden verricht (PCB, non-ortho PCB, OCP, vet-, vocht- en kwikanalyses). 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 zijn gepresenteerd in tabellen. Indien een component in bepaalde monsters niet geanalyseerd is, is de betreffende 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, Σ DDT en totaalkwik) is tevens op kaartjes de geografische verspreiding in de Nederlandse oppervlaktewateren weergegeven.

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

Bijlage 1	Biologische parameters aal, onderzoek 2005
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 op productbasis
Bijlage 5	PCB gehalten op productbasis
Bijlage 6	PCB gehalten op vetbasis
Bijlage 7	Pesticidegehalten op productbasis
Bijlage 8	Pesticidegehalten op vetbasis
Bijlage 9	Totaalkwik-, CB 153- en pesticidegehalten in standaardvis
Bijlage 10	Chloorbenzeengehalten op productbasis
Bijlage 11	Mono- en di-ortho PCB gehalten op productbasis
Bijlage 12	PCB-TEQ's op productbasis 2005-2004
Bijlage 13 t/m 15	Trends meetlocaties 1992-2005
Bijlage 16	CB 153, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 17	CB 52, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 18	Totaalkwik, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 19	HCBd, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 20	OCS, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 21	γ -HCH, geografische verspreiding in 2005
Bijlage 22	Σ DDT, geografische verspreiding in 2005

5. Discussie

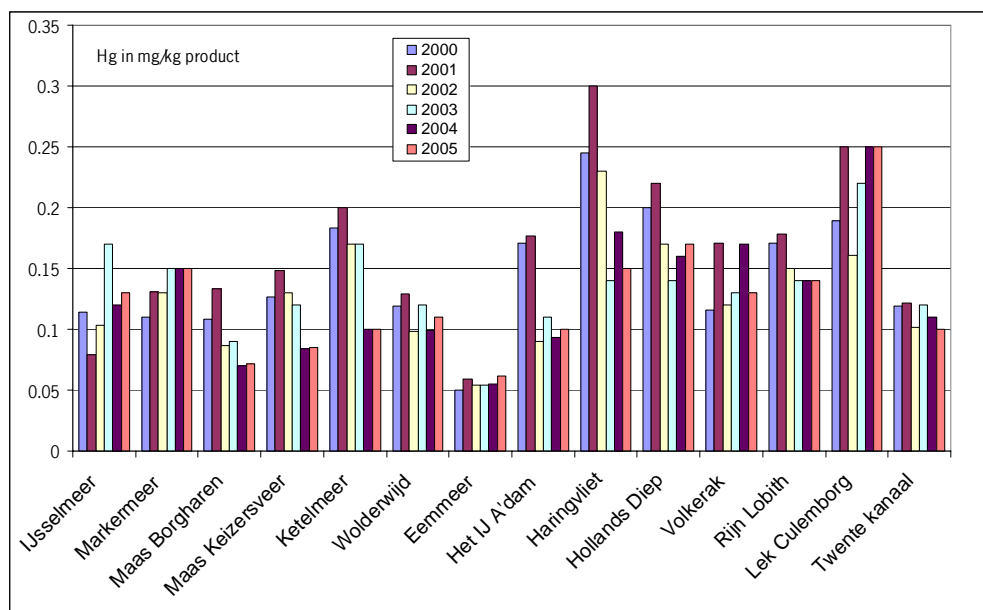
5.1 Algemeen

De gehalten aan contaminanten die in 2005 zijn gemeten worden vergeleken met de gehalten van het voorgaande jaar (2004) of met de voorafgaande periode van 1992 tot en met 2004. 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 2005 (Pieters en Kotterman, 2005).

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 PCBs en pesticiden zijn namelijk gerelateerd aan interne concentraties van deze stoffen in het vet van aquatische organismen. Het kwikgehalte in aal afkomstig van de diverse locaties worden onderling vergeleken op productbasis.

5.2 Totaalkwik

Ten opzichte van 2004 zijn de meeste gehalten aan kwik in aal in 2005 vrijwel gelijk gebleven of licht gestegen. Alleen in het Haringvliet, Volkerak en Twentekanaal kon een duidelijke daling gemeten worden.

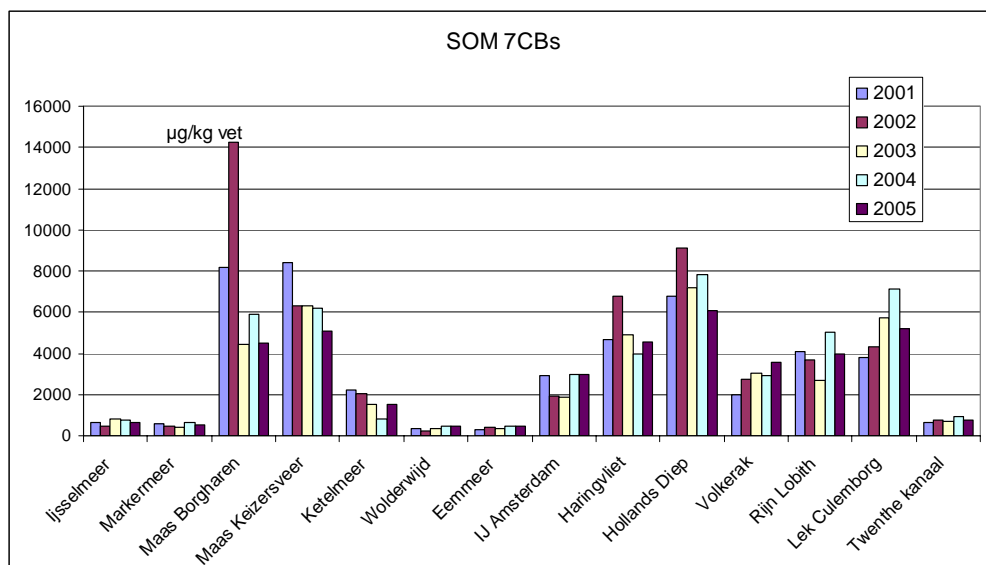


Figuur 2: Het kwikgehalte op productbasis in aal uit de rijkswateren in 2000-2005 (bijlage 4).

Het hoogste gehalte aan kwik wordt al jaren achtereenvolgend in aal uit de Lek bij Culemborg gevonden (figuur 2). Het laagste gehalte wordt ieder jaar in het Eemmeer gemeten. De dalende trend van de laatste jaren in het Ketelmeer is in 2005 niet doorgezet. Ook in andere locaties waar de voorgaande jaren een dalende trend was geconstateerd heeft deze zich in 2005 niet duidelijk doorgezet. De stijgende trend van het kwikgehalte in het IJsselmeer, Markermeer en in mindere mate het Wolderwijd blijft in 2005 intact. De kwikverontreiniging in de Maas (Borgharen, Keizersveer) is lager dan in het Rijnstroomgebied. In Bijlage 18 wordt de geografische verspreiding van kwikgehalten in Nederland getoond.

5.3 Polychloorbifenylen

Ten opzichte van 2004 is het PCB gehalte (som-PCB) in aal op de meeste locaties nauwelijks veranderd. Het PCB gehalte in beide Maas locaties is licht gedaald. Door de stijging van de afgelopen jaren in de Rijn zijn de PCB gehalten nu vergelijkbaar in beide rivieren. In het Ketelmeer is de daling van het PCB gehalte sinds 2001 omgebogen in een relatief sterke stijging. Op deze locatie is voor meer contaminanten in 2005 een stijging geconstateerd.



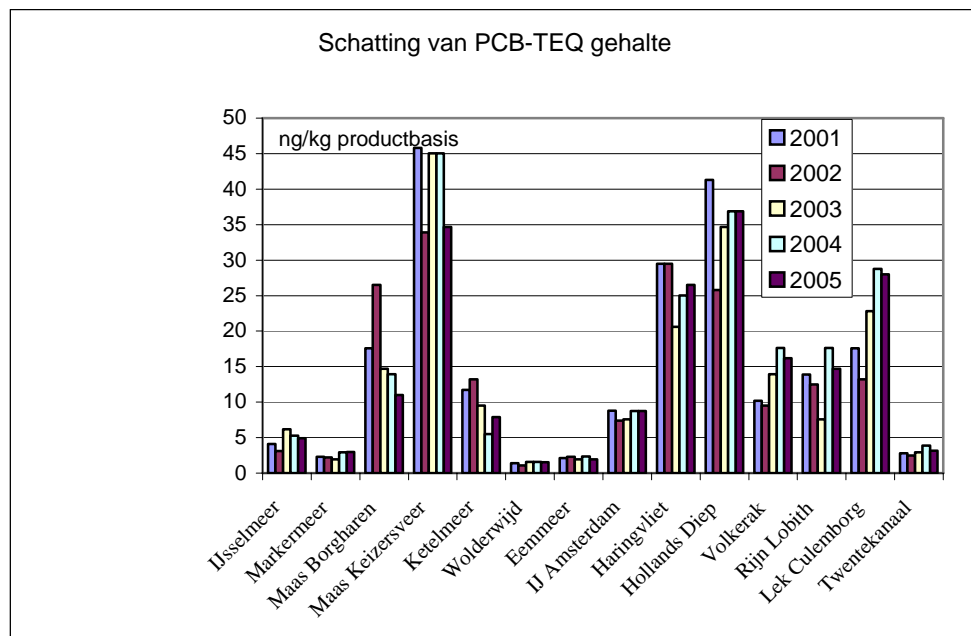
Figuur 3: Variaties in gehalte van Σ7CBs in de rijkswateren in de periode 2001 - 2005 (bijlage 6).

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 2004 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 2005 gevonden in het Hollands Diep, de Lek bij Culemborg, Haringvliet en de Maas bij Borgharen en Keizersveer.

5.4 PCB-TEQ gehalten

De hoogste PCB-TEQ gehalten, geschat uit de CB153 gehalten, zijn in 2005 gevonden in de Maas bij Keizersveer (35 ng/kg), het Hollands Diep (37 ng/kg), en de Lek bij Culemborg (28 ng/kg), zie figuur 4 en bijlage 12). Op de meeste locaties is er sprake van een lichte daling van het geschatte PCB-TEQ gehalte, alleen in het Ketelmeer heeft een significante stijging plaatsgevonden na de daling in 2003 en 2004, conform de gevonden stijging in de somPCB.



Figuur 4: Schatting van TEQ gehalten op basis van CB153 in aal uit de rijkswateren over de afgelopen vijf jaar.

De berekende TEQ gehalten op basis van non-ortho en mono-ortho CBs (bijlage 12) in aal afkomstig van vier locaties lieten een geringe daling zien in alle locaties. De hoogste uit metingen berekende waarde wordt nog steeds gevonden in het Hollands Diep (23.2 ng/kg). Hoewel 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 2005 gevonden in het Wolderwijd, het Eemmeer en het IJsselmeergebied. Ook het Twentekanaal had een zeer laag TEQ gehalte, evenals in voorgaande jaren.

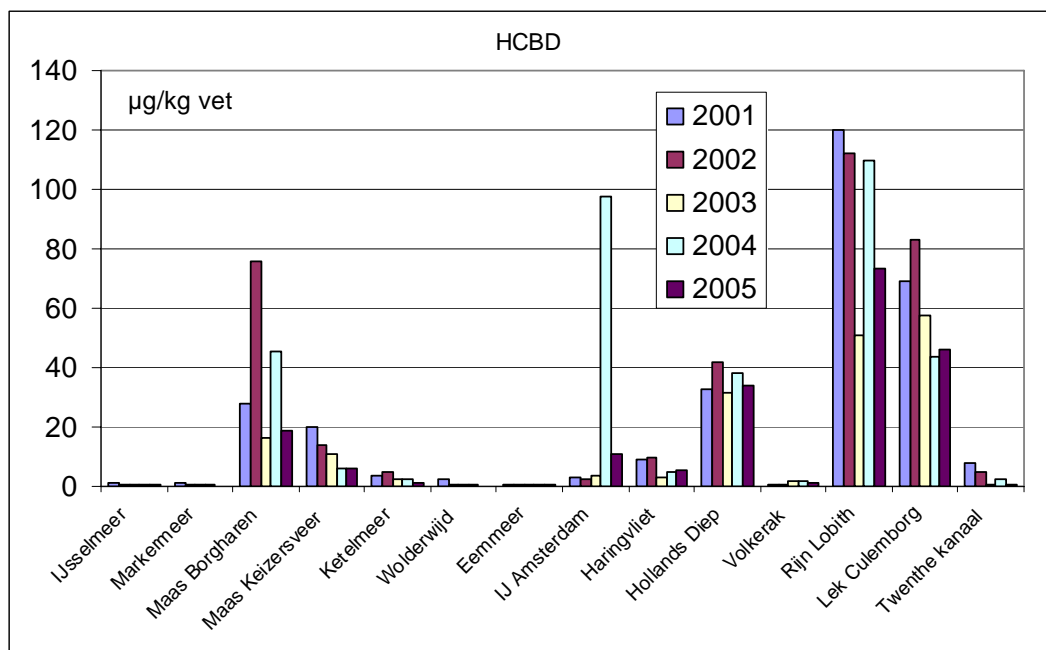
5.5 Organochloorverbindingen en pesticidengehalten

5.5.1 HCB, QCB, HCB en OCS

In bijlage 19 wordt de geografische verdeling van HCB over de Nederlandse wateren getoond en in figuur 5 de onderlinge verschillen tussen locaties over de afgelopen vijf jaar. In 2005

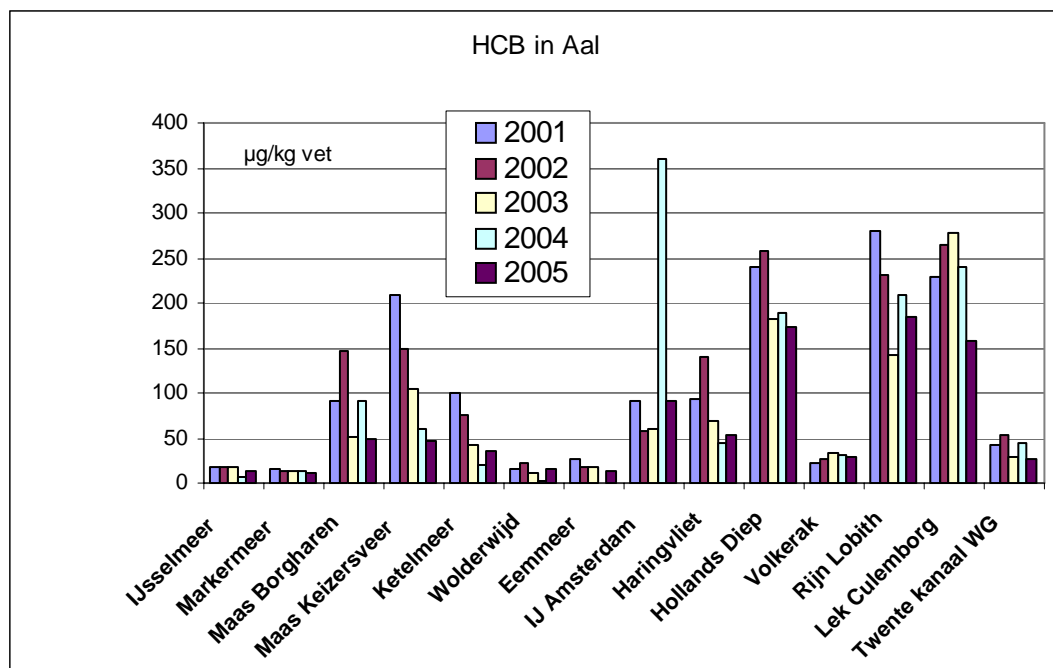
werden voor HCB relatief sterke dalingen gemeten op drie locaties (Maas Borgharen, Rijn bij Lobith en het IJ te Amsterdam) waar in 2004 juist een sterke stijging was gemeten. De gehalten zijn nu bijna weer op het niveau van 2003. Op de twee locaties (Maas Keizersveer en de Lek bij Culemborg), waar in 2004 een sterke daling is gemeten, zijn de gehalten vrijwel gelijk gebleven. De oorzaak van de gemeten drastische toe- en afname in het IJ is onduidelijk. Opmerkelijk zijn de dalende trends in HCB sinds 2000 bij Culemborg in de Lek, het Ketelmeer en het Twenthekanaal, vooral omdat voor andere contaminanten in het Ketelmeer en het Twenthekanaal juist een stijging is geconstateerd in 2005.

