



Biologische Monitoring Proefsanering Haringvliet

Herziene versie d.d. donderdag 17 januari 2013



Biologische Monitoring Proefsanering Haringvliet

Herziene versie d.d. donderdag 17 januari 2013

.....

Colofon

Uitgegeven door:	AKWA-RIZA afdeling W&I Water(bodem)kwaliteit
Informatie:	Charlotte Schmidt
Telefoon:	0320-298528
E-mail:	C.Schmidt@RIZA.RWS.MINVENW.nl
Uitgevoerd door:	C.A. Schmidt, C. Cuypers, Th.M. ten Hulscher, M.A.A. Kamps, F.C.M. Kerkum, J. Oosterbaan (allen RIZA), J. Postma (Aquasense; thans Ecofide)
Datum:	17 januari 2013
Status:	Definitief
Versienummer:	Herziene versie van concept uit 2006

Samenvatting

In 2002 is door Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland de 1^{ste} fase van een proefsanering in het Haringvliet uitgevoerd, waarbij delen van de verontreinigde waterbodem zijn afgedekt met schoon gebiedsvreemd materiaal. Om de effectiviteit van deze ingreep te kunnen beoordelen is het RIZA gevraagd om, in samenwerking met de Meetdienst Zuid-Holland, een biologische monitoring uit te voeren. De monitoring van de afdekproef in het Haringvliet bestond uit het volgen van de bodemkwaliteit, de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen, de toxiciteit van het sediment en de soortensamenstelling en dichtheid van de benthische macrofauna en nematoden tot maximaal vijf jaar na het afdekken. Daarnaast is tijdens de daadwerkelijke ingreep ook gekeken naar de verspreidingsrisico's door de kwaliteit van het zwevende stof stroomafwaarts van de afdekproef te monitoren.

Naast het saneringsvlak zijn ook drie referentielocaties in de niet-gesaneerde gedeelten op dezelfde wijze gemonitord om zo een vergelijking te kunnen maken tussen afgedekte en niet-afgedekte delen. De bemonsteringen zijn uitgevoerd vooraf in 2002 (T₀), en in 2003 (T₁), 2005 (T₂) en 2007 (T₃).

Het huidige rapport betreft een herziene versie van het conceptrapport uit 2006, aangevuld met gegevens uit Kerkum en van Schie (2008) en een notitie over het verspreidingsonderzoek tijdens de uitvoering van de afdekking (van de Berg, 2002) en beslaat daarmee onderzoek en interpretaties die voornamelijk in de periode 2002-2007 zijn uitgevoerd.

Voorafgaand aan de proefsanering werd de kwaliteit van de toplaag (vooral op basis van de Pak en Pcb-gehalten) als klasse 3 beoordeeld. Eerder onderzoek gaf aan dat dergelijk sediment zowel directe ecologische risico's op de aanwezige macrofauna als indirecte risico's als gevolg van doorvergiftiging kan veroorzaken (BEO Haringvliet; Eys en Den Besten, 2001). Ook de berekende msPAF-waarden¹ (rond de 50%) geven aan dat er significante effecten op de macrofauna verwacht mogen worden. De op T₀ aanwezige macrofauna werd in overeenstemming hiermee gekwalificeerd als soortenarm. Op basis hiervan werd verwacht dat de afdekproef zou leiden tot lagere gehalten in de toplaag, en daarmee tot een afname van de ecologische effecten en een positief effect op de macrofauna.

In de praktijk bleek deze verwachting alleen aantoonbaar voor de chemische gehalten van de verontreinigingen. De gehalten in de

¹ msPAF-waarde is een maat voor de verwachte ecotoxicologische effecten. PAF staat hier voor de "Potentieel Aangetaste Fractie". De ms voor Meerdere stoffen, hetgeen aangeeft dat de toxische effecten van alle aanwezige verontreinigingen tot één getal zijn geïntegreerd.

aangebrachte laag waren dan ook aanzienlijk lager dan in de oorspronkelijke toplaag. Na de ingreep begint er echter een proces van herverontreiniging door het sedimenteren van nieuw slib uit bovenstroomse en nabijgelegen, niet-gesaneerde gedeelten. Op T_1 zijn de gestandaardiseerde gehalten in de bovenste 10 cm gemiddeld genomen nog 50% lager dan het overall beeld op de referentielocaties; op T_2 is dit nog zo'n 30-40% en op T_3 , vijf jaar na de ingreep, liggen deze gehalten gemiddeld 20-30% lager. De sedimentanalyses op de referentielocaties toonden over de jaren een wat wisselend beeld en lieten daarmee geen conclusies toe over het al dan niet optreden van een autonome verbetering.

Gedurende deze vijf jaar is de aangebrachte kleilaag afgedekt door een sliblaag van gemiddeld 10cm dikte. Het organisch-stofgehalte in deze laag slib is ook na 5 jaar nog 2-3% punten lager dan in de toplaag van het niet-gesaneerde deel. Dit betekent waarschijnlijk dat er sprake is van een zekere menging met de daaronder gelegen, aangebrachte, kleilaag met een zeer laag organisch-stofgehalte. Het organisch stof in de 10cm toplaag is dan deels afkomstig uit het vers-gesedimenteerde slib en deels uit de daaronder liggende kleilaag. Dit proces van opslibbing zal de afgelopen jaren zijn doorgegaan, waarmee de verschillen tussen beide gebieden verder verkleind zullen zijn.

Dit betekent dat de periode waarin er mogelijk een netto positief effect op de macrofauna kan optreden, beperkt is tot 5-10 jaar. Voor de indirecte effecten via doorvergiftiging zal deze afname ook daadwerkelijk hebben plaatsgevonden, aangezien dit risico vooral wordt bepaald door de aanwezige totaalgehalten (de beschikbaarheid bleek niet te verschillen tussen gesaneerde en niet-gesaneerde gebieden). Dit risico is echter niet gemonitord.

Het verwachte positieve effect op de macrofauna werd in de praktijk echter overschaduwed door een veel sterker negatief effect van de fysieke ingreep zelf in combinatie met een zeer traag lopende herkolonisatie en herstel. Dit trage herstel is waarschijnlijk deels een gevolg van het gebruikte, gebiedsvreemde en zeer kleiige materiaal. Ook bij een meer gebiedseigen materiaalkeuze zal het herstel van de macrofaunagemeenschap echter al snel 3 jaar duren. De optredende herverontreiniging zorgt er vervolgens voor, dat op het moment dat de levensgemeenschappen de fysieke ingreep te boven zouden kunnen komen, de gehalten aan verontreinigingen al zodanig zijn toegenomen dat zo'n positief effect niet langer is te verwachten.

Het rendement van de proefsanering is erg laag, omdat slechts een klein gebied in een veel groter, niet-gesaneerd gebied is afgedekt met bovendien gebiedsvreemde klei met zeer slechte substraat-eigenschappen voor benthische fauna. Zou de afdekking over veel grotere oppervlakten worden uitgevoerd, dan zou er wel degelijk een aantoonbaar rendement voor de benthische levensgemeenschap kunnen ontstaan (e.e.a. afhankelijk van de snelheid en kwaliteit van het nieuw sedimenterende slib). Ook het gebruik van een ander, meer

gebiedseigen afdek materiaal kan het rendement versterken, omdat de herkolonisationsnelheid dan hoger kan zijn.

Inhoudsopgave

Samenvatting 5

- 1. Inleiding 11
- 1.1 Beschrijving uitvoering afdekproef 12

Deel I, Biologische monitoring 15

- 2. Methode 17
- 2.1 Opzet van de biologische monitoring 17
- 2.2 Tijdpad 19
- 2.3 Beschrijving monsterlocaties 20
- 2.4 Monstername 21
- 2.5 Milieuchemisch onderzoek 22
- 2.5.1 Metingen 22
- 2.5.2 Beoordeling resultaten milieuchemisch onderzoek 23
- 2.6 Ecotoxicologisch onderzoek 23
- 2.6.1 Methodieken bioassays 23
- 2.6.2 Toetsing resultaten bioassays 26
- 2.7 Ecologisch onderzoek 27
- 2.7.1 macrofauna 27
- 2.7.2 nematoden 28
- 3. Resultaten 33
- 3.1 Milieuchemisch onderzoek 33
- 3.1.1 Totaalgehalten 33
- 3.1.2 Herkomst van de verontreinigingen in HVS op T₁ 37
- 3.1.3 Bodemopbouw op de verschillende tijdstippen 41
- 3.1.4 MTR-overschrijdingen 42
- 3.1.5 Beschikbaarheid via Tenax en CaCl₂ 43
- 3.1.6 Locatie-specifieke verdelingsconstanten 46
- 3.2 Ecotoxicologisch onderzoek 49
- 3.2.1 Verschillen tussen HVR en HVS in de T₀-situatie 51
- 3.2.2 Verschillen tussen HVR en HVS in de T₁-situatie 52
- 3.2.3 Bioassays met afdek materiaal 52
- 3.3 Ecologisch onderzoek 53
- 3.3.1 Macrofauna 53
- 3.3.2 Nematoden 59

Deel II, Monitoring van de verspreiding van sediment 65

- 4. Methode 67
- 5. Resultaten 75
- 6. Discussie 79

Deel I + II: Integratie en beoordeling	83
Deel I + II: Conclusies	87
Literatuur	90
Bijlage A (1) Locatiegegevens monsterpunten	95
Bijlage B (2) Gehalten van contaminanten in sediment 2002	97
Bijlage C Gehalten van contaminanten in sediment 2003 en 2005	100
Bijlage D (3) Gehalten van contaminanten in sediment (gestandaardiseerd) in 2002	103
Bijlage E Gehalten van contaminanten in sediment (gestandaardiseerd) in 2003 en 2005	105
Bijlage F (4) Vergelijking van meetresultaten Omegam en RIZA	107
Bijlage G (5) Overschrijdingsfactor MTR-waarden in sediment	109
Bijlage H (6) Beschikbaarheid mbv TENAX-extractie	110
Bijlage I (7) Poriewaterconcentraties van zware metalen dmv CaCl ₂ -extractie sediment [µg/l]	112
Bijlage J (8a) veld-Kp versus EP-Kp zware metalen	113
Bijlage K (8b) veld-Kp versus EP-Kp organische microverontreinigingen	114
Bijlage L (9a) Geldigheidscriteria en randvoorwaarden	116
Bijlage M (9b) Toxiciteitstest met Chydorus sphaericus	117
Bijlage N (9c) Chronische Daphnia magna test 2002 en 2003	119
Bijlage O (9d) Toetsingsresultaten Drontermeer en Kwartsmeel	133
Bijlage P (10) Macrofauna: soorten en dichtheden	134
Bijlage Q (11) Nematoden: soorten en abundanties	137

1. Inleiding

In 2002 is door Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland de 1^{ste} fase van een proefsanering in het Haringvliet uitgevoerd, waarbij delen van de verontreinigde waterbodem zijn afgedekt met schoon materiaal. Om de effectiviteit van deze ingreep te kunnen beoordelen is het RIZA gevraagd om, in samenwerking met de Meetdienst Zuid-Holland, een biologische monitoring uit te voeren. Daarnaast is het RIZA ook gevraagd om tijdens het afdekken de mate van vertroebeling van de waterkolom en de soort en kwaliteit van het materiaal dat in suspensie is geraakt te bepalen.

Deel I van dit rapport verwoordt de resultaten van de biologische monitoring. Deel II beschrijft de resultaten van het monitoringsonderzoek naar de verspreiding van verontreinigd sediment tijdens het afdekken van de waterbodem.

biologische monitoring

De biologische monitoring van de afdekproef bestaat uit het volgen van de bodemkwaliteit, de toxiciteit van de bodem en de soortensamenstelling en dichtheid van de bodemfauna tot vijf jaar na het afdekken van een vlak met verontreinigde waterbodem in het Haringvliet. Naast het saneringsvlak is een referentievlak op dezelfde wijze gemonitord om een vergelijking te kunnen maken van de gesaneerde en de ongesaneerde delen.

Onderzoek is uitgevoerd op vier tijdstippen:

- de uitgangssituatie (T_0)
- relatief kort na de afdekking (9 maanden) (T_1)
- bijna drie jaar na afdekking (T_2) en ten slotte
- vijf jaar na afdekking (T_3).

