

Alternatief voor Biologische Monitoring microverontreiniging in rode aal

M.J.J. Kotterman, M. Hoek-van Nieuwenhuizen en
R.H. Jongbloed

Rapport C090/07



Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies

Wageningen **IMARES**

Opdrachtgever: RWS/RIZA
Postbus 17
8200 AA Lelystad

Publicatiedatum: 24 september 2007

- Wageningen **IMARES** levert kennis die nodig is voor het duurzaam beschermen, oogsten en ruimte gebruik van zee- en zilte kustgebieden (Marine Living Resource Management).
- Wageningen **IMARES** is daarin de kennispartner voor overheden, bedrijfsleven en maatschappelijke organisaties voor wie marine living resources van belang zijn.
- Wageningen **IMARES** doet daarvoor strategisch en toegepast ecologisch onderzoek in perspectief van ecologische en economische ontwikkelingen.

© 2007 Wageningen **IMARES**

Wageningen IMARES is een samenwerkingsverband tussen Wageningen UR en TNO.
Wij zijn geregistreerd in het Handelsregister
Amsterdam nr. 34135929,
BTW nr. NL 811383696B04.



A_4_3_1-V2

De Directie van Wageningen IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, alsmede voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen IMARES; opdrachtgever vrijwaart Wageningen IMARES 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.

Executive summary

Vanwege de lage en dalende aalstand is het niet mogelijk het MWTL aal meetnet op de huidige manier voort te zetten voor het bepalen van de biobeschikbaarheid van bioaccumulerende microverontreinigingen. In deze studie is naar duurzame alternatieven voor het huidige MWTL aal meetnet gezocht die eenzelfde zeggingskracht nastreven. De volgende alternatieven zijn nader uitgewerkt:

1. Gebruik van een andere vissoort
2. Gebruik van passieve samplers
3. Analyse met behulp van modellen

Op grond van de resultaten van deze studie is het beste alternatief om aal te vervangen door een andere vissoort. Het gebruik van een andere vissoort is een duurzaam alternatief dat snel geïmplementeerd kan worden. De andere vissoort dient op alle locaties gedurende twee jaar te worden geanalyseerd naast de aal. Het verschil in de mate van bioaccumulatie van microverontreinigingen in rode aal en de andere vissoort (trendbreuk) kan op deze wijze worden onderzocht en gekwantificeerd.

Als andere vissoort blijken blankvoorn en brasem beide een goede keuze te zijn. Uit de vangstgegevens gedurende de komende twee jaren zal moeten blijken welke vissoort op alle locaties het meest gemakkelijk wordt gevangen. Dit criterium zal waarschijnlijk van meest doorslaggevende aard zijn. De grootste overeenkomst in accumulatie van bioaccumulerende organische stoffen wordt verwacht tussen aal en brasem. De leefwijze van de aal (benthisch), het trofisch niveau en de voedselkeuze van de aal komt net wat meer overeen met de brasem dan met de blankvoorn. Indien het zwaartepunt van de doelstelling van het nieuwe meetnet op doorvergiftiging naar hogere organismen komt te liggen, is wellicht blankvoorn de meest voor de hand liggende keuze. Door de vorm van deze vis wordt ook grotere blankvoorn door veel andere organismen bejaagd en gegeten, meer dan de brasem.

Het gebruik van passieve samplers en modellen is niet op korte termijn implementeerbaar als alternatief, omdat met de huidige kennis het resultaat van deze alternatieven nog niet kan worden vergeleken met de gegevens verkregen met aalmonitoring. Zonder aanvullend onderzoek hebben deze alternatieven niet dezelfde zeggingskracht als het huidige MWTL aal meetnet.

Het op basis van deze studie uitgebrachte advies voor het inrichten van een nieuw meetnet is beschreven in hoofdstuk 8.

Inhoudsopgave

Executive summary	3
Samenvatting	6
1. Inleiding	9
1.1 Probleemstelling	9
1.2 Achtergrond	11
2. Werkwijze	12
2.1 Inleiding.....	12
2.2 Fasering	12
3. Resultaat	13
3.1 Inleiding.....	13
3.2 Alternatief 1: gebruik van een andere vissoort.....	13
3.2.1 Plaats in de voedselketen.....	13
3.2.2 Overeenkomsten met aal wat betreft blootstellingroutes en accumulatie	15
3.2.3 Verspreiding, vangbaarheid	20
3.2.4 Ecologie, biologie van de soort.....	22
3.3 Alternatief 2: gebruik van passieve samplers	24
3.3.1 Werkingsprincipe en types	24
3.3.2 Toepassing in monitoring	24
3.4 Alternatief 3. Modellen	27
3.5 Overige opties	29
3.5.1 Aanpassingen aan het huidige MWTL aal meetnet.....	29
3.5.2 Het overgaan op mossel monitoring.....	29
3.6 Trendbreuk.....	31
4. Gebruik van mesocosms voor ondersteuning van velddata.....	33
5. Kosten en implementeerbaarheid	34
5.1 Kosten	34
5.1.1 Kosten alternatieve vissoort	34
5.1.2 Kosten samplers	34
5.1.3 Kosten Modellen.....	35
5.1.4 Kosten mesocosmexperiment	35
5.2 Implementeerbaarheid	35
5.2.1 Alternatieve vissoort	35
5.2.2 Samplers en modellen	35
5.2.3 Mesocosmexperiment.....	35
6. Andere meetnetten.....	36

6.1	Vergelijkbare meetnetten	36
6.2	Aansluiting bij een ander meetnet	37
7.	Conclusies	38
8.	Het advies	39
9.	Referenties	41
9.1	Rapporten	41
9.2	Publicaties	43
	Verantwoording	53

Samenvatting

Drie mogelijke alternatieven voor het gebruik van aal in het deelproject “ Microverontreiniging in rode aal” van het programma Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren zijn bestudeerd:

1. het gebruik van een alternatieve vissoort
2. het gebruik van kunstmatige samplers
3. analyse met behulp van modellen

De bruikbaarheid van alternatieve methoden en de verhouding van deze alternatieven ten opzichte van het huidige MWTL aal meetnet is op theoretische gronden getoetst op de volgende parameters:

- Duurzaamheid
- Nalevering contaminanten uit waterbodem
- Gevoeligheid, selectiviteit voor contaminanten (ook nieuwe stoffen die niet in het huidige programma worden gemeten)
- Flexibiliteit voor nieuwe onderzoeksvragen
- Trendbreuk
- Kosten en uitvoerbaarheid
- Implementeerbaarheid (tijd)

Daarnaast zijn ook de opties bestudeerd om met het huidige MWTL aal meetnet door te gaan, of om over te stappen op driehoeksmosselmonitoring.

Alternatieven

Alternatief 1: Een andere vissoort

Dit alternatief is het meest realistisch en deze optie is op verzoek van RWS/RIZA verder uitgewerkt dan de andere alternatieven.

De blootstelling aan en de accumulatie van verontreinigingen vindt op dezelfde wijze plaats in vissoorten. Twee opnameroutes zijn erg belangrijk: de opname via het water (kieuwen) en via het voedsel. Uitscheiding vindt ook plaats via de kieuwen, via faeces en door actieve omzettings/excretie processen. Deze processen kunnen eventueel kleine verschillen vertonen tussen aal en de mogelijke alternatieve vissoorten blankvoorn en brasem, maar dit belemmert niet dat de alternatieve vissoorten dezelfde contaminanten ophopen als aal. De opname van contaminanten door voedsel, vooral belangrijk voor zeer apolaire stoffen die nauwelijks in water oplossen (K_{ow} boven 5.5) impliceert wel dat de voedselkeus van de alternatieve vissoort bij voorkeur zo identiek mogelijk dient te zijn aan die van aal. Hiermee wordt in principe eenzelfde accumulatie van contaminanten in de vis bereikt en wordt de trendbreuk met de data van aal minimaal.

Blankvoorn en brasem zijn goede alternatieven om de volgende redenen:

- Het trofisch niveau (plaats in voedselketen) van blankvoorn en brasem verschilt van aal, maar de verschillen zijn beperkt. Hierbij moet worden opgemerkt dat het voedselpatroon niet alleen afhangt van de vissoort, maar ook van de grootte en van het biotoop.
- Beide soorten hebben een zeer wijdverspreid en algemeen voorkomen, het is ook onwaarschijnlijk dat de stand van deze vissen in de toekomst afneemt.
- Het trekgedrag is klein en voor zover bekend waarschijnlijk zelfs minder dan van aal.
- Het is aangetoond dat deze vissoorten contaminanten, zoals gemeten in het huidige MWTL aal meetnet, ophopen.
- Door beneden een bepaalde maat vis te bemonsteren kunnen de mogelijke negatieve effecten van paaigedrag worden vermeden.
- Het zijn zeer relevante vissoorten als doorvergiftiging in de voedselketen wordt beschouwd.
- Blankvoorn en brasem worden ook in buitenlandse onderzoeken als indicator organisme gebruikt.

- Het vervangen van aal door blankvoorn of brasem is snel implementeerbaar, deze vissoorten worden al routinematig gevangen bij bemonsteringen.
- De kosten om de monitoring uit te voeren met blankvoorn of brasem zijn vergelijkbaar met die van een uitvoering met aal.

Het blijft wel noodzakelijk om de eerste jaren zowel de alternatieve vissoort als aal te bemonsteren en te analyseren om de trendbreuk in de data te kunnen onderzoeken en kwantificeren. Dit zorgt initieel voor additionele analysekosten.

Alternatief 2: Kunstmatige samplers

Met behulp van kunstmatige samplers kan de concentratie van opgeloste contaminanten in watersystemen worden bepaald. Het type sampler dat als alternatief zou kunnen dienen werkt volgens hetzelfde principe als de aal. Er stelt zich een evenwicht in tussen de contaminant opgelost in water en opgelost in het lichaamsvet. Dit verdelingsevenwicht is afhankelijk van de eigenschappen van de contaminant ($\log K_{ow}$) en van het vet, in het geval van samplers is het afhankelijk van het type materiaal dat wordt gebruikt. Er zijn wel belangrijke verschillen met de biologische monitoring waardoor de data niet direct vergeleken kunnen worden met het huidige MWTL aal meetnet.

Nadelen van samplers zijn:

- De ophoping van contaminanten in samplers verloopt alleen via de waterfase, te vergelijken met de opname door kieuwen bij vissen.
- De opname van hoog oplosbare stoffen, die bij vissen voor een groot deel via het voedsel optreedt, is in samplers trager. Hierdoor is de tijd tot equilibrium (concentratie in samplers in evenwicht met dat in de waterfase) veel langer dan bij vissen.
- Het verschijnsel van biomagnificatie (concentratie contaminant neemt toe in de voedselketen) treedt niet op in samplers.
- Het vereist nog veel onderzoek om voor de lagere en langzamere ophoping van hoog oplosbare stoffen in samplers te kunnen corrigeren.
- Biotische processen als afbraak en excretie treden niet op in samplers.
- De trendbreuk zal groot zijn en vereist veel onderzoek voor deze kan worden gecorrigeerd.

Daarentegen zijn samplers:

- Duurzaam te gebruiken.
- Zeer plaats-specifiek en overal in te zetten.
- Erg flexibel wat betreft inzetbaarheid; toepasbaar in elk seizoen en voor nieuwe onderzoeksvragen (waaronder andere contaminanten).
- Vergelijkbaar wat kosten betreft met vismonitoring

Alternatief 3: Gebruik van modellen

Door de toenemende kennis van het gedrag van stoffen in waterbodems neemt de accuratesse toe van modellen die, op basis van concentraties biobeschikbare contaminanten in sediment, ophoping in biota voorspellen. Vooral de nieuwe kennis over de onderverdeling in verschillende soorten organische stof en het gedrag hiervan wat betreft adsorptie-eigenschappen draagt hieraan bij.

Modellen vormen op dit moment niet een snel implementeerbaar alternatief, omdat de data die gegenereerd worden door modellen niet direct vergelijkbaar zijn met die van het huidige MWTL aal meetnet. Om middels dit alternatief dezelfde zeggingskracht na te streven als met het huidige meetnet is uitgebreid onderzoek noodzakelijk.

Nadelen van het gebruik van modellen zijn:

- Bij het gebruik van modellen moeten veel parameters gemeten worden (mate verontreiniging slib, gehalte en type organische stof, biobeschikbaarheid) en de voedselketen ter plekke dient ook goed beschreven te zijn.
- De heterogeniteit in de bodem kan grote afwijkingen veroorzaken tussen model en werkelijkheid.
- De huidige modellen voorspellen de ophoping in biota op zijn best binnen een factor 3 van de werkelijk gemeten waarde.
- Abiotische seizoensinvloeden en biotische factoren als algenbloei bepalen ook de uitkomst van ophoping in biota, deze zijn moeilijk mee te nemen in model
- Trendbreuk zal zeker optreden

Voordelen zijn:

- Een model berekent de ophoping in meerdere compartimenten (lagen van de voedselketen) tegelijk
- Het is een duurzame methode

De kosten van modelleren zullen zeker in het begin hoger dan de bemonstering van aal zijn. Ook zal er eerst parallel zowel vis geanalyseerd als gemodelleerd moeten worden. Er valt geen goede uitspraak te doen over de kosten in de jaren erna, bij goede resultaten wordt een sterke daling van de kosten verwacht (tot op of onder het nivo van het huidige meetnet)

Trendbreuk

Bij elk alternatief valt een breuk met de data van aal te verwachten. Het vaststellen van deze breuk en de kwantificering hiervan zijn belangrijk voor het meetnet. Hiervoor wordt aanbevolen om op alle locaties van het MWTL aal meetnet, waar voldoende aal van de gewenste grootte gevangen kan worden, zowel aal als de alternatieve vissoort gedurende tenminste twee jaar te bemonsteren. Hierdoor wordt de statistiek versterkt en kan een uitspraak gedaan worden of er een significant verschil is tussen de ophoping door de vissoorten over alle locaties. Door gebruik te maken van chemisch nauw verwante stoffen (7 PCBs) kan ook binnen een locatie statistisch worden onderzocht of de ophoping in aal en het alternatief verschilt.

Het huidige meetnet handhaven/veranderen

Het handhaven van het MWTL aal meetnet op de huidige manier is niet mogelijk, omdat op een aantal locaties de vereiste aantallen aal van 30-40 cm grootte niet te vangen zijn en de aalstand verder zal afnemen. Door zowel de inspanning bij het vissen als ook het te bemonsteren gebied uit te breiden zou dit tijdelijk gecorrigeerd kunnen worden (Wolderwijd, Rijn Lobith). Voor twee locaties, Twentekanaal en Maas Borgharen, is het zelfs niet zeker of respectievelijk een zeer aanzienlijke gebiedsverbreding, dan wel verschuiving, naast een extra inspanning bij het vissen, enig soulaas kan bieden. Deze optie is geen duurzame oplossing.

De aalmonitoring kan eventueel ook door monitoring met driehoeksmosselen vervangen worden. Er is veel ervaring en kennis wat betreft deze monitoring (zie MWTL driehoeksmosselen) en de te monitoren contaminanten hopen in mosselen op tot goed meetbare concentraties. De kosten van het monitoren met driehoeksmosselen zijn daarom ook goed in kaart te brengen. Echter, mosselen bevinden zich op een ander niveau in de voedselketen dan vis, en worden door andere factoren beïnvloed dan vis. Het valt te verwachten dat door een ander dieet de accumulatie van contaminanten in mosselen anders dan in aal zal verlopen. Daarnaast zijn de driehoeksmosselen niet overal en altijd goed inzetbaar: ze zijn slecht bestand tegen brak water en kennen ook een paaitijd.

Bij het gebruik van mosselen zal zeker trendbreuk optreden; de monitoring zal ook parallel met driehoeksmossel en aal uitgevoerd moeten worden om deze trendbreuk te analyseren en mogelijk te kwantificeren.

1. Inleiding

1.1 Probleemstelling

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS/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).

De informatiebehoefte van RWS/RIZA betrof het:

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

De parametergroepen van het monitoringprogramma zijn: fytoplankton, fyto benthos, macrofauna, waterplanten en oevervegetatie, vissen, broedvogels en watervogels en bioaccumulatie in aal en drie hoeksmosselen.

Het deelproject van de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren "Microverontreinigingen in rode aal (*Anguilla anguilla* L.)" is in de periode 1992 t/m 2006 (IMARES rapport C001/07) uitgevoerd door het RIVO (tegenwoordig IMARES).

De doelstellingen van dit deelproject (het huidige MWTL aal meetnet) waren:

- het monitoren van de biobeschikbaarheid van bioaccumulerende microverontreinigingen
- het bepalen van het risico op doorvergiftiging naar hogere organismen.