Voor QCB (bijlage 8) werd op drie locaties (het IJ, Hollands Diep en de Rijn bij Lobith) een duidelijke stijging gemeten en eveneens voor drie locaties (Maas Keizersveer, Ketelmeer en de Lek bij Culemborg) een duidelijke daling. Hoge gehalten aan QCB zijn, zoals in de laatste jaren, gevonden in het IJ te Amsterdam en in de Rijn bij Lobith. In de grote rivieren is het HCB gehalte doorgaans hoger dan in het IJ, wat leidt tot een lagere QCB/HCB ratio. In het Amsterdamse havengebied is duidelijk sprake van een andersoortige industriële verontreiniging met QCB, waarbij HCB niet evenredig in concentratie verhoogd is.



Figuur 5: Trend in de tijd van HCB in aal over de periode 2001 - 2005.

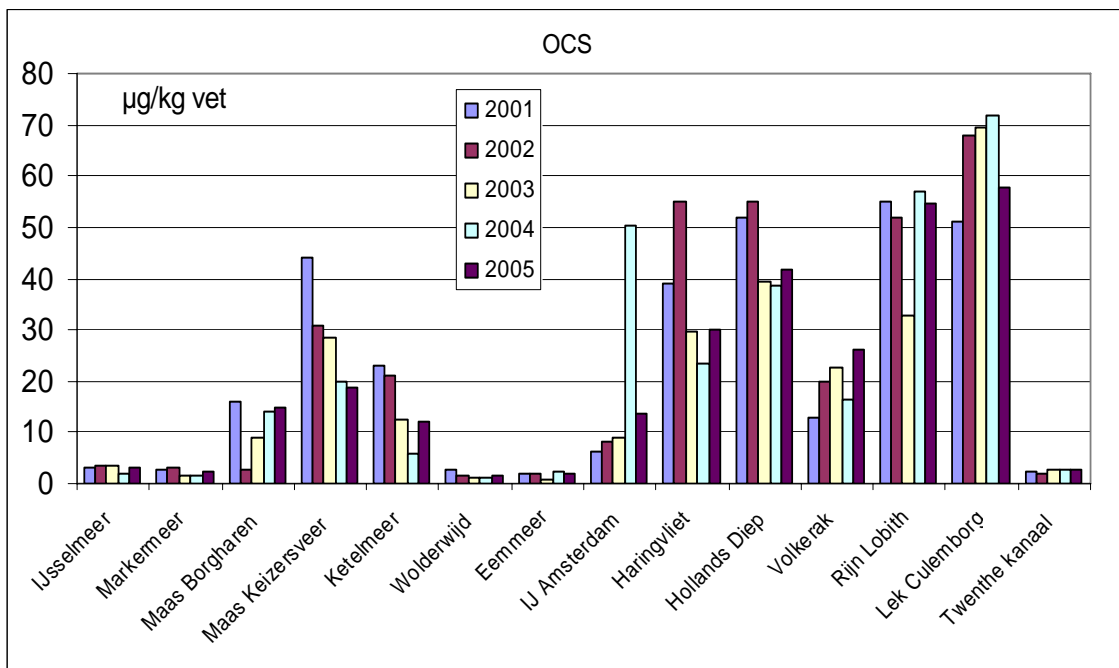
HCB daalde in 2005 ten opzichte van 2004 op vrijwel alle locaties. (zie figuur 6). Opmerkelijk is de drastische daling in het IJ in 2005 voor HCB, HCB en OCS na de piek in 2004. De piek wees in de richting van een lozing of de uitvoering van baggerwerkzaamheden op de betreffende locatie. In 2005 zijn baggerwerkzaamheden geconstateerd in het IJ, de concentraties zijn echter wel gedaald.



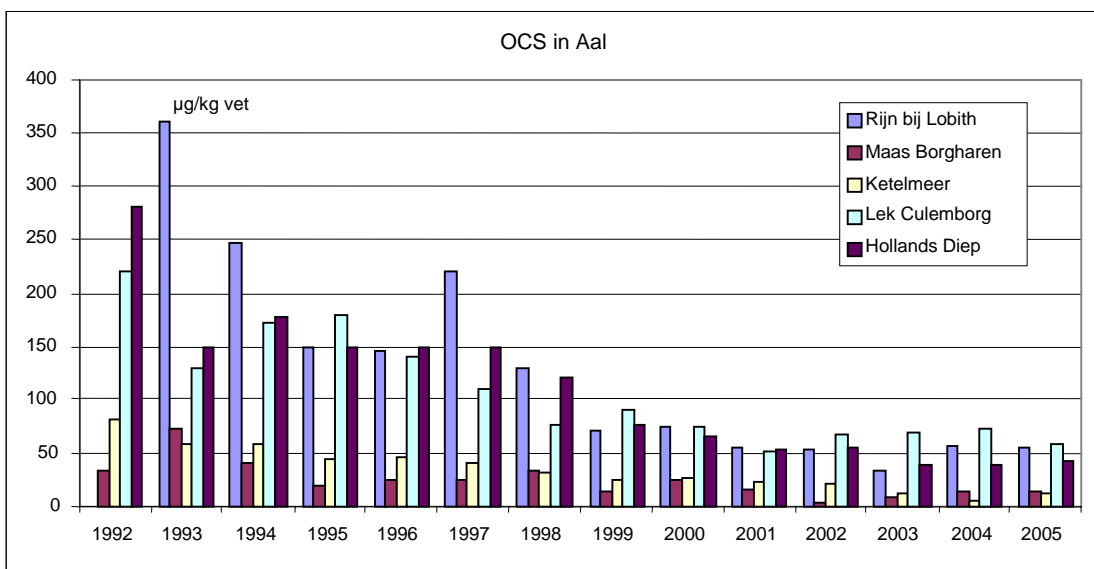
Figuur 6: HCB gehalten in aal over vijf jaar (2001 – 2005, Bijlage 8a, b).

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 locatieafhankelijke 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 (zie figuur 5 en 6), al nemen deze de laatste jaren duidelijk af. Het verschil in gehalte tussen Rijn- en Maasstroomgebied en de overige locaties is voor deze microverontreinigingen vrij groot. 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 en het Twenthekanaal (zie bijlage 13 en 14).



Figuur 7: Het gehalte aan OCS in aal in de periode 2001-2005 (bijlagen 8a, b).

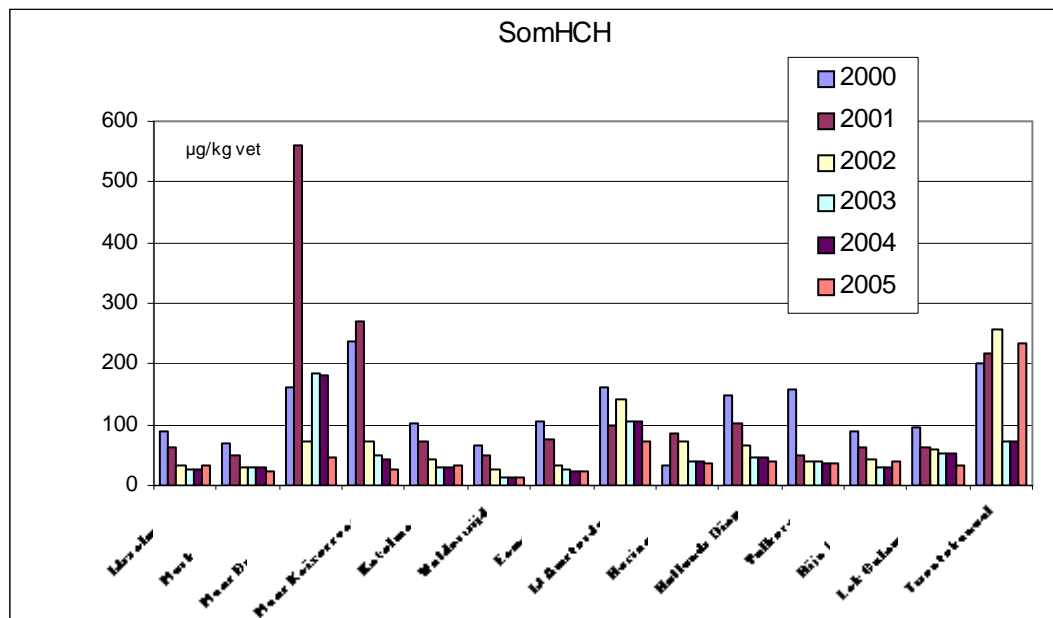


Figuur 8: Het gehalte aan OCS in aal uit de Rijn en de Maas in de periode 1992-2005 (bijlagen 8a, b).

In figuur 8 is de trend voor OCS op een vijftal locaties weergegeven. Naast de sterk dalende trend in de 90-er jaren 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 ook in 2005 op diverse locaties heeft doorgezet. Ook in de Maas bij Borgharen is de Som-HCH weer aanzienlijk gedaald na de verhoging in 2004. Alleen in het Twenthekanaal is de SomHCH weer aanzienlijk gestegen in 2005.



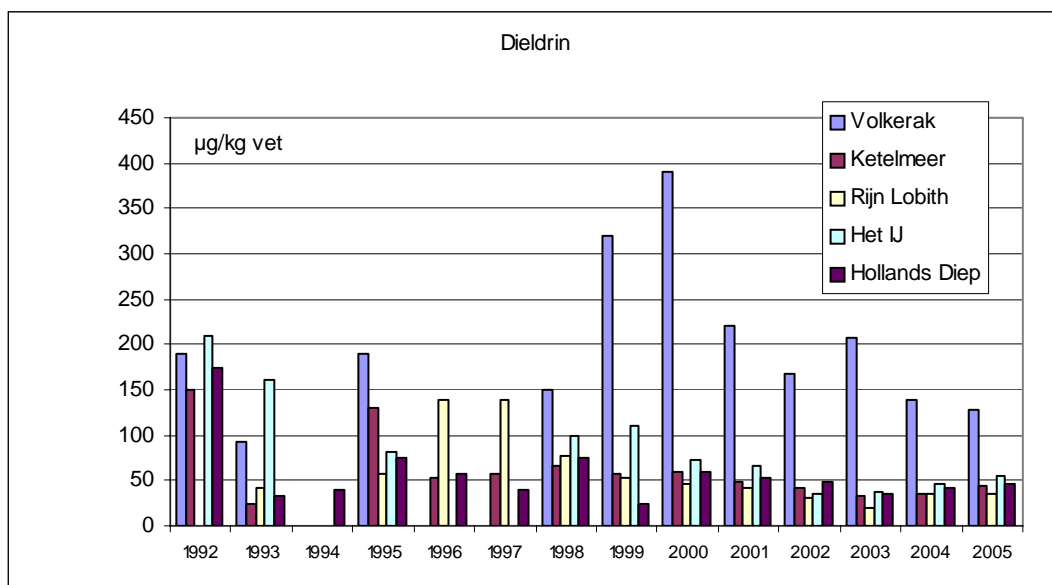
Figuur 9: Variaties in de gehalten aan som-HCH in aal uit de rijkswateren over een periode van zes jaar .

De hoogste gehalten aan α -HCH werden, zoals ook in voorgaande jaren, in Het IJ en het Twenthekanaal bij Wiene-Goor gevonden (Bijlage 8). Ook de gehalten aan β -HCH in Het IJ en het Twenthekanaal waren in 2005 de hoogste in de Nederlandse binnenwateren.

Hoge gehalten aan γ -HCH werden mede in stand gehouden door het gebruik van lindaan in de landbouw (Teunissen-Ordeman, 1995). Vanaf december 2000 is lindaan echter van de uitzonderingslijst pesticiden (die ondanks de bewezen negatieve effecten onmisbaar werden geacht voor bepaalde toepassingen in de landbouw) gehaald (Commission Decision 2000/801/EC). Dit betekent dat er uiterlijk tot in 2002 (18 maanden na besluitneming) lindaan gebruikt mocht worden in de landbouw. Inderdaad zijn de lindaangehalten juist in de jaren 2001 en 2002 in veel wateren sterk gedaald. Een uitzondering vormt de Maas Borgharen, waar juist in 2001 een grote piek in het HCH gehalte werd waargenomen.

5.5.3 Dieldrin

In figuur 10 is de trend over de afgelopen twaalf 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 vervolgens de gestage afname van dieldrin in het Volkerak goed af te lezen. Ondanks de doorgaande daling in het dieldringehalte blijft dieldrin in aal uit het Volkerak in 2005 het hoogst gemeten gehalte in de onderzochte rijkswateren. In de meeste locaties is een toename van het dieldrin gehalte gemeten (bijlage 8).

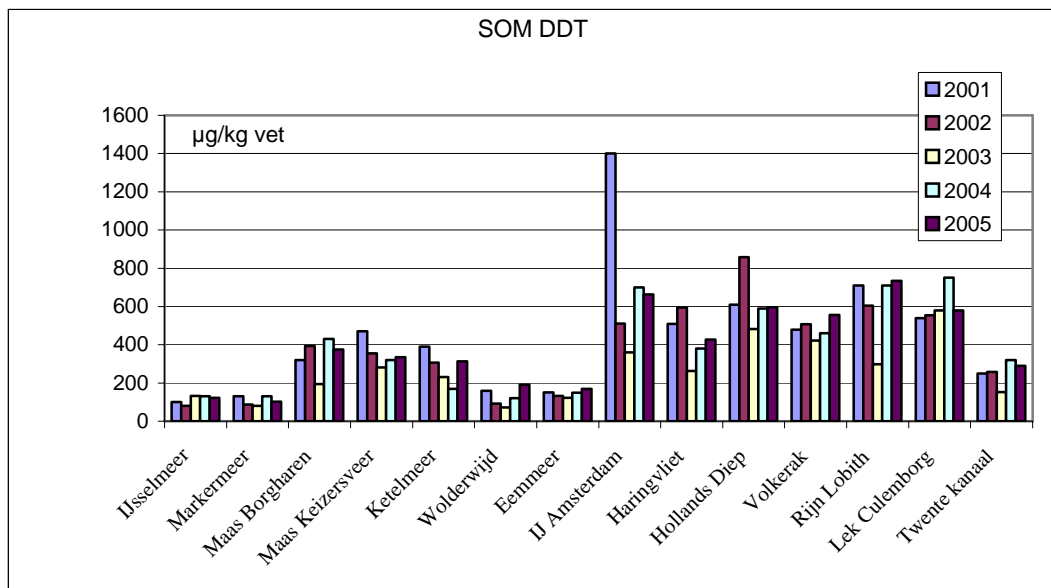


Figuur 10: Dieltringehalten in aal uit vijf locaties in de periode 1992-2005.

5.5.4 ΣDDT

De gehalten aan somDDT zijn in 2005 in het Ketelmeer duidelijk hoger in vergelijking met 2004 (zie figuur 11). Ook in het Wolderwijd en het Volkerak was een duidelijke stijging van het somDDT gehalte te constateren. Op de overige locaties waren de veranderingen slechts gering.

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



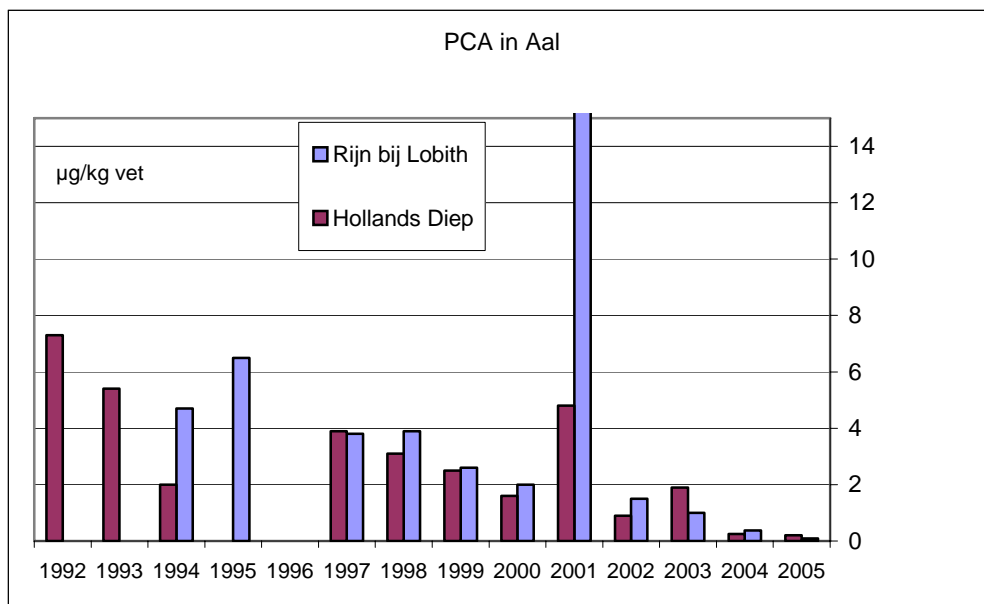
Figuur 11: Variaties in het gehalte ΣDDT in aal uit de rijkswateren over vijf jaar (bijlage 8).