Deze langdurige monitoring bleek vooral nodig omdat de rekolonisatie door de bodem-macrofauna langzaam verliep, waardoor verwacht werd dat op eerdere momenten (T_1 en T_2) nog geen juist beeld van de eindsituatie was verkregen.

verspreidingsonderzoek

Tijdens storten van sediment (of bagger) is veelal tijdelijk een verhoging van het gehalte zwevend stof in de waterkolom meetbaar (de stortwolk). De omvang van de stortwolk wordt bepaald door de fysische eigenschappen van het ontvangende water (dichtheid, stoomsnelheid, turbulentie etc.), de bezinkingsnelheid van het gestorte materiaal en door erosie en opwerveling van de liggende waterbodem. Omdat hierdoor verspreiding van sediment kan plaatsvinden, wordt de effectiviteit van de sanering beperkt. Voor het in beeld brengen van de verspreiding van verontreinigingen tijdens de proefsanering is gekozen voor bemonstering van zwevend stof middels

centrifuges en sedimentvallen gevolgd door analyse van de monsters. Hierbij zijn zowel bovenstrooms als stroomafwaarts gelegen punten bemonsterd.

tijdslijn van de rapportages en doel huidige update

In 2004 is een eerste tussenrapportage geschreven waarin de resultaten van T_0 en T_1 zijn gerapporteerd en aanbevelingen werden gedaan voor het biologische onderzoek in 2005 (T_2). Vervolgens is er in 2006 een tweede concept opgesteld met de resultaten van de biologische monitoring tot en met T_2 . Ook in dat tussenrapport zijn aanbevelingen voor verder onderzoek gedaan. De resultaten daarvan zijn separaat gerapporteerd (Kerkum en van Schie, 2008). Verder ontbrak in het tweede concept uit 2006 de rapportage over het verspreidingsonderzoek.

Vervolgens heeft Rijkswaterstaat Zuid-Holland in 2010 een meerjarig monitoringsproject opgestart, waarbij ondermeer alle waterbodemsaneringsprojecten gemonitord en geëvalueerd zouden worden. Ook de proefsanering in het Haringvliet maakte hier onderdeel van uit. Bij de verdere uitwerking hiervan (door Grontmij en Ecofide als uitvoerders van dit monitoringproject) is aangegeven dat aanvullende monitoring voor de proefsanering in het Haringvliet niet zinvol is en dat de bestaande (concept)rapportages en notities gebundeld dienden te worden. Het doel van deze bundeling is een eindevaluatie, die op een toegankelijke manier is onderbouwd.

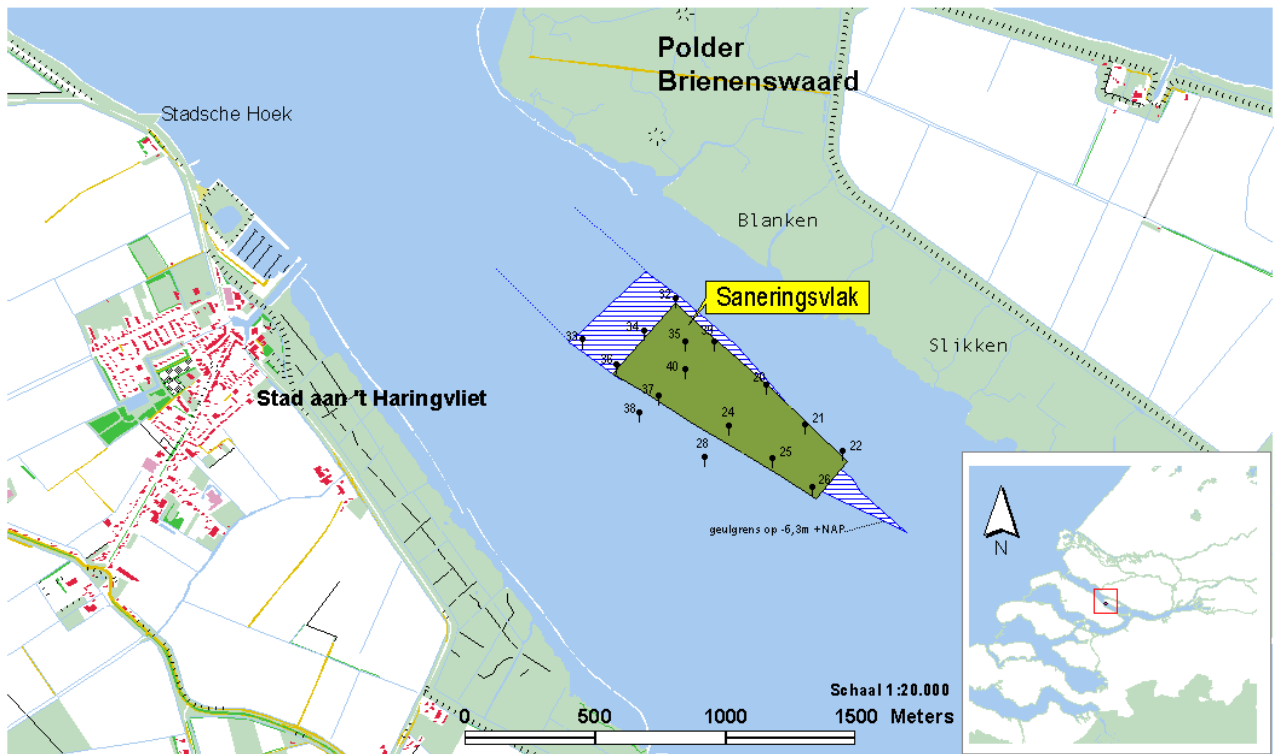
Tegelijkertijd zijn er sinds de start van het project in 2002 de nodige zaken gewijzigd. Zo is bijvoorbeeld de kwaliteitsbeoordeling van de waterbodem gewijzigd door de invoering van de Waterwet en het Besluit Bodem Kwaliteit. Er is een nieuwe KRW-maatlat ontwikkeld om de macrofauna te beoordelen en de zogenaamde msPAF-berekening is gewijzigd. Aanpassing van de eerdere rapportages aan de huidige (wettelijke) kaders zou veel werk kosten en is ook niet per sé noodzakelijk voor de eindevaluatie van de proefsanering. Daarom is besloten om het tweede concept uit 2006 op een meer pragmatische manier aan te vullen met de gegevens van de biologische monitoring uit 2008 en met een eerdere notitie over het verspreidingsonderzoek tijdens de uitvoering van de afdekking (van de Berg, 2002). Ook is besloten om de oorspronkelijke opmaak van het RIZA-rapport uit 2006 te handhaven, om zo aan te geven dat de rapportage niet is aangepast aan de huidige kaders. Tenslotte zijn de aanvullingen op het conceptrapport van 2006 veelal als losse alinea's of paragrafen opgenomen, zodat de herkomst duidelijk traceerbaar is. Voor de ruwe meetgegevens wordt telkens verwezen naar de oorspronkelijke rapportage van Kerkum en van Schie (2008).

1.1 Beschrijving uitvoering afdekproef

Als proefsaneringslocatie is een gebied in het Haringvliet ten zuiden van Tiengemetten gekozen (zie figuur 1). De waterbodempligging ter plekke varieert tussen 6 en 8 m-NAP. De locatie, met een grootte van

400.000 m², is afgedekt met materiaal dat vrijkwam bij de verdieping van de Insteekhaven van Moerdijk. In de periode juli tot en met november 2002 heeft de afdekking plaatsgevonden.

De grond bestond voornamelijk uit vaste klei (grijs) en matig vaste klei (bruin-grijs). De grijze vaste klei werd vaak in grote brokken aangevoerd. Ook is een week lang zand gebruikt als afdek materiaal. Aan het begin van de afdekking is abusievelijk verontreinigd slib bijgemengd. Nadat dit geconstateerd is, is de ontgravingsmethode aangepast, waardoor dit verder is voorkomen (Ballast Ham, 2003).



Figuur 1 Ligging saneringsvlak ten zuidwesten van Tiengemeten in het Haringvliet.

Op de proefsaneringslocatie is een bodemlaag aangebracht van minimaal 30 en maximaal 75 cm dik. Gemiddeld bedroeg de laagdikte zo'n 50 cm. De uiteindelijke laagdikte is bepaald door het uitvoeren van een peiling voorafgaand aan en na afloop van de afdekking (RWS MD-ZH, 2003). De afdekking is gestart in het meest zuid-oostelijke deel van de proefsaneringslocatie. Tijdens het afdekken bleek dat er onvoldoende materiaal beschikbaar was om het gehele saneringsvlak met de beoogde laagdikte te kunnen afdekken. Er is besloten tot een halvering van het oppervlak (i.p.v. bijvoorbeeld een aanpassing van de laagdikte).

In figuur 4 (§2.3) is met donkeroranje het uiteindelijke afgedekte oppervlak aangegeven binnen het groene vlak in figuur 1.

De grond is aangebracht met de volgende technieken:

- boven water lossen door een grijperkraan
- op of vlak boven de waterlijn over boord draaien van sediment
- net onderwater over boord draaien van sediment
- middels een doseervoertuig (Pados) afstrooien van de waterbodem.

Voor meer informatie over de uitvoering van de sanering wordt verwezen naar de Technische Evaluatie door Ballast Ham (2003).

Noot. Bovenstaande beschrijving van de afdekproef alsmede de in deze rapportage beschreven biologische monitoring heeft uitsluitend betrekking op fase 1 van de proefsanering. In 2004 is ook een 2^{de} en 3^{de} fase van de proefsanering uitgevoerd. In deze twee fasen werden de onzekerheden in de hoeveelheidbepaling nader onderzocht en is getracht om de hoeveelhedenbalans beter te laten sluiten dan in de eerste fase. Hiertoe is het proefsaneringsgebied in Noord-westelijke richting uitgebreid (figuur 2). Voor fase 2 is gebruik gemaakt van materiaal uit de Krabbepolder te Dordrecht en voor de derde fase is materiaal van een zandscheidingsinstallatie te Amsterdam gebruikt. Deze 2^{de} en 3^{de} fase is alleen technisch geëvalueerd (van Geldermalsen, 2005).



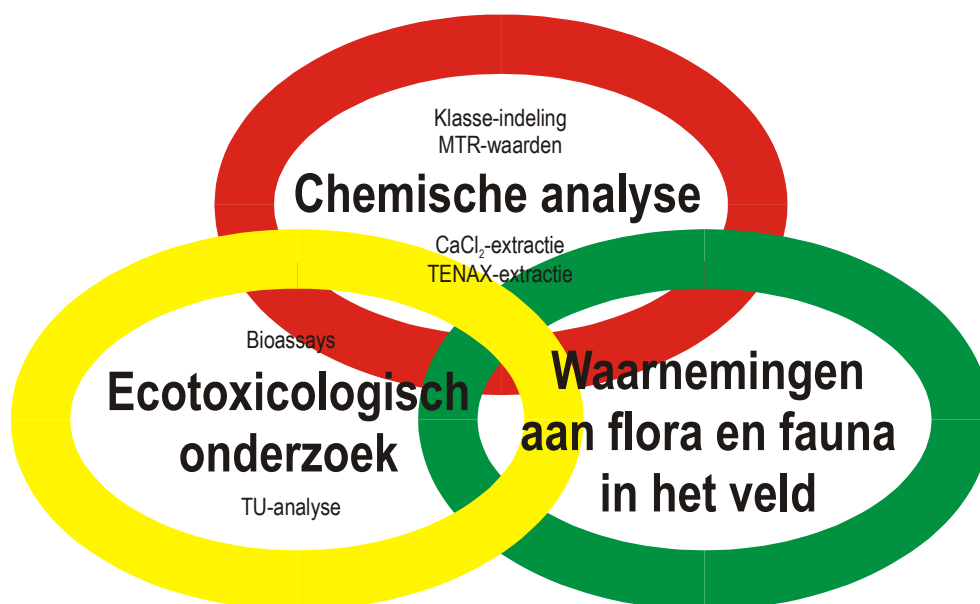
Figuur 2 Ligging van de drie saneringsvakken uit de 1^{ste}, 2^{de} en 3^{de} fase van de proefsanering ten zuidwesten van Tiengemeten in het Haringvliet.

Deel I, Biologische monitoring

2. Methode

2.1 Opzet van de biologische monitoring

De opzet van de biologische monitoring naar de effectiviteit van de ingreep is gebaseerd op het principe van de Triade (Chapman, 1986; Den Besten *et al.*, 1995). In deze systematiek vormen bioassays de schakel tussen veldwaarnemingen aan dichtheid en soortendiversiteit van bodemfauna (aanwijzingen dat bodemverontreinigingen effecten in het veld veroorzaken) en de chemische bodemkwaliteit (mogelijke oorzaak van de effecten) (Van de Guchte, 1991; zie ook figuur 3).



Figuur 3 Schematische weergave van het uitgevoerde Triade-onderzoek ter beoordeling van het rendement van de proefsanering.

De gevolgde uitgangspunten en gebruikte parameters zijn allereerst gebaseerd op de Triade-methodebeschrijving zoals gegeven door Maas *et al.* (1993). De laatste jaren zijn er echter de nodige aanpassingen en uitbreidingen van deze methodiek bediscussieerd. Bij de opzet van het onderzoek is daarom aanvullend gebruik gemaakt van de methoden en criteria zoals die zijn toegepast in het eerdere biotisch effectonderzoek in de Zuidrand (BEO Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch, Haringvliet, Sliedrechtse Biesbosch, Dordtsche Biesbosch en Amer) alsmede met de methodiek

zoals beschreven in de richtlijn voor het uitvoeren van een Nader Onderzoek (Van Elswijk & Hin, 2002).