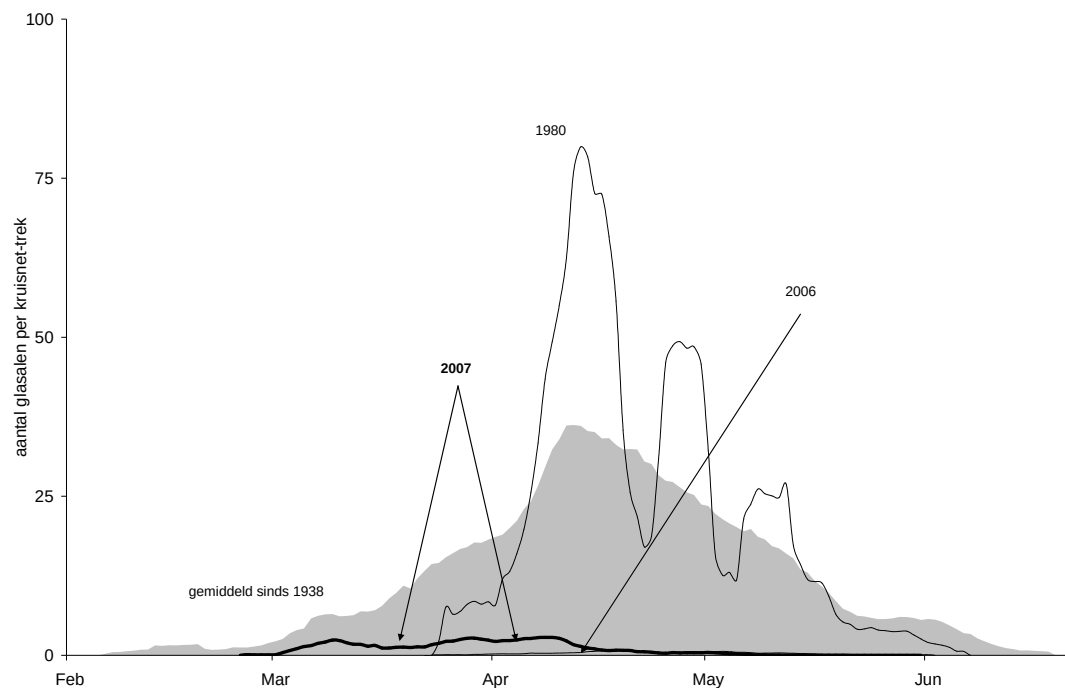
Om betrouwbare resultaten te krijgen aangaande de biobeschikbaarheid van bioaccumulerende microverontreinigingen in watersystemen gaat het huidige MWTL aal meetnet uit van weefselsanalyse van 25 rode alen in de lengteklasse 30-40 cm per locatie. Omdat deze organische contaminanten bijzonder slecht in water oplossen zijn de gehalten in het water namelijk extreem laag. De analytische bepaling van de contaminanten in het water blijkt dan ofwel niet mogelijk te zijn of slechts met een grote onzekerheid te kunnen worden uitgevoerd. De te analyseren stoffen vertonen een duidelijke bioaccumulatie in aquatische organismen, dus ook in vis, waardoor de analytische bepaling sterk wordt verbeterd. Uit de resultaten wordt onder andere het doorvergiftigingsrisico voor predatoren berekend.

Met de resultaten van dit meetnet moet het beleid, dat gericht is op verbetering van de waterkwaliteit, getoetst kunnen worden.

Echter, de afgelopen jaren is bij de uitvoering van de monitoring gebleken dat het steeds lastiger wordt om op sommige locaties 25 geschikte alen te vangen. Dit is in lijn met de algehele daling van de aalstand in Europa. Op dit moment is de glasaal intrek nog maar 5% van die in 1980 (zie figuur 1) en de aalvangst is 25% van die van 1960 (ondanks toegenomen visserijinspanning) (RIVO C006/04). De zeer sterke afname van de hoeveelheid glasaal geeft weinig hoop voor de aalstand in de nabije toekomst, in ongeveer 10 jaar groeit de aal tot marktlengte (30 cm). De aalvangst op de beneden rivieren zijn de laatste jaren echter goed, hier is geen duidelijke verklaring voor. Er is grote onduidelijkheid over welke factoren de aalstand negatief beïnvloeden, overbevissing maar ook vervuiling, belemmerende waterwerken en verandering klimaat worden genoemd (Dekker, W. 2004. Doctoral dissertation). Een voorstel van de Commission of the European Communities uit 2005, "Proposal for a Council Regulation establishing measures for the recovery of the stock of European Eel

COM (2005) 472 final” is onlangs aangenomen op 11 juni 2007. Dit voorstel beperkt op den duur de glasaal vangst in Zuid Europese zeeën maar ook in Nederland moeten vangstbeperkingen worden ingesteld. Echter, het snelste scenario voor een verbetering van de aalstand (over meer dan 60 jaar!) gaat uit van een visserijstop nu en het is de vraag of de huidige beperkte maatregelen wel enig positief effect zullen vertonen (Åström, M. and Dekker W., 2006.).

De verwachting is daarom dat in de directe toekomst eerder op meer locaties van het MWTL aal meetnet de aalstand te laag zal zijn dan op minder locaties. Om deze reden moet er naar alternatieven voor het huidige meetnet worden gezocht.



Figuur 1. Het langjarig gemiddelde van glasaal intrek in Nederland door het seizoen (gearceerd oppervlak), vergeleken met de glasaalintrek in 1980, het laatste jaar met een iets bovengemiddelde intrek. De bijzonder slechte jaren 2006 en 2007 zijn met pijlen aangegeven.

Samenvatting

Vanwege het onvoldoende beschikbaar zijn van alen op sommige locaties en het resulterende negatieve effect op de betrouwbaarheid van deze resultaten, moet naar alternatieven voor het huidige MWTL aal meetnet worden gezocht.

1.2 Achtergrond

Voor het huidige meetnet worden in mengmonsters van 25 gevangen rode alen per locatie de gehalten van een aantal organische en anorganische microverontreinigingen bepaald. Er is gekozen voor dit hoge aantal omdat een grote variatie van contaminantenconcentraties is vastgesteld in individuele alen per locatie (de Boer, J. and P. Hagel, 1994). Deze grote variatie is later nog eens bevestigd (Pieters, H. 2000)

Door de dalende aalstand is het lastiger geworden om per locatie 25 geschikte alen te vangen.

Voor een zo goed mogelijke vergelijking van de resultaten wordt elk jaar op dezelfde plaats bemonsterd. Dit gebeurt met elektrisch vissen, hetgeen betekent dat vooral stenen oevers (kribben, taluds) tot zo'n 1.5 meter diep worden bemonsterd. Op veel locaties wordt de laatste jaren langer dan voorheen en daarmee een groter gebied bemonsterd om het vereiste aantal alen te verkrijgen. Op meerdere locaties is het de laatste jaren zelfs niet mogelijk geweest om bij bemonstering van de gehele locatie 25 geschikte alen te vangen. Bij de locatie Twentekanaal wordt nu reeds al het bevisbare oppervlak bevisd. Bij Maas Borgharen is er geen hoop dat het vergroten van het gebied tot enige verbetering zal leiden; de bemonsteringsplaats bestaat uit stenig grind waar alleen maar te grote aal gevangen worden.

Bij het huidige MWTL aal meetnet wordt er niet langer dan één dag bemonsterd op een bepaalde locatie; alle alen uit het betrokken gebied zijn dan ook gevangen. Een tweede bemonstering een dag later zou bijna geen extra alen opleveren.

Tabel 1. Aantal alen gevangen op vijf locaties van het huidige MWTL aal meetnet

Locatie	Aantal palingen												
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Rijn Lobith	25	25	22	23	25	25	25	25	24	16	22	17	16
IJ Amsterdam	13	25	25	22	20	25	25	25	4	18	9	22	21
Maas Borgharen	20	13	25	16	18	21	10	14	9	14	6	9	6
Wolderwijd	25	25	22	22	25	25	25	25	25	16	18	9	7
Twenthe kanaal													
Wiene-Goor			20	21	19	25	22	9	9	14	4	11	10

Het aantal gevangen alen per locatie tijdens de monitoring van de afgelopen 12 jaar voor het huidige MWTL aal meetnet is weergegeven in tabel 1. Op deze locaties wordt het gewenste aantal alen (25 stuks) niet meer gehaald.

Doelstelling

Doelstelling is een concreet advies op te stellen voor de inrichting van een nieuw en direct toepasbaar meetnet met minimaal dezelfde zeggingskracht als het huidige meetnet voor MWTL aal, waarbij eerder genoemde probleemstelling duurzaam kan worden opgelost. Hierdoor kan het meetnet worden voortgezet en daarmee in de groeiende en veranderende informatie-behoefte voorzien. De consequenties van een overgang naar een nieuw meetnet wat betreft organisatie en data-analyse zullen worden beschreven.

Tevens zal een overzicht gepresenteerd worden van meetnetten die op het gebied van bioaccumulatie actief zijn.

2. Werkwijze

2.1 Inleiding

Een advies is opgesteld aangaande een alternatieve aanpak voor het deelproject "Monitoring van microverontreiniging in rode aal". De aanname hierbij was dat er een dergelijk alternatief bestaat; deze aanname is in onze studie getoetst.

Het advies is onderbouwd door en gebaseerd op IMARES expertise en literatuur. In elektronische literatuurbestanden (WEBSPIRS bv) is literatuur gescreend op artikelen over monitoring van watersystemen met vis (met Europese soorten als aal, brasem, blankvoorn, baars in het bijzonder), samplers en modellen. Vooral de literatuur die ophoping van contaminanten in vissoorten met elkaar vergeleek, of ophoping in biota met die in alternatieve methoden als samplers, is nader bekeken. Er is vooral gelet op parameters die van groot belang zijn voor het resultaat; is er verschil tussen vissen, wat is de invloed van hydrofobiciteit van een stof op ophoping (snelheid) etc. Maar ook de rapporten van IMARES en langdurende onderzoeken zijn betrokken in het onderzoek (Analyse visbestanden in het kader van MWTL vismonitoring, aalonderzoek Willem Dekker). Een overzicht van relevante meetnetten en aanverwante literatuur die is nageslagen is gegeven in Bijlage 1.

Uit deze studie zijn een aantal alternatieven geselecteerd. Hoe deze alternatieven zich verhouden tot het huidige MWTL aal meetnet is beschreven wat betreft toepasbaarheid, duurzaamheid, eventuele trendbreuk en geschiktheid voor het beantwoorden van nieuwe kennisvragen.

2.2 Fasering

Om tot een gedegen advies met maximale afstemming met RIZA te komen is een plan van aanpak in verschillende fasen gehanteerd.

De volgende fasen zijn onderscheiden:

1. In fase 1 is naar mogelijke alternatieven gezocht: bemonsteren van andere biota, gebruik van passieve samplers en het toepassen van modellen. De verzamelde gegevens zijn aan RWS/RIZA gepresenteerd en hierover is verder gediscussieerd, wat leidde tot nieuwe vragen en nadere vraagarticulatie.
2. In fase 2 zijn de geselecteerde alternatieven, aan de hand van terugkoppeling met RWS/RIZA, verder uitgewerkt in een concept rapportage en besproken met RWS/RIZA.
3. In deze fase zal het advies worden opgesteld en in een definitieve rapportage worden vastgelegd.

3. Resultaat

3.1 Inleiding

De bruikbaarheid van drie alternatieve methoden en de verhouding van deze alternatieven ten opzichte van het huidige MWTL aal meetnet is op theoretische gronden getoetst op de volgende parameters:

- Duurzaamheid
- Nalevering contaminanten uit waterbodem
- Gevoeligheid, selectiviteit voor contaminanten (ook nieuwe stoffen die niet in het huidige programma worden gemeten)
- Flexibiliteit voor nieuwe onderzoeksvragen
- Trendbreuk

Ook worden mogelijke andere aanpassingen aan het meetnet beschreven.

De kosten en uitvoerbaarheid (implementeerbaarheid) worden apart beschreven in hoofdstuk 5.

3.2 Alternatief 1: gebruik van een andere vissoort

De in de inleiding van dit hoofdstuk vermelde toetsingsparameters worden allen in meer of mindere mate bepaald door de ecologie en fysiologie van de vis. Deze eigenschappen worden nader besproken, met het effect dat ze op de toetsingsparameters hebben. De volgende algemeen voorkomende vissoorten zijn onderzocht op hun geschiktheid als bioindicator; blankvoorn, baars, pos, brasem en snoekbaars. In bijlage 2 zijn de ecologische en fysiologische eigenschappen van deze vissoorten schematisch weergegeven.

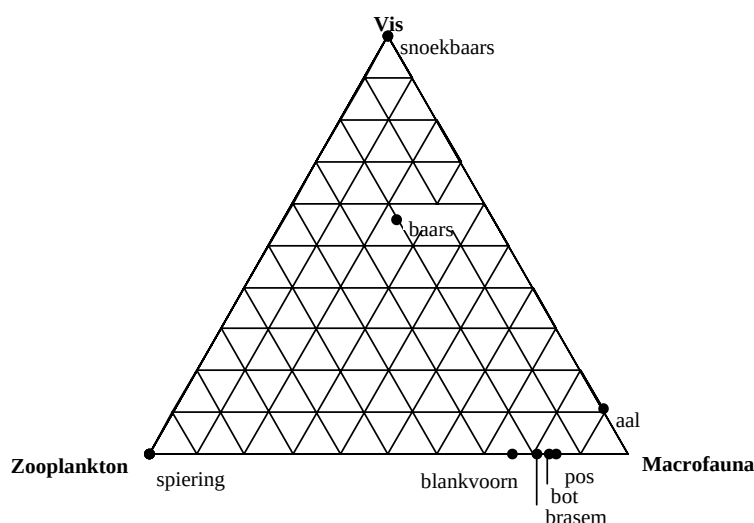
De ecologie en fysiologie van de vis zijn uitgesplitst in:

- plaats in de voedselketen (3.2.1)
- overeenkomsten met aal wat betreft blootstellingroutes en accumulatie (3.2.2)
- verspreiding, vangbaarheid (3.2.3)
- ecologie, biologie van de soort (3.2.4).

3.2.1 Plaats in de voedselketen

De plaats in de voedselketen (trofisch niveau) bepaalt in grote mate de blootstelling van een organisme aan contaminanten uit het omringende milieu. Vooral de sterk apolaire stoffen die zeer slecht in water oplossen (met een log Kow 5.5 en hoger) worden via de voedselketen doorgegeven. Bij deze stoffen kan ook biomagnificatie optreden: bij elke stap hoger in de voedselketen neemt de concentratie van deze verbindingen toe. De plaats in de voedselketen van het te analyseren organisme heeft daarom effecten op de ophoping van apolaire organische contaminanten (Russel et al. 1999).

Als organismen hetzelfde dieet hebben en zich daarmee op eenzelfde trofisch niveau bevinden, is de blootstelling gelijk. Dit betekent niet noodzakelijkerwijs dat deze organismen evenveel ophopen; afbraak- en uitscheidingsprocessen en de hoeveelheid vet bepalen mede in hoeverre de contaminant uiteindelijk ophoopt.



Figuur 2. Vergelijking van de relatieve samenstelling van het voedsel van de belangrijkste vissoorten in het ecosysteem van het IJsselmeer.

Figuur 2 geeft de samenstelling van de voedselconsumptie weer van de belangrijkste vissoorten uit het IJsselmeer, uitgesplitst in drie hoofdgroepen (RIVO rapport C038/96).

Links op de horizontale as staan de pure zoöplankton eters, rechts de pure macrofauna eters, in de top van de grafiek staan de pure viseters. Gemengde diëten zijn naar rato van de samenstellende delen op de drie schuine assen opgezet. Als gevolg van de driehoekige opbouw van de grafiek is de som van de drie componenten altijd exact 100 %. De gridlijnen zijn om de 10 % afgebeeld.