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 lage waarden van 2005 passen goed in de dalende trend vanaf de 90er jaren (figuur 12).

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



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

6. Trends in gehalten in de periode 1992-2005

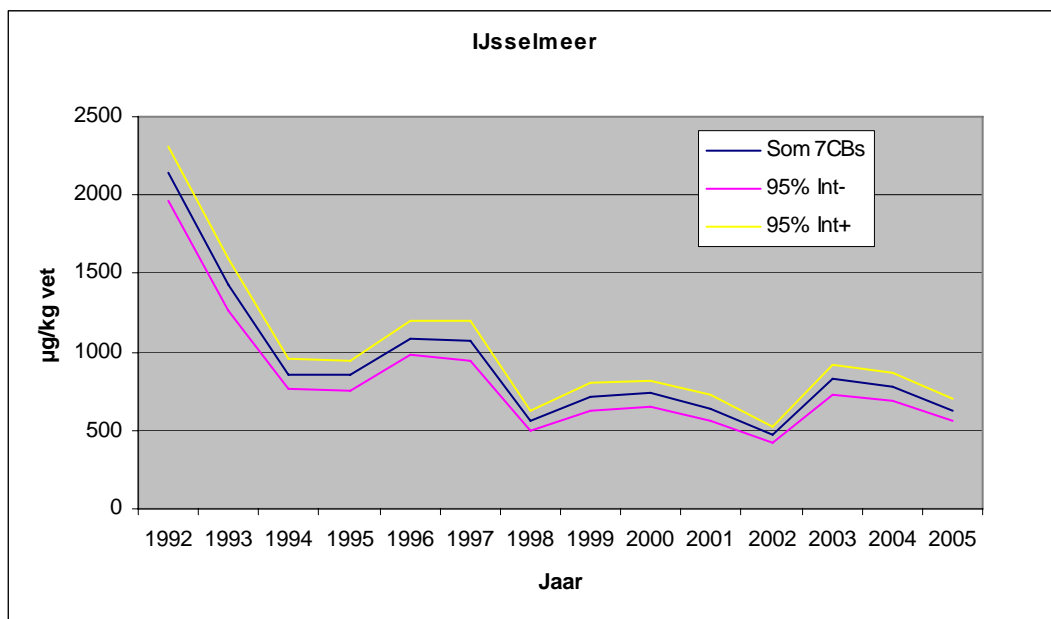
In bijlagen 13 tot en met 15 zijn 95% voorspellingsintervals gegeven, zoals berekend volgens de methode beschreven in §3.4. Een mogelijke benadering ter bepaling van significantie is de volgende: een gegeven verschil tussen twee gehalten wordt significant genoemd, indien de bijbehorende intervallen elkaar 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, γ -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 congenereën significant gedaald.

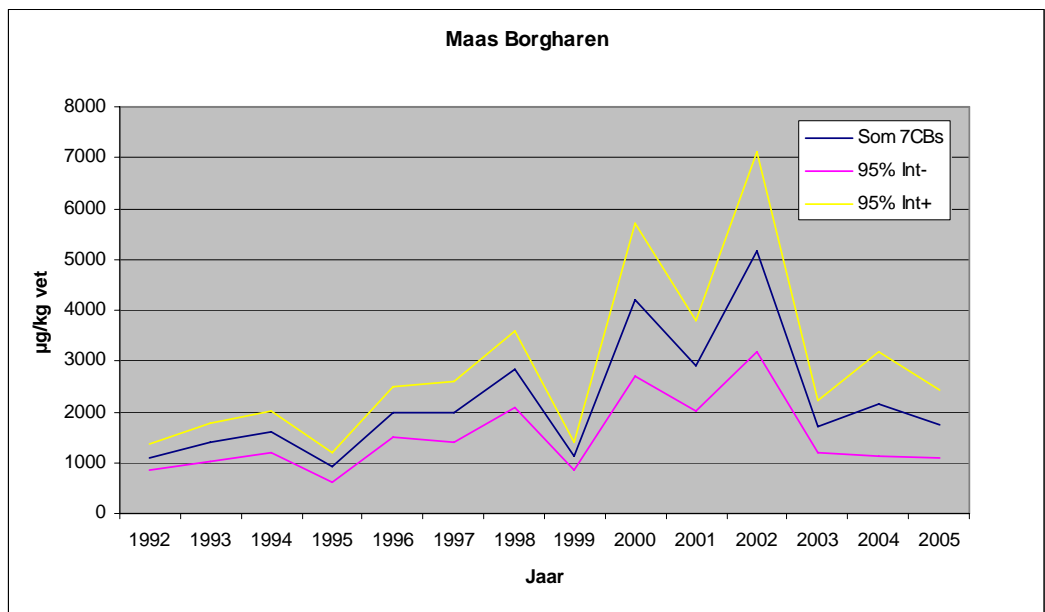


Figuur 13: Trend van Σ 7CBs in aal uit het IJsselmeer met weergave betrouwbaarheidsintervallen

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, de waarden dalen weer sindsdien en in 2005 zijn deze significant lager dan in 2003.

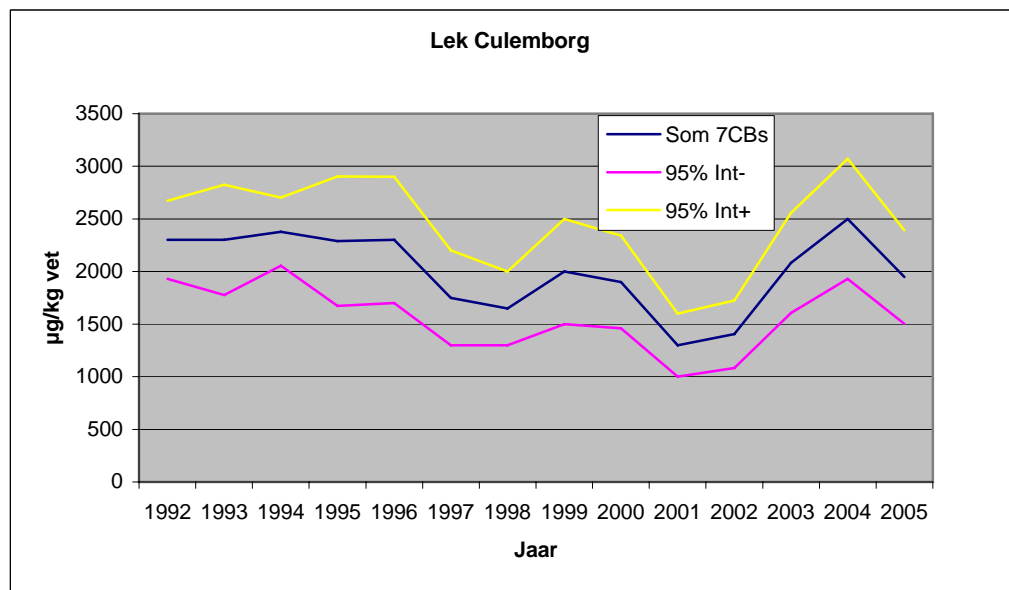
Maas bij Borgharen

Over de periode 1992 – 2005 heeft het PCB gehalte in de Maas bij Borgharen sterke fluctuaties te zien gegeven met voor sommige CB congenen significante toe- en afnamen.



Figuur 14: Trend van Σ7CBs in aal uit de Maas bij Borgharen met weergave 95% betrouwbaarheidsintervallen.

Per saldo is het PCB gehalte vanaf 1992 niet gedaald. Wel is het gehalte tussentijds sterk gestegen waarbij 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, in 2005 blijft het niveau vrijwel gelijk.



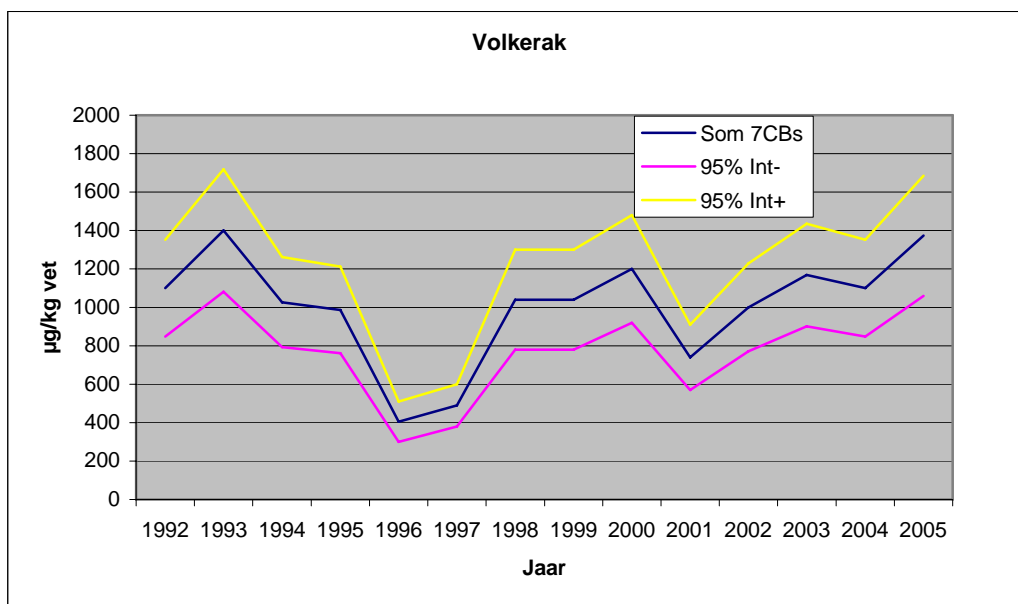
Figuur 15: Trend van Σ7CBs in de Lek bij Culemborg

Lek bij Culemborg

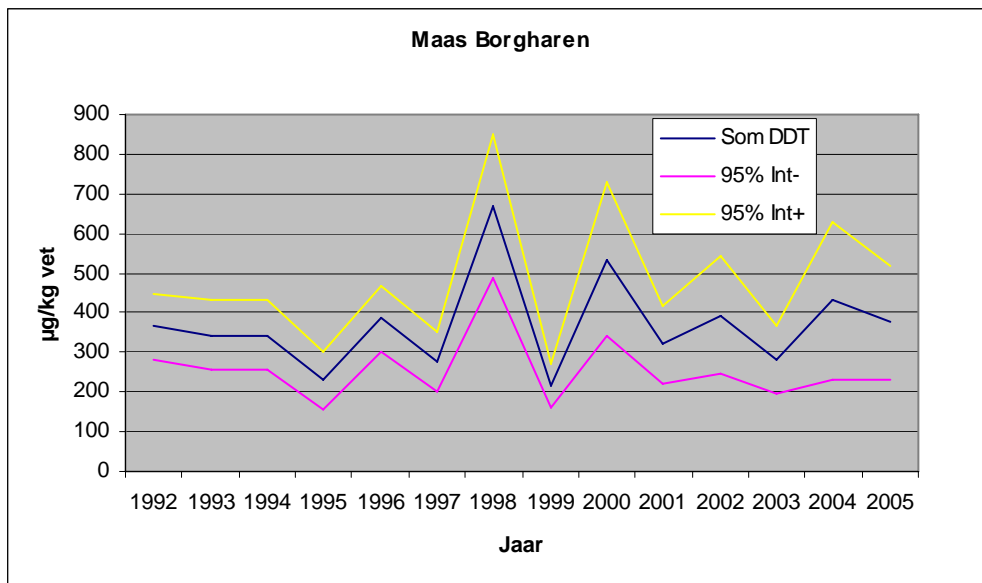
In de Lek bij Culemborg hebben zich voor de lager gechloroerde congenen significante dalingen voorgedaan tot 1998. Voor de overige congenen en Σ 7CBs is geen significante afname in de 90-er jaren geconstateerd, behalve in de periode 1996 tot 1998, waarna weer een stijging volgde. Door de lichte stijging na 2001 is de langjarige trend naar beneden onderbroken (figuur 15). Door de daling in 2005 is het gehalte van de Σ 7CBs vrijwel gelijk gebleven vanaf 1992.

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 gehalte PCB zich in 2005 op een significant hoger niveau dan in 2001, vergelijkbaar met het niveau in 1992.



Figuur 16: Trend van Σ 7CBs over de periode 1992 tot 2005 in het Volkerak



Figuur 17: Het verloop van Σ DDT in aal uit de Maas bij Borgharen over de periode 1992 tot 2005.

Organochloorpesticiden

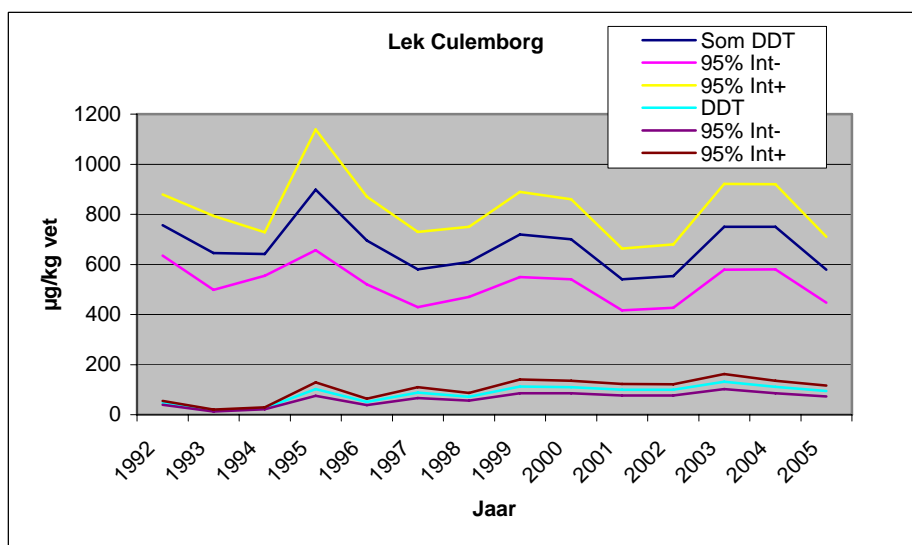
SomDDT

Maas bij Borgharen

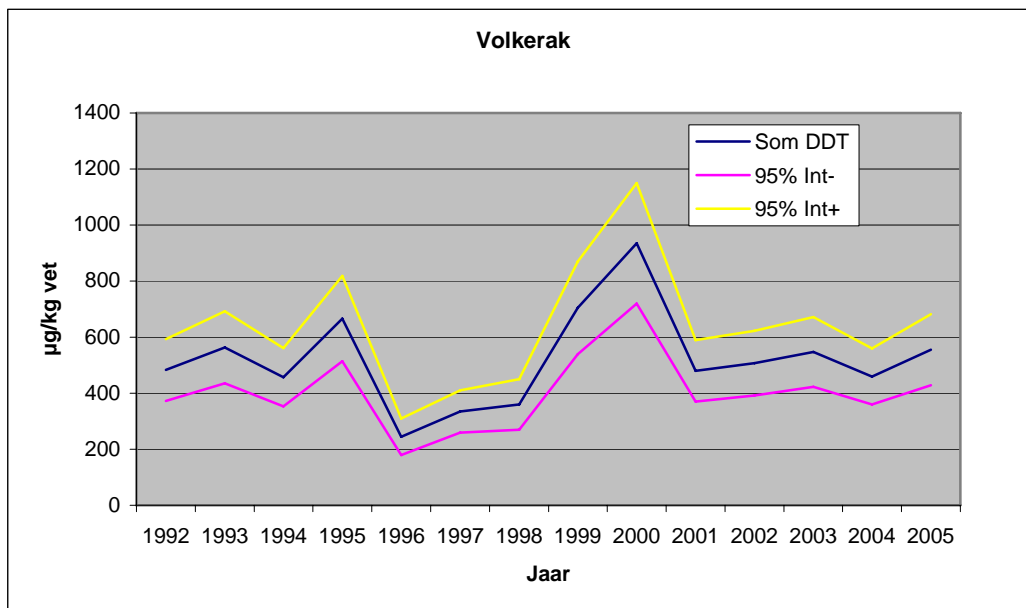
Het gehalte van de DDT groep (zie figuur 17) blijft, ondanks sterke fluctuaties, in de periode 1992-2005 op eenzelfde niveau.

Lek bij Culemborg

Gedurende de periode 1992-2002 zijn DDE, DDD en Σ DDT nauwelijks in gehalte gedaald en DDT zelfs significant in gehalte toegenomen (zie figuur 18). De relatieve bijdrage van DDT aan de SomDDT is dus gestegen in de periode 1992 tot 2002. De afname in 2005 van de SomDDT betekent nog geen afname van DDT sinds 1992.