Het doel van een Triade-beoordeling is het beantwoorden van de vraag:

Zijn er ecologische en ecotoxicologische effecten én zijn deze verklaarbaar door de mate van verontreiniging en het milieuchemisch gedrag van de verontreinigingen die voorkomen in het verontreinigde sediment?

Voor de biologische monitoring van de proefsanering gaat het daarbij vooral om de vraag of er wijzigingen in de ecologische en ecotoxicologische effecten plaatsvinden als gevolg van de afdekking. De drie onderzoekslijnen, die binnen het Triade-onderzoek op de proefsaneringslocatie zijn gevolgd, zijn hieronder in meer detail beschreven, waarbij vooral aandacht is gegeven aan de wijzigingen in de methodiek t.o.v. Maas et al. (1993).

Ecotoxicologische beoordeling

Voor de ecotoxicologische beoordeling is met behulp van verschillende bioassays bepaald in hoeverre er directe ecologische effecten konden worden vastgesteld bij blootstelling van organismen aan het (verontreinigde) sediment.

Om voldoende onderscheidend vermogen te krijgen, is het van belang om meerdere relevante bioassays (bioassays uitgevoerd met gebiedseigen soorten, organismen die in het te onderzoeken systeem leven en/of goed gestandaardiseerde en gevalideerde testen) uit te voeren. In dit onderzoek zijn daarom zeven verschillende ecotoxicologische testen uitgevoerd.

Omdat in de bioassays op T₁ (in 2003) zowel in het gesaneerde vlak als in de referenties vrijwel geen toxische effecten optraden, is besloten deze bioassays met de top laag niet op T₂ of T₃ uit te voeren.

Ecologische beoordeling

Bij de ecologische beoordeling worden veranderingen in de soortensamenstelling van de macrofauna in de top laag van de waterbodem bepaald, met als doel inzicht te krijgen in een eventueel herstel en verbetering van het ecosysteem na een ingreep. Vanwege de nauwe relatie met het sediment zijn de gevolgen van een verandering in de verontreinigingsgraad voor de macrofauna vaak goed waarneembaar via veranderingen in de soortendiversiteit en dichtheden van de macrofaunasoorten.

Na het afdekken is op 3 momenten de macrofauna bemonsterd: op T₁ om met name de rekolonisatiesnelheid te onderzoeken en op T₂ en T₃ om de meer blijvende veranderingen te onderzoeken². Ter vergelijking is de bodemfauna op dezelfde wijze gemonitord in een referentievlak.

² De bedoeling was om de T₁ monitoring ongeveer 1 jaar na de proefsanering uit te voeren. Door een vertraging bij de feitelijke afdekking en de wens om in hetzelfde seizoen te monstren heeft de T₁ monitoring circa 9 maanden na afdekken plaatsgevonden.

Op T_2 en T_3 is de ecologische beoordeling uitgebreid met een beoordeling aan de hand van de nematoden-soortensamenstelling, waarmee in Nederland vooral in de terrestrische omgeving reeds goede ervaringen zijn opgedaan. Uit studies van o.a. Schouten en Esbroek (1994) en Bongers (1990) is gebleken dat nematoden goed bruikbaar zijn als biologische indicator voor de bodemkwaliteit.

Milieuchemische beoordeling

Waar de eerdere Triade-methodebeschrijvingen vooral gebruik maakten van de totaalgehalten aan verontreinigingen, al dan niet geclassificeerd volgens de vierde Nota Waterhuishouding, ligt de nadruk de laatste jaren meer op het meten van beschikbare gehalten. Locatiespecifieke verschillen kunnen sterke invloed uitoefenen op de beschikbare fracties waardoor, zelfs bij een gelijkblijvend totaalgehalte, in het ene geval wel en het andere geval geen biologische effecten kunnen ontstaan. Gekozen is om de beschikbaarheid van zowel zware metalen als organische microverontreinigingen vast te stellen. Met CaCl_2 -extracties van de bodemmonsters zijn de beschikbare concentraties van zware metalen in het poriewater bepaald. De snel-uitwisselbare gehalten van organische microverontreinigingen in de bodemmonsters zijn met behulp van 6-uurs Tenax-extracties bepaald. Deze worden beschouwd als de beschikbare gehalten. Beide metingen kunnen worden gebruikt om de concentraties in het poriewater te berekenen, die vervolgens gebruikt worden bij het beantwoorden van de vraag in hoeverre eventuele waargenomen effecten in bioassays 'verklaarbaar' zijn op basis van deze concentraties. De beoordeling van de ernst van deze concentraties kan plaats vinden door deze poriewaterconcentraties te vergelijken met $\text{MTR}_{\text{oppervlaktewater;opgelost}}$ -waarden. Ter vergelijking zijn tenslotte ook de totaalgehalten en de snel-uitwisselbare gehalten in het sediment met $\text{MTR}_{\text{sediment}}$ -waarden vergeleken.

2.2 Tijdpad

Om de uitgangssituatie goed te kunnen karakteriseren is in april 2002, voorafgaand aan de afdekking, de T_0 -situatie vastgelegd middels een Triade onderzoek.

In de periode juli tot en met november 2002 heeft de feitelijke afdekking plaatsgevonden. In deze periode is de beun driemaal bemonsterd voor zowel de uitvoering van chemische analyses als de uitvoering van bioassays.

In april 2003, negen maanden na de afdekking, is de T_1 -bemonstering uitgevoerd. Tot deze keuze is gekomen om de periode van bemonstering van de macrofauna gelijk te houden aan de T_0 -bemonstering en zo eventuele seizoenseffecten te kunnen uitsluiten. Op T_1 is een volledig Triade onderzoek uitgevoerd conform T_0 .

De lage rekolonisatiesnelheid van enkele macrofaunagroepen (bijv. schelpdieren) maakt het noodzakelijk om ook langere tijd na de afdekking de bodemfauna te onderzoeken. In april 2005 en april 2007 is de bodem wederom bemonsterd voor het uitvoeren van een veldinventarisatie van de macrofauna (T_2 resp. T_3). Op beide tijdstippen is een ecologische beoordeling aan de hand van de nematoden-soortensamenstelling toegevoegd.

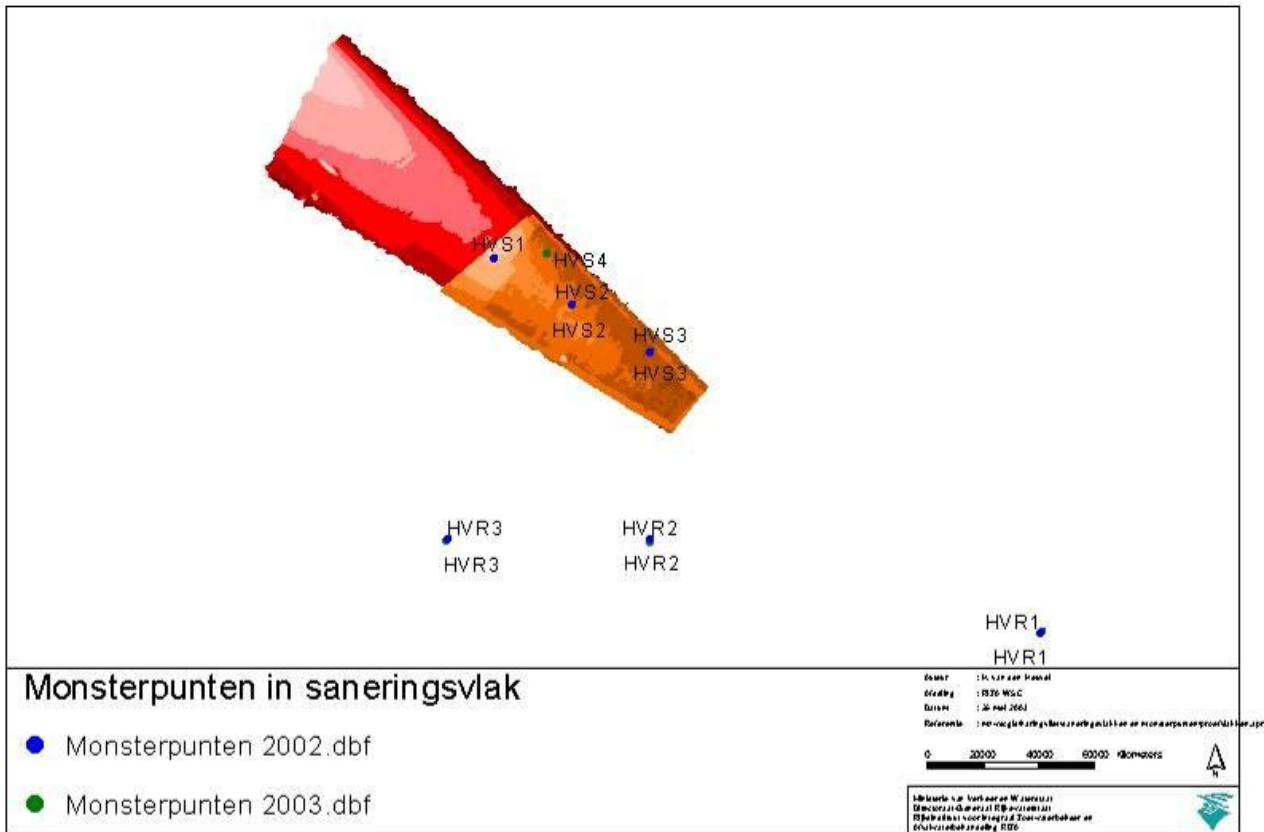
Bioassays zijn alleen op T_0 en T_1 uitgevoerd (2002 en 2003)

De fysisch/chemische kwaliteit van de waterbodem is op T_0 , T_1 , T_2 en T_3 bepaald.

2.3 Beschrijving monsterlocaties

De bemonsterde locaties staan aangegeven in figuur 4. In het saneringsvlak zijn deze gecodeerd met HVS1 t/m HVS4. Door de reductie van het uiteindelijk afgedekte oppervlak, bleek de op T_0 bemonsterde locatie HVS1 niet te zijn afgedekt. Op tijdstip T_1 is deze locatie daarom komen te vervallen en is aanvullend een nieuwe locatie HVS4 bemonsterd. Ten opzichte van HVS1 is deze locatie 170m in oostelijke richting verlegd naar een deel van het proefsaneringsvlak dat wel is afgedekt. In bijlage A staan de locatiegegevens van de monsterpunten vermeld.

De ligging van de referentielocaties is in figuur 4 aangegeven met de nummers HVR1, HVR2 en HVR3. De referentielocaties werden zo gekozen dat ze op een vergelijkbare diepte als het proefsaneringsvlak liggen. Alleen de referentielocatie HVR1 bleek uiteindelijk iets minder diep te liggen (-3,6mNAP, terwijl de overige locaties tussen de -5,8 en -7,6mNAP lagen).



Figuur 4 Ligging van de monsterpunten ten behoeve van het biologisch monitoringprogramma.

Beoordeling afdek materiaal

Tijdens het afdekken zijn meerdere keren bodemmonsters genomen uit de beunen, waarmee een beeld werd verkregen van de kwaliteit en samenstelling van het afdek materiaal.

In eerste instantie werden hiertoe een drietal beun-monsters verzameld. In twee gevallen bleek hierbij sprake van een relatief schoon, niet verontreinigd monster uit de Kedichem/Tegelen-kleilaag. In het andere geval bleek het echter om een meer verontreinigd zandig monster te gaan.

Tenax- en CaCl_2 -extracties zijn ook toegepast op dit verontreinigde materiaal uit de beun. Daarnaast zijn aanvullend nog een tweetal monsters uit de beun geanalyseerd.

2.4 Monstername

bodemkwaliteit en bioassays

Voor het milieuchemische en ecotoxicologische onderzoek is per locatie met een boxcorer 30 liter sediment van de bovenste 10 cm verzameld. Aanvullend zijn uit verschillende beunen aparte monsters van het afdek materiaal verzameld (wederom 30 liter elk). De monsters

zijn verzameld in schone, plastic 10 liter emmers met deksel. In het laboratorium zijn de sedimentmonsters gezeefd over 2 mm en gemengd.

macrofauna

Voor het ecologische onderzoek zijn per monsterpunt met een box-corer 5 happen genomen van de bovenste 10 cm. De happen zijn aan boord uitgezeefd over een 500 µm zeef en het op de zeef achterblijvende materiaal is overgebracht in een pot met 6%-formaldehyde-oplossing dan wel 96% alcohol (T₃ in 2007). De uit de 5 happen uitgezeefde macrofaunamonsters zijn bij elkaar gevoegd, zodat per monsterpunt één macrofaunamonster overbleef.

nematoden

De bemonstering van de aquatische nematoden is uitgevoerd volgens de aangepaste methode Verbove, Keidel en Kerkum (1998). Voor het nemen van de nematodenmonsters is eerst een ongestoord waterbodemmonster genomen m.b.v. een box-corer. Vervolgens is het bovenstaand water voorzichtig afgeheveld en zijn met behulp van steekbuisjes (diameter inwendig van 5,7 cm) 5 monsters van 5 cm diep random uit de box-corer gestoken. De inhoud van deze steekbuisjes is verwerkt tot een mengmonster. Van het mengmonster is 100 ml verzameld in een Poly-pot en ter plekke geconserveerd met 10 ml 36% formaline (monsters zijn even geschud voor een goede verdeling van de formaline). In totaal zijn zo 6 nematodenmonsters samengesteld: 3 in het saneringsvlak en 3 in het referentievlak.