Hieruit blijkt dat de vissen brasem, pos en blankvoorn tamelijk dicht bij het trofisch niveau van de aal komen. Dit zijn ook algemeen voorkomende vissoorten in vrijwel alle Nederlandse wateren. Het dieet van aal is zeer divers en bestaat voornamelijk uit alle soorten macrofauna (muggenlarven, vlokreeftjes, waterpissebedden, slakken, mosselen, aasgarnalen etc) maar ook viskuit, dood aas en vooral voor de grote aal ook vis. Brasem is een uitgesproken bodemfoerageerder en kan goed muggenlarven en ander bodemdierpjes uit het sediment zeven. Brasem kan in sommige biotopen een voedselconcurrent zijn van aal. Pos is ook een benthische omnivoor wiens dieet deels overlapt met dat van brasem en aal (Kangur et al. 1999). Blankvoorn is een omnivoor en zijn dieet bestaat, naast waterplanten, algen, mosselen en slakken, ook uit de macrofauna die brasem eet (Van Emmerik et al. 2006). Benadrukt moet worden dat zowel de grootte van het organisme als de biotoop (voedselaanbod) sterk kan bepalen op welk trofisch niveau het zich precies bevindt (Garcia, 1999). Veel vissen beginnen als zoöplankton eter en dit verschuift langzaam of snel richting macrofauna en/of vis. Een kleine aal is een pure macrofauna eter, terwijl de grote aal (schieraal) als viseter gekarakteriseerd kan worden. De alen die in MWTL aal worden bemonsterd (30-40 cm) zitten net op die grootte dat vis op het menu kan komen en dat het trofisch niveau een stukje naar het viseter niveau toe verschuift (trofisch niveau zoals aangegeven in figuur 2).

Samenvatting

De alternatieve vissoorten blankvoorn, brasem en pos hebben een vergelijkbaar voedselpatroon als aal, wat duidt op een vergelijkbare opname en ophoping van contaminanten. De trendbreuk is waarschijnlijk niet groot.

3.2.2 Overeenkomsten met aal wat betreft blootstellingroutes en accumulatie

Route

De wijze waarop vissen worden blootgesteld aan contaminanten en de parameters die de ophoping van deze contaminanten beïnvloeden, zijn in kaart gebracht. De opnameprocessen van contaminanten uit water en voedsel zijn vergelijkbaar voor vissen. Blootstelling via het voedsel is vooral belangrijk voor zeer apolaire stoffen die niet in water oplossen ($\log K_{ow} > 5.5$). Bij deze stoffen kan ook biomagnificatie optreden; bij elke stap hoger in de voedselketen neemt de concentratie van deze verbindingen toe. De plaats in de voedselketen van het te analyseren organisme heeft daarom effecten op de ophoping van apolaire organische contaminanten. De hoogste BSAFs (biota sediment accumulatie factoren) worden over het algemeen gemeten voor stoffen met een $\log K_{ow}$ tussen 5.5 en 7.5. (Hendriks 1996, Moermond 2007). Stoffen met een $\log Kow$ beneden de 5.5 worden door organismen gemakkelijker uitgescheiden. Stoffen met een hoge $\log K_{ow}$ zijn vaak relatief groot en kunnen celmembranen moeilijker of niet passeren en worden dus relatief meer gestapeld (biomagnificatie) in hogere trofische niveaus.

Biobeschikbare concentraties van stoffen zijn vaak veel lager in het veld dan hetgeen is geschat gebruik makende van totale sedimentconcentraties en laboratoriumafgeleide partitievoefficiënten. Dit is een gevolg van de processen dat stoffen “aging” vertonen (in de loop van de tijd sterker worden gebonden) en binding aan roetachtige stoffen (black carbon). Voor de schatting van de bioaccumulatie potentie in voedselketens en het risico voor organismen is het vaak beter om de biobeschikbare concentraties in plaats van de totale concentraties van contaminanten te nemen. Bioaccumulatie van PCBs in karper en vaak ook in andere biota bleek veel beter te correleren met de Tenax-extraheerbare concentraties dan met de totaal-extraheerbare concentraties van PCBs (Moermond et al., 2004; Moermond et al., 2007).

Metingen van PCBs, DDTs, HCB, PCDFs en PCDDs in aal op verschillende locaties in en rond Amsterdam leverden het beeld dat deze concentraties in aal toenamen met toenemende mate van verontreiniging in sediment, echter de BSAF waarden vertoonden wel een grote variatie (Van der Oost, 1996). De auteurs suggereerden dat bioaccumulatie niet alleen afhangt van het type organisme, maar dat plaatsspecifieke factoren (o.a. verschillen in biobeschikbaarheid) en dieet van vissen (biomagnificatie) erbij betrokken zijn. De variatie in de biobeschikbaarheid tussen de verschillende locaties is waarschijnlijk een belangrijke verklaring, afgaande op de recente inzichten in de biobeschikbaarheid zoals o.a. blijkt uit het recente werk van Moermond (2007).

In de veldsituatie blijken veel factoren de accumulatie van contaminanten in de voedselketen te beïnvloeden. Moermond (2007) vond bijvoorbeeld dat de ecosysteem structuur en seizoensinvloeden de accumulatie van PCBs en PAKs in evertrebraten beïnvloedden en toevoeging van nutriënten de bioaccumulatie van PCBs in vis verhoogde.

Blootstelling aan opgeloste contaminanten vindt plaats via de waterfase (kieuwen), deze route is vooral belangrijk voor de apolaire stoffen die nog enigszins in het water kunnen oplossen. Er zijn geen gegevens bekend over verschillen in opname van contaminanten door de kieuwen tussen verschillende vissoorten.

Een verschil van aal met andere vissoorten is dat hij meer contact heeft met de waterbodem, maar contaminanten zullen niet via direct contact met slib door de aal worden opgenomen. Bij predatie van bodemdierpjes kan wel vervuild slib worden opgenomen door de aal, maar dit gebeurt ook bij brasem en blankvoorn (consumptie muggenlarven, driehoeksmosselen). Moermond et al. (2004) vonden een goed verband tussen de gemeten en de gemodelleerde gehalten van PCBs in karper. Uit de modelberekening bleek dat de drie opnameroutes: uit voedsel, uit water en uit opgegeten sediment, alle substantieel bijdragen aan de totale accumulatie in de vis. Hierbij zijn er tussen de PCB congenereën onderling grote verschillen die zijn gecorreleerd aan de $\log K_{ow}$ van deze congenereën. Bijvoorbeeld voor PCB153 is de bijdrage aan de totale PCB153 opname ongeveer 10% via sediment, 10% via water en 80% via voedsel. Voor PCB101 is deze respectievelijk ca. 15% via sediment, 35% via water en 50% via voedsel. Van de 15 PCB congenereën ($\log K_{ow}$ varieert tussen 5.24 en 7.80)

in dit onderzoek varieert de bijdrage via rechtstreekse sedimentopnamen tussen de 6 en 21%, via water van 4 en 62% en via voedselopname tussen de 23 en 89%.

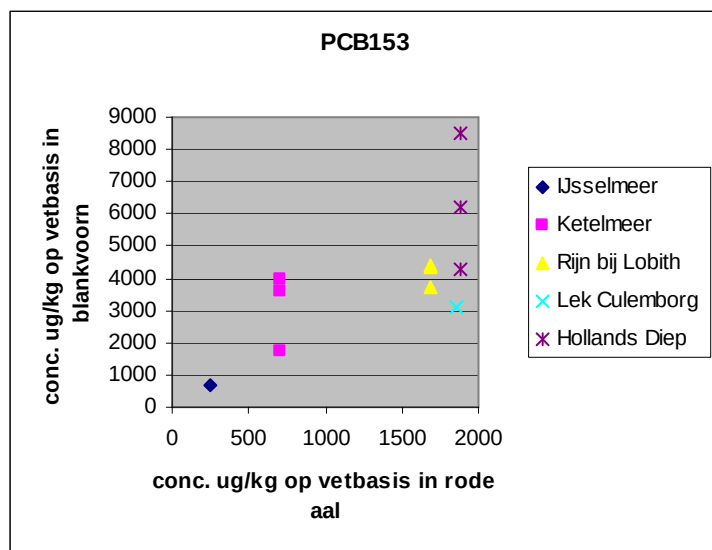
Accumulatie

Uit de literatuur blijkt dat verschillende soorten een andere gevoeligheid (ophoping) kunnen vertonen voor stoffen. De literatuurgegevens wijzen er niet op dat hierdoor bepaalde stoffen die nu gemeten worden in aal, niet aangetoond kunnen worden in de alternatieve vissoorten.

In een Rijn delta survey uitgevoerd in de periode 1988-1994, bleken er relatief kleine verschillen tussen drie vissoorten te bestaan in de residuniveaus van stoffen. De drie vissoorten betroffen de zoö-planktivore en benthivore voorn (*Rutilus rutilus*), de visetende snoekbaars (*Stizopedion lucioperca*) en de aal (*Anguilla anguilla*) op een intermediair trofisch niveau (Hendriks, 1995). Een meer gedetailleerde analyse van de onderliggende meetgegevens, zoals gepubliceerd in Hendriks & Pieters (1993) voor de stoffen HCB, HCH en PCBs, maakt echter wel duidelijk dat aal in deze studie bij de meeste locaties de soort is met de hoogste residuniveaus (op natgewicht) en blankvoorn de soort met de laagste residuniveaus, terwijl uit deze referentie snoekbaars de tussenpositie inneemt.

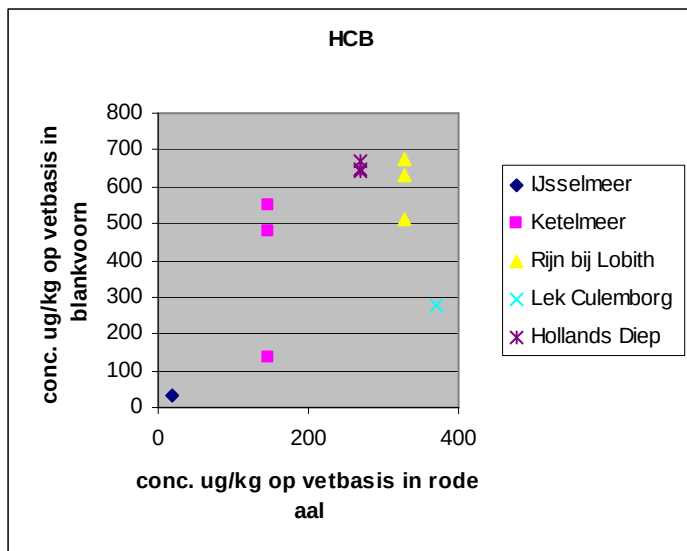
CATS modelruns voor linaan uitgevoerd door Traas et al. (1994) zijn gekalibreerd met gegevens van Hendriks & Pieters (1993). De risico's van linaan blijken het grootst voor sedimentbewonende organismen en hun predatoren. Benthivore vis (paling) accumuleert meer linaan dan de andere type vissen zoals witvis (blankvoorn, brasem, kolblei) en roofvissen (snoekbaars, baars). Echter een vergelijking van de berekende residuen in de drie verschillende visgroepen wordt niet gepresenteerd. Onbekend is hoe groot de onderlinge verschillen zijn.

Van pos is heel weinig bekend, van baars slechts enkele artikelen (zie nummers 1, 5, 6, 8 en 9 uit bijlage 1, lijst meetnetten). Baars wordt beschouwd als een minder goed alternatief, omdat deze vissoort op trofisch niveau beduidend afwijkt van aal en hierdoor een groot verschil in accumulatie verwacht kan worden. Uit een data set over verzamelde data uit het Ketelmeer (H. Pieters 1990. Rapport RIVO MO 90-206) blijkt dat pos en spiering in het Ketelmeer beide op vetgewicht minder PCBs ophopen dan aal. De ophoping van contaminanten in blankvoorn en vooral in brasem, al dan niet vergeleken met aal op dezelfde locatie wordt wel vaak beschreven. Hieruit blijkt dat brasem en blankvoorn PCBs en OCPs op vetbasis in dezelfde orde van grootte ophopen als aal.

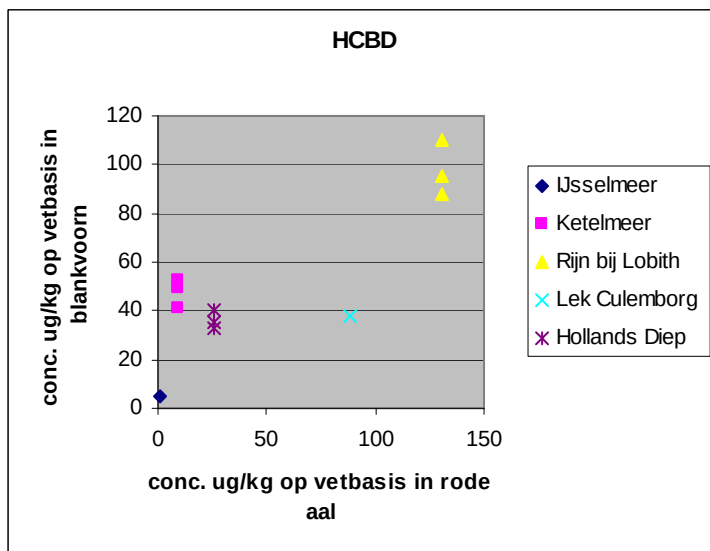


Figuur 3A. Relatie tussen PCB153 in vet van blankvoorn (1-3 lengteklassen) en aal (30-40cm)

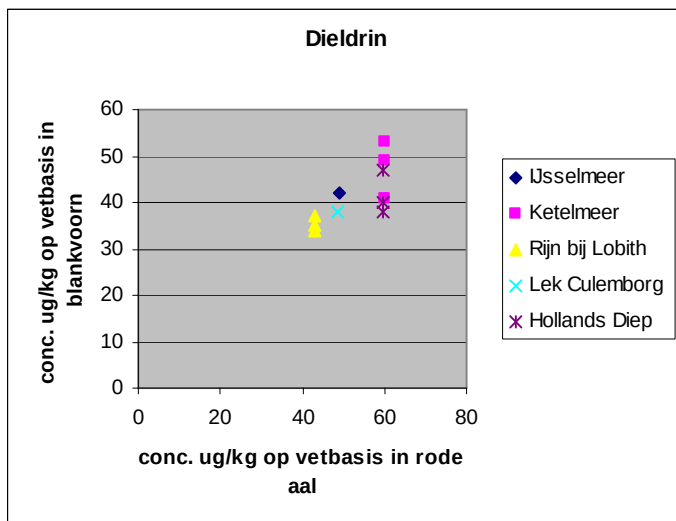
In figuur 3 zijn enkele resultaten van het IRC programma 2000 weergegeven. Uit figuur 3A blijkt dat de ophoping van PCB153 in blankvoorn op vetbasis hoger is dan in aal op alle locaties. Ook de som van de zeven PCBs ligt hoger op vetgewicht in blankvoorn. Dit kan ten dele worden veroorzaakt door de actieve afbraak van lager gechlororeerde PCBs in aal (de Boer et al, 1994).



Figuur 3B. Relatie tussen HCB in vet van blankvoorn (1-3 lengteklassen) en aal (30-40cm)



Figuur 3C. Relatie tussen HCBd in vet van blankvoorn (1-3 lengteklassen) en aal (30-40cm)



Figuur 3D. Relatie tussen Dieldrin in vet van blankvoorn (1-3 lengteklassen) en aal (30-40cm)

Voor de stoffen HCB, HCBd en dieldrin geldt (Figuur 3 B-D) dat de concentraties in dezelfde orde van grootte liggen, met verschillen per locatie (HCBd in Lek Culemborg bv). Hier moet in aanmerking worden genomen dat filets van de blankvoorn zijn gebruikt, en dus eventueel buikvet buiten beschouwing is gelaten. Ook zijn hier grote blankvoorns gebruikt (15-20, 20-25 en 25-35 cm) deze grote vissen vertonen paaigedrag en zijn ook doorgaans moeilijker te vangen dan kleine, niet paairijpe vis.

Uit de figuren 3A t/m D kan geconcludeerd worden dat de gevoeligheid van blankvoorn voor accumulatie van PCB's en OCP's, in de studie van het IRC programma 2000, vergelijkbaar is met die van aal.

Tabel 2. De ophoping van geselecteerde contaminanten in aal en brasem (in mg/kg vet) op twee locaties in de Elbe. De verhouding tussen de ophoping in aal en brasem is ook weergegeven (ratio).