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

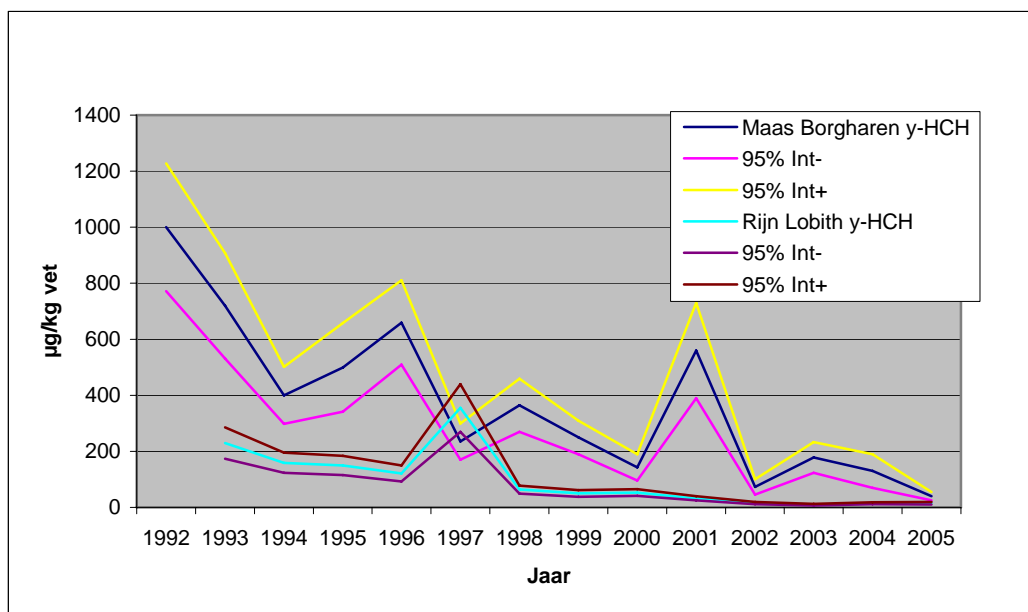


Figuur 19: Het verloop van Σ DDT in aal uit het Volkerak over de periode 1992 tot 2005.

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 Σ DDT in het Volkerak weergegeven. De piekwaarde voor Σ DDT in 2000 was in 2001 echter weer sterk verminderd en stabiliseerde na 2002. Ook hier geldt dat er netto geen afname van somDDT is gemeten sinds 1992.

HCH groep

Alhoewel lindaan (γ -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 γ -HCH tot zeer lage niveaus afnam. Ook valt op dat in de periode 2000-2002 in de meeste wateren een grote afname gemeten is, waarna het niveau langzaam of niet verder daalde.

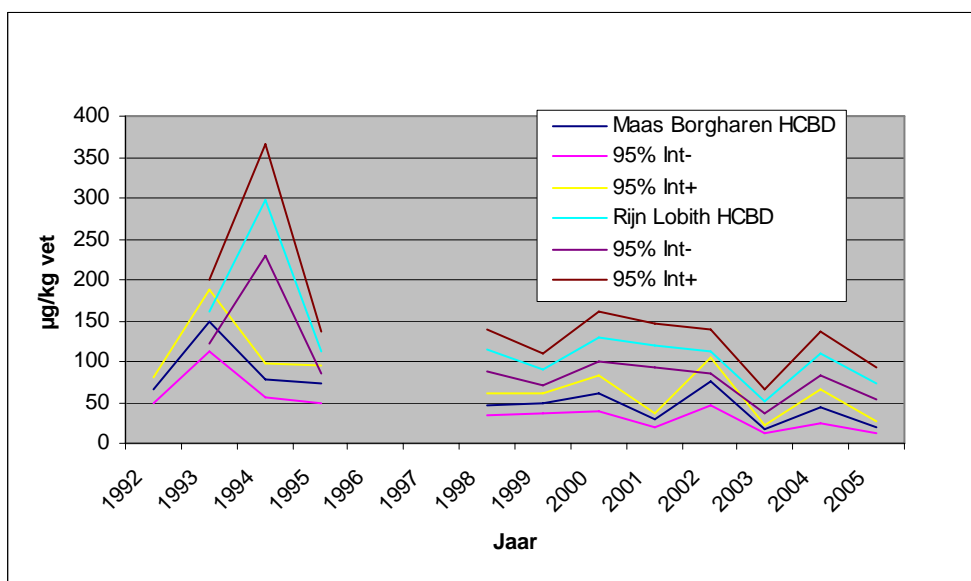


Figuur 20: Trends van lindaan (y-HCH) in rode aal uit de Maas bij Borgharen en de Rijn bij Lobith over de periode 1992 tot en met 2005

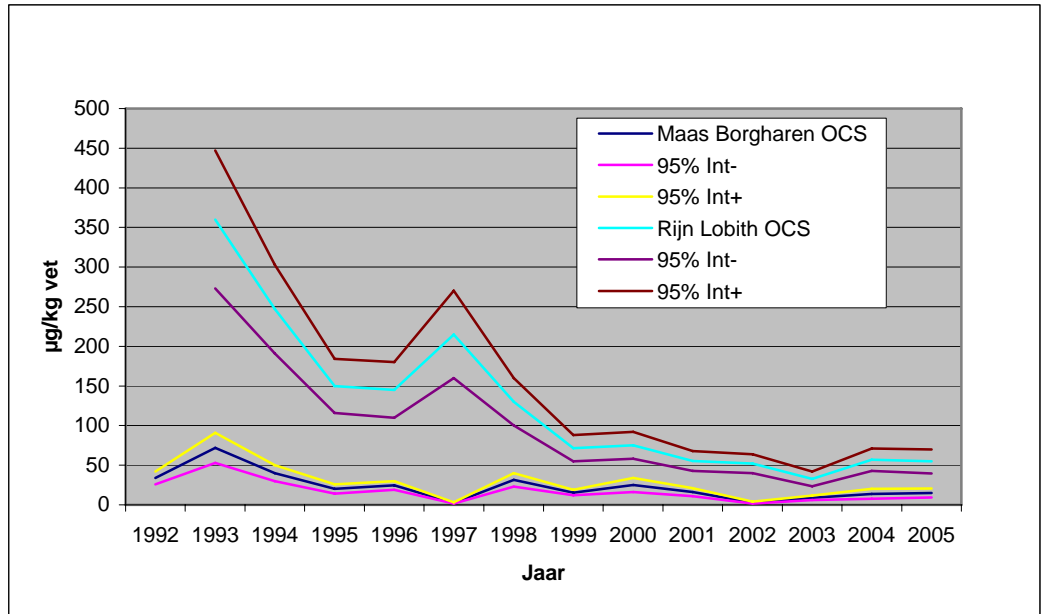
HCBD en OCS

In de Rijn zijn de gehalten aan HCBD nog steeds hoger dan in de Maas, alhoewel het verschil gering is. In beide rivieren zijn grote variaties waargenomen, in 2005 is het gehalte HCBD in de Rijn significant lager dan in 1998, in de Maas niet.

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 (in de Maas). In de Rijn is er sinds 1999 geen significante verbetering opgetreden. In de Maas zijn de gehalten, na drie jaren van lichte stijging, weer terug op het niveau van 1995.



Figuur 21: Trends voor HCBd in aal over de periode 1992 – 2005 voor Lobith en Borgharen.



Figuur 22: Trends voor OCS in aal over de periode 1992 – 2005 voor Lobith en Borgharen.

7. Risicoanalyse

7.1 Humane 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 voor CB153 dit jaar voor het eerst in geen enkele locatie overschreden .

Uit de berekende waarden in Bijlage 12 blijkt dat op veel locaties de aal niet voldoet aan de Europese normen voor dioxine en dioxineachtige TEQs, omdat het PCB-TEQ gehalte boven de toegestane norm van 8 pg totaal TEQ/g product uitkomt. Wanneer ook de dioxine-TEQ hier aan toegevoegd zou worden wordt de resulterende totaal-TEQ ongeveer 20 % hoger. Bij een hoge aalconsumptie (risicogroepen) kan enig effect op de consument niet worden uitgesloten.

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 en de Maas bij Keizersveer, 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 Σ DDT overschreden in aal uit de Rijn bij Lobith, de Lek bij Culemborg, het Hollands Diep, het Volkerak en het IJ A'dam.

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. Het risico in de watersystemen wordt voornamelijk veroorzaakt door Hg en PCBs. 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). PCBs dragen het meest bij in het risico in de grote rivieren (tot maximaal 70% in de Maas). HCB, DDE en DDD dragen samen nog 10 – 20% bij aan het totale risico.

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 steeds op het niveau, waar matige risico's voor 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 in de jaren 90. De gehalten in vis liggen daar op een niveau waarvan weinig risico op visetende hogere organismen meer te verwachten is.

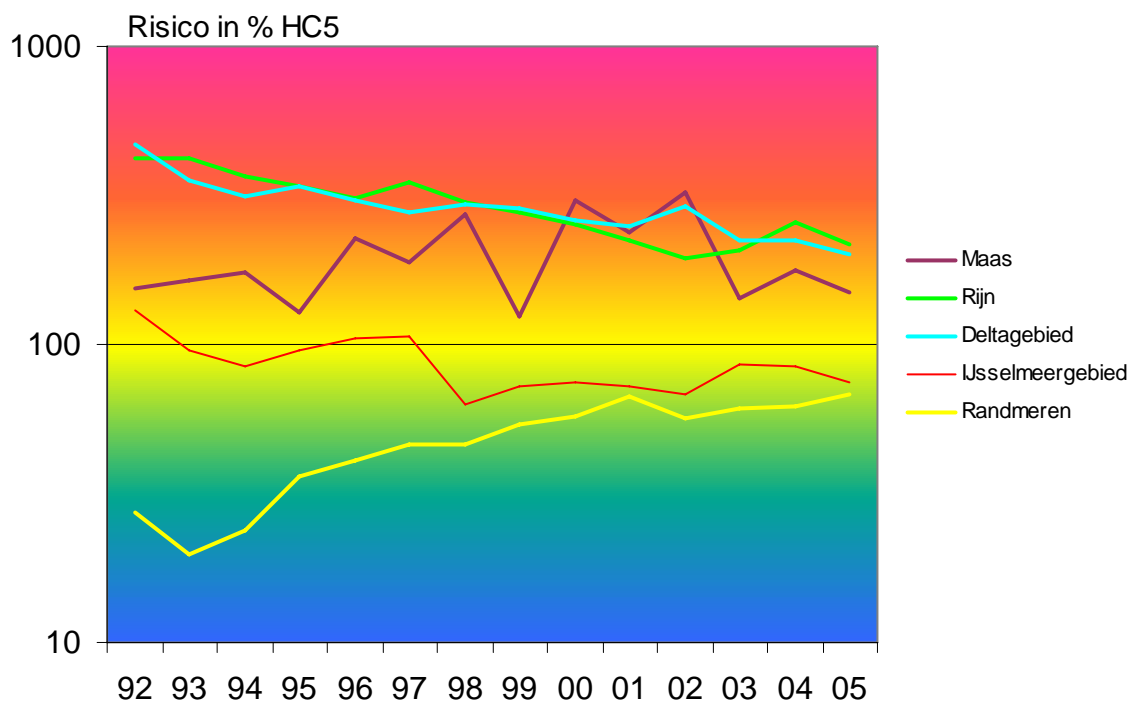


Fig. 23: Het risico voor visetende hogere organismen in de verschillende watersystemen weergegeven vanaf 1992. Blauw: gering, groen: weinig, geel: licht, en rood; matig tot ernstig risico niveau.

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 echter wel geleidelijk toe en bevinden zich nu op het niveau van het IJsselmeer.

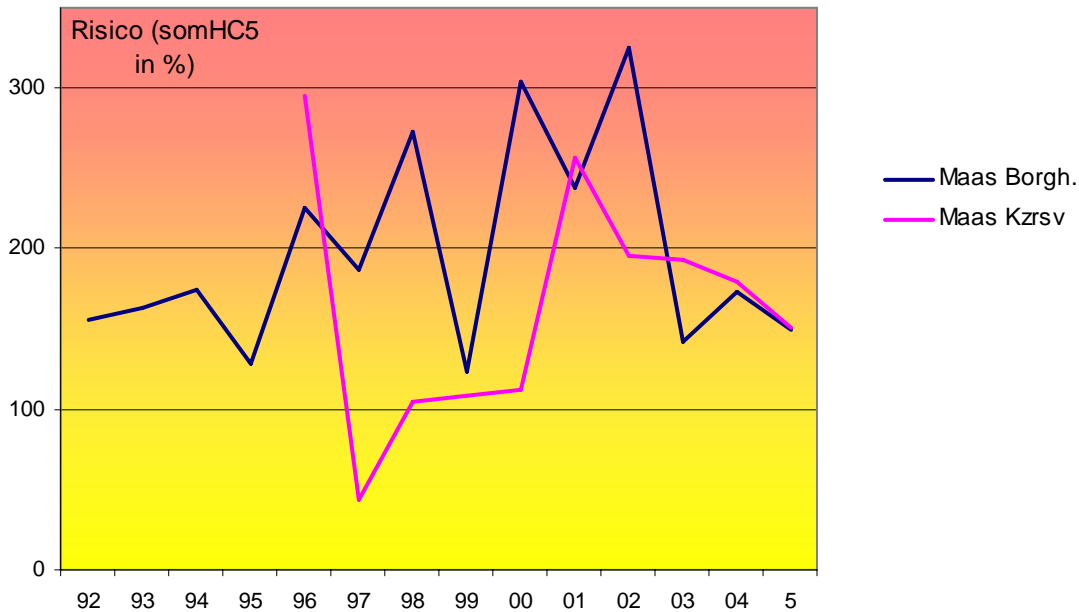


Fig. 24: Het risico voor visetende hogere organismen in het Maasstroomgebied vanaf 1992
Geel: licht en oranje: matig risico niveau.

Het risico is in de Maas bij Borgharen vanaf 1992 steeds groter geworden, maar na een sterke daling in 2003 lijkt het HC₅ risico in 2005 gestabiliseerd (fig. 24). Mogelijk staan deze grote veranderingen in relatie tot de fysische 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. Ook in de Maas bij Keizersveer is de laatste 3 jaar sprake van een daling en stabilisering in het risico voor hogere organismen.

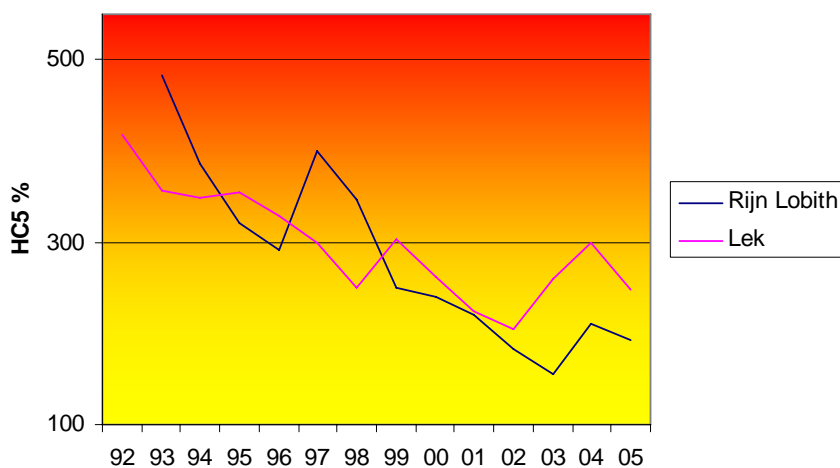


Fig. 25: Het risico voor visetende hogere organismen in het Rijnstroomgebied vanaf 1992
Geel: licht en rood; matig tot ernstig risico niveau.

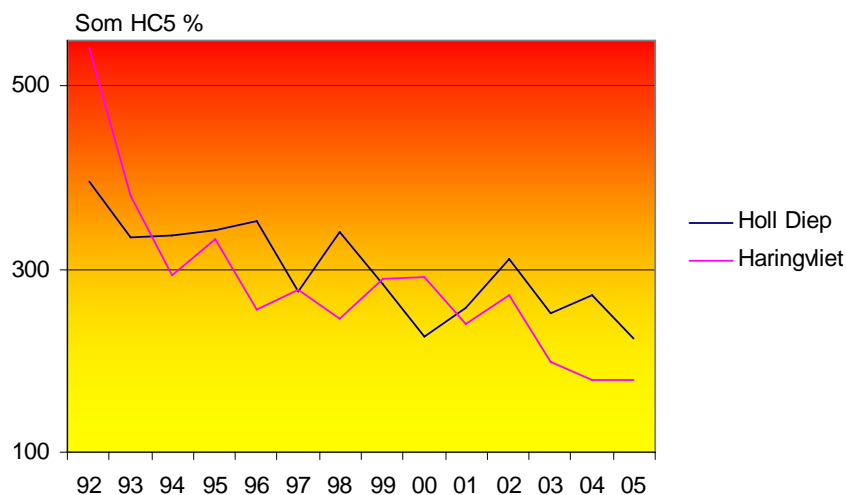


Fig. 26: Het risico voor visetende hogere organismen in het Deltagebied vanaf 1992
Geel: licht en rood; matig tot ernstig risico niveau.