2.5 Milieuchemisch onderzoek

2.5.1. Metingen

monsters

Op T₀ en T₁ zijn Tenax en CaCl₂-extracties op dezelfde sedimentmonsters uitgevoerd als waarmee de bioassays en macrofauna-analyses zijn uitgevoerd.

Daarnaast is op het verontreinigde monster van het afdek materiaal afkomstig uit de beun een Tenax- en CaCl₂-extractie uitgevoerd, omdat in dat monster relatief hoge totaalgehalten waren vastgesteld.

Tenax-extractie

Voor de 1-punts-Tenax-extractie is in een scheidrecther 2 à 3 gram nat sediment afgewogen, waarna 100 ml Milli-Q water en ca. 1 gram Tenax is gevoegd. De scheidrecthers zijn gedurende 6 uur op een schudmachine bij 160 rpm geschud. De Tenax en de sedimentsuspensie zijn vervolgens van elkaar gescheiden, waarbij de Tenax in de scheidrecther achterbleef en de sedimentsuspensie in een erlenmeyer is opgevangen. De Tenax is vervolgens uitgeschud met 20

ml hexaan door dit mengsel ca. 15 seconden krachtig te schudden. Een deel van het hexaan is afgepipetteerd en verder behandeld, waarna het gemeten kan worden met de GC of de HPLC.

Daarnaast is aan de sedimentsuspensie in de erlenmeyer 20 ml aceton en 50 ml hexaan toegevoegd, waarna deze oplossing gedurende minimaal 6 uren bij 175 °C en 1200 rpm is gerefluxed. Na deze reflux is een deel van de hexaanlaag afgepipetteerd en verder behandeld, waarna de concentratie aan verontreinigingen gemeten is met de GC of de HPLC.

Calciumchloride-extractie

Voor de calciumchloride-extractie is in een polyethyleen flesje (100 ml) een hoeveelheid nat sediment afgewogen, dat overeenkomt met vier gram droog sediment. Hieraan is 40 ml 0,01 M CaCl₂-oplossing toegevoegd. De ionsterkte van dit extractiemiddel ligt in dezelfde orde grootte als die van poriewater.

De flesjes zijn 2 uur op een schudmachine met 100 rpm geschud. Daarna zijn de flesjes 2 uur weggezet om het sediment te laten bezinken. De bovenstaande vloeistof is vervolgens met een spuit bemonsterd en over een 0,45 µm filter geleid. De eerste milliliters zijn gebruikt om het filter te spoelen; de rest is in een monsterfles overgebracht. Het monster is met geconcentreerd salpeterzuur (ultrex) aangezuurd tot een pH kleiner dan 2 en vervolgens geanalyseerd met ICP-MS.

2.5.2. Beoordeling resultaten milieuchemisch onderzoek

De totaalgehalten van alle geanalyseerde monsters (bijlage B) zijn gestandaardiseerd naar standaardwaterbodem (bijlage C), De klasse is bepaald conform de Vierde Nota Waterhuishouding (zie §3.1). Daarnaast zijn de totaalgehalten vergeleken met MTR-waarden voor sediment (§3.1.4).

De metingen van de snel-uitwisselbare gehalten van de organische microverontreinigingen (mbv TENAX) zijn eveneens vergeleken met MTR-waarden voor sediment.

De resultaten van de CaCl₂-extracties (uitgedrukt in µg/l), zijn vergeleken met MTR-waarden voor oppervlaktewater.

2.6 Ecotoxicologisch onderzoek

2.6.1. Methodieken bioassays

Per sedimentmonster genomen op T₀ en T₁ (2002 en 2003) is een set van zeven verschillende bioassays uitgevoerd. De bioassays zijn uitgevoerd door AquaSense (*Vibrio fischeri* (Microtox), *Brachionus calyciflorus* (Rotokit F), *Chironomus riparius*, *Hyalella azteca* en *Ephoron virgo*), Universiteit van Amsterdam (*Chydorus sphaericus*, T₀) en

het ecotoxicologisch laboratorium van het RIZA (*Chydorus sphaericus* T₁ en *Daphnia magna*). Hieronder volgt van elke bioassay een korte beschrijving.

Acute test met *Vibrio fischeri* (bacterie)

Deze bioassay is uitgevoerd conform de TRIADE-richtlijnen (Maas *et al.*, 1993). Poriewater is verkregen door de voorbehandelde sedimentmonsters te centrifugeren. Alle testen werden binnen 4 uur na het winnen van poriewater uitgevoerd. Voor het inzetten van de test zijn het zuurstofgehalte, de zuurgraad, het nitrietgehalte, het ammoniumgehalte en de geleidbaarheid in het onverdunde poriewater bepaald. In de test wordt met een lichtmeter de afname van de bioluminescentie bij de bacterie beoordeeld na 5, 15 en 30 minuten blootstelling aan een concentratiereeks poriewater. De test is in duplo uitgevoerd bij 15°C, waarna per blootstellingsduur één gemiddelde EC₂₀ (concentratie waarbij 20% effect optreedt) is bepaald.

Chronische test met *Daphnia magna* (watervlo)

De bioassay met de watervlo is uitgevoerd conform de TRIADE-richtlijnen (Maas *et al.*, 1993). Poriewater is verkregen door de voorbehandelde sedimentmonsters te centrifugeren en het poriewater te filtreren over 0,45 µm. Door verdunning met Elendt-medium zijn 4 concentraties poriewater aangemaakt: 10, 32, 56 en 100 volume%. Als controle is Elendt-medium gebruikt. Per concentratie zijn 10 testvaatjes gevuld met 50 ml testmedium. Per testvaatje is één watervlo (leeftijd <24 uur) ingezet, die vervolgens elke dag is gevoerd met een algensuspensie. Tweemaal per week is het testmedium verversd. Voor en na het verversen van het testmedium zijn de randvoorwaarden (zuurstofgehalte, nitriet, nitraat, ammonium, geleidbaarheid en zuurgraad) van de test gemeten. Dagelijks is de overleving van de watervlooien gecontroleerd en is de eventuele reproductie genoteerd. De jonge watervlooien zijn zo snel mogelijk geteld en verwijderd. Na drie broedsels in de controle of maximaal 16 dagen is de test afgebroken. Aan het eind van de test zijn waar mogelijk de LC₅₀, NOEC_{sterfte} en NOEC_{reproductie} bepaald.

Chronische test met *Chironomus riparius* (muggelarf)

Ook deze bioassay is uitgevoerd conform de TRIADE-richtlijnen (Maas *et al.*, 1993). Het voor deze test benodigde sediment is gezeefd over 500 µm. Per sediment zijn twee sediment/watersystemen gemaakt bestaande uit één deel sediment en vier delen standaard water (DSW). Na 24 uur schudden zijn de potten weggezet. Na ca. 48 uur bezinken is het bovenstaande water van één van de potten afgegoten in twee testschaaltjes van 50 ml. In dit elutriaat zijn per schaalpje drie halve eipakketten van maximaal 48 uur oud blootgesteld. Na vier dagen is beoordeeld of de eipakketten zijn uitgekomen en zijn de uitgekomen larven gevoerd met 50 µl 2%-trouvit oplossing per halve eipakket. Op dezelfde dag is het andere sediment/watersysteem weer 24 uur geschud, waarna het is uitgegoten in vier testschaaltjes van 50 ml. Na 7 dagen zijn de larven uit het elutriaat gehaald en overgezet in de sediment/watersystemen. Per sediment/watersysteem zijn 25 larven

ingezet. Driemaal per week zijn de schaaltes belucht en de larven gevoerd met een 2%-trouvit oplossing. Na vier weken zijn de schaaltes uitgespoeld, de larven geteld en is het larvale stadium bepaald. Per schaalte is van alle L4 larven het drooggewicht bepaald, waaruit vervolgens een gemiddeld drooggewicht per larve is afgeleid. Aan het einde van de test is gescoord op sterfte, larvale ontwikkeling en het drooggewicht van de L4-larven.

Acute test met *Hyalella azteca* (vlokreeft)

De bioassay met *Hyalella azteca* is uitgevoerd volgens de methode beschreven in EPA (2000). Per sedimentmonster zijn vier sediment/watersystemen gemaakt met 30 gram nat sediment en 120 ml standaardwater (zogenaamd Borgmann medium). Per sediment/watersysteem zijn ad random 20 juvenielen (7 – 14 dagen oud en een leeftijdsverschil van max. 2 dagen) ingezet. Op dag 0 en 5 zijn de juvenielen gevoerd met een Yeast Cerophyl Trout chow-oplossing. De testvatjes zijn bij 23 °C geplaatst. Na 10 dagen zijn de amphipoden voorzichtig over een zeefje met een maaswijdte van 500 µm uitgespoeld, waarna het aantal overlevende amphipoden is geteld en het drooggewicht bepaald.

Acute test met *Ephoron virgo* (eendagsvlieg)

De bioassay met de haft *Ephoron virgo* is uitgevoerd volgens een methode ontwikkeld en beschreven door de Universiteit van Amsterdam (Greve *et al*, 1999). Per sedimentmonster zijn vier sediment/watersystemen gemaakt met 2,5 gram nat sediment en 10 ml standaard water (zogenaamd Elendt M7 medium). Tevens is voor elk sediment een groter sediment/watersysteem gemaakt van 15 gram nat sediment en 60 ml water. Deze systemen zijn gebruikt voor het bepalen van de fysische en chemische parameters. Per testvatje zijn ad random 20 juvenielen van max. 2 dagen oud ingezet. Op dag 0, 4 en 7 zijn de haften gevoerd. De testvatjes zijn bij 20 °C geplaatst en na 10 dagen zijn de haften voorzichtig over een zeef met maaswijdte van 100 µm uitgespoeld. Vervolgens is het aantal overlevende haften geteld en kon van iedere haft de lengte bepaald worden.

Acute test met *Brachionus calyciflorus* (radardierte)

Deze acute test is uitgevoerd volgens het standaardprotocol behorende bij deze toxkit (Creasel, 1992). Het radardierte *Brachionus calyciflorus* wordt hierbij blootgesteld aan een concentratiereeks van poriewater. Na 24 uur is de beweeglijkheid van het radardierte beoordeeld. Uit de resultaten is vervolgens (met de getrimde Spearman-Kärber methode) de EC₅₀-waarden berekend.

Noot. Op basis van de resultaten van de Rotoxkit F test in 2002 (T₀) is besloten om deze test niet meer mee te nemen in 2003 (T₁).

Acute test met *Chydorus sphaericus* (sedimentbewonende watervlo)

Deze acute test is uitgevoerd volgens de methode beschreven door de Universiteit van Amsterdam (2002). Hierbij wordt de sedimentbewonende watervlo *Chydorus sphaericus* blootgesteld in een

sediment/water testsysteem. De glazen testvials zijn hierbij gevuld met ca. 0,3 gram sediment en 2 ml Elendt M7 medium. Per sediment zijn drie testvials met 15 jonge chydoriden ingezet. Na 4 dagen zijn de testen afgebroken, waarbij het aantal overlevende exemplaren is bepaald. Van ieder dier is vervolgens de lengte gemeten. Uit deze resultaten is met behulp van een geschikte statistische methode (bv. getrimde Spearman-Kärber methode) de LC₅₀ berekend.

Referentiemateriaal

Als onderdeel van de experimentele uitvoering van veel verschillende bioassays wordt sediment van een niet verontreinigde locatie meegenomen als referentiemonster om de uitvoering van de bioassay te controleren. In dit referentiemateriaal mogen geen effecten optreden.

In dit onderzoek is slibrijk sediment uit het Drontermeer als referentiemonster meegenomen.

De twee monsters uit de beunen met Kedichem/Tegelen-kleilaag uit de diepe ondergrond bleken echter een dusdanig afwijkende structuur te hebben, dat voor deze monsters een aanvullende referentie is gebruikt. Om vooral het eventuele effect van de korrelgrootte in beeld te brengen is gewerkt met fijn kwartsmeel afkomstig van Supilco M300. Het nadeel van dit materiaal is dat het een kunstmatige oorsprong heeft.