A: Pagesander (km 655 van de monding)

Stof	Aal			Brasem			Ratio Aal/brasem
	Gemiddelde (n=10)	SD	RSD (%)	Gemiddelde (n=14)	SD	RSD (%)	
HCB	1.05	0.46	43.30	1.45	0.63	43.14	0.73
y-HCH	0.05	0.01	14.44	0.17	0.09	53.64	0.30
PCB153	1.69	1.12	66.53	3.61	1.25	34.75	0.47

B: Prossen (km 13 van de monding)

Stof	Aal			Brasem			Ratio Aal/brasem
	Gemiddelde (n=20)	SD	RSD (%)	Gemiddelde (n=15)	SD	RSD (%)	
HCB	2.49	0.51	20.44	2.96	0.88	29.82	0.84
y-HCH	0.02	0.01	21.92	0.20	0.13	62.74	0.11
PCB153	0.43	0.08	18.82	2.19	1.31	59.84	0.20
OCS	0.25	0.07	28.10	1.23	0.96	78.12	0.20

In het Elbe programma worden een aantal contaminanten gemeten in aal, snoekbaars en brasem. In tabel 2 zijn voor twee locaties langs de rivier de ophoping in het vet vergeleken, een locatie waar de Elbe Duitsland binnenkomt (Pagesander) en een waar hij bijna uitmondt in de zee (Prossen) (Reincke, 2000). Overigens wordt er op meerdere locaties in de Elbe gemeten en ook hier werden op sommige locaties slechts zes alen gevangen. Duidelijk is dat op vetbasis de ophoping in brasem niet lager is dan in aal (zie de gemiddelde gehalten), zelfs hoger. Dit is ook duidelijk weerspiegeld in de ratio, die altijd kleiner dan 1 is. Omdat het vetpercentage van brasem laag is, is op natgewicht de concentratie in brasem wel veel lager. De ratio tussen de ophoping op vetgewicht van aal en brasem laat ook zien dat het verschil in ophoping tussen aal en brasem ruwweg gelijk is voor de verschillende componenten op de twee locaties. De data laten duidelijk zien dat, zoals ook eerder door IMARES is aangetoond, een grote variatie in gehalten kan optreden binnen vissen op een locatie en dat deze niet noodzakelijkerwijs gelijk is voor elke contaminant. Het analyseren van een groot aantal vissen is dus raadzaam. De variatie bij brasem is niet groter dan bij aal. In deze monitoring worden relatief grote alen tussen de 49 en 62 cm gebruikt, brasem varieert van 34 tot 46 cm.

Er is geen literatuur gevonden die de spreiding over blankvoorns en de parameters die dat beïnvloeden, beschrijft.

Samenvatting

De blootstelling aan contaminanten via de kieuwen is gelijk voor alle vissoorten en is vooral van belang voor minder sterk apolaire stoffen. Dit geldt voor de relevante stoffen als lindaan, HCBd en QCB. De opname van sterk apolaire stoffen, als hoog-gechloreerde PCBs, vindt vooral plaats via het voedsel van de vis (afhankelijk van de plaats in voedselketen). Dit is van toepassing op relevante stoffen als HCB, PCBs en PBDEs. Opname van bodemdeeltjes tijdens fourageren levert ook, hoewel gering, een bijdrage aan de blootstelling. De data, voor zover die een goede vergelijking tussen aal en een alternatieve vissoort mogelijk maken, duiden op een goede accumulatie van relevante contaminanten (met hoge gevoeligheid) in blankvoorn en brasem. De spreiding in de accumulatie per vis maakt duidelijk dat een hoog aantal vissen wenselijk is voor de betrouwbaarheid van de resultaten.

3.2.3 Verspreiding, vangbaarheid

Blankvoorn en brasem behoren tot de meest voorkomende en algemeen verspreide vissoorten van het Nederlandse binnenwater en het valt niet te verwachten dat de stand van deze soorten in de toekomst lager wordt. Op de locaties van MWTL aal zijn geen uitgebreide bestanden bekend van de hoeveelheid andere vis.

Tabel 3. Bestandsopnamen van blankvoorn en brasem in 2006 met behulp van elektrovisserij

Hoeveelheid blankvoorn gevangen in 2006 d.m.v. elektrovisserij:

Lengteklassen (cm)	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30
Benedenloop Gelderse IJssel	0	76	9	0	1	0
Benedenrivieren	6	2110	25	37	27	4
Gelderse Poort	4	3012	49	40	12	1
Getijden Lek	1	41	3	6	5	2
Getijden Maas	0	465	3	0	1	0
Grensmaas	0	137	24	4	0	0

Hoeveelheid brasem gevangen in 2006 d.m.v. elektrovisserij:

Lengteklassen (cm)	0-5	5-10	10-15	15-20	20-25	25-30
Benedenloop Gelderse IJssel	1	0	0	0	0	0
Benedenrivieren	3	14	2	1	0	0
Gelderse Poort	6	19	4	2	0	0
Getijden Lek	0	0	0	0	0	0
Grensmaas	0	2	2	0	0	0

De gegevens van locaties die in het kader van MWTL "Actieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren" worden bemonsterd geven aan dat altijd blankvoorn (in de niet-paai rijpe lengte tot 10 cm) en in veel mindere mate brasem gevangen wordt, zie tabel 3 (IMARES rapport C062/06).

De vangsten voor brasem waren lager, maar hierbij moet worden opgemerkt dat dit bestandsopname betrof; dus ook op locaties waar niet meteen het minimaal aantal benodigde vissen gevangen werden (25 stuks) kan met gericht vissen wel de benodigde hoeveelheid vis gevangen worden. Naast elektrisch wordt er binnen het programma ook met een kor op dieper water (hoofdstroom) gevestigd. Blankvoorn en vooral brasem worden op deze manier in hoge aantallen gevangen.

In het kader van de passieve monitoring MWTL wordt ook met fuiken gevestigd (IMARES rapport C035/07). Het tellen van de zeer talrijke soorten, zoals brasem en blankvoorn, is echter afgeschaft na 1996 omdat dit veel te veel tijd kostte. De oude gegevens van 1996 ondersteunen de waarnemingen van de actieve monitoring dat blankvoorn en brasem in grote aantallen voorkomen in de Rijkswateren.

Zoals de huidige monitoringsprogramma's aantonen kunnen de alternatieve vissoorten zowel met elektrisch vissen, slepend vistuig of met staande netten (fuiken) worden gevestigd. Welke methode voor het nieuwe MWTL aal meetnet het beste kan worden gebruikt moet per locatie worden bekeken.

In dit voorstel wordt uitgegaan van 25 vissen, zoals bij het huidige MWTL aal meetnet. De keuze voor hetzelfde aantal is genomen uit praktische en wetenschappelijke overwegingen:

- De variatie tussen vissen is aanzienlijk, een verhoging van het aantal vissen verbetert de standaard fout met de wortel van het aantal. Bij $N=16$ is de standaardfout twee keer lager dan bij $N=4$. $N=25$ is genomen als een werkbaar aantal.
- Voor een duidelijke verdere reductie van de fout moet een fors hoger aantal vissen worden bemonsterd. Een hoger aantal vissen maakt de bemonstering en de verwerking duurder (ook door de prijs van de vis in sommige gevallen).
- De variatie bij brasem of blankvoorn is ongeveer even groot als bij aal en daarom wordt verwacht dat bij $N=25$ eenzelfde fout gemaakt zal worden. Hierbij kan worden opgemerkt dat in het voorstel wordt uitgegaan van de analyse van de hele vis, alle 25 stuks worden in zijn geheel verwerkt tot een homogenaat. Dit betekent dat er geen tijd aan fileren en aan het snijden van gelijke gewichtsfracties per aal hoeft worden besteed. Indien de bemonstering succesvol is, is een verhoging van het aantal bemonsterde vissen dus wel mogelijk zonder extra kosten. Reincke (2000) concludeert uit het Elbe onderzoek dat minimaal 15 brasems en 20 aalen nodig zijn om tot gemiddelde waarden te komen die statistisch verantwoord zijn.

De alternatieven blankvoorn en brasem kunnen, net als aal overigens, het hele jaar door gevangen worden. Alleen paairijpe vis vertoont trekgedrag in het voorjaar. In de winter trekt de vis zich terug naar wat dieper en rustiger water, maar dit betekent in de Nederlandse praktijk slechts een geringe verplaatsing. Om een zo gering mogelijke trendbreuk na te streven en een vergelijking tussen aal en het alternatief goed zichtbaar te maken, is voortzetting van de huidige bemonsteringsperiode (voorjaar) gewenst. Seizoensinvloeden op het contaminanten niveau kunnen namelijk niet worden uitgesloten.

Samenvatting

Door de wijde verspreiding en de hoge dichtheid van de alternatieve vissoorten blankvoorn en brasem is het monitoren van deze alternatieven een duurzame oplossing. De stand van deze vissen zal niet afnemen. De kosten en uitvoerbaarheid van een bemonstering van deze vissoorten zullen, omdat gelijke methoden en technieken kunnen worden gebruikt, even hoog of lager zijn dan die van aalbemonstering. Dit alternatief is snel implementeerbaar.

3.2.4 Ecologie, biologie van de soort

Zowel blankvoorn als brasem planten zich in het voorjaar voort in het zoete water. Dit is in sterk contrast met de aal. Echter, als vissen worden bemonsterd beneden de paailengte kunnen de effecten van paaigedrag (omzetten vetreserve in eieren, verplaatsing contaminanten, trek naar paailocaties) eenvoudig voorkomen worden.

Blankvoorn en brasem met een lengte tussen de 5 en 10 cm zijn, als ze in het voorjaar worden bemonsterd, doorgaans één jaar oud en niet paairijp. Een deel van deze vissen zal in dat jaar geslachtrijp gaan worden, maar kunnen gedurende dat jaar dan ook nog steeds bemonsterd worden. Over het trekgedrag van kleine blankvoorn en brasem is weinig bekend. Doorgaans foerageert kleine vis dicht onder de kant in ondiep water en trekt in de herfst / winter ook naar wat dieper water. Het trekgedrag van grote blankvoorns en brasems buiten de paaitijd wordt omschreven als gering (Molls, 1999, Hladik et al. 2003, Pollux et al. 2006, Geeraerts et al. 2007). Daarbij komen de kleine vissen relatief veel vaker voor wat de bemonstering vereenvoudigt. Ook zijn kleine vissen een voedselbron voor een breed scala van predatoren, wat de relevantie voor het berekenen van een doorvergiftigingsrisico binnen het MWTL meetnet vergroot. In tegenstelling tot aal van 30-40 cm worden kleine brasems, en vooral blankvoorn, van 5-10 cm gegeten door baars, snoekbaars en snoek. Ook vogelsoorten als visdiefjes, futen en reigers bejagen deze vissen.

Het nadeel van het bemonsteren van kleine vis is dat, als er een erg slechte jaarklasse is (slecht paaiseizoen), er ook van deze kleine visjes soms maar weinig zijn en de bemonstering wat meer inspanning vereist. Daarnaast bevinden de kleine vissen zich op een lager trofisch niveau dan de grotere soortgenoten (dieet is meer planktivoor), hetgeen een effect kan hebben op de ophoping van contaminanten.

In de eerder genoemde Rijn delta veld survey van Hendriks & Pieters (1993) is voor blankvoorn onderzocht of er eventueel ook een verschil tussen de leeftijdscategorieën is in accumulatie-niveaus. De onderzochte categorieën van blankvoorn waren: 0-1 jaar; 2 jaar; 20-30 cm. Het bleek dat de residueniveau's van deze leeftijdscategorieën op hetzelfde niveau zaten. De conclusie is dat de variatie tussen jonge en oude vissen klein is (Hendriks, 1995). Een ander verschil met de aal is dat de alternatieve vissen veel minder vet opslaan. Omdat de organische contaminanten ophopen in het vet en een evenwicht tussen het vet en het water optreedt, is de concentratie in vet, op een locatie tussen verschillende vissen, doorgaans redelijk constant. Echter, er zijn twee soorten vet. De fosfolipiden vormen de celmembranen en vormen zo'n 0.6-0.8% van de filet (natgewicht). De triglyceriden worden gebruikt als vetopslag, te gebruiken voor energie. De aal, bemonsterd binnen MWTL aal, bevat doorgaans tussen de 6 en 20% vet, waarvan dus minder dan 1% absoluut uit fosfolipiden bestaat. De chemische eigenschappen van deze vetten verschillen en enig verschil in de mate van ophoping van contaminanten in deze vetten kan niet worden uitgesloten. Hierdoor kunnen er, ook als er naar vetgewicht wordt omgerekend, toch verschillen ontstaan tussen vetrijke en vetarme vis (in vergelijking met blankvoorn of brasem is aal een vetrijke vis). De gegevens over ophoping van organische contaminanten, zoals weergegeven in figuur 3 en in tabel 2, tonen aan dat, ondanks de verschillen, de contaminanten in brasem en blankvoorn goed ophopen.

Daarnaast is bekend dat blankvoorn triglyceriden kan opslaan in de buikholte, dit wordt niet meegenomen als alleen de filet wordt geanalyseerd.

Het voorstel is dan ook om de hele vis te bemonsteren, zodat al het vet van het organisme wordt geanalyseerd. Dit heeft ook weer positieve effecten op de relevantie voor het berekenen van het doorvergiftigingsrisico.

In de (vette) lever van vis hopen zich doorgaans de meeste contaminanten op, inclusief metalen als cadmium en lood. Door de hele vis te bemonsteren kunnen misschien ook metalen als cadmium en lood betrouwbaar worden gemeten als door de "verdunning" de gehalten niet te laag worden.

De metabolische processen in de organismen die verantwoordelijk kunnen zijn voor afbraak/uitscheiding van bepaalde contaminanten zijn niet in detail bekend. Alle vissen breken PAKs af en deze worden dus niet of nauwelijks in vissen aangetroffen. Er zijn aanwijzingen dat sommige contaminanten, zoals bepaalde PCB's en vlamvertragers, enigszins kunnen worden afgebroken (de Boer, 1994). Hoe deze afbraakprocessen zich verhouden tussen aal, brasem en blankvoorn is onbekend.

Gesuggereerd is door Pieters (IRC 2000) dat de geconstateerde hogere ophoping van (in het bijzonder de lager gechlorideerde) PCBs in blankvoorn in vergelijking tot de ophoping van deze PCBs in aal, veroorzaakt zou kunnen zijn door een grotere mate van afbraak van deze PCBs in aal.

Samenvatting

Bij de alternatieven blankvoorn en brasem hoeft geen rekening te worden gehouden met paaitijd als er kleine éénjarige vis (5-10 cm) wordt bemonsterd. Het trekgedrag van deze vissen is laag en daardoor geven de vissen een goede indicatie van de waterkwaliteit ter plekke. De inschatting van het risico op doorvergiftiging wordt beter door de hele vis te analyseren.

Conclusies alternatief 1; een andere vissoort

Duurzaamheid:

Het zeer algemeen voorkomen en de ruime verspreiding van de alternatieve vissoorten brasem en blankvoorn en het vooruitzicht dat deze vissoorten niet in aantal zullen afnemen, maakt de bemonstering duurzaam.

De nalevering contaminanten uit de waterbodem:

Het hele aquatische systeem wordt op een gelijke manier beïnvloed door de nalevering van contaminanten aan het ecosysteem vanuit de waterbodem. Door opname van sediment tijdens fourageren kan er echter een extra geringe bijdrage aan de accumulatie in de vis worden geleverd. Deze sedimentopname kan voor brasem en aal als bodemvissen iets hoger zijn dan voor blankvoorn, die zich meer in de waterkolom ophoudt.

Gevoeligheid en selectiviteit voor contaminanten:

De data uit de literatuur zijn niet altijd consistent. Zowel lagere, even hoge of hogere accumulatie van (chemisch) verschillende contaminanten zijn gerapporteerd op vetgewicht in de alternatieve vissoorten in vergelijking tot aal. In ieder geval worden de relevante stoffen in blankvoorn en brasem in voldoende hoge concentraties aangetoond. De data suggereren ook dat, als stoffen (die nu nog niet worden gemeten) accumulatie in aal vertonen, zij dat ook in de alternatieve vissen zullen doen.

De implementeerbaarheid:

Omdat de bemonstering, verwerking en analyse op gelijke wijze, dan wel op een andere in de praktijk bewezen methode, worden uitgevoerd is implementatie op korte termijn haalbaar (zie Hoofdstuk 5). Het identificeren en kwantificeren van trendbreuk zal wel tijd vergen (zie 3.6 "Trendbreuk").

3.3 Alternatief 2: gebruik van passive samplers

3.3.1 Weringsprincipe en types

Het algemene weringsmechanisme van samplers is dat een ontvangende stof contaminanten uit het water opneemt en dit berust dus op hetzelfde principe als de accumulatie van contaminanten door visvet. Deze contaminanten worden geëxtraheerd uit de sampler en geanalyseerd. De keuze van de ontvangende fase en de fysieke constructie van de sampler bepalen welke stoffen worden opgehoopt en hoe de data geïnterpreteerd kunnen worden.