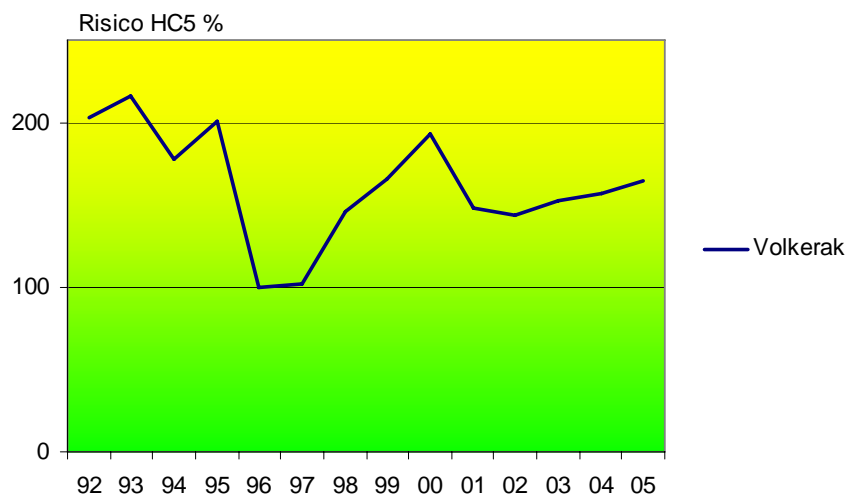


Fig. 27: Het risico voor visetende hogere organismen in het Volkerak vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

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 draagt bij, met name PCB153, HCB en DDE .

In het Hollands Diep en het Haringvliet (fig. 26) heeft vanaf 1992 een gestage daling plaatsgevonden tot het matig tot licht risico 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 risiconiveau. Deze stijging werd veroorzaakt door de stoffen CB153, DDE, DDD en Dieldrin. Na het dal van 2002 is er nu weer sprake van een lichte stijging.

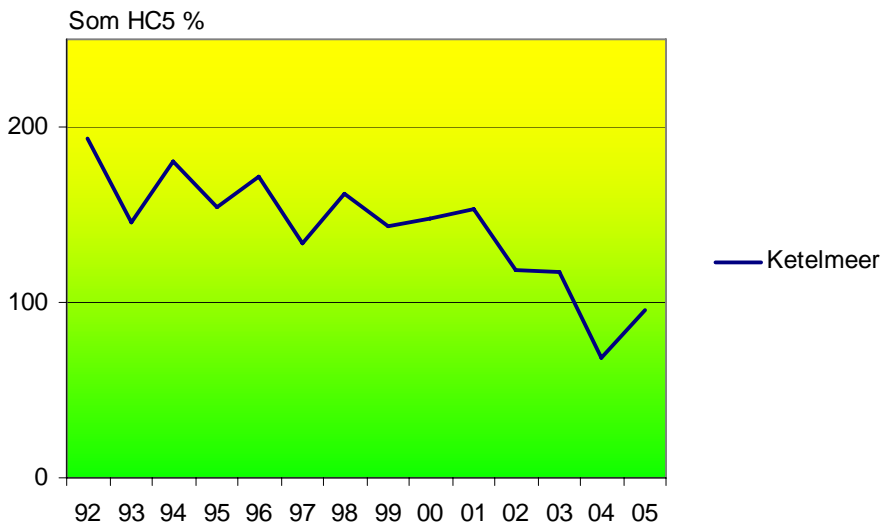


Fig. 28: Het risico voor visetende hogere organismen in het Ketelmeer vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

Vanaf 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 bevond zich in 2003 rond het HC₅ niveau en dook in 2004 verder omlaag naar minder risico, een opmerkelijke daling sinds 2000. In 2005 is echter de sterke daling voorlopig gestopt, het risico is verhoogd door een toename in Hg, PCB153 en ppDDE gehalten.

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

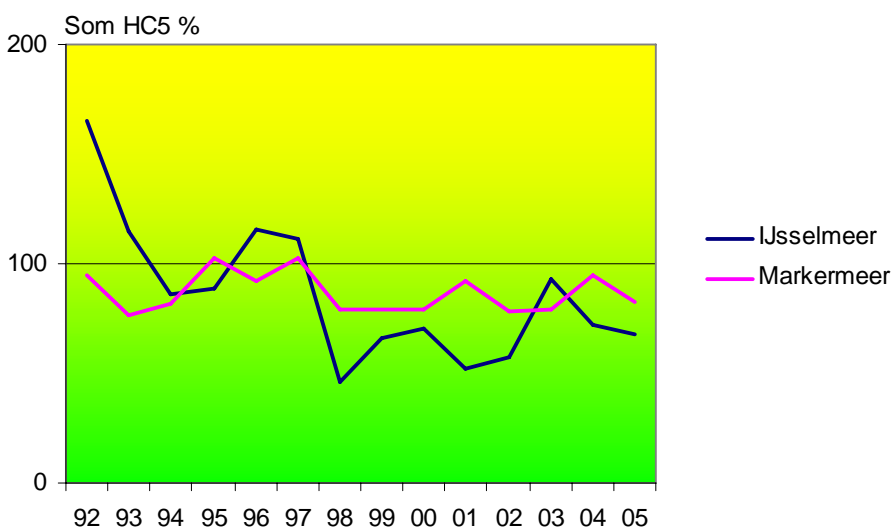


Fig. 29: Het risico voor visetende hogere organismen in het IJsselmeergebied vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

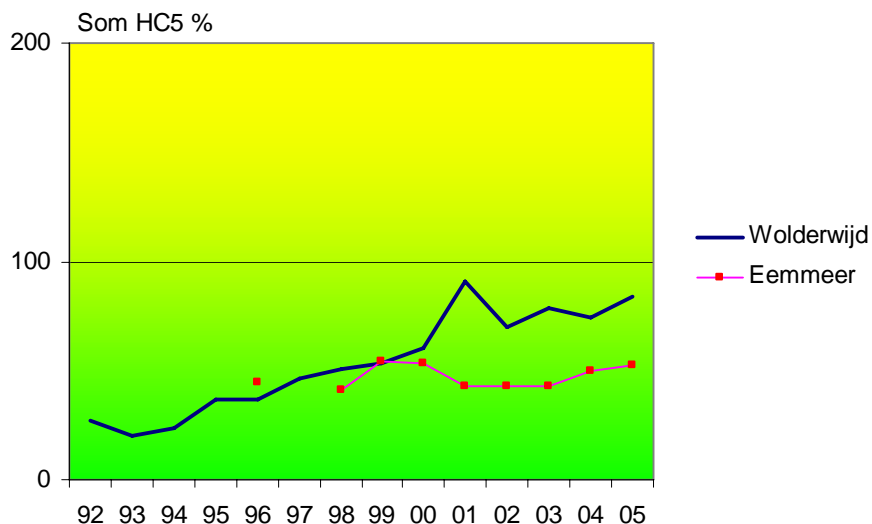


Fig. 30: Het risico voor visetende hogere organismen in de Randmeren vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risico niveau.

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.

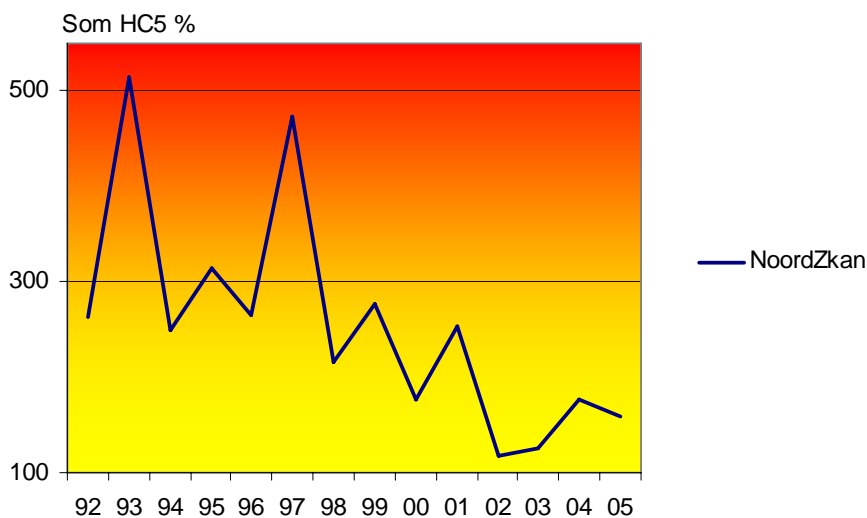


Fig. 31: Het risico voor visetende hogere organismen in het Noordzeekanaal vanaf 1992
Geel: licht en rood: matig tot ernstig risico niveau.

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, γ -HCH, DDD en QCB, waarvan de gehalten in aal uit het Noordzeekanaal in het afgelopen decennium hoge niveaus hebben gehaald. Voor de daling in het risiconiveau zijn echter andere stoffen verantwoordelijk, namelijk Hg, HCB, CB153, DDE en DDD.

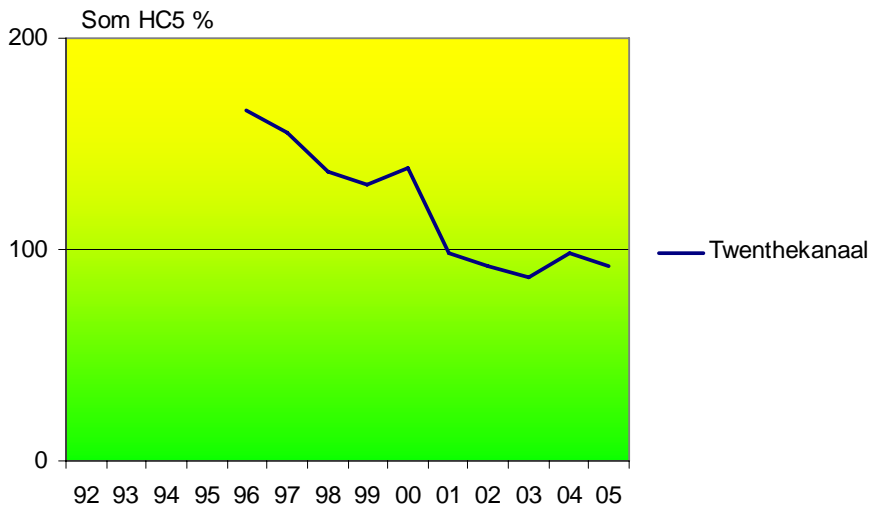


Fig. 32: Het risico voor visetende hogere organismen in het Twenthekanaal vanaf 1992
Groen: weinig, geel: licht risiconiveau.

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

8. Conclusies

In 2005 is in het Ketelmeer de daling van een groot aantal microverontreinigingen gestopt in vergelijking met vorige jaren. Het risiconiveau voor hogere organismen bevindt zich nu nog wel op 100% van het HC5. De afname van de afgelopen jaren in het Ketelmeer staat mogelijk in relatie tot de baggerwerkzaamheden, waarbij de vervuilde sedimentlaag in het Ketelmeer worden opgeslagen in het Keteloog, een opslagdepot in het midden van het Ketelmeer.

In het IJsselmeer, Markermeer en de Randmeren is de laatste jaren 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 de reeds genoemde baggerwerkzaamheden in en het veranderende stroompatroon van het Ketelmeer.

In het IJ bij Amsterdam heeft in 2005, na de de plotselinge sterke toename in de gehalten van HCB, HCB en OCS in 2004, weer daling ingezet. De gehalten zijn echter nog wel hoger dan in 2003. Deze veranderingen wijzen in de richting van een lozing of de uitvoering van baggerwerkzaamheden op de betreffende locatie waardoor sterk vervuild sediment weer vrij kwam. Het contaminantenprofiel van aal afkomstig uit het IJ te Amsterdam is sterk afwijkend van andere locaties, wat ook duidt op een andersoortige industriële belasting dan in de grote rivieren.

Het hoogste kwikgehalte in aal wordt sinds een lange reeks van jaren gemeten in de Lek bij Culemborg. Op deze locatie is tevens een relatief hoog gehalte aan PCB's gevonden, sinds 2002 hoger dan in de Rijn bij Lobith.

Door de 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. In het IJ bij Amsterdam, Ketelmeer en Volkereak is het PCB gehalte duidelijk gestegen. 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.

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 2005 een relatief hoog gehalte aan CB52 gevonden. Het is onbekend of dit wordt veroorzaakt door "verse" verontreiniging met PCBs (met nog een hoog aandeel kleinere, meer vluchtige PCBs) of door verontreiniging door een bron van PCBs met een afwijkende samenstelling.

In de Maas bij Keizersveer is het PCB-TEQ gehalte ruim tweemaal hoger dan in de Maas bij Borgharen. Door de verbinding met de Rijn kan deze invloed op de Maas bij Keizersveer hebben, echter in het Rijnstroomgebied zijn de PCB-TEQ gehalten niet hoger.

De industriële verontreinigingen HCB, 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.

De daling van de HCH-gehalten is na de sterke daling in de periode 2001-2002 afgezwakt. Dit kan een effect zijn van het verbod op het gebruik van HCH. Dit ging in in december 2000 met een maximale uitloop van 18 maanden (tot zomer 2002).

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 in 2005 een lichte tot matige verhoging in Σ DDT gemeten.

Samenvattend kan gesteld worden dat in 2005 slechts een lichte verdere daling van contaminanten in aal heeft plaatsgevonden. In een aantal locaties, zoals het IJ, zijn wel grote afnames gemeten, maar dit zijn de gevolgen van grote toenames in 2004. In het Ketelmeer, waar sprake was van een daling de afgelopen jaren, lijkt deze in 2005 te zijn gestopt.

Op geen enkele locatie in de rijkswateren werd in 2005 de Warenwetnorm voor kwik in aal overschreden. Door de verdere daling van de PCB gehalten werd voor het eerst de Warenwetnorm voor CB153 op geen enkele locatie werd overschreden. Echter, door de aanname van de Europese norm voor totaal-TEQ kan worden gesteld dat de aal in veel locaties niet aan de norm voldoet!

De MTR waarden voor kwik werden in bijna alle locaties, de waarden voor Σ DDT werden in slechts enkele locaties en de MTR waarde voor CB153 werd in geen enkele locatie overschreden. 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 jaren sterk verbeterd tot bijna het niveau van licht risico. In de Maas vonden grote schommelingen in het risico voor visetende hogere organismen (HC_5) plaats zonder merkbare verbetering. In het IJsselmeergebied is de laatste jaren weinig verandering 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 nog op een niveau waardoor weinig risico voor visetende hogere organismen valt te verwachten. De gehalten in vis uit de Randmeren nemen echter wel geleidelijk toe, ook in 2005 is een toename geconstateerd.

In het Volkerak is vanaf 1992 een daling te zien tot het HC₅ niveau, waarna na 1997 een opvering plaatsvond richting het licht risiconiveau. Er is nu sprake van lichte toename in de afgelopen jaren.

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 en het nivo lijkt zich nu te stabiliseren in het lichte 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.

De risicoberekening van alle gemeten contaminanten (als som HC5 in %) geeft een redelijke samenvatting van de toestand der wateren, al zijn niet van alle gemeten stoffen HC5 waarden bekend.

Alhoewel grote variaties van jaar tot jaar worden geconstateerd, komt een aantal microverontreinigingen 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.

9. Aanbevelingen

Ten behoeve van toekomstig MWTL monitoringonderzoek in 2006 en volgende jaren is het de overweging waard enkele nieuwe 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 BVTs lijken sterk op verbindingen als polychloorbifenylen (PCBs) en DDT en kunnen daarom geclassificeerd worden als persistente, toxische en bioaccumuleerbare verbindingen. PBDEs kunnen onder andere effect hebben op de schildklierhormoonhuishouding en immunotoxiciteit veroorzaken. BVTs zijn in verschillende milieucompartimenten aangetoond, zoals waterbodems, vis, vogels en zoogdieren. In potvissen die afkomstig waren uit de Atlantische Oceaan zijn PBDEs en PBBs 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 PCBs en DDT. Anders dan voor PCBs, 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 PCBs blijkt dat naast de reeds routinematige analyses van toxische PCBs in de Rijn bij Lobith, Ketelmeer, Hollands Diep en Haringvliet met relatief hoge gehalten, ook in de Maas Keizersveer en de Lek bij Culemborg verhoogde gehalten aan toxische PCBs kunnen worden berekend. De berekende gehalten zijn in de Lek en Maas zelfs twee keer hoger dan in de Rijn bij Lobith. Het wordt daarom aanbevolen om ook op deze Maaslocaties voortaan toxische PCBs in rode aal te gaan analyseren.