2.6.2. Toetsing resultaten bioassays

Voor iedere bioassay is allereerst bekeken of de referentiemonsters aan de geldigheidscriteria (bijlage L) voldeden. Daarnaast is bekeken of zogenaamde randvoorwaarden in de geteste monsters werden overschreden. Dit zijn criteria voor bijv. het minimale zuurstofgehalte of de maximale geleidbaarheid en ammoniumconcentratie in het poriewater. In het geval dat dergelijke waarden werden overschreden, kan namelijk niet meer met zekerheid gesteld worden, dat eventueel in dit monster aangetoonde effecten alleen door de aanwezige microverontreinigingen zijn veroorzaakt. Wanneer dit het geval is, wordt dit bij de bespreking van de resultaten weergegeven.

De criteria om te komen tot het oordeel "geen effecten", "matige effecten", of "ernstige effecten" zijn voor de bioassays met *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* overgenomen uit het Nader Onderzoek Hollands Diep en Dordtsche Biesbosch (Den Besten, 1997). Voor de andere testen werd op basis van expert judgement een beoordeling uitgevoerd op een manier, die zo goed mogelijk overeenkwam met de systematiek uit Den Besten (1997). De gebruikte criteria zijn opgenomen in tabel 1.

Tabel 1 Gebruikte criteria voor de bioassays.

bioassay	matig effect	ernstig effect
<i>Chironomus riparius</i>		
• sterfte*	≥ 10 %	≥ 50 %
• ontwikkeling*	≥ 10 % L2, L3 of dood	≥ 50 % L2, L3 of dood
• drooggewicht*	≥ 10 % afname	≥ 25 % afname
<i>Daphnia magna</i>		
• NOEC _{sterfte}	≤ 100 vol. %	≤ 10 vol. %
• NOEC _{reproductie}	≤ 100 vol. %	≤ 10 vol. %
<i>Vibrio fischeri</i>		
• EC ₂₀	≤ 45 vol. %	≤ 10 vol. %
• TI (100/EC ₂₀)	≥ 2	≥ 10
<i>Brachionus calyciflorus</i>		
• NOEC _{sterfte}	≤ 100 vol. %	
• sterfte (EC ₅₀)	≤ 100 vol. %	≤ 10 vol. %
<i>Hyalella azteca</i>		
• sterfte*	≥ 10 %	≥ 50%
• groei*	≥ 10% afname	≥ 50 % afname
<i>Ephoron virgo</i>		
• sterfte*	≥ 10 %	≥ 50%
• groei*	≥ 10% afname	≥ 50 % afname
<i>Chydorus sphaericus</i>		
• sterfte*	≥ 10 %	≥ 50%
• groei*	≥ 10% afname	≥ 50 % afname

* mits significant verschillend van de controle

2.7 Ecologisch onderzoek

2.7.1. macrofauna

Het uitzoeken en determineren van de macrofauna is uitgevoerd door het Hydrobiologisch Adviesbureau Vallenduuk conform het werkvoorschrift "Uitzoeken en determineren van macro-invertebraten" (W 8140 2.112/versie 4) opgesteld door RIZA/IMLB (Vallenduuk, 2002; 2003).

Om te beoordelen of de bodemlevensgemeenschap afwijkt van wat op een schone bodem verwacht zou kunnen worden, zijn tijdens het project de macrofaunaparameters vergeleken met referentiewaarden voor eenzelfde sedimenttype. Hierbij is zowel naar de dichtheden als naar het aantal taxa gekeken. Daarnaast is de oligochaeten index IOBS berekend.

In een parallel lopend project werd door een consortium van Grontmij, WUR en Alterra gewerkt aan het ontwikkelen van een nieuw beoordelingssysteem voor de macrofauna in zoetgetijdenwater (KRW-watertype R8). Op T₃ werd daarom besloten de beoordeling van de macrofauna aan te passen aan de toen beschikbare inzichten vanuit dit KRW-maatlat project (Peeters, 2008). Deze beoordeling is beschreven in Kerkum en van Schie (2008) en is in het huidige rapport

overgenomen. Deze beoordeling is gebaseerd op 3 parameters, namelijk dichtheid, aantal genera en de Index of Trophic Completeness (ITC). De berekeningen zijn uitgevoerd met het programma Asterics. Dit programma staat op de site van www.Aqem.de. De uitslagen zijn vervolgens beoordeeld volgens Peeters (2008). Dit rapport was tijdens de beoordeling nog in concept (veranderingen ten opzichte van de uiteindelijke R8-maatlat zijn daardoor niet uit te sluiten). Via tabellen wordt aan de hand van de waarden een beoordeling toegekend in 5 klassen. Deze kwaliteitsklassen kennen dezelfde indeling als de KRW en lopen van 0 (zeer slecht) tot 1 (uitstekend).

Zeer slecht Slecht Matig Goed Uitstekend

2.7.2. nematoden

Inleiding

Uit studies van o.a. Schouten en Esbroek (1994) en Bongers (1990) blijkt dat nematoden goed bruikbaar zijn als biologische indicator voor de bodemkwaliteit. Bodemorganismen reageren vaak als eerste op verontreinigingen en veranderingen in een bodem. Dikwijls hebben zij een korte levenscyclus en over het algemeen staan zij in direct contact met het bodemvocht.

Het sedimenttype is eveneens van invloed op het voorkomen van nematoden. Op zand komen andere soorten voor dan op slib. Ook het organisch-stofgehalte van het sediment kan een rol spelen in het vóórkomen van soorten. Organische stof dient als voedselbron voor veel soorten. De mate waarin dit beschikbaar is als voedselbron is van belang (Bund, 1994).

In de loop van de tijd hebben nematoden twee sterk verschillende strategieën ontwikkeld om het aantal nakomelingen te maximaliseren. Voor de ene strategie is een korte generatieduur en een hoge reproductie kenmerkend, terwijl voor de andere een lange levenscyclus en een lage reproductiesnelheid kenmerkend is. De soorten met een korte generatieduur zijn uitermate geschikt om snel nieuwe gebieden te koloniseren en worden dan ook colonizers genoemd. De soorten met een lange generatieduur kunnen goed concurreren met andere soorten en komen voor in stabiele habitats met weinig veranderingen. Deze soorten worden persisters genoemd. De verhouding tussen colonizers en persisters wordt ondermeer bepaald door het voedselaanbod en de aanwezigheid van verontreinigingen. Bij de aanwezigheid van veel voedsel (b.v. bacteriën) kunnen veel colonizers voorkomen. Bij een afnemend voedselaanbod zullen, wanneer de leefomstandigheden verder gunstig (weinig verontreinigingen en verstoringen) zijn, meer persisters in de bodem aanwezig zijn. Met betrekking tot verontreinigingen in de bodem kan gesteld worden dat colonizers minder gevoelig hiervoor zijn en daarom in verontreinigde habitats meer voorkomen dan persisters (Bongers en Korthals, 1992). In Bongers (1990) wordt een schaalverdeling van klasse 1 tot 5 voorgesteld (de cp-klassen) voor het in categorieën onderbrengen van de reproductiestrategieën. Nematoden die behoren tot cp-klasse 1

behoren tot de extreme colonizers. Deze worden vooral aangetroffen op locaties waar veel voedsel beschikbaar is. Bestaat een populatie voornamelijk uit nematoden die behoren tot cp-klasse 2 dan kunnen verstoringen van chemische of fysische aard de oorzaak zijn. Wanneer het aandeel nematoden die behoren tot de cp-klasse 3, 4 en 5 een groot deel van de populatie uitmaakt dan zijn de habitatomstandigheden gunstig en zal er geen verstoring zijn. Met behulp van de indeling in cp klassen wordt de Maturity Index (MI) berekend. Deze geeft de verhouding weer tussen colonizers en persisters op een locatie. De index heeft een waarde tussen 1 en 5. Naarmate de index hoger is, zijn de habitatomstandigheden meer geschikt voor soorten die tot de persisters behoren en zal een bodem minder verstoord of verontreinigd zijn.

Aanvullend op de MI-index worden ook de abundantie van soorten en de voedselstrategie van soorten in beschouwing genomen bij de beoordeling van de biologische kwaliteit van de waterbodem.

Determinatie

In elk opgeschoond monster zijn de nematoden geteld, waarna per monster twee preparaten voor microscopische analyse zijn gemaakt. Elk preparaat bevatte 75 willekeurig uit het monster gekozen individuen. Wanneer een monster minder dan 150 exemplaren bevatte is het hele monster voor microscopische analyse gebruikt. De nematoden zijn gedetermineerd met een lichtmicroscop. De twee preparaten afkomstig van één monster zijn door twee verschillende laboranten gedetermineerd. Het uitzoeken en determineren van de nematoden is uitgevoerd door het Bedrijfslaboratorium voor Grond- en Gewasonderzoek (Blgg) te Oosterbeek.

Ecologische beoordeling nematoden

Allereerst wordt een overzicht gemaakt van de aanwezige soorten, bijbehorende cp-waarden en de voedselstrategie per soort. Aantallen worden vastgesteld in aantallen per dm².

Voordat tot een beoordeling overgegaan kan worden, worden de belangrijkste effect-parameters bepaald. De toegepaste beoordelingssystematiek is gebaseerd op de methode die beschreven is in Kerkum (2005). Hierbij worden de effect-parameters vergeleken met grenswaarden verstoord/niet-verstoord per sedimenttype. De Maturity Index is berekend volgens Bongers (1990). De indeling in voedselgroepen is gedaan aan de hand van Yeates *et al.* (1993). Tabel 2 geeft de effect-parameters voor slibsedimenten. Per locatie wordt het aantal maal + vergeleken met het aantal maal -. Het eindoordeel per locatie wordt gegeven als +, - of ±.

Tabel 2 Grenswaarden en beoordeling effectparameters voor nematoden voor sliblocaties (grens verstoord/niet-verstoord), (Kerkum, 2005).

Effect-parameters	Waarde	Beoordeling	
Aantal per dm ²	4000	> referentie	+
Aantal taxa	15	> referentie	+
% schimmeleters	1	< referentie	+
%bacterie-eters	80	< referentie	+
% algeneters	3	> referentie	+
% Carni/omnivoren	16	> referentie	+
% cp-1	15	< referentie	+
% cp-2	61	< referentie	+
% cp-3	18	> referentie	+
% cp-4	4	> referentie	+
% cp-5	2	> referentie	+
MI (1-5)	2,17	> referentie	+
MI (2-5)	2,38	> referentie	+
ITI	18,3	> referentie	+

Op T₃ is de IT-index als extra beoordelingsparameter toegevoegd. Deze IT-index behoort niet tot de standaardprocedure, maar is toegevoegd om ook de trofische structuur van een nematodenlevensgemeenschap in de beoordeling te betrekken, omdat gebleken is dat bij verstoringen sommige soorten bevoordeeld worden.

Bij de Infaunal Trophic Index (Word, 1979) wordt voor de beoordeling gebruik gemaakt van de voedselstrategie. Deze index geeft de trofische structuur van een macrobenthosgemeenschap als een simpel getal tussen 0 en 100 weer. Deze index wordt toegepast bij de beoordeling van macrofauna in kustwateren en is gebaseerd op het feit dat bij macrofauna door verstoring, vervuiling en eutrofiëring de deposit feeders bevoordeeld zouden worden. De index lijkt echter ook goed bruikbaar voor de beoordeling van nematodengemeenschappen, waarbij ervan uitgegaan wordt dat een toename van omni/carnivoren en algeneters en een afname van schimmeleters en bacterie-eters indiceert dat de habitatomstandigheden op de te beoordelen locaties verbetert.

Voor de berekening van de index is de volgende formule gebruikt:

$$ITI = 100 - [100 / 3 * (((0 * n1) + (1 * n2) + (2 * n3) + (3 * n4)) / (n1 + n2 + n3 + n4))]$$

Hierbij is:

n1 = aantal of percentage omni/carnivoren

n2 = aantal of percentage algeneters

n3 = aantal of percentage schimmeleters

n4 = aantal of percentage bacterie-eters

Met deze formule wordt met de bij het sedimenttype behorende grenswaarden uit Kerkum (2005) een bij dit type sediment behorende specifieke IT-index berekend. Is een index van een te beoordelen locatie lager dan de specifieke index dan is er sprake van slechtere habitatomstandigheden. Wanneer de index hoger is dan de specifieke index dan zijn er betere habitatomstandigheden op de te beoordelen locatie.

cp-driehoek

Naast bovenstaande beoordelingen worden de cp-waarden ook weergegeven in een cp-driehoek. In deze driehoek wordt de positie van een locatie bepaald door het aandeel in de populatie van cp1, cp2 en de som van cp3, 4 en 5 nematoden. Het verschil in positie ten opzichte van het referentiepunt bepaalt of een locatie negatief of positief beoordeeld wordt. Is de positie meer naar de top van de driehoek dan is er sprake van een eutrofe toestand op de bemonsterde locatie. Is de positie rechts in de driehoek dan is er sprake van chemische of fysische verstoring op de bemonsterde locatie en is de positie links in de driehoek dan is er sprake van een goede ecologische toestand op de bemonsterde locatie.