Er zijn verschillende types samplers voor organische contaminanten:

- De SPMD's (lipid-filled semi-permeable membrane devices). Hier wordt een membraan met een visvet-imiterend materiaal gevuld en uitgehangen in het water. Er stelt zich een dynamisch evenwicht in tussen waterfase en sampler, welke gelijkenis vertoont met de ophoping in vis. In Huckins et al. (2006) worden deze types met hun eigenschappen uitgebreid beschreven.
- Siliconen rubber samplers. Deze samplers bestaan uit een dun vel siliconen rubber, waarin de organische contaminanten kunnen ophopen (Booij et al. 2006, Smedes, 2007).
- Types met een diffusiesnelheid-limiterend membraan. Deze samplers zijn ontwikkeld om waterconcentraties te meten gedurende de expositietijd. Hier wordt de ontvangende fase gescheiden van de waterfase door een dun membraan. Dit zorgt ervoor dat de opname uit het water langzaam verloopt en evenwicht niet wordt bereikt. Door het gebruik van interne standaarden kunnen de resultaten worden geïntegreerd tot een gemiddelde waterconcentratie gedurende de expositietijd (B. Vrana et al. 2006, Greenwood et al, 2007).

De SPMD's en siliconen rubber samplers komen beide in aanmerking als alternatief voor de analyse van organische contaminanten.

Er bestaan ook samplers voor de monitoring van opgeloste metalen, de meest bekende is de DGT; diffusive gradients in thin-films. Deze methode berust op een kwantitatieve diffusie van metalen door de sampler, waarbij het geadsorbeerde metaal wordt vastgelegd in de sampler (Warnken et al., 2007). Hieruit kan de concentratie van de opgeloste metalen in het water worden berekend.

Voor alle samplers geldt dat de mate van uitwisseling van contaminanten in grote mate afhangt van stroming langs de sampler. Ook temperatuur en biotische factoren als fouling spelen een rol. Om de invloed van deze factoren te kunnen kwantificeren worden de interne Performance Reference Compounds gebruikt. Deze stoffen (vaak C13 gelabeld) worden vooraf aan de sampler toegevoegd (Booij et al. 2003). Omdat deze niet in het oppervlaktewater voorkomen zullen deze langzaam uit de sampler lekken. De mate van verlies van deze stoffen geeft een indicatie of er een goede uitwisseling met de waterfase is geweest.

3.3.2 Toepassing in monitoring

Er is veel onderzoek verricht naar de toepasbaarheid van samplers, vooral ter vervanging van mosselmonitoring. In verschillende studies worden duidelijke verschillen gemeten in de accumulatie; de concentraties van contaminanten in de samplers zijn hoger dan in de mosselen als het gaat om stoffen met een $\log K_{ow}$ tot 6 (Booij et al. 2006). Daarboven neemt de ophoping van de zeer apolaire stoffen in samplers echter snel af, wat verklaarbaar is door de voedselopname van mosselen. Smedes (2007) trekt uit een uitgebreide studie met mosselen en samplers de conclusie dat samplers van siliconen rubber, afgemeten naar indicator voor waterkwaliteit (dus niet bioaccumulatie), beter voldoen dan zeemosselen. Samplers worden minder beïnvloed door weersinvloeden en de resultaten over een aantal jaren vertonen minder schommelingen dan mosselen.

Een studie onder de vlag van ICES is momenteel gaande waarbij ophoping door mosselen wordt vergeleken met samplers op verschillende mariene locaties. Ter plaatse wordt ook de biobeschikbare fractie van de contaminanten in het slib bepaald. De data hiervan worden op het moment uitgewerkt en komen zeer binnenkort beschikbaar. Over het gebruik van samplers ter vervanging van vismonitoring is erg weinig bekend. In een Amerikaanse studie zijn meervallen voorzien van een sampler op hun rug en losgelaten. Een aantal (7 stuks van de 108) is na gemiddeld vier weken teruggevangen. Ofschoon de dataset beperkt is, kon er geen relatie tussen contaminantgehalten in het visvet en de gehalten in de sampler worden aangetoond. (Heltsley et al. 2005). Baussant et al (2001) vergeleken de opname en excretie van PAKs tussen SPMD's, mosselen en tarbot. Hier bleek de opname van PAKs, vooral van de hoog moleculaire (hoge $\log K_{ow}$) het snelst in mosselen. De excretie door de mosselen was echter langzamer (het thermodynamisch evenwicht stelde zich wel snel in bij de samplers, niet bij de mosselen), hetgeen het verschil tussen samplers en biota nog eens onderschrijft.

De voor- en nadelen van het gebruik van samplers worden kort uiteengezet.

Nadelen:

- Er zijn belangrijke verschillen met de biologische monitoring. De sampler heeft alleen interactie met de opgeloste contaminanten, maar bij organismen zoals de vis spelen andere factoren die een eigen trend in de tijd kunnen hebben, ook een rol bij accumulatie (bijvoorbeeld trofiegraadafhankelijke voedselkwaliteit-aanbod, metabolisatie).
- Het is aangetoond in verschillende studies dat passieve samplers slechts zeer langzaam in equilibrium komen als de stoffen zeer slecht in water oplosbaar zijn. Onder deze categorie stoffen, met een $\log K_{ow}$ van ongeveer 5.5 en hoger, vallen ook relevante stoffen die in het meetnet gemeten zouden moeten worden (HCB, PCBs, PBDEs). De ophoping van deze stoffen in organismen vindt ook voornamelijk plaats via het voedsel. Het kan daardoor vele maanden duren voordat equilibrium wordt bereikt, vooral in systemen waar geen of weinig stroming heerst.

Voordelen:

- Door een gerichte keuze van het samplermateriaal kunnen ook stoffen gemeten worden die door hun geringe $\log K_{ow}$ slecht of nauwelijks ophopen in aal. Dit maakt samplers erg flexibel voor nieuwe onderzoeksvragen.
- Samplers zijn zeer gestandaardiseerd in vergelijking met vissen als monitor.
- Samplers zijn erg flexibel te gebruiken; in alle wateren en in alle jaargetijden.
- Samplers missen twee biotische factoren, waardoor er stoffen gemeten kunnen worden die niet in aal ophopen:
 1. In een sampler vindt geen enzymatische afbraak plaats. PAKs worden bijvoorbeeld afgebroken door vissen en zijn dan ook niet of nauwelijks te analyseren in vis. De afbraak van PAKs door de aal (en door vogels en zoogdieren) leidt niet altijd tot de gewenste detoxificatie. De carcinogeniteit van PAKs ontstaat juist pas na afbraak door het enzymstelsel (cytochroom P450), waardoor organismen toch negatief beïnvloed kunnen worden door een contaminant die niet accumuleert.
 2. Ook vindt er geen actieve excretie plaats door de samplers, waardoor de aanwezigheid van deze stoffen wel opgemerkt kan worden in samplers.

Door deze eigenschappen geven samplers extra informatie over welke stoffen zich in welke mate in het watersysteem bevinden. Overigens kan door het gebruik van een lever extract later alsnog worden bepaald welke stoffen op welke wijze door de vis worden omgezet.

Samenvatting

De concentratie van een contaminant in een sampler en in een organisme is afhankelijk van een thermodynamisch evenwicht tussen water en sampler/organisme. Echter, de concentratie in een organisme is ook afhankelijk van de voedselconcentratie, metabolisme, vetgehalte en grootte. Hoe hoger de plaats in de voedselketen, hoe groter de invloed van de bovengenoemde parameters. Hierdoor worden de verschillen tussen de thermodynamische evenwichtsconcentraties in de sampler en de concentraties in het organisme steeds groter. Deze verschillen zijn nog niet gemodelleerd en het is niet duidelijk of voor alle stoffen de ophoping in samplers wel voldoende snel verloopt.

De data van passieve samplers zijn door deze verschillen zonder uitgebreid onderzoek niet te vertalen naar ophoping in biota. Passive samplers worden op dit moment niet beschouwd als een, zonder aanvullend onderzoek direct toepasbaar, goed alternatief voor aal.

3.4 Alternatief 3. Modellen

De stand van zaken en de toepasbaarheid van modellen worden kort besproken.

De ophoping van contaminanten in biota is een onderdeel van de stofstromen die plaatsvinden in het aquatisch milieu. Het overgrote deel van de verontreinigingen wordt geadsorbeerd aan zwevend stof aangevoerd. De nalevering van contaminanten uit de verontreinigde sedimentlagen zorgt voor de accumulatie van contaminanten in de voedselketen. Deze nalevering staat in grote aandacht, ook bij RWS/RIKZ (De Lange et al, 2006A, 2006B). De kennis over de stofstromen tussen slib, water en biota en de parameters die hierop invloed uitoefenen wordt steeds groter.

In de laatste 30 jaar hebben bioaccumulatiemodellen zich ontwikkeld van een eenvoudige Log K_{ow} – Log BCF regressie tot uitgebreide voedselweb modellen. De eenvoudige modellen met twee compartimenten (organisme en water) werden verder ontwikkeld en ook uitgebreid met kinetische processen, zowel voor voedselopname als kieuwopname, tot complete voedselwebben. Een dergelijk model is voor het eerst beschreven door Thomann (1989). In Nederland is dit overgenomen door o.a. RIVM (CATS model) en RIZA (OMEGA model). Tussen de modellen bestaan soms wel kleine verschillen in bijvoorbeeld de parameterkeuze of aanname van voedselwebstructuur, maar de invloed op de uitkomst blijkt relatief gering te zijn.

Tegenwoordig zijn de bioaccumulatiemodellen vaak een combinatie van twee modellen, namelijk een blootstellingsmodel, gebaseerd op partitionering, welke de input is voor een model met beschrijving van opname en afgifte van een stof in biota. Opnameprocessen zijn adsorptie uit water en opname uit voedsel.

Verliesprocessen zijn excretie in water, uitscheiding via voedsel, interne processen zoals verdunning door groei en metabolische omzetting en verlies door reproductie (kuitschieten).

Van groot belang is het voortschrijdend inzicht in de rol van organische stof. Dit werd als een amorfe massa beschouwd met bepaalde kenmerken, maar het wordt steeds duidelijker dat er verschillende soorten organische stof bestaan met verschillende eigenschappen. Deze eigenschappen vertalen zich in snelle of langzame adsorptie en een sterke of minder sterke binding van de organische contaminanten aan het organische stof. Deze eigenschappen vertalen zich in de parameter “biobeschikbare fractie”; niet alle contaminanten die door chemische extractie uit het slib geëxtraheerd kunnen worden zijn in het watersysteem beschikbaar voor opname door biota. Black carbon, koolstof afkomstig van pyrogene processen, speelt hierbij een belangrijke rol als sterke binder van organische contaminanten. Door karakterisatie van het slib, in organische stof met onderverdeling, kunnen met modellen betere resultaten behaald worden.

In Nederland werken een aantal instituten de laatste jaren samen aan een betere inschatting van blootstelling via dual domain sorption (effecten van de verschillende organische stofsoorten) (Cornelissen et al., 2005; Koelmans et al., 2006; Hauck et al., 2007). Hiermee blijkt de traditionele overschatting van accumulatie-niveaus met 2-3 ordes van grootte verklaard te kunnen worden. Kleinere toevoegingen betreffen het dynamisch modelleren (dus niet het aannemen van een stabiele evenwichtssituatie) en het meenemen van opname uit sediment bij benthivore vis. Deze bovengenoemde verbeteringen zijn state-of-the-art, maar de modellen zijn nog niet vaak geïmplementeerd in monitoring.

Moermond et al. (2007) ontwierpen een nieuw bioaccumulatiemodel op basis van hun recente modelresultaten, dus inclusief een term voor sterke adsorptie aan gemeten roetachtige stoffen, in combinatie met bestaande steady-state modellen waarmee de bioaccumulatie kan worden beschreven in meerdere biologische compartimenten. Dit model gaf zeer goede fits voor PAKs die niet of nauwelijks intern gemetaboliseerd worden door evertibraten en vis. Voor PAKs die wel vermetaboliseerd kunnen worden is hetzelfde model geoptimaliseerd. Een gevoeligheidsanalyse gaf aan dat de modelresultaten het meest gevoelig zijn voor de hoeveelheid roetachtige stoffen (black carbon) in het sediment en sorptieparameters, matig gevoelig voor metabolisatiesnelheden en iets minder gevoelig voor vetgehalte van het organisme en dieetgerelateerde parameters.

Overigens geeft dit model minder goede resultaten voor PCBs omdat de eliminatiesnelheden van PCBs erg klein zijn en er langere tijd nodig is voor PCBs om evenwicht te bereiken. Dynamische modellen zijn voor dergelijke stoffen geschikter.

Samenvatting

Het gebruik van modellen om de accumulatie van contaminanten in biota te voorspellen, aan de hand van data over biobeschikbare fractie van contaminanten in het sediment, karakterisatie van het sediment en de voedselketen en kennis over metabolisatie- en excretiesnelheden, is nog niet haalbaar. Hoewel de kennis de afgelopen jaren sterk is toegenomen zijn de gemodelleerde accumulatie-niveaus nog niet betrouwbaar genoeg om dezelfde zeggingskracht te verkrijgen als de gemeten accumulatie-niveaus in aal. Biotische en abiotische variabelen als pluriformiteit van de bodemgesteldheid en het gedrag van het te onderzoeken organisme kunnen nog steeds grote afwijkingen veroorzaken.

3.5 Overige opties

3.5.1 Aanpassingen aan het huidige MWTL aal meetnet

Een drietal wijzigingen van het huidige MWTL aal meetnet worden besproken:

1. Minder alen bemonsteren:

Er is een grote variatie in contaminantgehalten tussen de alen. Studies van bijvoorbeeld het Vlaamse pollutanten meetnet en de metingen in de Elbe, waar individuele alen worden bemonsterd, bevestigen de data uit Nederland dat de variatie heel groot kan zijn. Hoe lager het aantal alen, hoe minder waarde aan het gevonden gehalte kan worden gehecht (zie ook paragraaf 3.2.3 "verspreiding, vangbaarheid"). Natuurlijk kan er, indien er minder alen zijn gevangen, ook worden besloten elke aal apart te analyseren. Dit geeft veel informatie over de data, maar de kosten zijn hoog. Daarbij is het meestal zo, dat op de locaties waar weinig aal gevangen kan worden, ook vooral grote aal wordt gevangen (groter dan 40 cm) en dit kan effecten hebben op de gemeten gehalten. Uit het verslag van monitoring sportvisserij 2006 (Hoogenboom et al. Rapport 2007.003) blijkt dat alen groter dan 40 cm, ook na correctie voor vetgehalte (hetgeen hoger is dan bij kleine aal), hogere concentraties contaminanten bevatten. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door de hogere trofische graad van deze grote alen. Dit zijn viseters en vertonen grote biomagnificatie.

2. Langer bemonsteren:

Langer bemonsteren heeft alleen resultaat als er ook meer gebied kan worden bemonsterd. Zo zou in het Twentekanaal het bemonsteringsgebied met vele kilometers (waardoor ook sluizen moeten worden gepasseerd) moeten worden uitgebreid. Dit kan effecten hebben op de variatie van contaminantgehalten van de gevangen aal. Uitbreiding bij Maas Borgharen heeft echter weinig zin, de locatie zal moeten worden verschoven om een kans te maken op voldoende aal van de juiste maat.

3. Met een andere frequentie bemonsteren:

Als er minder frequent wordt bemonsterd zal er, in de jaren dat er wel bemonsterd wordt, niet meer aal gevangen worden. Vrijwel alle locaties worden namelijk door beroepsvissers bevestigd en de jaarlijkse bemonstering voor MWTL aal heeft geen effect op het bestand. Met deze aanpassing kan het probleem van de lage aalstand niet overkomen worden.

3.5.2 Het overgaan op mossel monitoring

Mosselen accumuleren ongeveer dezelfde contaminanten als aal, zoals uit de projecten MWTL aal en MWTL driehoeksmosselen blijkt. De ophoping vindt in principe op een vergelijkbare wijze plaats, via de ademhaling en voedselopname. Deze organismen bevinden zich echter op een heel ander trofisch niveau dan aal en dat impliceert effecten op de mate en snelheid van accumulatie van vooral de zeer apolaire stoffen. Het voedsel van de aal bestaat uit organismen die hoger in de voedselketen staan dan de algen die de mossel predateert. Door biomagnificatie zullen de prooien van de aal in principe een hogere concentratie aan sterk apolaire stoffen bevatten. De wijze van fourageren is voor beide organismen ook erg verschillend, door het filtreren van het water neemt de mossel behalve algen ook veel zwevend stof op.

Een ander verschil is dat aal bemonstering "passief" is; de aal wordt bemonsterd in zijn eigen leefomgeving. Driehoeksmosselen worden echter in een ander biotoop verzameld en op de gewenste locatie voor een bepaalde tijd uitgehangen; actieve monitoring. Deze locaties zijn echter niet altijd de natuurlijke biotopen van de driehoeksmossel wat de activiteit en accumulatie kan beïnvloeden.