De laatste jaren loopt de aalstand in Nederland drastisch terug. Op veel locaties is het vangen van voldoende aal van de juiste lengteklasse al uiterst moeilijk, op sommige wordt het streefaantal van 25 vissen niet gehaald (bijvoorbeeld het IJ, de Maas bij Borgharen, Twenthekanaal en ook het Wolderwijd). Dit verhoogt de meetonzekerheid en maakt het analyseren van trends moeilijker. Het ligt in de lijn der verwachting dat dit de komende jaren

alleen maar erger wordt. 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. Ook is er de laatste jaren veel onderzoek verricht naar bemonsteringsmethoden met absorptiematerialen die de opname van contaminanten door organismen als vis en mosselen nabootsen (zowel apolaire, lipofiele organische stoffen als ook metalen). Deze methoden kennen zowel potentiële voor- als nadelen, het verrichten van een kleine pilot studie lijkt een uitvoerbare en wenselijke zaak.

Dankwoord

De heren E. van Barneveld en M. Lohman van het RIVO worden hartelijk bedankt voor hun inzet bij de aalbemonstering.

10. Referenties

- 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. en M. Lohman (2002). 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).
- Hoek-Nieuwenhuizen, M. (1999). 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 J. de Boer (1998). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1997. Rapport C025/98, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en 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.
- Pieters, H. en J. de Boer (2002). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2001. Rapport C030/02, RIVO-DLO, IJmuiden.
- Pieters, H. en M.J.J. Kotterman (2004). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 2003. Rapport C001/04, RIVO-DLO, 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 den Berg, M., Birbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R., Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., van Leeuwen, F.X.R., Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Waern, F., Zacharewski, T., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs and PCDFs for humans and wildlife. Environmental health perspectives 106, 775-792.
- 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.
- Verordening (EG) Nr. 199/2006, februari 2006, tot vaststelling van maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen, wat betreft dioxinen en dioxineachtige PCBs.
- Warenwet, Regeling normen zware metalen, feb. 1992, nr DGVgz/VV/L92417, Stcrt 43.
- Warenwet, Regeling normen PCB's, nr. 141639, Ministerie VROM, 1984.

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

Bijlage 1

Biologische parameters aal, 2005

Vangstgebied	Requestnummer	Monster nummers	Bemonster datum	Aantal	Lengte			gewicht		
					max.	min.	gem.	max.	min.	gem.
Rijn Lobith	RQ20050126/007	2005/0138	15-06-2005	17	40	35,4	38,9	197	83	125,1
Hollands Diep	RQ20050126/010	2005/0152	10-06-2005	25	40	30,5	35,7	132	54	93
Haringvliet	RQ20050126/012	2005/0160	31-05-2005	25	39,7	32,3	35	142	66	89,2
Lek Culemborg	RQ20050126/016	2005/0180	19-05-2005	25	40	32,2	36,1	126	56	79
IJsselmeer	RQ20050126/018	2005/0188	20-05-2005	25	39,9	32,8	37,4	157	75	104,4
Ketelmeer	RQ20050128/020	2005/0196	25-05-2005	25	40	32,1	37,4	147	47	92,7
Maas Keizersveer	RQ20050128/023	2005/0210	17-05-2005	25	40	30,6	36,3	138	48	88,4
Markermeer	RQ20050211/036	2005/0424	09-06-2005	25	40	30,9	35,9	133	51	88,8
Volkerak	RQ20050211/043	2005/0462	26-05-2005	25	40	33,4	37	133	66	95,6
IJ Amsterdam	RQ20050211/046	2005/0476	22-06-2005	22	40	30,3	36,9	157	46	98,3
Maas Borgharen	RQ20050211/048	2005/0484	01-06-2005	9	40	27,5	33,9	123	35	74,7
Wolderwijd	RQ20050211/049	2005/0486	07-06-2005	9	39	30,3	34,3	104	49	67,9
Twente kanaal Wiene-Goor	RQ20050211/050	2005/0488	10-05-2005	11	40	37	39,4	177	80	133,4
Eemmeer	RQ20050211/051	2005/0490	08-06-2005	25	40	30	34,5	152	45	77,9

Bijlage 10

Chloorbenzeen- en pentachlooranisolgehalten in µg/kg op productbasis in 2005

Locatie bemonstering	123-CBZ	124-CBZ	135-CBZ	1234-CBZ	1235-CBZ	1245-CBZ	PCA
Rijn Lobith	nb	< 2.2	< 1.1	1,3	< 0.6	nb	0,09
Hollands Diep	nb	< 2.4	< 1.2	1	< 0.6	nb	0,2

Bijlage 11

Toxische PCB gehalten op productbasis in 2005

Locatie bemonstering	CB-169 ng/kg	CB-77 ng/kg	CB-156 µg/kg	CB-105 µg/kg	CB-118 µg/kg	CB-126 ng/kg
IJsselmeer					21	
Markermeer					11	
Maas Borgharen					27	
Maas Keizersveer					100	
Ketelmeer	18	11	3,9	5,7	32	55
Wolderwijd					4,8	
Eemmeer					6,8	
IJ Amsterdam					49	
Haringvliet	31	17	8,5	12	70	87
Hollands Diep	44	40	9,9	21	140	157
Volkerak					63	
Rijn Lobith	30	15	11	14	63	96
Lek Culemborg					120	
Twente kanaal Wiene-Goor					11	

Bijlage 12

PCB-TEQ-equivalenten in ng/kg op productbasis in 2005 en 2004

Locatie	Berekend uit	Berekend uit	Berekend uit		Σ	Σ	Geschat uit	Geschat uit
	Non-ortho's 2004	Non-ortho's 2005	Mono-ortho's 2004	Mono-ortho's 2005	2004	2005	CB153 2004	CB153 2005
IJsselmeer							5,3	4,9
Markermeer							2,9	3,0
Maas Borgharen							13,9	11,0
Maas Keizersveer							45,0	34,7
Ketelmeer	7.17	5.68	2.52	2.52	9.7	8.2	5,5	7,9
Wolderwijd							1,6	1,5
Eemmeer							2,3	2,0
IJ Amsterdam							8,8	8,8
Haringvliet	9.46	9.02	8.31	5.45	17.8	14.5	25,0	26,5
Hollands Diep	10.97	16.16	14.4	7.05	25.4	23.21	36,9	36,9
Volkerak							17,6	16,2
Rijn Lobith	8.74	9.91	9.3	6.9	18.0	16.81	17,6	14,7
Lek Culemborg							28,7	28,0
Twentekanaal							3,9	3,1

Gearceerde gehalten overschrijden de EU norm van 8 ng/kg product

Bijlage 2

TCDD equivalentiefactoren (TEF) voor toxische PCBs (TCDD = 1.0)

CB nr.	TEF waarde
	Van den Berg et al, 1998
126	0.1
77	0.0001
169	0.01
156	0.0005
105	0.0001
118	0.0001

Bijlage 3

Diverse gehanteerde normwaarden voor aal in µg/kg product

	Ecosysteem norm	Menselijke consumptienormen		
	MTR waarde	Warenwet norm	LAC-concept norm	Europese Cons. norm
CB28	320	500		0.008
CB52		200		
CB101		400		
CB118		400		
CB153		500		
CB138		500		
CB180		600		
TCDD equiv (ToxPCBs)				
QCB	160			
HCB	38		100	
α-HCH	1600		50	
β-HCH	60		50	
γ-HCH	370		200	
Dieldrin	120			
p,p'-DDE	22			
p,p'-DDD	35			
p,p'-DDT	23			
ΣDDT	26		1000	
Totaal kwik	27.2	1000		

* Europese Richtlijn tav toxische PCB's (februari 2006) en zware metalen (Nr. 78/2005)

Bijlage 4

Gehalten van droge stof, vet en totaal kwik op produktbasis

Requestnummer	Monster nummer	Locatie bemonstering	Droge stof g/kg	Kwik mg/kg	Vet(BD) %
RQ20050126/018	2005/0189	IJsselmeer	40,3	0,13	24,5
RQ20050211/036	2005/0425	Markermeer	33,2	0,15	16,5
RQ20050211/048	2005/0485	Maas Borgharen	25,7	0,072	8,0
RQ20050128/023	2005/0211	Maas Keizersveer	36,9	0,085	23,3
RQ20050128/020	2005/0197	Ketelmeer	32,7	0,10	17,9
RQ20050211/049	2005/0487	Wolderwijd	25,1	0,11	6,8
RQ20050211/051	2005/0491	Eemmeer	28,3	0,062	10,6
RQ20050211/046	2005/0477	IJ Amsterdam	27,7	0,1	11,0
RQ20050126/012	2005/0161	Haringvliet	35,5	0,15	18,7
RQ20050126/010	2005/0153	Hollands Diep	36,8	0,17	21,8
RQ20050211/043	2005/0463	Volkerak	31,9	0,13	15,3
RQ20050126/007	2005/0139	Rijn Lobith	30,1	0,14	13,5
RQ20050126/016	2005/0181	Lek Culemborg	33,5	0,25	19,0
RQ20050211/050	2005/0489	Twente kanaal Wiene-Goor	28	0,1	11,7

Bijlage 5

PCB gehalten in µg/kg op productbasis in 2005

Locatie bemonstering	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-138	CB-180	Σ 7PCBs
IJsselmeer	1,9	4,6	12	21	58	36	20	154
Markermeer	1	3,8	6,1	11	32	19	9,1	82
Maas Borgharen	1,1	15	27	27	140	84	65	359
Maas Keizersveer	3	54	110	100	460	270	180	1177
Ketelmeer	2,3	16	27	32	98	63	32	270
Wolderwijd	0,1	1	1,2	4,8	12	8,7	4,6	32
Eemmeer	0,5	1,8	2,8	6,8	18	12	6,3	48
IJ Amsterdam	5,2	27	34	49	110	72	31	328
Haringvliet	3,1	44	62	70	350	200	120	849
Hollands Diep	5,1	110	200	140	490	270	110	1325
Volkerak	2,8	28	46	63	210	120	71	541
Rijn Lobith	1,4	26	55	63	190	130	72	537
Lek Culemborg	4,2	68	110	120	370	210	100	982
Twente kanaal Wiene-Goor	0,2	3,4	4,2	11	34	24	12	89
<i>Warenwetnorm in ug/kg</i>	<i>500</i>	<i>200</i>	<i>400</i>	<i>400</i>	<i>500</i>	<i>500</i>	<i>600</i>	

Bijlage 6

PCB gehalten in µg/kg op vetbasis in 2005

Locatie bemonstering	CB-28	CB-52	CB-101	CB-118	CB-153	CB-138	CB-180	Σ 7PCBs
IJsselmeer	7,8	19	49	86	237	147	82	627
Markermeer	6,1	23	37	67	194	115	55	497
Maas Borgharen	14	188	338	338	1750	1050	813	4489
Maas Keizersveer	13	232	472	429	1974	1159	773	5052
Ketelmeer	13	89	151	179	547	352	179	1510
Wolderwijd	1,5	15	18	71	176	128	68	476
Eemmeer	4,7	17	26	64	170	113	59	455
IJ Amsterdam	47	245	309	445	1000	655	282	2984
Haringvliet	17	235	332	374	1872	1070	642	4541
Hollands Diep	23	505	917	642	2248	1239	505	6078
Volkerak	18	183	301	412	1373	784	464	3535
Rijn Lobith	10	193	407	467	1407	963	533	3981
Lek Culemborg	22	358	579	632	1947	1105	526	5169
Twente kanaal Wiene-Goor	1,7	29	36	94	291	205	103	759

Bijlage 7

Pesticiden gehalten in µg/kg op produktbasis

			HCBD	QCB	HCB	OCS	a-HCH	b-HCH	y-HCH	Dieldrin	p,p'-DDD	p,p'-DDE	p,p'-DDT	Som DDT
RQ20050126/018	2005/0189	IJsselmeer	< 0.1	0,4	3	0,8	0,9	3,9	3,2	7	4,5	24	< 1.9	30
RQ20050211/036	2005/0425	Markermeer	0,05	0,1	1,7	0,4	0,3	1,6	1,7	4,1	4	12	< 0.9	17
RQ20050211/048	2005/0485	Maas Borgharen	1,5	0,3	4	1,2	0,1	< 0.4	3,2	3,4	5,5	19	5,4	30
RQ20050128/023	2005/0211	Maas Keizersveer	1,4	< 1.2	11	4,4	0,3	< 1.1	5,1	12	16	51	11	78
RQ20050128/020	2005/0197	Ketelmeer	0,2	0,3	6,5	2,2	0,5	2,3	3,0	8,1	11	44	< 1.3	56
RQ20050211/049	2005/0487	Wolderwijd	< 0.02	0,05	1	< 0.1	0,05	< 0.3	0,6	1,7	1,9	8	3,1	13
RQ20050211/051	2005/0491	Eemmeer	< 0.04	< 0.1	1,3	< 0.2	0,2	< 0.5	1,7	3,2	3,2	14	< 0.7	18
RQ20050211/046	2005/0477	IJ Amsterdam	1,2	2,7	10	1,5	2,8	3,3	2	6	33	34	5,8	73
RQ20050126/012	2005/0161	Haringvliet	1,0	0,3	10	5,6	0,5	3,6	2,9	nb	20	52	8,2	80
RQ20050126/010	2005/0153	Hollands Diep	7,4	1,3	38	9,1	0,5	4,4	3,6	10	29	86	17	130
RQ20050211/043	2005/0463	Volkerak	< 0.2	< 0.7	4,5	4	0,3	2,4	3,1	21	14	61	10	85
RQ20050126/007	2005/0139	Rijn Lobith	9,9	2,5	25	7,4	0,3	3,2	2	4,9	16	57	26	99
RQ20050126/016	2005/0181	Lek Culemborg	8,8	2,2	30	11	0,6	3,0	2,7	6,6	19	73	18	110
RQ20050211/050	2005/0489	Twente kanaal Wiene-Goor	< 0.07	0,6	3,2	< 0.3	8	11	8,2	2,5	3	30	< 1.3	34