Tot slot worden de aangetroffen soorten nog in de beoordeling meegenomen. Voor een positieve beoordeling zijn hierbij de volgende punten van belang:

- Er zijn meer dan 15 verschillende soorten
- Hieronder bevinden zich vertegenwoordigers van de *Aphelenchidae*, de *Ethmolaimidae*, de *Alaimidae* en de *Rhabditidae* en
- Er worden meer dan 15% omni/carnivoren aangetroffen.

3. Resultaten

.....

3.1 Milieuchemisch onderzoek

Zoals in de inleiding is aangegeven zijn op T_0 en T_1 naast de metingen van totaalgehalten ook de snel-uitwisselbare of beschikbare gehalten bepaald. Hiertoe is gebruik gemaakt van een tweetal extractiemethoden, namelijk een CaCl_2 -extractie voor de metalen en een Tenax-extractie voor de organische microverontreinigingen. Op T_2 en T_3 zijn alleen de totaalgehalten bepaald.

Bij het bespreken van de resultaten wordt eerst ingegaan op de gemeten totaalgehalten en de fysische parameters als de korrelgrootteverdeling. Hiermee wordt het algehele beeld beschreven van de sedimentatieprocessen die hebben plaatsgevonden tijdens en na de proefsanering.

De metingen van de beschikbaarheid worden ook gebruikt bij de interpretatie van de mogelijke eco(toxico)logische risico's van de verontreinigingen (§3.2).

3.1.1. Totaalgehalten

Alle ruwe data zijn opgenomen in bijlage B en C (niet-gestandaardiseerd). Bijlage D en E geven de naar standaardbodem omgerekende gehalten. Deze waarden zijn vervolgens geclassificeerd op basis van de vierde nota Waterhuishouding. De resultaten hiervan zijn weergegeven in tabel 3, waarbij ook het organisch-stofgehalte en een typering van de korrelgrootte is aangegeven.

T_0

De totaalgehalten in de toplaag van het referentievlak en het te saneren vlak verschillen op T_0 weinig van elkaar. De mate van verontreiniging komt onderling goed overeen, waarbij de PAKs en PCBs in vrijwel alle gevallen klassebepalend zijn (klasse 3). Wel dient te worden opgemerkt, dat vooral het monster HVR1 veel zandiger was en (daaraan gekoppeld) ook een lager organisch-stofgehalte had.

afdek materiaal in beunen

Zowel de verontreinigingsgraad als het organisch-stofpercentage van het afdek materiaal, bemonsterd in de beunen 1 en 2, was beduidend lager dan in de toplaag van de waterbodem op T_0 . Deze sedimentmonsters werden als klasse 0 getypeerd. Alleen het monster Beun 3 bleek sterker verontreinigd met zware metalen, PAKs en vooral PCBs (eindoordeel klasse 3). Dit monster had bovendien een meer zandige structuur.

T₁

Negen maanden na de sanering (T₁) is de algehele verontreinigingsgraad in het proefsaneringsvak duidelijk lager dan op T₀. Wel is opvallend, dat het eindoordeel nog steeds op klasse 2 uitkomt. Op de referentie-locaties is weinig veranderd, met als enige opmerking dat het bodemtype op locatie HVR1 anders is dan op T₀. Het 'zandige' karakter van dit monster op T₀ is namelijk verdwenen, waardoor HVR1 nu meer overeenkomt met de bodemkarakteristieken van HVR 2 en 3.

Minder eenduidig zijn de wijzigingen in de korrelgrootteverdeling op de proefsaneringslocaties. Het organisch-stofgehalte (dat op T₁ duidelijk lager is dan op T₀) illustreert het effect van een afdekking met materiaal, dat zelf ook een laag organisch-stofgehalte kende. De korrelgrootteverdeling is hiermee echter niet in overeenstemming. Op T₀ werden er namelijk (met uitzondering van beun 3) slechts weinig verschillen aangetroffen in de korrelgrootteverdeling van het afdek materiaal en de saneringslocaties. Toch blijkt op T₁, dat het aandeel slib/klei (zie fractie < 2, <16 en < 63 µm) in de saneringslocaties opeens voor alle monsters beduidend lager ligt. Lager dan op T₀, maar ook lager dan gemiddeld voor het afdek materiaal werd vastgesteld. Dit kan op meerdere zaken duiden. Allereerst wordt vastgesteld dat de spreiding in de korrelgrootteverdeling tussen de vijf monsters van het afdek materiaal relatief groot is, waarbij niet bekend is of ieder type afdek materiaal representatief is bemonsterd.

Daarnaast moet bedacht worden, dat de standaard korrelgrootteverdelingsanalyse, zoals die routinematig wordt uitgevoerd, wellicht niet geschikt is geweest voor de typering van het afdek materiaal met een heel duidelijk afwijkende (kleiige, kleverige) structuur. Zo werd voor de Kedichem/Tegelen-kleilaag verwacht, dat alle korrels <63µm zouden zijn. Toch ligt dit gehalte in de metingen rond de 70-80%.

Dat er ook met zandig materiaal is afgedekt, is te zien in de resultaten van Beun 3.

T₂

Bijna 3 jaar na het afdekken is de toplaagkwaliteit op de 6 locaties weer gemeten. In het referentievlak is het organisch-stofgehalte en het slibgehalte nog steeds iets hoger dan in het gesaneerde vlak. Het verschil is echter afgenomen. De kwaliteit van de toplaag uitgedrukt in de eindklasse (tabel 3) laat zien dat er geen verschil bestaat tussen beide vlakken. Bovendien zijn alle locaties beoordeeld als klasse 2. Dit betekent dat de toplaagkwaliteit ten opzichte van de Ausgangssituatie in 2002 (T₀) ook in het referentievlak 'verbeterd' is van klasse 3 naar klasse 2. Op T₃ is het eindoordeel echter weer een klasse 3 (en zelfs een klasse 4). Er kan dus op T₂ beter van variatie dan van verbetering gesproken worden.

Tabel 3 Overzicht van fysisch/chemische analyseresultaten, waarbij de verontreinigingsgraad is gebaseerd op de klasse-indeling conform de vierde nota Waterhuishouding.

Locatie		Org. stof (%)	Elem.C (g/kg)	Korrelgrootte		Verontreinigingsklasse sediment				Eindoordeel
				<2µm (%)	<63µm (%)	Zware metalen	PCBs ¹	OCBs	PAKs	
T₀-situatie										
Referentie	HVR1	2,2	13	9,7	24,2	2	3	2	2	3
	HVR2	6,7	39	34,8	70,4	2	3	2	3	3
	HVR3	6,8	39	36,4	72,3	2	2	2	3	3
Sanering	HVS1	6,9	40	36,4	74,6	2	2	2	3	3
	HVS2	6,7	39	33,1	71,2	2	3	2	3	3
	HVS3	6,2	36	30,7	69,8	2	3	2	3	3
Beun	Beun 1	1,0	6	35,4	68,5	0	≤ 1	≤ 2	0	0
	Beun 2	0,8	5	48,0	83,3	0	≤ 1	≤ 2	0	0
	Beun 3	2,8	17	8,4	27,7	2	3	2	2	3
	Beun A	3,3		30,0		0	≤ 1	2	0	1
	Beun B	1,2		18,9		0	2	2	0	1
T₁-situatie										
Referentie	HVR1	6,2	36	33,7	67,8	2	2	2	2	2
	HVR2	6,3	37	43,2	68,1	2	3	2	2	3
	HVR3	6,6	38	39,4	73,3	2	3	2	2	3
Sanering	HVS2	2,7	16	10,6	32,1	1	2	2	2	2
	HVS3	2,6	15	13,3	39,0	1	2	2	0	2
	HVS4	3,4	20	8,4	19,4	1	2	2	0	2
T₂-situatie										
Referentie	HVR1	5,4	2,4	17	46	2	2	1	2	2
	HVR2	7,4	3,8	29	62	2	2	1	2	2
	HVR3	7,9	3,5	32	71	2	2	2	2	2
Sanering	HVS2	4,5	2,7	17	55	2	2	1	2	2
	HVS3	6,0	3,4	25	64	2	2	1	2	2
	HVS4	4,1	1,7	14	43	2	2	2	2	2
T₃-situatie										
Referentie	HVR1	5,7		27,1	49,7	2	3	2	2	3
	HVR2	8,2		27,0	64,9	4	3	2	2	4
	HVR3	8,7		38,0	70,1	2	3	2	2	3
Sanering	HVS2	6,4		21,6	59,2	2	3	0	2	3
	HVS3	3,0		8,5	25,2	2	3	1	2	3
	HVS4	4,4		15,8	33,7	2	3	0	2	3

¹ Klassebeoordeling gebaseerd op een gemiddelde van de individuele stoffen om zo het beeld te corrigeren dat ontstaat door het ontbreken van een toetsingswaarde voor de gesommeerde PCB-gehalten.

T₃

Vijf jaar na de proefsanering is het sediment nogmaals bemonsterd. Op basis van de korrelgrootteverdeling wordt geconcludeerd dat het sedimenttype voornamelijk slib betreft. Het organisch-stofgehalte en het slibpercentage blijft in het gesaneerde vak (vooral HVS2 en HVS3) echter wat lager liggen dan in het referentievak.

Opvallend is verder dat alle sedimentmonsters als klasse 3 of slechter gekwalificeerd worden. Dit geldt voor zowel de monsters uit het gesaneerde gebied als voor de referentiepunten. Blijkbaar is het afdek materiaal, in oorsprong gekwalificeerd als klasse 0, opnieuw bedekt met verontreinigd sediment dat mogelijk afkomstig is van een interne bron in het Haringvliet.

Aanvullend op dit eindoordeel is ook gekeken naar de achterliggende gestandaardiseerde waarden. Deze zijn opgenomen in tabel 4. De waarden in de referentielocaties variëren wat over de jaren. De procentuele verbetering in het gesaneerde proefvak is daarom berekend ten opzichte van de gemiddelde waarde voor de referentiepunten over de vier beschikbare meetjaren. Deze berekeningen laten zien dat de gestandaardiseerde gehalten 9 maanden na de sanering ongeveer zijn gehalveerd. Vervolgens komt er met elk aanvullende meting (T₂ en T₃) zo'n 10-15% bij. Op T₃, vijf jaar na de sanering liggen de gemiddelde gestandaardiseerde gehalten nog steeds zo'n 25% lager dan in de referentiepunten. Dit is in overeenstemming met de gemiddeld lagere organisch-stofgehalten. Ook deze liggen namelijk gemiddeld zo'n 20-30% lager. Dit betekent dat het organisch stof uit het nieuw gesedimenteerde slib (met relatief hoge gehalten aan verontreinigingen) is opgemengd met het organisch stof uit de aangebrachte kleilaag dat veel minder verontreinigd was.

Tabel 4 Gemiddelde gestandaardiseerde gehalten in het gesaneerde vlak (n=3) en het referentievak (n=3) voor de klassebepalende stoffen en de procentuele verschillen tussen het gesaneerde vak en de gemiddelde waarde voor het referentievak over de jaren (%).

stof	eenheid	Referentievak				Gesaneerde vak			
		T ₀	T ₁	T ₂	T ₃	T ₀	T ₁	T ₂	T ₃
Cd	mg/kg	3,8	3,4	4,2	5,2	5,3	1,7	2,7	2,7
Cu	mg/kg	55	57	64	77	68	30	43	49
Hg	mg/kg	0,8	0,8	0,9	1,4	1,1	0,4	0,5	0,9
Pb	mg/kg	98	94	91	123	118	38	62	72
Ni	mg/kg	29	28	33	46	29	25	26	37
Zn	mg/kg	423	393	469	592	472	232	317	401
Σ7 PCB	ug/kg	194	199	69	179	214	174	104	132
Σ10 PAK VROM	mg/kg	11,2	3,0	2,1	5,0	14,3	0,9	1,8	2,5
Min. olie	mg/kg	606	529	1437	716	653	518	950	520
						T ₀	T ₁	T ₂	T ₃
Cd	%					128	41	66	64
Cu	%					107	47	68	77
Hg	%					115	36	49	89
Pb	%					117	37	61	71
Ni	%					86	72	78	108
Zn	%					101	50	68	85
Σ7 PCB	%					128	104	62	79
Σ10 PAK VROM	%					268	18	33	48
Min. olie	%					79	63	116	63
Gem.						125	52	67	76

3.1.2. Herkomst van de verontreinigingen in HVS op T₁

Op basis van de totaalgehalten, zoals hierboven besproken, is geprobeerd aanvullend inzicht te krijgen in de redenen, waarom zo snel na sanering de toplaag weer als klasse 2 wordt beoordeeld. Hiertoe is als eerste een overzicht gemaakt van de totaalgehalten voor en na standaardisatie (zie figuur 5).