Mosselen zijn wel geschikt om PAKs (die afgebroken worden in vis) en metalen als lood en cadmium te monitoren.

Tabel 4. Resultaten van aal en mosselen uit een studie in de Hollandse Vecht

	Ratio tussen gehalten in aal en mossel (op vetgewicht)									
	PCBs									
	28	52	101+84	105	118	138+163	153	156	180	SOM
Utrecht	0.44	1.40	0.93	2.94	1.96	1.72	1.39	2.32	1.35	1.39
Oud-Zuilen	0.27	1.14	0.65	2.00	1.48	1.38	1.15	1.79	1.00	1.08
Breukelen	0.30	0.28	0.67	1.26	1.23	1.25	1.06	1.36	1.19	0.89
Overmeer	0.30	0.85	0.61	1.65	1.38	1.59	1.30	1.90	1.53	1.12
Nigtevecht	0.33	0.94	0.70	2.43	2.00	2.16	1.92	2.82	2.36	1.57
Uitermeer	0.47	0.88	0.74	2.62	2.45	2.68	2.67	2.88	2.80	2.09
Gemiddeld	0.35	0.92	0.72	2.15	1.75	1.80	1.58	2.18	1.71	1.36
	OCPs									
	QCB	HCb	OCS	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	Dieldrin	Endrin	DDE	DDD
Utrecht	1.52	1.68	1.23	2.50	2.19	1.38	1.67	0.51	1.27	2.32
Oud-Zuilen	1.17	1.39	0.92	1.92	1.65	1.11	1.60	0.86	1.22	1.85
Breukelen	1.44	1.70	0.93	2.92	1.75	1.26	1.49	0.59	1.15	1.55
Overmeer	1.59	1.47	0.70	2.90	1.85	0.79	1.36	0.58	1.11	1.52
Nigtevecht	1.86	1.55	1.20	3.09	2.18	0.86	1.22	nvt	1.44	1.79
Uitermeer	2.17	1.56	1.31	2.25	1.75	0.61	1.18	nvt	2.15	1.80
Gemiddeld	1.62	1.56	1.05	2.60	1.89	1.00	1.42	nvt	1.39	1.80

In tabel 4 staan de resultaten van een studie in de Hollandse Vecht waar zowel driehoeksmosselen zijn uitgehangen, als op dezelfde plaats aal is bemonsterd (H. Pieters, 1993. Nota RPV 93.01). De getallen geven de ratio's tussen de gehalten in aal en mosselen (op vetgewicht) weer. Het valt op dat de accumulatie in het vet van de mossel en aal slechts weinig verschilt (ratio's wijken weinig af van de waarde 1). De gehalten van de PCB's 28-101 (alle met een log K_{ow} lager dan 5.5) zijn zelfs hoger in de driehoeksmossel na zes weken expositie dan in de aal. Pas bij PCB 105 (log K_{ow} van 6.8) is de accumulatie in aal hoger.

Bij de OCPs is de accumulatie in aal iets hoger en er is geen relatie tot de log K_{ow} van deze stoffen (varieert van 3.5 (OCS) tot 6.5). Wellicht dat uit het meegefilterde zwevend stof door de mossel ook contaminanten worden opgenomen.

Deze getallen suggereren dat een trendbreuk zal optreden, die misschien, afhankelijk van biotische factoren die geen gelijke invloed hebben op aal en driehoeksmossel, moeilijk te kwantificeren is.

Samenvatting

Het aanpassen van het huidige MWTL aal meetnet kan alleen een tijdelijke optie zijn, waarbij dan ook een paar locaties fors aangepast zouden moeten worden om de benodigde alen te kunnen vangen. Bij het overgaan op mosselmonitoring zal een trendbreuk zeker optreden, aangezien een mossel zich op een ander niveau in de voedselketen bevindt dan aal en op een ander wijze fourageert. Deze trendbreuk is wellicht lastig te kwantificeren en is, gezien de grote verschillen tussen de organismen, misschien niet elk jaar constant.

3.6 Trendbreuk

Als gevolg van een veranderde monitoring kan trendbreuk optreden. Voor dit monitoringsprogramma is het opmerken en corrigeren van trendbreuk erg belangrijk.

Er zijn meerdere soorten trendbreuk die kunnen optreden bij alternatieve meetwijzen, namelijk:

- Trendbreuk door een andere (absolute) concentratie in het alternatief. Het is in de vermelde literatuur beschreven dat sommige stoffen in de ene vis sterker ophopen dan in de andere vissoort. Ook in samplers kunnen de concentraties verschillen, door zowel andere chemische eigenschappen van de sampler dan die van visvet als door het ontbreken van enige fysiologische activiteit.
- Trendbreuk door een grotere of kleinere variatie tussen de jaren. Het is waarschijnlijk dat een alternatieve vissoort op een andere wijze wordt blootgesteld aan contaminatie dan de aal (iets ander voedselpatroon, andere plaats in biotoop). Verschillende omstandigheden per jaar (warm of koud, veel of weinig wind) kunnen effecten hebben op bijvoorbeeld het voedselaanbod en daarmee de ophoping door de vissoorten.

Als het alternatief honkvaster is dan de aal, wat zeker opgaat voor samplers, zou de variatie kleiner kunnen zijn als de gemeten variatie afhangt van trekgedrag.

Bij gebruik van een alternatieve vissoort zal de trendbreuk onderzocht en gekwantificeerd moeten worden.

Geadviseerd wordt tenminste de komende twee jaren op alle locaties zowel aal als de alternatieve vissoort te bemonsteren. Het gehalte van de individuele contaminanten in de vissen zal vergeleken moeten worden. Om statistische redenen (meerdere waarnemingen) zullen stoffen als dieldrin moeten worden vergeleken over alle locaties. Eerst wordt per locatie het verschil tussen aal en alternatief bepaald. Daarna zal het gemiddelde verschil tussen aal en het alternatief over alle locaties worden berekend. Nota bene, er kan geen betrouwbaar verschil worden bepaald tussen aal en alternatief op een locatie met slechts één meting. Voor stoffen als PCB's, waarvan er zeven worden geanalyseerd en die zeer vergelijkbare chemische eigenschappen hebben, kan er door het vergelijk van de 7 PCB's tussen aal en alternatief, naast het gemiddelde verschil tussen aal en alternatief over alle locaties, ook een uitspraak gedaan worden over het verschil per locatie.

De kans bestaat dat door het biotoop (andere voedselketen impliceert een andere ophoping) het verschil tussen aal en alternatief per locatie of van groepen locaties sterk van elkaar afwijkt. Dit zal statistisch onderzocht moeten worden.

Het waargenomen verschil (trendbreuk) tussen aal en alternatief zal in het tweede jaar vergeleken moeten worden met het eerste jaar. Dit levert informatie op over de robuustheid van het alternatief in vergelijking met aal (wordt eenzelfde verschil in ophoping waargenomen als het jaar daarvoor en wordt eenzelfde "trend" in aal en alternatief waargenomen).

De huidige trendberekening, met 95% betrouwbaarheidsintervallen berust op een schatting van de variatie binnen de 25 geanalyseerde alen. Deze variatie is gebaseerd op een aantal metingen van individuele alen (de Boer, 1994, Pieters 2000). Voor brasem en aal uit de Elbe, (zie tabel 2) zijn ongeveer even hoge variaties in contaminantgehalte waargenomen. Ook tonen deze data aan dat binnen een riviersysteem op verschillende locaties een groot verschil in variatie kan worden gemeten. Het is waarschijnlijk dat elke locatie (in Nederland) een andere mate van variatie kent. Om eenzelfde trendberekening met betrouwbaarheidsintervallen te verkrijgen voor de alternatieve vissoort zullen er daarom ook individuele metingen verricht moeten worden.

Samenvatting

De mogelijke trendbreuk bij het gebruik van een alternatief moet onderzocht en zo mogelijk gekwantificeerd worden. Hiervoor zal tenminste de komende twee jaren op alle locaties zowel aal als de alternatieve vissoort bemonsterd en geanalyseerd moeten worden.

Voor de voortzetting van de trendberekening, zoals die in het huidige programma bestaat, moet ook de variatie binnen de alternatieve vissoort per locatie gemeten worden.

4. Gebruik van mesocosms voor ondersteuning van velddata

Een methode om meer wetenschappelijke kennis te krijgen onder gecontroleerde omstandigheden is het gebruik van aquatische mesocosms. Aquatische mesocosms zijn het meest eenvoudig te omschrijven als experimentele vijvers, waarvan er bij aanvang van een experiment meerdere op identieke wijze worden ingericht. In mesocosms kunnen experimenten worden uitgevoerd die representatief zijn voor de veldsituatie, terwijl de nadelen van onderzoek in het echte veld, zoals het vinden van een geschikte referentielocatie of onzekerheid over het fourageergebied van een gevangen organisme, zijn ondervangen.

Hier kunnen gedurende herfst, winter en lente alternatieven naast aal onder identieke omstandigheden gehouden worden (met slib van verschillende locaties). De natuurlijke variatie in opname tussen individuen en tussen verschillende vissoorten (of samplers) kan zo worden bepaald als gevolg van verschillende slibsoorten (vervuilingsgraad).

Een eenvoudig experiment zou kunnen worden uitgevoerd met twee slibsoorten verdeeld over zes mesocosms, zoals deze staan opgesteld in Den Helder (inhoud 2.5 m^3 of ca. 6 m^3). Elke mesocosm wordt voorzien van water (inclusief zoö- en fytoplankton), bodemorganismen en eventueel waterplanten. De systemen worden dan gedurende een maand met rust gelaten (september, begin oktober). In deze periode zullen de systemen stabiliseren en gekoloniseerd worden door (larven van) vliegende insecten. Na deze periode worden aan elke mesocosm een gelijk aantal testorganismen toegevoegd: aal, blankvoorn, brasem en eventueel ook samplers. Het experiment begint in de herfst, in het late voorjaar als de vis weer actief foerageert, wordt de proef beëindigd. De gehalten van geselecteerde stoffen in de individuele vissen (en samplers) en het slib in de mesocosm zullen worden geanalyseerd.

Op het moment is er ook vanuit RWS/RIKZ interesse in dergelijke proeven (nalevering).

5. Kosten en implementeerbaarheid

5.1 Kosten

Een omschrijving van de globale kosten van verschillende tot de mogelijkheid behorende, of aanvullende opties wordt gegeven veelal op basis van een weging t.o.v. de kosten van huidige MWTL monitoring. De kosten van het huidige MWTL aal meetnet, zoals aangegeven in de offerte van 2006, zijn weergegeven in tabel 5.

Tabel 5. De kosten van het MWTL aal meetnet (2006)

	Excl. BTW
Bemonstering, opwerking	18.000
Analyses	18.400
Gegevens- en monsterbeheer	877
Rapportage	7.725
Totaal	45.000

5.1.1 Kosten alternatieve vissoort

- Bemonsteringskosten:
Het bemonsteren van de MWTL locaties op blankvoorn of brasem zal ongeveer dezelfde kosten met zich meebrengen. De reistijden naar de locaties met een boot veranderen niet. De vistechniek moet waarschijnlijk worden aangepast, naast elektrisch vissen is op sommige locaties het gebruik van kleine sleepnetten voor het vangen van blankvoorn of brasem veel efficiënter, maar de expertise is hiervoor aanwezig. In de eerste jaren zal zowel aal als alternatief moeten worden bemonsterd, dit zal een geringe kostenstijging (10%) veroorzaken. Als de nieuwe vissoort volledig is geïmplementeerd (aal hoeft dan niet meer te worden bemonsterd) zal de gemiddelde visduur iets dalen of gelijk blijven.
- Analysekosten:
De analyse van de alternatieve vissoorten zal identiek zijn aan die van aal. Enige tijdsbesparing (5%) kan worden verwacht, omdat de vis niet wordt gefileerd maar in zijn geheel wordt gehomogeniseerd. Omdat de eerste jaren zowel aal als het alternatief moeten worden bemonsterd zal de analyseprijs ongeveer verdubbelen (individuele metingen van de alternatieve vissoort buiten beschouwing latende).

5.1.2 Kosten samplers

- Bemonsteringskosten:
Het bemonsteren van de MWTL locaties met samplers is vrijwel identiek aan die van de monitoring met driehoeksmosselen en zal ongeveer dezelfde kosten met zich meebrengen. Het uithangen kost weinig tijd ten opzichte van vissen, maar de locatie moet wel twee keer bezocht worden (uithangen en ophalen). Als er geen boot gebruikt hoeft te worden kan er een aanzienlijke tijdsbesparing worden bereikt. Op sommige plaatsen moeten voorzieningen worden getroffen om de samplers uit te kunnen hangen (frames of boeien), maar in samenwerking met bijvoorbeeld beroepsvissers moeten de kosten hiervan beperkt kunnen blijven (binnen huidige budget).
- Analysekosten:
De analyse van de samplers is gelijk aan die van vis, maar de opwerking van de samplers is eenvoudiger dan (vette) vis. Daarentegen worden er doorgaans drie samplers tegelijk gebruikt en apart geanalyseerd, waardoor de analysekosten niet lager zullen uitvallen.

5.1.3 Kosten Modellen

De kosten van de toepassing van modellen zijn niet uitgewerkt. Deze vereisen een reeks analyses van sediment, als ook bestudering van het ecosysteem.

5.1.4 Kosten mesocosmexperiment

De kosten van een dergelijke proef met een duur van 24 weken, exclusief chemische analyses worden geschat op ca. 35.000 Euro, onder voorwaarde dat RWS/RIZA zorg draagt voor het verzamelen van het slib.

5.2 Implementeerbaarheid

5.2.1 Alternatieve vissoort

De bemonstering en analyse van een alternatieve vissoort is direct implementeerbaar als alternatief. Vangsttechnieken zijn bekend en voorradig, al moet er per locatie wel bekeken worden welke techniek het meest efficiënt werkt. De analyse van de alternatieve vis kan onder dezelfde geaccrediteerde methoden plaatsvinden. Wel zal voor bepaling van de trendbreuk tenminste twee jaar parallel met aal gemonitord moeten worden.

5.2.2 Samplers en modellen

Bemonstering door middel van samplers, of het gebruik van modellen is op dit moment niet direct implementeerbaar als alternatief. Er is vooralsnog te weinig kennis om de data te kunnen vertalen naar die van ophoping in aal. Zonder aanvullend onderzoek hebben deze alternatieven niet dezelfde zeggingskracht als het huidige MWTL aal meetnet.

Het uithangen van samplers kan echter wel parallel lopen aan de bemonstering van aal en een alternatieve vissoort als blankvoorn of brasem. Op deze manier kan, als aanvullend onderzoek, meer inzicht worden verkregen in het meetnet en daarmee in de groeiende en veranderende informatie-behoefte worden voorzien.

5.2.3 Mesocosmexperiment

Een mesocosmexperiment is geen alternatief, het is een aanvulling op het implementeren van het nieuwe meetnet. Het experiment kan direct uitgevoerd worden en geeft additionele informatie t.a.v. bioaccumulatie van microverontreinigingen in biota en kan daarmee eveneens voorzien in de groeiende en veranderende informatie-behoefte.

6. Andere meetnetten

6.1 Vergelijkbare meetnetten

In de omliggende landen zijn ook meetnetten actief die gebruik maken van vissoorten. Veel monitoringsprogramma's zijn echter kortdurend of speciaal ontworpen voor een specifieke toepassing. In bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van relevante programma's.

Een overzicht van monitoringsprogramma's, met de parameters die worden bepaald, is een paar jaar geleden door IMARES in kaart gebracht. Deze database ContaminantBase (programma Acces) geeft een overzicht van welke programma's er zijn en wat voor stoffen er in welke matrices geanalyseerd zijn.