Bijlage 8

Pesticiden gehalten in µg/kg op vetbasis

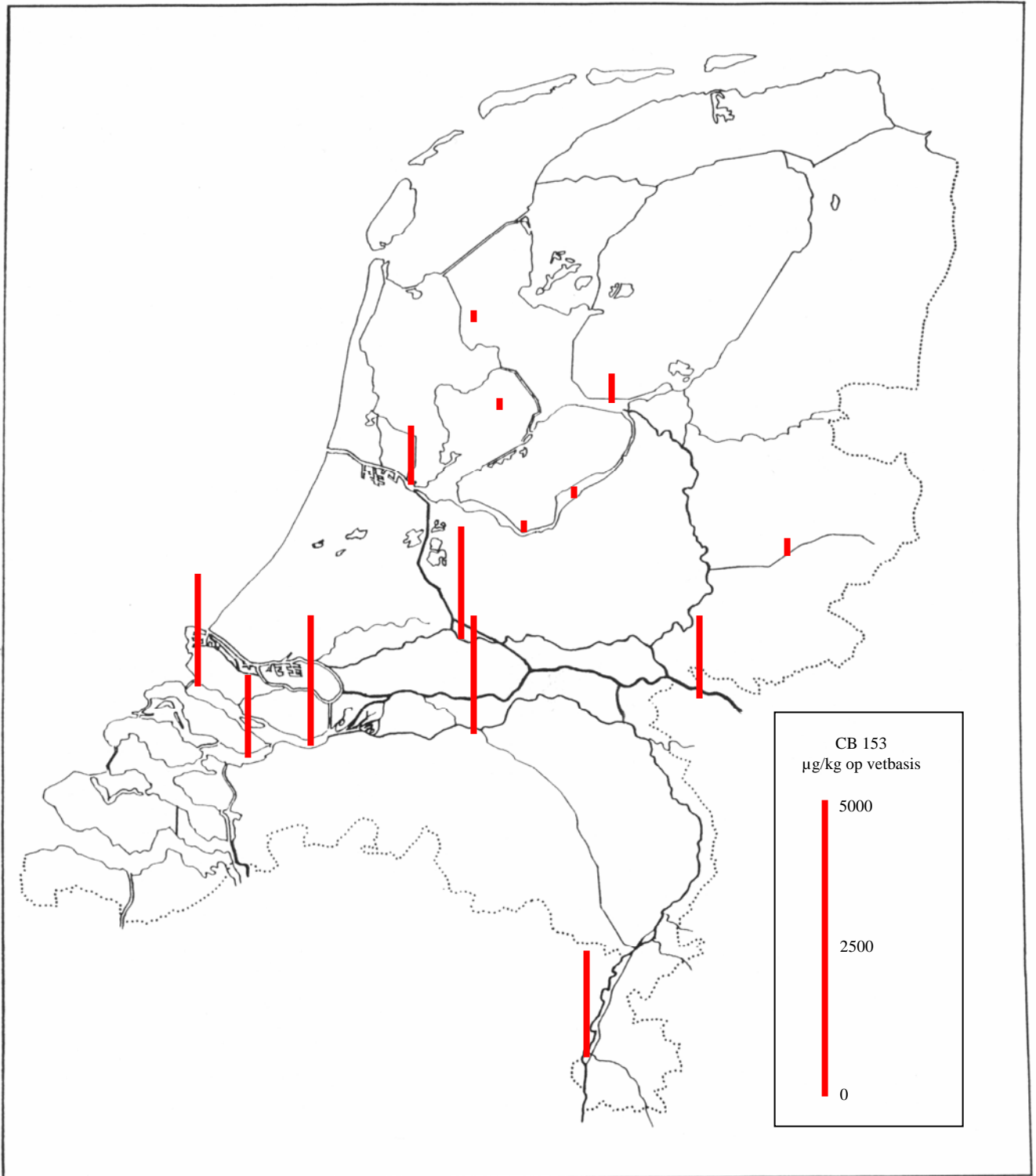
			HCBD	QCB	HCB	OCS	a-HCH	b-HCH	y-HCH	Dieldrin	p,p'-DDD	p,p'-DDE	p,p'-DDT	Som DDT
RQ20050126/018	2005/0189	IJsselmeer	<0.4	1,6	12	3,3	3,7	16	13	29	18	98	<7.8	122
RQ20050211/036	2005/0425	Markermeer	0,3	0,6	10	2,4	1,8	9,7	10	25	24	73	<5.5	103
RQ20050211/048	2005/0485	Maas Borgharen	19	3,8	50	15	1,3	<5.0	40	43	69	238	68	375
RQ20050128/023	2005/0211	Maas Keizersveer	6,0	<5.1	47	19	1,3	<4.7	22	52	69	219	47	335
RQ20050128/020	2005/0197	Ketelmeer	1,1	1,7	36	12	2,8	13	17	45	61	246	<7.3	313
RQ20050211/049	2005/0487	Wolderwijd	<0.3	0,7	15	<1.5	0,7	<4.4	8,8	25	28	118	46	191
RQ20050211/051	2005/0491	Eemmeer	<0.4	<0.9	12	<1.9	1,9	<4.7	16	30	30	132	<6.6	170
RQ20050211/046	2005/0477	IJ Amsterdam	11	25	91	14	25	30	18	55	300	309	53	664
RQ20050126/012	2005/0161	Haringvliet	5,3	1,6	53	30	3	19	16	nb	107	278	44	428
RQ20050126/010	2005/0153	Hollands Diep	34	6,0	174	42	2,3	20	17	46	133	394	78	596
RQ20050211/043	2005/0463	Volkerak	<1.3	<4.6	29	26	2,0	16	20	137	92	399	65	556
RQ20050126/007	2005/0139	Rijn Lobith	73	19	185	55	2,2	24	15	36	119	422	193	733
RQ20050126/016	2005/0181	Lek Culemborg	46	12	158	58	3,2	16	14	35	100	384	95	579
RQ20050211/050	2005/0489	Twente kanaal Wiene-Goor	<0.6	5,1	27	<2.6	68	94	70	21	26	256	<11	291

Bijlage 9

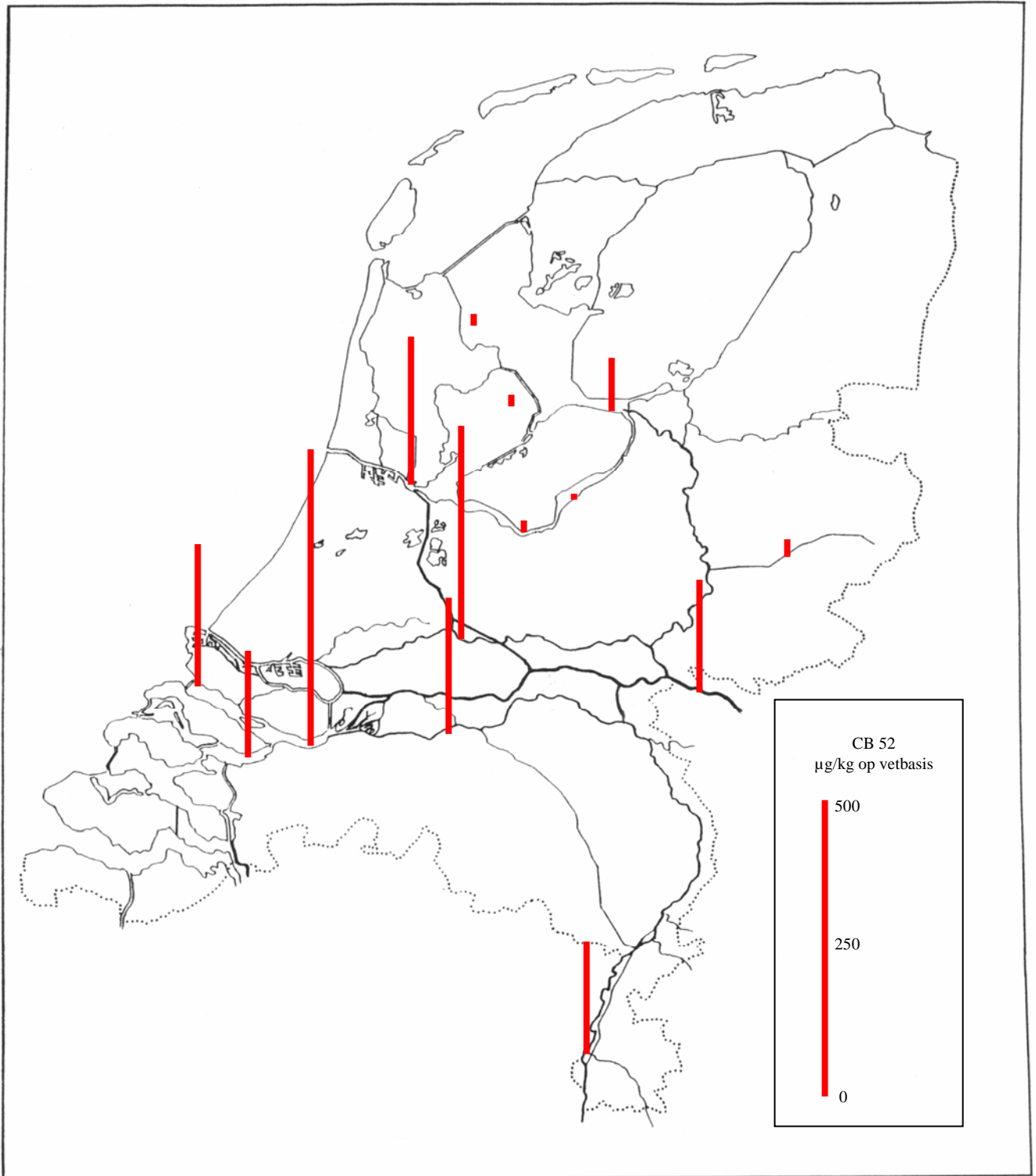
Totaal kwik, CB153- en pesticiden gehalten in µg/kg op productbasis in standaardvis met 10% droge stof (kwik) of 5% vet (PCBs en pesticiden) in 2005

Normwaarde (MTR bijlage 3)	Hg 27,2	CB153 320	HCBd	QCB 160	HCB	OCS	a-HCH 1600	b-HCH 60	γ-HCH 370	Dieldrin 120	p,p'-DDD 35	p,p'-DDE 22	p,p'-DDT 23	Som DDT 26
IJsselmeer	32,3	11,8	<0.02	0,08	0,6	0,2	0,18	0,80	0,65	1,43	0,92	4,90	<0.39	6,1
Markermeer	45,2	9,7	0,02	0,03	0,5	0,1	0,09	0,48	0,52	1,24	1,21	3,64	<0.27	5,2
Maas Borgharen	28,0	87,5	0,94	0,19	2,5	0,8	0,06	<0.25	2,00	2,13	3,44	11,88	3,38	18,8
Maas Keizersveer	23,0	98,7	<0.3	<0.26	2,4	0,9	0,06	<0.24	1,09	2,58	3,43	10,94	2,36	16,7
Ketelmeer	30,6	27,4	<0.06	0,08	1,8	0,6	0,14	0,64	0,84	2,26	3,07	12,29	<0.36	15,6
Wolderwijd	43,8	8,8	0,01	0,04	0,7	<0.07	0,04	<0.22	0,44	1,25	1,40	5,88	2,28	9,6
Eemmeer	21,9	8,5	0,02	<0.05	0,6	<0.1	0,09	<0.24	0,80	1,51	1,51	6,60	<0.33	8,5
IJ Amsterdam	36,1	50,0	0,55	1,23	4,5	0,7	1,27	1,50	0,91	2,73	15,00	15,45	2,64	33,2
Haringvliet	42,3	93,6	0,27	0,08	2,7	1,5	0,13	0,96	0,78	NB	5,35	13,90	2,19	21,4
Hollands Diep	46,2	112,4	1,70	0,30	8,7	2,1	0,11	1,01	0,83	2,29	6,65	19,72	3,90	29,8
Volkerak	40,8	68,6	<0.07	<0.23	1,5	1,3	0,10	0,78	1,01	6,86	4,58	19,93	3,27	27,8
Rijn Lobith	46,5	70,4	3,67	0,93	9,3	2,7	0,11	1,19	0,74	1,81	5,93	21,11	9,63	36,7
Lek Culemborg	74,6	97,4	2,32	0,58	7,9	2,9	0,16	0,79	0,71	1,74	5,00	19,21	4,74	28,9
Twente kanaal Wiene-Goor	36,2	14,5	<0.03	0,26	1,4	<0.1	3,42	4,70	3,50	1,07	1,28	12,82	<0.56	14,5

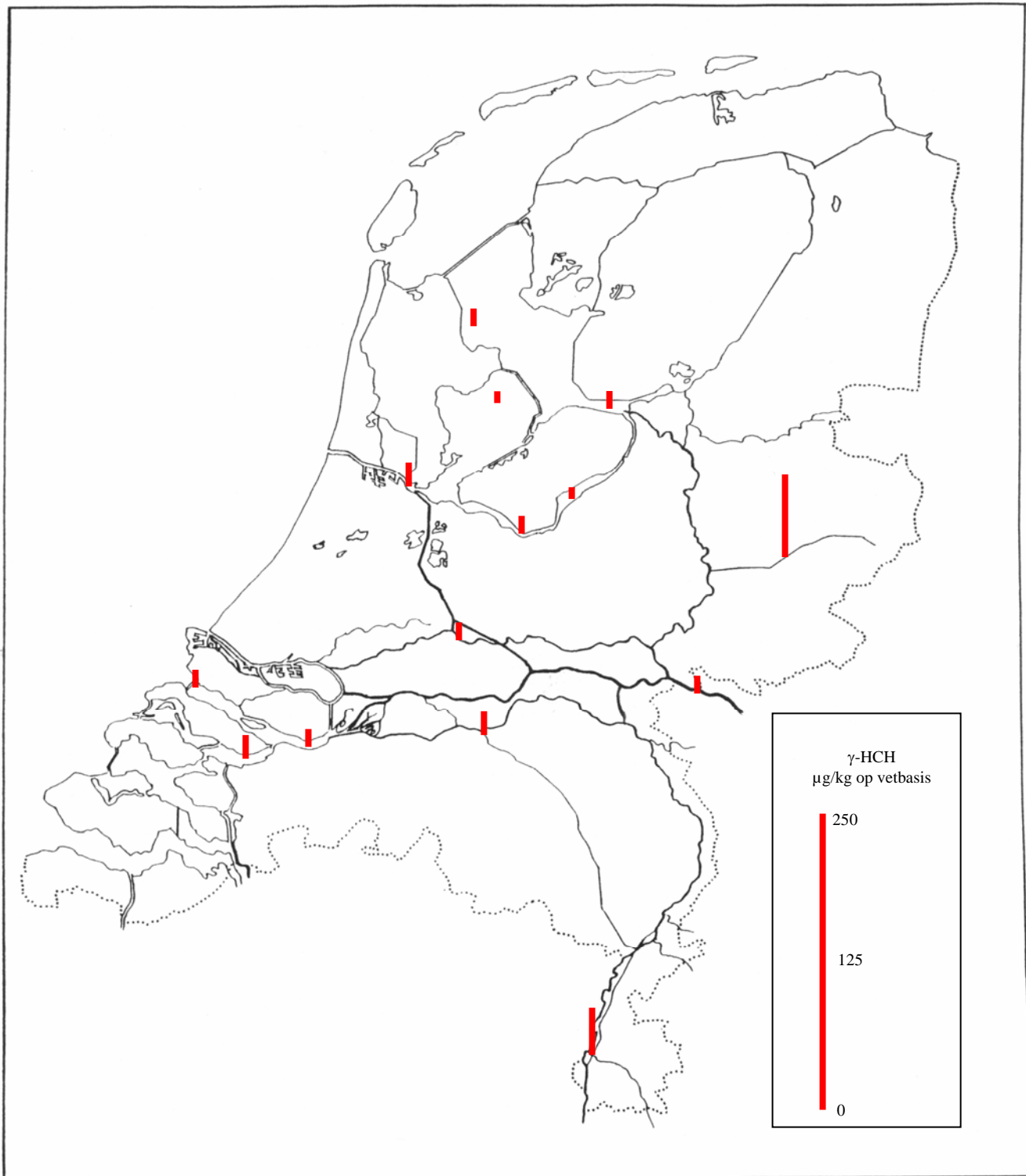
Gearceerde getallen overschrijden de normwaarden



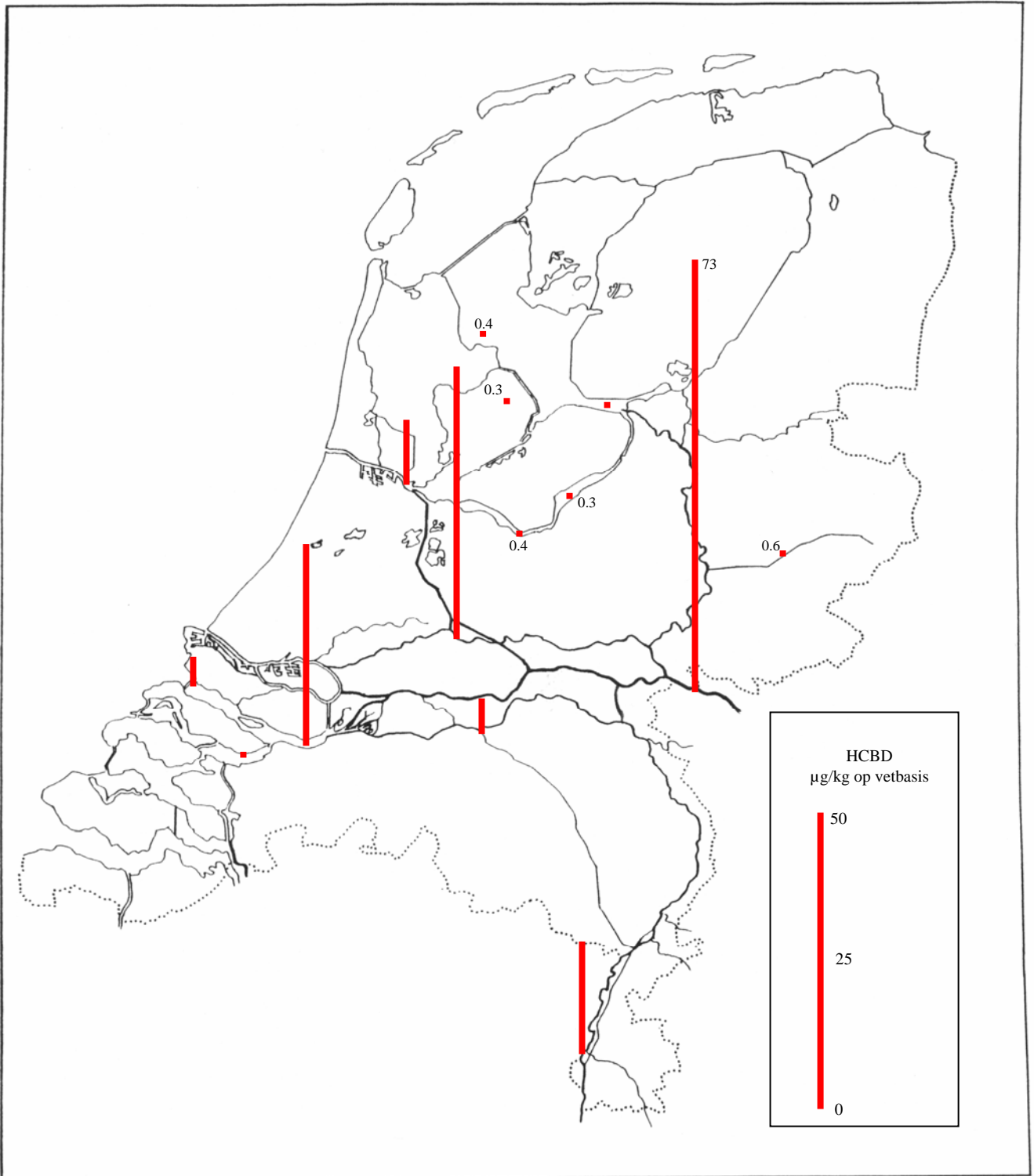
Bijlage 16. CB 153, geografische verspreiding in 2005