Organische microverontreinigingen

Naast de totaalgehalten zoals die door de routinematig uitgevoerde analyses bij Omegam zijn vastgesteld, kan ook middels de Tenax-extractie een totaalgehalte berekend worden. Na de Tenax-extractie wordt namelijk ook het restgehalte geanalyseerd om zo de biologische beschikbare fractie te kunnen berekenen. De som van het restgehalte plus het Tenax-extraheerbare gehalte vormt op die manier ook een totaalgehalte. De vergelijking van de totaalgehalten van beide analysemethoden is opgenomen in bijlage F en laat enkele opmerkelijke verschillen zien:

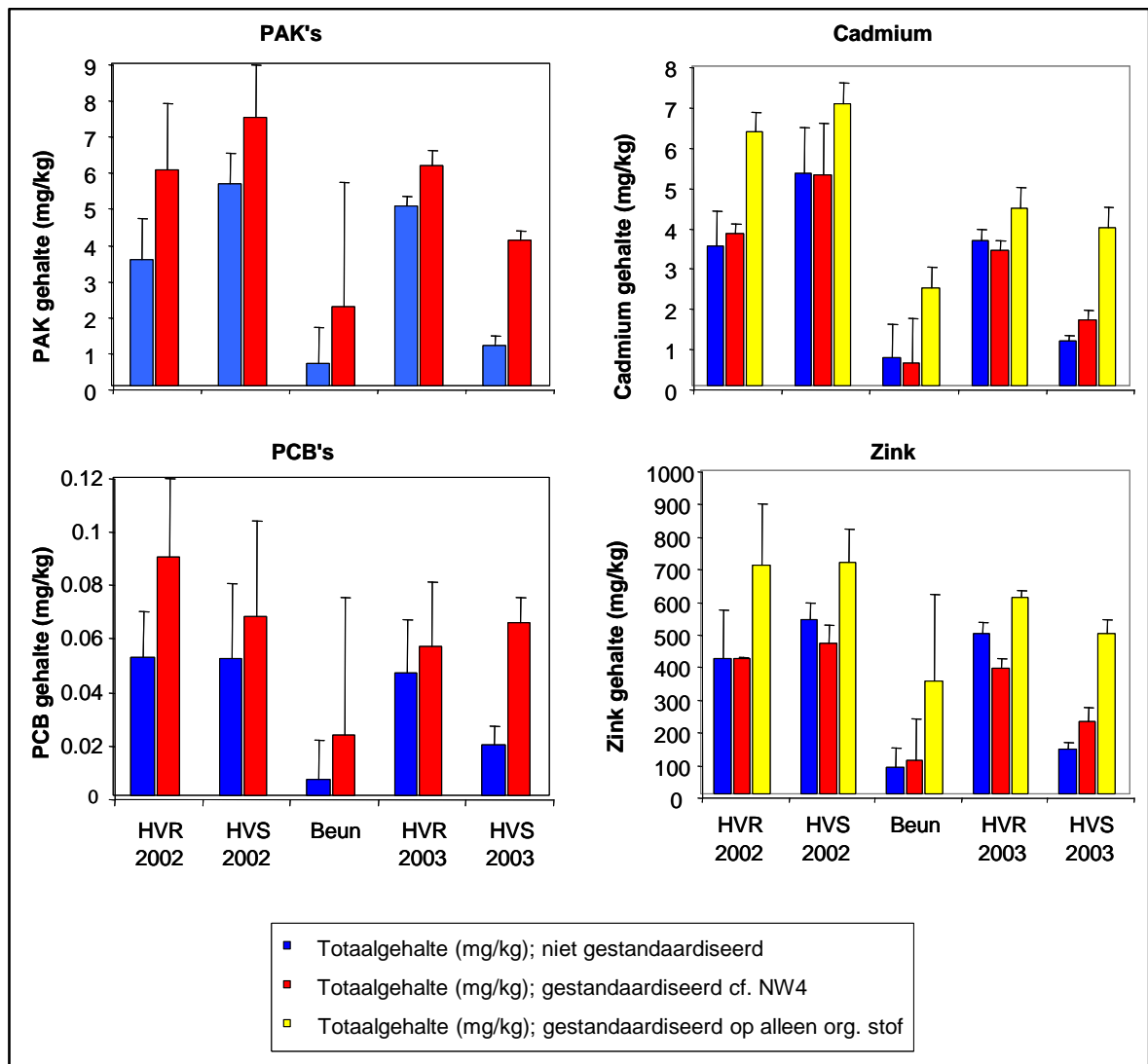
- De PAK-gehalten gemeten bij Omegam in 2002 liggen gemiddeld een factor 3 hoger dan die gemeten bij RIZA, terwijl de PAK-gehalten in 2003 juist 30% lager liggen.

-
- De PAK-gehalten gemeten bij RIZA in 2002 en 2003 komen goed overeen. De gehalten bij Omegam liggen een factor 5-6 lager (ook voor HVR).
 - De PCB-gehalten in beide jaren van elk van de laboratoria komen goed met elkaar overeen. De gehalten gemeten door het RIZA liggen echter een factor 2 lager dan die gemeten door Omegam.
 - Alhoewel de data van het RIZA vooralsnog niet zijn gebruikt voor een nieuwe klassebeoordeling, zouden bovenstaande verschillen weldegelijk de klassebeoordeling beïnvloeden. Zo zal de klasse 3 voor PAK's in 2002 waarschijnlijk een klasse 2 worden. Hetzelfde geldt voor de PCB klasse 3 monsters.

Vooraf omdat de resultaten van de PAK-analyses van het RIZA minder variaties tussen beide jaren lieten zien, is besloten om alleen de resultaten van het RIZA verder uit te werken.

De analyses van 2005 zijn alleen door OMEGAM uitgevoerd. De werkwijze van OMEGAM was ondertussen zodanig aangepast dat er geen significante verschillen meer met het RIZA optraden. Ook in 2007 (T₃) zijn de chemische analyses alleen door een routine laboratorium uitgevoerd.

Let op: Niet van alle Beun-monsters werd ook een Tenax-analyse uitgevoerd. In die gevallen is dus ook niet een 'RIZA-totaalgehalte' bekend en zijn de berekeningen gebaseerd op de data zoals door Omegam aangeleverd.



Figuur 5 Totaalgehalten van PAKs, PCBs, cadmium en zink voor en na standaardisatie. Waarden zijn gesommeerd voor de individuele verontreinigingen en vervolgens gemiddeld over de monsters. Voor de beide metalen is een aanvullende standaardisatie uitgevoerd, waarbij alleen het organisch-stof is verrekend (zie tekst).

Figuur 5 illustreert een duidelijk verschil in de niet-gestandaardiseerde totaalgehalten tussen de niet-gesaneerde locaties (HVR 2002, HVR 2003 en HVS 2002), het afdek materiaal (beun) en de toplaag na de proefsanering (HVS 2003). Dit geldt voor zowel de PAKs als de PCBs. Na standaardisatie zijn de verschillen echter veel kleiner (en niet significant; PAKs) of zelfs verdwenen (PCBs). Dit betekent, dat de lagere gehalten in de HVS-monsters na sanering vooral veroorzaakt zijn door een lager organisch-stofgehalte (zie tabel 3). Dit leidt tot de veronderstelling, dat er in de maanden na afloop van de proefsanering een nieuwe laag slibrijk sediment is gesedimenteerd, dat vervolgens op T₁ tezamen met een gedeelte van de daaronder liggende laag met afdek materiaal is bemonsterd. De dikte van deze nieuwe sliblaag

bepaalt dan het niet-gestandaardiseerde totaalgehalte. Op basis van de organisch-stofgehalten kan geschat worden, dat de gemiddelde dikte van deze laag op T_1 zo'n 2-3 cm is geweest. Twee á drie centimeter met een organisch-stofgehalte van circa 6,5% op zes á zeven centimeter afdek materiaal met een organisch-stofgehalte van 1,8% levert namelijk een gemiddeld organisch-stofgehalte van 2,9%, zoals is aangetroffen. Wellicht zit deze schatting iets aan de hoge kant omdat het organisch-stofgehalte in zwevende stof (cq. opgewerveld slib) wellicht iets hoger zal zijn dan in een bulkmonster over de bovenste 10 cm.

Metalen

Ook voor de totaalgehalten aan metalen is een vergelijkbare analyse uitgevoerd. Dit is geïllustreerd aan de hand van cadmium en zink in figuur 5. Voor zowel cadmium als zink kan geconcludeerd worden, dat de gebruikelijke standaardisatie slechts een geringe invloed op de totaalgehalten heeft. Bovendien is het totaalgehalte na sanering beduidend lager dan voor de sanering. Dit beeld verschilt daarmee van de conclusie op basis van de gestandaardiseerde totaalgehalten aan organische microverontreinigingen. Er is echter een wezenlijk verschil in de wijze van standaardisatie. Voor organische microverontreinigingen wordt de standaardisatie alleen uitgevoerd op basis van het percentage organische stof, terwijl voor metalen ook naar het lutumgehalte wordt gekeken. Juist hierdoor is de situatie voor de T_1 -monsters in het proefsaneringsvak afwijkend. De vastgestelde korrelgrootteverdeling wordt namelijk vooral beïnvloed door de korrelgrootteverdeling van het gebruikte afdek materiaal (want dat is kwantitatief het belangrijkste onderdeel van het toplaagmonster), terwijl het organisch-stofgehalte ook sterk wordt beïnvloed door het gehalte in het slib, dat na afloop van de proefsanering is gesedimenteerd. Daarnaast is hierboven ook al aangegeven, dat het lutumgehalte in de gesaneerde monsters op T_1 opvallend afwijkt van hetgeen werd verwacht, omdat deze gehalten lager waren dan op T_0 , maar ook lager dan gemiddeld voor het afdek materiaal werd vastgesteld. Dit kan ook gevolgen hebben gehad voor de berekende gehalten in standaardsediment.

Verdere indicaties over de aard en omvang van deze verschillen zijn als volgt te beredeneren. Als de hierboven besproken hypothese (dat een groot deel van de op T_1 gemeten verontreinigingen afkomstig is geweest uit een vers gesedimenteerde laag slibrijk materiaal) juist is, dan zou dat niet alleen voor de organische microverontreinigingen maar ook voor de metalen moeten gelden. De verhouding tussen de metaalgehalten en de gehalten aan organische microverontreinigingen zijn tenslotte in de meeste Rijkswateren redelijk goed aan elkaar gecorreleerd. Om hierover een meer precies beeld te krijgen zijn de totaalgehalten daarom aanvullend 'gestandaardiseerd' op basis van alleen het percentage organische stof. Hierbij is het totaalgehalte aan metalen omgerekend naar een sediment met 10% organische stof. De resultaten zijn ook opgenomen in figuur 5 en laten zien dat de onderlinge verschillen tussen HVR en HVS alsmede T_0 en T_1 aanzienlijk

verminderd zijn. Dit betekent, dat ook in het geval van de metalen de hypothese gerechtvaardigd lijkt dat het merendeel van de verontreinigingen in de T₁ situatie in het proefsaneringsvak afkomstig is geweest uit een vers-gesedimenteerde laag slibrijk materiaal dat qua samenstelling en kwaliteit goed overeenkomt met de gemiddelde kwaliteit van de toplaag van het sediment in (dit gedeelte) van het Haringvliet. Dit proces is niet geëindigd op T₁ maar gaat gewoon door waardoor het verschil in de verontreiniging tussen de gesaneerde en niet-gesaneerde punten steeds kleiner wordt (zie tabel 4).

3.1.3. Bodemopbouw op de verschillende tijdstippen

Bij de monsternamen is beschreven hoe de bodemopbouw op de monsterlocaties was.

T₀

Op T₀ bestond de bodem op elke locatie uit een geoxideerde toplaag met slap slib van enkele cm's dik. Daaronder bevond zich steeds matig vast slib. In tabel 5 is aangegeven hoe dik de slappe-sliblaag was.

Tabel 5 Bodemopbouw en diepteligging monsterpunten op T₀

locatie nr.	dikte slappe sliblaag [cm]	diepte bodem tov NAP
HVS1	8	-7.29
HVS2	9	-6.64
HVS3	9	-5.82
HVR1	2	-3.63
HVR2	6	-6.32
HVR3	8	-7.64

T₁

De beschrijving van de bodemopbouw op T₁ is niet bekend.

T₂

De bodemopbouw op T₂ is in tabel 6 opgenomen.

Drie jaar na afdekken is er op de monsterpunten in het saneringsvlak een toplaag van 7 à 8 cm licht slib aanwezig. Op HVS3 en HVS4 is daaronder een overgangslaag naar donker slib (anaëroob) aanwezig van respectievelijk 1 cm en meer dan 20 cm dik.