Een paar programma's die grote gelijkenis vertonen met het Nederlandse MWTL aal en belangrijke informatie leveren zijn de volgende:

- Vlaams polluenten meetnet
Uit de studie 'Wetenschappelijke onderbouwing voor de normering van polluenten in Vlaamse oppervlaktewateren en selectie van ecologische en ecotoxicologische indicatoren voor de waterkwaliteit' (Weltens et al., 2002) uitgevoerd door VITO en IBW, in opdracht van VMM, is naar voor gekomen dat concentraties van schadelijke stoffen in vis niet strikt gerelateerd zijn aan de concentraties in water, sediment of zwevend stof. Om zinnig advies in verband met consumptie van vis te kunnen geven is het daarom noodzakelijk geacht om concentratiemetingen in visweefsel uit te voeren (passieve biomonitoring). Biota geven tevens een beeld over de biobeschikbaarheid van de vervuiling in de Vlaamse oppervlaktewateren.
In het Vlaams polluenten net gaat de voorkeur uit naar aal. De aal wordt hier beschouwd als erg honkvast, en er vindt een goede ophoping van contaminanten plaats in de vetrijke vis. In dit meetnet worden ook zwevend stof en andere biota als blankvoorn en roofvis geanalyseerd. Er is over de locaties een redelijke correlatie ($R^2=0.86$) gevonden tussen de som PCBs in blankvoorn en in aal. Dit suggereert dat omschakelen naar blankvoorn een goed alternatief kan zijn.
- "Schadstoffe in Elbefischen, Belastung und vermarktungsfähigkeit"
In dit programma wordt het hele stroomgebied van de Elbe gemonitord op aal, snoekbaars en brasem. Uitgebreide datasets zijn voorhanden met gehalten van contaminanten in individuele vissen. Een paar resultaten zijn getoond in tabel 2.
- Het IRC programma "Contaminatie van zoetwatervis met microverontreinigingen uit de Rijn"
Tijdens de uitvoering van dit programma werd door Nederland aal en blankvoorn bemonsterd. Door andere Rijnlanden werden deze vissen ook bemonsterd, aantonend dat blankvoorn een geschikt monitoringsorganisme is (zie ook de resultaten in Figuur 3).

In Nederland worden voor LNV diverse monitoringsstudies uitgevoerd:

- Monitoring Sportvisserij
Het programma sportvisserij concentreert zich op die soorten vis die worden geconsumeerd door de sportvisser: aal en snoekbaars. In het voorjaar worden deze vissen op vaste locaties bemonsterd, enkele locaties komen overeen met MWTL aal. Echter, de laatste jaren wordt (na de vaststelling van de nieuwe dioxine TEQ-norm, inclusief dioxine-achtige PCBs in 2006) specifiek op risicolocaties bemonsterd. Ook worden alleen die locaties bemonsterd waar voldoende aal te vangen is.

- Monitoring Nederlandse Visserijproducten
Een ander programma is "Monitoring NL visserijproducten". Hierin worden vissoorten die op de Nederlandse markt (kunnen) komen geanalyseerd op contaminanten. Dit omvat zeevis, import uit het buitenland, kweekvis als aal en Tilapia en ook enkele alen/snoekbaarzen uit de Nederlandse binnenwateren.

6.2 Aansluiting bij een ander meetnet

Een aansluiting bij MWTL actieve vismonitoring kan overwogen worden.

De locaties, zoals die nu bemonsterd worden in MWTL aal, komen gedeeltelijk overeen met de MWTL bestandsopnamen die ook door IMARES worden uitgevoerd. Vooral de rivieren zouden tegelijkertijd bemonsterd kunnen worden. Een aantal MWTL locaties bevinden zich niet op de route van het vismonitoringsprogramma. Sommige locaties zijn ook lastig te bereiken door de grote boot die wordt gebruikt bij de bestandsopnamen (Twentekanaal bv) en het Wolderwijd is waarschijnlijk te ondiep om op deze wijze bemonsterd te worden. Daarnaast vinden de bestandsopnamen van de MWTL actieve vismonitoring plaats in het najaar en voorjaar. Naar verluidt is overwogen om deze bemonsteringen in één seizoen te verrichten, maar dat zou dan de herfst worden. Omdat MWTL aal altijd in het voorjaar wordt uitgevoerd bestaat de kans dat hierdoor ook een extra trendbreuk ontstaat in de gegevens.

7. Conclusies

In dit rapport wordt beschreven welke opties wetenschappelijk en praktisch haalbaar zijn om het MWTL aal meetnet duurzaam voort te zetten.

Twee alternatieven, gebruik van passive samplers en gebruik van modellen, zijn op dit moment nog niet haalbaar zonder aanvullend onderzoek.

- Samplers zijn goed inzetbaar om de waterkwaliteit te monitoren en zeer flexibel in het gebruik. Echter, de accumulatie van contaminanten in samplers op een locatie kan nog niet worden gecorrigeerd voor de factoren die accumulatie in aal sterk beïnvloeden; trofisch nivo van de aal op die locatie, opname contaminanten via voedsel, metabolisatie en excretie. De accumulatie data van samplers zijn daarom wezenlijk anders dan die van aal.
- Het gebruik van modellen om de accumulatie van contaminanten in biota te voorspellen, aan de hand van data over de biobeschikbare fractie van contaminanten in het sediment, karakterisatie van het sediment en voedselketen, kennis over metabolisatie- en excretiesnelheden, is nog niet haalbaar. Hoewel de kennis de afgelopen jaren sterk is toegenomen zijn de gemodelleerde accumulatie-niveaus nog niet betrouwbaar genoeg.

Het derde alternatief, het gebruik van een andere vissoort, is wetenschappelijk en praktisch haalbaar. Door het gebruik van een andere vissoort zijn veel parameters, die de accumulatie-niveaus beïnvloeden, vergelijkbaar. De mogelijke verschillen tussen de vissoorten die een effect hebben, een iets ander voedselpatroon of een hogere of lagere metabolisatie- excretiesnelheid, kunnen worden gekwantificeerd door tenminste twee jaar parallel de aal en de alternatieve vissoort te bemonsteren.

De vissoorten blankvoorn en brasem zijn beide zeer algemeen in de Nederlandse wateren en kunnen relatief eenvoudig worden bemonsterd zonder ingrijpende veranderingen aan het meetnetontwerp.

Met het oog op de doelstellingen van het huidige meetnet:

- het monitoren van de biobeschikbaarheid van bioaccumulerende microverontreinigingen
- het bepalen van het risico op doorvergiftiging naar hogere organismen,

wordt het bemonsteren van een alternatieve vissoort voorgesteld om het MWTL aal meetnet duurzaam voort te zetten.

Alleen door grote aanpassingen van een paar locaties (verschuiving en/of uitbreiding) en door verlenging van de visduur kan het MWTL aal programma tijdelijk worden voortgezet. Dit is geen duurzaam alternatief omdat de aalstand alleen maar lager wordt in de komende jaren.

8. Het advies

Met het in acht nemen van de doelstellingen van het huidige meetnet:

- het monitoren van de biobeschikbaarheid van bioaccumulerende verbindingen
- het bepalen van het risico op doorvergiftiging naar hogere organismen

en de eisen van duurzaamheid en zo min mogelijk trendbreuk, wordt geadviseerd het nieuw op te zetten meetnet op onderstaande manier in te richten. Dit nieuwe meetnet zal minimaal dezelfde zeggingskracht hebben als het huidige MWTL aal meetnet.

Om in groeiende en veranderende informatie-behoefte te voorzien en flexibel te zijn t.a.v. nieuwe onderzoeksvragen wordt een tweetal aanvullende aanbevelingen gedaan.

Nieuwe meetnet

- Het meetnet wordt in de huidige vorm nog ten minste twee jaar gecontinueerd om eventuele trendbreuk te kunnen kwantificeren. Zo mogelijk worden 25 alen per locatie bemonsterd.
- Parallel aan het huidige meetnet worden de, uit deze studie beide geschikt gebleken alternatieve vissoorten, blankvoorn en brasem (tenminste 25 exemplaren) op alle locaties bemonsterd. Indien beide soorten op alle locaties in voldoende mate aangetroffen worden, zal op basis van de doelstelling van het nieuwe meetnet een keuze gemaakt moeten worden welke vissoort gebruikt gaat worden als indicator voor de bioaccumulatie van de te bepalen microcontaminanten. De grootste overeenkomst in accumulatie van bioaccumulerende organische stoffen wordt verwacht tussen aal en brasem. De leefwijze van de aal (benthisch), het trofisch niveau en de voedselkeuze van de aal komt net wat meer overeen met de brasem dan met de blankvoorn. Indien het zwaartepunt van de doelstelling van het nieuwe meetnet op doorvergiftiging naar hogere organismen komt te liggen, is wellicht blankvoorn een betere keuze. Door de vorm en levenswijze van deze vis wordt ook grotere blankvoorn door veel andere organismen bejaagd en gegeten, meer dan de brasem. De exemplaren van de gekozen vis worden per locatie gepoold en gehomogeniseerd en geanalyseerd voor de te bepalen stoffen. Binnen een riviersysteem kan op verschillende locaties een groot verschil in variatie van contaminantgehalten in de vissen worden gemeten. Het is waarschijnlijk dat elke locatie (in Nederland) een andere mate van variatie kent. Om eenzelfde trendberekening met betrouwbaarheidsintervallen te verkrijgen per stof voor de alternatieve vissoort zullen er daarom ook individuele metingen verricht moeten worden. Dit zou eigenlijk voor tenminste twee jaren op iedere locatie voor iedere stof plaats moeten vinden. Uit het oogpunt van kostentechnische overwegingen en praktische uitvoerbaarheid wordt echter voorgesteld om per watersysteem (meer, rivier, kanaal) individueel te bemonsteren en te analyseren op de stoffen lindaan (γ -HCH) en enkele relevante PCBs. Op tenminste drie locaties (meer, rivier, kanaal) wordt dan dus (naast de reguliere bemonstering) zowel brasem als blankvoorn ($n=25$) individueel bemonsterd en na keuze van de vissoort worden de analyses van lindaan en de relevante PCBs in de individuele vissen verricht.
- Aanvullende optie is het tevens op iedere locatie uithangen van samplers en deze op een later tijdstip weer ophalen, gevolgd door het analyseren ervan. Een sampler is een zeer bruikbare tool voor het meten van de waterkwaliteit ter plekke, maar ongeschikt voor het bepalen van de risico's op doorvergiftiging naar hogere organismen. De trendbreuk met het huidige aalmeetnet zal aanzienlijk zijn. Naast de resultaten van de alen en de alternatieve vissoort zullen de samplers voor aanvullende informatie zorgen aangaande de waterkwaliteit ter plekke en daarmee een verrijking zijn voor het gehele meetnet. Deze aanvullende optie is direct uitvoerbaar.

Extra aanbeveling

Naast het opzetten van een nieuw meetnet wordt ter ondersteuning van de data van dat meetnet ook aanbevolen om een mesocosm experiment uit te voeren met slib en water afkomstig van een niet verontreinigde en een sterk verontreinigde locatie. In een mesocosm kan de ophoping van contaminanten in aal, blankvoorn, brasem en sampler bepaald worden onder de invloeden van het heersende, gecontroleerde ecosysteem in de mesocosms. Door de proef in drievoud uit te voeren en alle vissoorten individueel te analyseren wordt een goed beeld geschetst van de mate van ophoping in de diverse vissoorten (en samplers) en de natuurlijke variatie die kan optreden binnen vissoorten in een identiek biotoop. De invloed van de mate van verontreiniging van het slib op de accumulatie wordt ook gemonitord. Het inzicht in processen rond bioaccumulatie wordt hierdoor vergroot en daarmee wordt voorzien in de groeiende en veranderende informatiebehoefte.

9. Referenties

9.1 Rapporten

Booij Kees, Evaline M. van Weerlee, Coen V. Fischer, José Hoedemaker
Passive Sampling of Organic Contaminants in the Water Phase
Netherlands Institute for Sea Research
NIOZ - RAPPORT 2000 - 5

W. Dekker
Monitoring van de intrek van glasaal in Nederland
RIVO Rapport C006/04

W. Dekker en L. Schaap
Het voedsel van blankvoorn en bot in het IJsselmeer in augustus 1994
RIVO Rapport C035/95

W. Dekker en L. Schaap
Het voedsel van blankvoorn brasem en bot in het IJsselmeer
RIVO Rapport C038/96

De Lange H.J., C.C.F. De Wit, J. Harmsen, A.A. Koelmans, 2006A. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen. Wageningen, Alterra en Wageningen Universiteit, Alterra-rapport 1404. In opdracht van RIKZ.

De Lange H.J., J. Harmsen, A.A. Koelmans, 2006B. Nalevering van verontreinigende stoffen uit waterbodems, deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten. Wageningen, Alterra en Wageningen Universiteit, Alterra-rapport 1405. In opdracht van RIKZ.

Hoek- van Nieuwenhuizen, M. en M.J.J. Kotterman
Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in rode aal - 2006
IMARES Rapport C001/07

Hoek-van Nieuwenhuizen, M. en Dr. Ir. M.J.J. Kotterman
Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: Microverontreinigingen in driehoeksmosselen - 2006
IMARES Rapport C047/07

Hoogenboom L.A.P., M.J.J. Kotterman, M. Hoek-van Nieuwenhuizen, M.K. van der Lee, W.A. Traag
Onderzoek naar dioxines, dioxine-achtige PCB's en indicator-PCB's in paling uit de Nederlandse binnenwateren
2007
RIKILT Rapport 2007.003

Jansen H., I. de Booij, R. Hille Ris Lambers, B. van Os-Komen, J. van Willigen en J. de Leeuw
Vismonitoring in het IJsselmeer en Markermeer in 2006
IMARES Rapport C052/07

Klein Breteler, J., J. de Leeuw & O.A. van Keeken
De Kaderrichtlijn Water en Visserij op de binnenwateren
IMARES Rapport C029/07

Pieters H.
Dataset Ketelmeer. 1990. RIVO Rapport MO 90-206, Opdrachtgever RWS

Pieters, H. (1993). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren: microverontreinigingen in rode aal - 1992-1993.
RIVO Rapport C007/93

Pieters H.
IRC Meetprogramma milieucontaminanten in zoetwatervis uit de Rijn 1995
RIVO Rapport C001/96

Pieters H.
IRC Meetprogramma milieucontaminanten in zoetwatervis uit de Rijn , 2000.
RIVO rapport C031/01, mei 2001

Pieters, H., S.P.J. van Leeuwen en J. de Boer
Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 2002
IMARES Rapport C078/03

Pieters, H., S.P.J. van Leeuwen, J. de Boer
Verontreinigingen in aal en snoekbaars: monitorprogramma ten behoeve van de Nederlandse sportvisserij 2003
IMARES Rapport C063/04

Pieters H., S.P.J. van Leeuwen, M.J.J. Kotterman, J. de Boer
Trends van prioritaire stoffen over de periode 1977 – 2002
RIVO rapport t.b.v. RIWA Rijnwaterbedrijven

Wiegerinck, J.A.M., I.J. de Boois, O.A. van Keeken & H.J. Westerink
Jaarrapportage Actieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren. Samenstelling van de visstand in de grote rivieren gedurende het winterhalfjaar 2005/2006
IMARES Rapport C062/06

Wiegerinck, J.A.M., I.J. de Boois, O.A. van Keeken & H.J. Westerink
Jaarrapportage Passieve Vismonitoring Zoete Rijkswateren: Fuik- en zalmregistraties in 2006
IMARES Rapport C035/07

Jongbloed, R.H., B.J.W.G. Mensink, A.D. Vethaak & R. Luttik (1995):
Risk-assessment of bioaccumulation in food chains of two marine AMOEBA
species: common tern and harbour seal. Report RIVM-719102040 / RIKZ-95.036.

Jongbloed, R.H., A.J.H. Visschedijk, H.P. van Dokkum & R.W.P.M. Laane
(2000): Toxaphene. An analysis of possible problems in the aquatic environment. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ) Rapportnummer: RIKZ/2000.010.

Kaag N.H.B.M. & A.C. Sneekes (2006): Een vergelijk van de bioaccumulatie van dioxine en andere contaminanten uit sediment in zeepier (*Arenicola marina*) en zager (*Nereis virens*). TNO rapport 2006-DH-R0194.
Opdrachtgever: RWS-RIKZ.

9.2 Publicaties

Åström, M. and Dekker W. 2006. When will the eel recover? A full life cycle model. – ICES Journal of Marine Science, in press

Baessant Thierry, Steinar Sanni, Grete Jonsson, Arnfinn Skadsheim, and Jan Fredrik Børseth
Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Compounds:1. Bioconcentration in two Marine Species an in Semipermeable Membrane Devices During Chronic Exposure to Dispersed Crude Oil
Environmental Toxicology and Chemistry, pp. 1175–1184
Volume 20, Issue 6 (June 2001)

De Boer, J. and 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

Booij K., Foppe Smedes and Evaline M. van Weerlee. 2002. Spiking of performance reference compounds in low density polyethylene and silicone passive water samplers. *Chemosphere*, 46, 1157-1161.

Booij K., Foppe Smedes, E.M. van Weerle and P.J.C. Honkoop. 2006
Environmental monitoring of hydrophobic organic contaminants: the case of mussels versus semipermeable membrane devices.