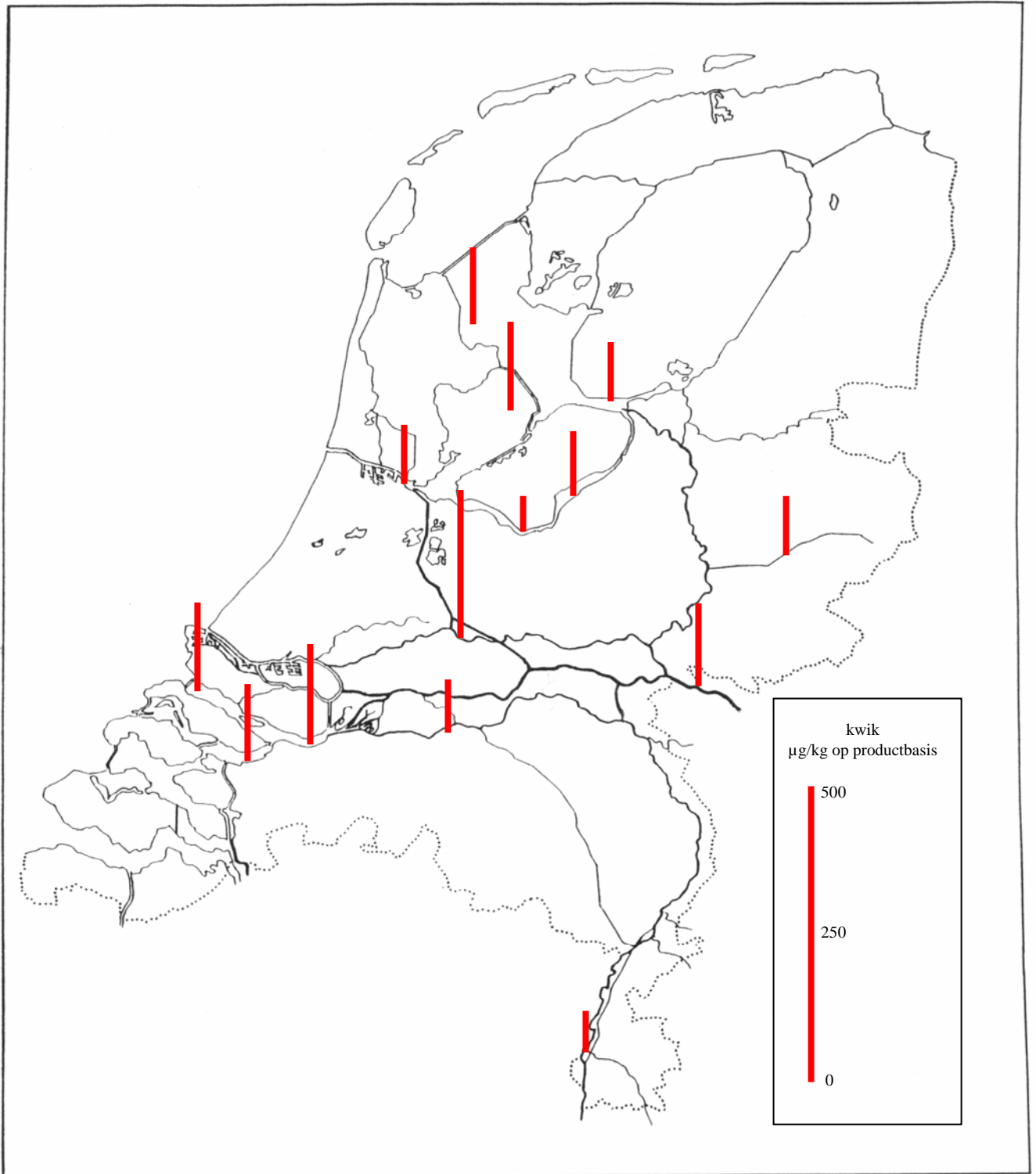
Bijlage 17. CB 52, geografische verspreiding in 2005



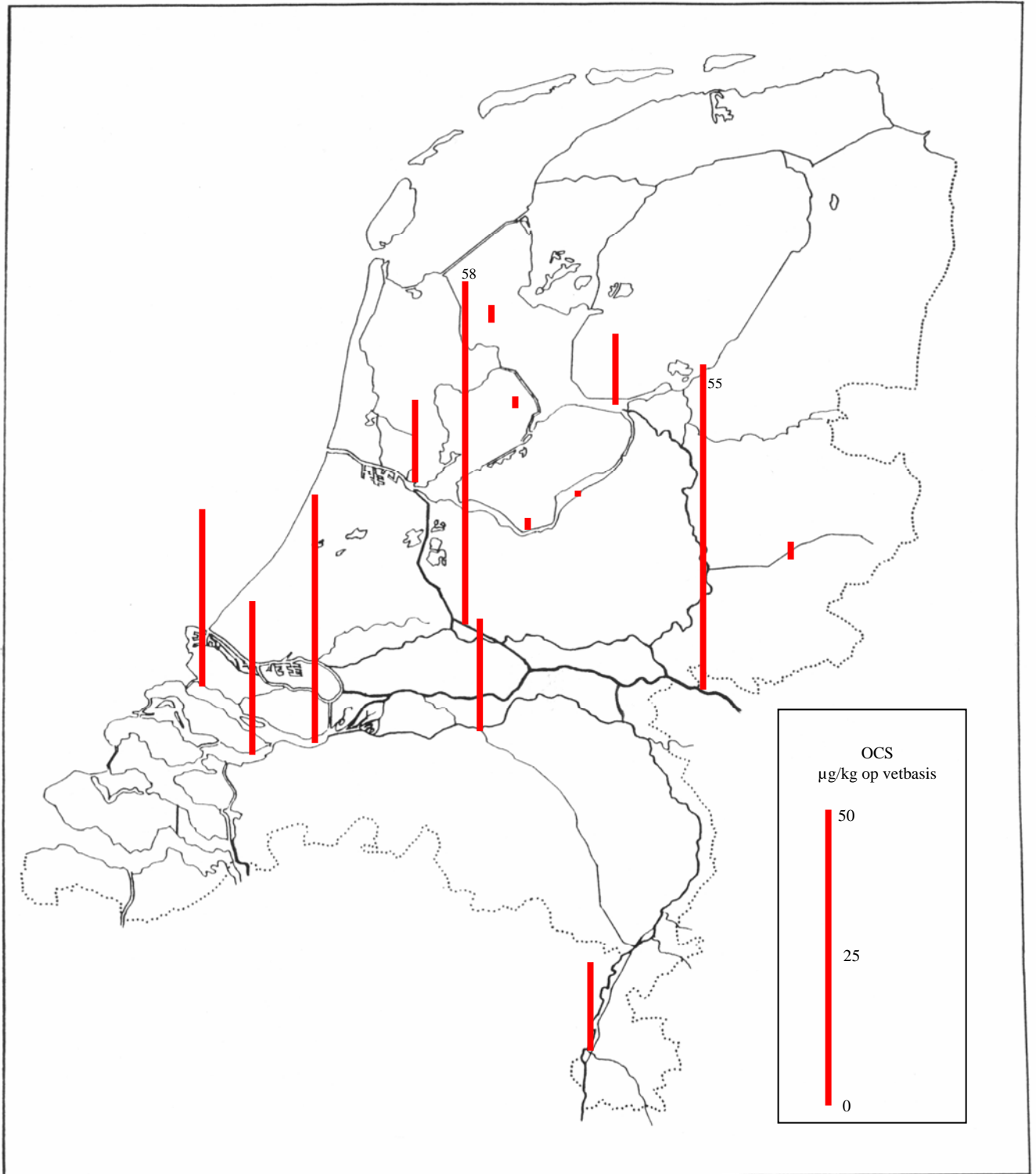
Bijlage 21. γ -HCH, geografische verspreiding in 2005



Bijlage 19. HCBd, geografische verspreiding in 2005



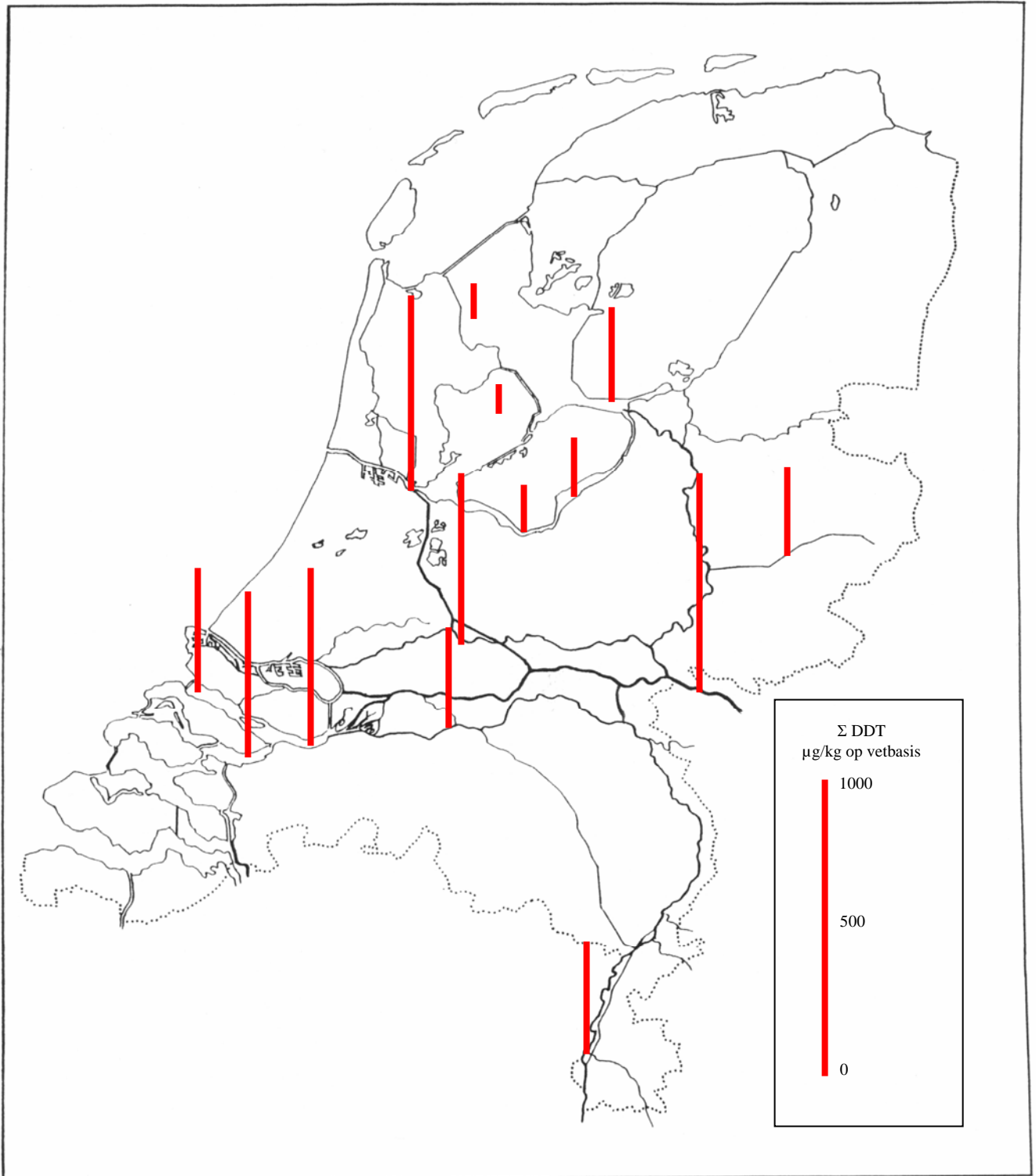
Bijlage 18. Totaalkwik, geografische verspreiding in 2005



Bijlage 20. OCS, geografische verspreiding in 2005

Bijlage 15c Trends Haringvliet Hollands Diep Volkerak

Locatie	N	HCB			QCB			HCB			OCS		
		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+		95% Int-	95% Int+	
Haringvliet													
1992	26	4,9	8,5	1,3	45	35	55	210	163	257	190	148	232
1993	25	11,25	8,5	14	46	36	56	160	124	196	140	108	172
1994	24	4,1	3,1	5,1	25	19	30	88	68	108	88	68	108
1995	23	18	14	22	27	21	33	125	95	155	104	79	129
1996	21				12	9	15	119,5	89	150	74,5	56	93
1997	25				7	6	9	82,5	65	100	97,5	75	120
1998	25	2,3	1,8	2,8	12	9	15	69,5	54	85	51	39	63
1999	25	4,25	7,3	1,2	14	11	17	88	66	110	64	49	79
2000	22	5,05	3,9	6,2	21	16	26	120,5	92	149	52	40	64
2001	25	40	69	11	10	7	12	93,5	72	115	39	30	48
2002	25	43	74	12	13,0	10,0	16,0	140	108	172	55,5	43	68
2003	25	3,25	2,5	4	8,1	6,2	9,9	68,6	52,9	84,2	29,8	23	36,6
2004	25	4,95	3,8	6,1	6,0	4,6	7,3	45	35	55	23,5	18	29
2005	25	5,3	4,1	6,6	1,6	1,2	2,0	53,5	41	66	30	23	37
Hollands Diep													
1992	50	200	168	232	160	134	186	610	512	708	280	235	325
1993	25	54	42	66	83	64	102	370	286	454	150	116	184
1994	25	40	31	49	40	31	49	287	222	352	178	137	219
1995	25	51	39	63	42	32	52	289	223	355	152	117	187
1996	25				30	23	37	335	260	410	155	120	190
1997	24				31	24	38	240	180	300	145	110	180
1998	25	19,5	15	24	31,5	24	39	170	20	320	122,5	95	150
1999	25	40,5	31	50	59	45	73	340	260	420	76	58	94
2000	25	25,5	20	31	41	32	50	268,5	207	330	66,5	51	82
2001	25	33,5	26	41	23	18	28	240	185	295	52	40	64
2002	21	41,5	31	52	17	13	21	257	193	321	55	41	69
2003	25	31,25	24,1	38,4	16,3	12,6	20	181,5	140	223	39,4	30,4	48,4
2004	25	38	29	47	19,5	15	24	190	147	233	38,5	30	47
2005	25	33,9	26,2	41,7	6,0	4,6	7,3	174	135	214	41,7	32,2	51,3
Volkerak													
1992	25	3,4	2,6	4,2	23,5	18	29	45	35	55	36	28	44
1993	25	3	2,3	3,7	16,5	13	20	44	34	54	200	154	246
1994	25	4,3	3,3	5,3	9,85	7,7	12	32	25	39	32	25	39
1995	25	2	1,5	2,5	11,25	8,5	14	30	23	37	32	25	39
1996	19				0,4	0,3	0,5	14,5	11	18	76	56	96
1997	25				4,45	3,4	5,5	15,5	12	19	14,5	11	18
1998	23	0,5	0,4	0,6	8,2	6,4	10	38	29	47	27	21	33
1999	25	0,6	0,5	0,7	8,2	6,4	10	40,5	31	50	18	14	22
2000	24	1,4	1,1	1,7	10	7,7	12,3	40	31	49	21	16	26
2001	25	0,6	0,5	0,7	3,4	2,6	4,2	23	18	28	12,5	10	15
2002	25	0,4	0,3	0,5	4,15	3,2	5,1	26	20	32	20	15	25
2003	25	1,95	1,5	2,4	5,2	4	6,4	33,15	25,6	40,7	22,7	17,5	27,9
2004	25	1,9	1,5	2,3	5,2	4	6,4	31,5	24	39	16,5	13	20
2005	25	1,3	1,0	1,6	4,6	3,5	5,6	29,4	22,7	36,1	26,1	20,2	32,1



Bijlage 22. TotaalDDT, geografische verspreiding in 2005