Booij K., Hanne E. Hofmans, Coen V. Fischer, and Evaline M. Van Weerlee
Temperature-Dependent Uptake Rates of Nonpolar Organic Compounds by Semipermeable Membrane Devices and Low-Density Polyethylene Membranes
Environ. Sci. Technol., 37 (2), 361 -366, 2003.

Buijse A.D., M.R. van Eerden, W. Dekker and W.L.T. van Densen (1993)
Elements of a Trophic Model for IJsselmeer (The Netherlands), a Shallow Eutrophic Lake
ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p. p. 90-94

Cornelissen, G., O. Gustafsson, T.D. Bucheli, M.T.O. Jonker, A. Koelmans & P.C.M. van Noort (2005): Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* 39: 6881-6895

Dekker, W. 2004. Slipping through our hands - Population dynamics of the European eel. Doctoral dissertation, University of Amsterdam, 186 pp.

Garcia-Berthou E. 1999
Spatial heterogeneity in roach (*Rutilus rutilus*) diet among contrasting basins within a lake
ARCHIV FUR HYDROBIOLOGIE 146 (2): 239-256

Geeraerts C, Ovidio M, Verbiest H, Buysse D, Coeck J, Belpaire C, Philippart JC. 2007
Mobility of individual roach *Rutilus rutilus* (L.) in three weir-fragmented Belgian rivers
HYDROBIOLOGIA 582: 143-153

Greenwood, R., G.A. Mills, B. Vrana, I. Allen, R. Aguilar-Martinez en G. Morrison. 2007. Chapter 9: Monitoring of priority pollutants in water using Chemcatcher passive sampling devices. In Passive sampling techniques in environmental monitoring. Edited by R. Greenwood, G. Mills and B. Vrana. Comprehensive Analytical Chemistry, volume 48

Reincke, H. 2000
Schadstoffe in Elbefischen, belastung und vermarktungsfähigkeit, von der Grenze bis zur See.

Hauck M., A.J. Hendriks, M.A.J. Huijbregts, A.A. Koelmans, M.J. Van de Heuvel-Greve, C.T.A. Moermond, K. Veltman, A.D. Vethaak. 2007. Including sorption to black carbon in modelling bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Uncertainty analysis and comparison with field data. Environ. Sci. Technol. 41:2738-2744

Heltsley, R.M., W.G. Cope, D. Shea and R. Bringolf. 2005
Assessing organic contaminants in Fish: Comparison of a nonlethal tissue sampling technique to mobile and stationary passive sampling devices. Environ. Sci. Technol. 39, 7601-7608

Hendriks A.J. (1995): Modelling equilibrium concentrations of microcontaminants in organisms of the Rhine delta: Can average field residues in the aquatic foodchain be predicted from laboratory accumulation? Aquat. Toxicol. 31:1-25

Hendriks A.J. (1996): Bioaccumulation of persistent chlorinated biphenyls, benzenes and biocides in various species compared with that of dioxins, furans and other aromatic hydrocarbons: modelling and field validation. Organohalogen Compounds 29:76-81

Hendriks A.J., A. van der Linde, G. Cornelissen & D.T.H.M. Sijm (2001): The power of size. 1. Rate constants and equilibrium ratios for accumulation of organic substances related to octanol-water partition ratio and species weight. Environ. Toxicol. Chem. 20(7):1399-1420

Hendriks, A.J & H. Pieters (1993): Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine delta: a comparison to reference values. Chemosphere 26: 817-836.

Hladik M, Kubecka J. 2003
Fish migration between a temperate reservoir and its main tributary
HYDROBIOLOGIA 504 (1-3): 251-266

Hoogenboom LAP, Kotterman MJJ, Zeilmaker MJ, Hoek-van Nieuwenhuizen M, van de Lee MK, Traag WA 2007
Dioxin and PCB levels in eel from large rivers in the Netherlands, the impact of the 2005 TEF values, and the risk for the consumer, In press

James N. Huckins, Kees Booij and Jimmie D. Petty. 2006
Monitors of Organic Chemicals in the Environment
Semipermeable Membrane Devices
ISBN 978-0-387-29077-5

Kaag N.H.B.M., E.M. Foekema & M.C.Th. Scholten (1998): Ecotoxicity of contaminated sediments, a matter of bioavailability. *Water Sci. Technol.* 37(6-7):225-231.

Kangur K, Kangur A, Kangur P. 1999

A comparative study on the feeding of eel, *Anguilla anguilla* (L.), bream, *Abramis brama* (L.) and ruffe, *Gymnocephalus cernuus* (L.) in Lake Vortsjarv, Estonia
HYDROBIOLOGIA 408: 65-72

Koelmans A.A, Moermond C.T.A., Jonker M.T.O., Hoenderboom A.M., De Lange H.J., Van Geest G., Peeters E.T.H.M. and M. Scheffer. 2003. Hydrophobic Contaminant - Carbon Linkages in Aquatic Food Webs in the Rhine Meuse Delta. In: Eisenreich S.J. and Zaldivar Z.M. (Eds.), *Proceedings of the State of the Art Workshop: Bioaccumulation of Organic Compounds and Mercury in Aquatic Food Webs*, Okt. 28-29 2002, European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy, Special Publication No. I.03.49

Koelmans, A.A., M.T.O. Jonker, G. Cornelissen, T.D. Bucheli, P.C.M. van Noort, O. Gustafsson (2006): Black carbon: The reverse of its dark side. *Chemosphere* 63: 365–377

Moermond C.T.A., I. Roessink, M.T.O. Jonker, T. Meijer and A.A. Koelmans. 2007. Impact of Polychlorinated Biphenyl and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Sequestration in Sediment on Bioaccumulation in Aquatic Food Webs. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 607-615.

Moermond C.T.A., F.C.J.M. Roozen, J.J.G. Zwolsman and A.A. Koelmans. 2004. Uptake of sediment-bound polychlorobiphenyls by benthivorous carp (*Cyprinus carpio*). *Environ. Sci. Technol.* 38 : 4503-4509

Moermond, C.T.A. (2007): Bioaccumulation of persistent organic pollutants from floodplain lake sediment: linking models to measurements. Thesis Wageningen University.

Moermond C.T.A., T.P. Traas, Ivo Roessink, K. Veltman, A.J. Hendriks and A.A. Koelmans. 2007. Modeling decreased food chain accumulation of HOCs due to strong sorption to carbonaceous materials and metabolic transformation. *Environ. Sci. Technol* In press.

Molls F. 1999

New insights into the migration and habitat use by bream and white bream in the floodplain of the River Rhine
JOURNAL OF FISH BIOLOGY 55 (6): 1187-1200

Morrison H.A., F.A.P.C. Gobas, R. Lazar, D.M. Whittle & G.D. Haffner (1997)
Development and verification of a benthic/pelagic food web bioaccumulation model for PCB congeners in western Lake Erie. *Environ. Sci. Technol.* 31:3267-3273.

Oost R. van der, A. Opperhuizen, K. Satumalay, H. Heida & N.P.E. Vermeulen (1996): Biomonitoring aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). I. Bioaccumulation: Biota-sediment ratios of PCBs, OCPs, PCDDs and PCDFs. *Aquat. Toxicol.* 35:21-46.

Pieters H. 1993.

Biomonitoring in relatie tot ekotoxicologische risico's in de Utrechts-Noordhollandse Vecht: mikroverontreinigingen in aal en mosselen.

Nota RPV 93.01

Pollux BJA, Korosi A, Verberk WCEP, Pollux PMJ, van der Velde G. 2006

Reproduction, growth, and migration of fishes in a regulated lowland tributary: potential recruitment to the river Meuse

HYDROBIOLOGIA 565: 105-120

Rijs, G.B.J., J.G.M. Derksen & R.H. Jongbloed. 2002. Geneesmiddelen in het milieu en risico's voor waterorganismen. Afvalwaterwetenschap 1 (3), 69-82

Russell R.W., F.A.P.C. Gobas & G.D. Haffner (1999): Role of chemical and ecological factors in trophic transfer of organic chemicals in aquatic food webs. Environ. Toxicol. Chem. 18(6):1250-1257.

Smedes, F. 2007. Chapter 19: Monitoring of chlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons by passive sampling in concert with deployed mussels. In Passive sampling techniques in environmental monitoring. Edited by R. Greenwood, G. Mills and B. Vrana. Comprehensive Analytical Chemistry, volume 48.

Thomann, R.V. (1989): Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. Environ. Toxicol. Chem. 23: 99-707.

Traas Th.P., P.R.G. Kramer, T. Aldenberg & M.J. 't Hart (1994): CATS-2: Een model ter voorspelling van accumulatie van microverontreinigingen in sedimentatiegebieden van rivieren. RIVM Report nr. 719102032. 68 pp.

Traas, T.P., R. Luttik & R.H. Jongbloed 1996. A probabilistic model for deriving soil quality criteria based on secondary poisoning of top predators. I. Model description and uncertainty analysis. Ecotoxicology and Environmental Safety 34: 264-278

Van Beusekom O.C., E. Eljarrat, D. Barceló and A.A. Koelmans. 2006. Dynamic modelling of food chain accumulation of brominated flame-retardants in fish from the Ebro river basin, Spain. Environ. Toxicol. Chem. 25:2553-2560

Van Emmerik, W.A.M. en H.W. de Nie. 2006. De zoetwatervissen van Nederland, ecologisch bekeken. Vereniging Sportvisserij Nederland, Bildhoven. ISBN 90-810295-1-7

Vrana, B., G.A. Mills, M. Kotterman, P. Leonards, K. Booij, R. Greenwood 2007

Modelling and field application of the Chemcatcher passive sampler calibration data for the monitoring of hydrophobic organic pollutants in water

Environmental Pollution, 145(3):895-904

Warnken, K.W., Hao Zhang en William Davidson. 2007. Chapter 11: In situ monitoring and dynamic speciation measurements in solution using DGT. In Passive sampling techniques in environmental monitoring. Edited by R. Greenwood, G. Mills and B. Vrana. Comprehensive Analytical Chemistry, volume 48.

Weltens R., G. Goemans, G. Huyskens, C. Belpaire, H. Witters 2003
Evaluatie van de kwaliteitsnormering voor oppervlaktewater in Vlaanderen: een praktijkstudie
Studie in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, oktober 2002

13	H. Pelters et al.	RIVO rapport C02N/97	Auditorie biologische monitoring (met draathoekmonsters) (driehoek, poly(morf)) in de Blauwacht spoorwagens - 1990 destrapport 1 (mei 1997) RIVO rapport C02B/47	Nederland	driehoekmonsters
14	M. Hoek-van Nieuwenhuizen en Dr. Ir. M.J.J. Kottman	Biologische Monitoring Zoete Rijswateren: intercomparatieve resultaten in draathoekmonsters - 2000 IMARES rapport C04/107, april 2007		Nederland	aal
15	Hendriks et al.	Rin delta (intensiteit en meer) in Nederland. Meerproefde ca. 1998-1999. Door RIZA/RIVO Gepubliceerd in o.a. Hendriks et al. (1999, 1999, 2001).		Nederland	paal, blaasboom, smaatbeens
16	Van der Oost	8. Zeebodem bodem in en rond Amsterdam Meerproefde 1996 Door VAM-VU-OMEGAM Gepubliceerd door Van der Oost (1998)		Nederland	paal
17	Marrison et al.	Lake Erie in Canada. Gepubliceerd in Marrison et al. (1987)		Canada	14 versnoeren
18	Russell et al.	Detroit River in USA. Gepubliceerd in Russell et al. (1999)		USA	14 versnoeren
19	S.P.J. van Leeuwen, W.A. Traag en J. de Boer	Monitoring Zwarte rivieren en regionale intercomparatieve resultaten in Nederlanders veldproeven RIVO rapport C032/08		Nederland	driehoek monstern
20	Hoek-van Nieuwenhuizen, M., M.J.J. Kottman	Resultaten van het RIVM-RIZA JAMP 2006 monitoringprogramma van milieutoelichtingen in rivieren IMARES Rapport C03B/07		Nederland	monstern
21	Kottman, M.J.J. en Dr. van Benthof	Resultaten van het RIVM-RIZA JAMP 2006 monitoringprogramma van bodem milieutoelichtingen van bodem milieutoelichtingen IMARES Rapport C037/07		Nederland	bod
22	Hoek-van Nieuwenhuizen, M.	Ecotoxilogisch onderzoek Hollandse Laagse paal - 2010 (ZNAO 10040153) RIVO Rapport C073/06		Nederland	paal

Bijlage 2. Geschiktheid van blankvoorn, baars, pos, brasem en snoekbaars als bioindicatoren t.o.v. rode aal

Bijlage 2 Geschiktheid van blankvoorn, beurs, pos, brasem en snoekbaars als bio-indicatoren t.o.v. rode aal

Kenmerken	Rode aal (eel)	Blankvoorn (roest)	Beurs (perch)	Pos (ruffe)	Brasem (brass)	Snoekbaars (grote perch)
vangstmethode	<i>Anguilla anguilla</i> elektisch vissen tullen netten	<i>Rutilus rutilus</i> elektisch vissen tullen netten	<i>Perca fluviatilis</i> elektisch vissen tullen netten	<i>Gymnocephalus cernuus</i> elektisch vissen tullen netten	<i>Abramis brama</i> elektisch vissen tullen netten	<i>Sander lucionica</i> elektisch vissen tullen netten
vergebaarheid (zie tabel aantal gegevens sien probleemlocaties)	niet op alle te monitoren locaties in de zoete rijkwateren van het huidige meetnet meer te vinden en daardoor niet duurzaam	goed in de zoete rijkwateren in de lengte 5-10 cm	goed in de zoete rijkwateren in de lengte 5-10 cm	niet op alle locaties voldoende aantwoord in de zoete rijkwateren	voldoende aanwezig in de zoete rijkwateren	niet voldoende aanwezig in de zoete rijkwateren
verspreiding	groot geografisch verspreidings- gebied, maar daardoor inter- nationale studies vergelijkbaar	groot geografisch verspreidings- gebied	groot geografisch verspreidings- gebied	groot geografisch verspreidings- gebied	groot geografisch verspreidings- gebied	groot geografisch verspreidings- gebied
stromingsaanwijzing	eurytroop, komen onder een brede range van stromingscondities voor (zonder duidelijke voorkeur voor stromend of stilstaand water)	eurytroop	eurytroop	eurytroop	eurytroop	eurytroop
plaatsgebondenheid (is te weinig weten- schappelijk over bekend)	geringe migratie (10 tot 15 jaar op dezelfde plaats in de Europese binnenwateren), kan ook over middelgrote afstanden zijn, en daardoor een goede soort om plaatselijke vervuiling aan te tonen	geringe migratie, kan ook over middelgrote afstanden zijn	geringe migratie, kan ook over middelgrote afstanden zijn	geringe migratie, kan ook over middelgrote afstanden zijn	geringe migratie, kan ook over middelgrote afstanden zijn	geringe migratie, kan ook over middelgrote afstanden zijn
soortgebondenheid (is te weinig weten- schappelijk over bekend)	klein tot middelgroot foerageergebied (seizoen) en daardoor representatief voor de plaatselijke waterwalvis levenswijze	klein tot middelgroot foerageer- gebied	klein tot middelgroot foerageer- gebied	klein tot middelgroot foerageer- gebied	klein tot middelgroot foerageer- gebied	klein tot middelgroot foerageer- gebied
trofisch niveau	staat redelijk hoog in de aquatische voedselketen en is daarmee een goede accumulator van contaminanten	beetlichs, pelagisch	beetlichs, pelagisch	beetlichs	beetlichs	pelagisch weinig afvoerbaar
voedsel	voedsel hoog in de aquatische voedselketen en is daarmee een goede accumulator van contaminanten	beetlichs, pelagisch	beetlichs, pelagisch	beetlichs	beetlichs	beetlichs
seizoeninvloeden	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren
voedselpercentage	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren
consumptie	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren	afhankelijk van seizoenen: voedselrijkheid, met name grote aal, en macrofauna-estende (pandvoort) predatoren
doorvergiftiging	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers	worden gegeselen door: klein: door andere vissen, vogels groot: door aalvoelers, reigers

Verantwoording

Rapport C090/07

Projectnummer: 4395300101

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en beoordeeld door of namens het Wetenschapsteam van Wageningen IMARES.

Akkoord: drs. J.H.M. Schobben
 Afdelingshoofd Milieu

Handtekening:

Datum: 24 september 2007

Aantal exemplaren:	30
Aantal pagina's:	53
Aantal tabellen:	3
Aantal figuren:	3
Aantal bijlagen:	2