Alleen op HVS4 en HVS2 is daaronder vaste klei aangetroffen, dat zeer waarschijnlijk het afdek materiaal is. Dit zou betekenen dat er in de eerste drie jaar na sanering zo 7-9 cm slib is gesedimenteerd, hetgeen op orde grootte redelijk overeenkomt met de geschatte 2-3 cm na 9 maanden zoals die hierboven is besproken (§3.1.2).

Op het niet-gesaneerde vlak is een toplaag van 3 cm licht slib (aëroob) aanwezig op een steeds vaster en anaëroob wordende slibbodem.

Tabel 6 Bodemopbouw op T₂

monsterpunt	bodemopbouw
HVR1	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVR2	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVR3	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVS2	top: 7 cm licht slib; >7 cm scherpe overgang naar grijs klei
HVS3	top: 7 cm licht slib; geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib (geen klei aangetroffen)
HVS4	top: 8 cm licht slib; 1 cm donker slib; >9 cm grijs klei

T₃

De bodemopbouw op T₃ is in tabel 7 opgenomen. Deze bevestigt het beeld op T₂, namelijk dat er in het gesaneerde proefvlak een in-dikte-groeiende laag slib aanwezig is, waarbij het aangebrachte kleiige materiaal in de diepte wordt teruggevonden. Deze klei is soms aanwezig als duidelijke laag overgang, maar soms is er ook eerst een gemengde laag van slib met kleibrokken waaronder dan vervolgens een meer homogene kleilaag aanwezig is. De gesedimenteerde sliblaag varieert op T₃ tussen de 8-11 cm (uitschieters van 6 resp. >40 cm), hetgeen zo'n 1-2 cm meer is dan op T₂.

Tabel 7 Bodemopbouw op T₃

monsterpunt	bodemopbouw
HVR1	0-10cm: licht zandhoudend slib; 10-30cm: zandhoudend slib
HVR2	0-40cm: slib
HVR3	0-40cm: slib
HVS2	0-9cm: slib; daaronder (overgang naar) klei
HVS3	0-10cm: slib; daaronder (overgang naar) klei
HVS4	0-10cm: slib; daaronder klei

3.1.4. MTR-overschrijdingen

De klasse-indeling en totaalgehalten geven een eerste inschatting van de aard en ernst van de verontreiniging. Voor een meer eenduidige relatie met eventuele ecologische risico's zijn de (gestandaardiseerde) totaalgehalten op T₀, T₁ en T₂ ook met MTR-waarden voor sediment vergeleken. De resultaten hiervan, zoals opgenomen in bijlage G en zijn samengevat in tabel 8.

Van alle zware metalen lag op T₀ alleen koper op het MTR-niveau. Alle andere metalen lagen er (ruim) onder. Dit beeld verandert weinig in de tijd. Bij de PAK is wel een duidelijke kwaliteitsverbetering te zien. In 2002 (T₀) overschreden antraceen, fenanteen en fluoranteen het MTR (resp. max. 13x, 4,7x en 1,5x). In 2005 was het antraceen-gehalte verminderd tot het 1,4x MTR-niveau. De andere PAKs overschreden het MTR-niveau niet meer. In 2007 (T₃) was het Pak-gehalte echter weer iets toegenomen (zie tabel 4). Deze veranderingen zijn dan ook deel shet gevolg van variaties tussen de jaren.

De sterkste overschrijdingen werden voor de PCBs en enkele OCBs vastgesteld. Bij de PCBs betrof het meestal de congenere 138, 153 en 180, terwijl het bij de OCBs vooral om HCB en de som van DDD dan wel DDE ging. Het gemiddelde gehalte van de PCB's is zelfs toegenomen t.o.v. 2002.

In géén van de gevallen werd de MTR-waarde met meer dan een factor 10 overschreden, wat in veel gevallen als grens voor het optreden van ernstige risico's wordt gehanteerd.

Tabel 8 Overzicht van de mate waarin de MTR-waarden voor sediment werden overschreden.

Locatie		metalen			PAKs ¹			PCBs ¹			OCBs		
		n	max	gem	n	max	gem	n	max	gem	n	max	gem
T₀-situatie													
Referentie	HVR	0	-	-	4	13,0	5,3	7	6,2	3,0	3	7,4	3,5
Sanering	HVS	1	1,0	1,0	5	12,5	5,4	7	7,1	3,1	3	6,9	3,7
Beun ²	Beun	0	-	-	4	12,8	6,3	7	2,0	1,7	3	6,9	3,9
T₁-situatie													
Referentie	HVR	0	-	-	2	2,0	1,4	7	6,3	3,5	3	6,2	3,6
Sanering	HVS	0	-	-	2	1,9	1,3	7	2,0	1,5	3	3,7	2,5
T₂-situatie													
Referentie	HVR	0	-	-	1	1,4	-	7	7,8	4,5	3	9,4	3,3
Sanering	HVS	0	-	-	1	1,0	-	7	8,5	4,1	3	7,9	2,7

n: het aantal individuele stoffen dat de MTR overschreed, gemiddeld over de monsters

max: de hoogste overschrijdingsfactor van een individuele stof over de monsters gezamenlijk

gem: gemiddelde overschrijdingsfactor van alle individuele stoffen, die de MTR overschreden, over de monsters gezamenlijk

¹: betreft analysedata van het RIZA

²: betreft alleen beun 3

3.1.5. Beschikbaarheid via Tenax en CaCl₂

Zoals gezegd is er vanwege het beoordelen van de mogelijke risico's op T₀ en T₁ extra aandacht besteed aan de beschikbare gehalten van zowel de organische microverontreinigingen (via Tenax-extractie) als de metalen (via een CaCl₂-extractie). Deze worden hieronder besproken.

Organische microverontreinigingen

De gedetailleerde meetgegevens van alle individuele stoffen zijn opgenomen in bijlage H en per stofgroep samengevat in tabel 9. Deze resultaten illustreren dat het biologisch beschikbare gehalte van de PAK- en PCB-verontreiniging in de HVS-monsters op T₁ duidelijk lager was dan in de overige monsters uit het Haringvliet. Hetzelfde geldt ook voor de OCBs. Deze resultaten zijn echter alleen opgenomen in de bijlagen, omdat voor DDD, DDE en endosulfan (de stoffen die de overschrijdingen van de MTR-waarden veroorzaakten) geen Tenax-gehalten beschikbaar zijn.

Als het Tenax-extraheerbare gedeelte van de PAK en PCB verontreiniging echter wordt uitgedrukt als fractie van het totaalgehalte, dan nivelleren deze verschillen sterk en worden er geen significante verschillen tussen de monsters meer aangetroffen. Dit betekent dat de verschillen in de biologisch beschikbare hoeveelheden aan PAKs en PCBs vooral zijn veroorzaakt door verschillende totaalgehalten, terwijl de beschikbare fracties (relatieve maat) weinig verschillen liet zien.

Verder valt op dat de beschikbare fractie voor de PAKs beduidend lager is dan voor de PCBs. Dit verschil wordt vaker gevonden, zo ook in bijvoorbeeld de studies aan sediment uit het Ketelmeer (De Haan, 2001; Ten Hulscher en Wilkens, 2001). De waarden komen verder goed overeen met Tenax-extraheerbare fractie in sediment uit de Sliedrechtse Biesbosch (PAKs: 4-7%; PCB: 25-30%; Postma *et al.*, 2001).

Tabel 9 Snel-uitwisselbare gehalten ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en de beschikbare fracties (%) gemiddeld over de individuele verbindingen.

Locatie		TENAX gehalte ($\mu\text{g}/\text{kg}$)				Fractie (%)			
		ΣPAKs		ΣPCBs		PAKs		PCBs	
		Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev	Gem	Stdev
T₀-situatie									
Referentie	HVR	210	42	13	5	6	1	24	1
Sanering	HVS	306	94	19	2	5	1	45	26
Beun	Beun	174	-	8	-	8	-	25	-
T₁-situatie									
Referentie	HVR	315	24	14	3	6	1	34	12
Sanering	HVS	112	30	6	4	9	1	30	3

Data per type locatie (HVR versus HVS) en jaar zijn gemiddeld.

De resultaten voor de beun bestaan uit een waarneming van één monster, waardoor er geen standaarddeviaties zijn berekend.

Deze met Tenax geëxtraheerde gehalten worden gezien als het beschikbare deel van het totaalgehalte die de evenwichtinstelling tussen poriewater en vaste fase bepalen. Ook deze gehalten kunnen vergeleken worden met MTR-waarden voor sediment.

De totaalgehalten van de PAKs overschreden op T₁ de MTR-waarden nauwelijks. Omdat de beschikbaarheid lager is dan 100% (tabel 9) overschrijden de beschikbare gehalten eveneens het MTR niet (op enkele kleine overschrijdingen na). Slechts 5-10% van het PAK-totaalgehalte was Tenax-extraheerbaar (tabel 9).

Voor de PCBs is een zelfde exercitie uit te voeren. Voor de PCB's ligt de beschikbare fractie rond de 30%. De gemiddelde totaalgehalten van PCB's in het gesaneerde deel overschrijden het MTR met een factor 2-3 (zie tabel 8), waardoor de snel-uitwisselbare gehalten rond de MTR liggen.

Aangezien voor de organische microverontreinigingen geen significante verschillen in de beschikbare fracties zijn vastgesteld tussen de al dan niet gesaneerde delen van het Haringvliet, kan het effect van de proefsanering evengoed aan de hand van de totaalgehalten worden beoordeeld.

Dit wil echter niet zeggen, dat veranderingen in beschikbaarheid niet alsnog kunnen optreden. Men kan zich bijvoorbeeld voorstellen dat er, met het voortschrijden van de tijd die verstreken is na de proefsanering, een steeds betere menging ontstaat tussen het afdek materiaal (niet verontreinigd, laag organisch-stofgehalte en afwijkende korrelgrootte structuur) en het nieuw te sedimenteren slib. In hoeverre dit daadwerkelijk plaatsvindt, is vijf jaar na de proefsanering niet helemaal duidelijk. Enerzijds geven de beschrijvingen van de genomen bodemonsters aan dat de aangebrachte kleilagen herkenbaar aanwezig zijn op circa 10 cm onder de toplaag. Menging lijkt daarom niet noemenswaardig op te treden. Anderzijds blijft het organisch-stofgehalte in het gesaneerde vlak lager dan in de referentiepunten, terwijl er ondertussen eigenlijk een volledige sliblaag is bemonsterd. Dit suggereert dat er toch enige menging heeft plaatsgevonden. Dit kan in het veld optreden maar even goed tijdens de monsternamen, zeker indien de overgang van de sliblaag naar de kleilaag minder scherp is zoals sommige boorbeschrijvingen aangeven.

Metalen

Bijlage I geeft een overzicht van de concentraties van metalen in de CaCl₂-extracten. Een samengevat overzicht van deze resultaten is weergegeven in tabel 10.

Dit overzicht is beperkt tot de metalen arseen, nikkel en zink. De redenen hiervoor zijn dat de concentraties in de CaCl₂-extracten van cadmium en chroom in beide jaren én voor alle monsters om en nabij de detectiegrens lagen, waardoor deze analyses minder bruikbaar zijn om conclusies aan te verbinden. De concentraties van koper en lood zijn slechts in één van beide jaren goed meetbaar. Voor koper waren de concentraties in de T₀-situatie goed meetbaar, terwijl in de T₁-situatie vrijwel alle concentraties onder de detectielimiet lagen. Het omgekeerde gold voor lood (niet meetbaar in T₀, wel meetbaar in T₁). De verklaringen voor dit verschil ontbreken vooralsnog.

Noot. De in 2002 en 2003 gebruikte CaCl₂-extractie methode is in

latere jaren door Rijkswaterstaat verder geoptimaliseerd en betrouwbaarder geworden.

Tabel 10 Concentraties in de CaCl₂-extracten (µg/l). De data per type locatie (HVR versus HVS) en jaar zijn gemiddeld.

Locatie	CaCl ₂ concentratie (µg/l)						
	Arseen		Nikkel		Zink		
	Gem	Std	Gem	Std	Gem	Std	
MTR _{opp. water; vrij opgelost}	32		6,3		40		
T₀-situatie							
Referentie	HVR	3,6	0,3	6,6	1,5	13,1	3,2
Sanering	HVS	4,2	0,1	8,0	7,1	17,2	2,6
Beun	Beun	2,5	4,4	3,9	1,9	9,1	8,7
T₁-situatie							
Referentie	HVR	1,1	0,3	2,6	0,4	15,3	10,1
Sanering	HVS	1,9	1,4	0,6	0,6	20,6	19,7

Om de mogelijke risico's van het beschikbare gedeelte van de metaalverontreiniging te kunnen beoordelen, zijn de metaalconcentraties zoals vastgesteld in de CaCl₂-extracten vergeleken met de MTR-waarden (vrij opgelost) voor oppervlaktewater. Uit deze vergelijking komen enkele opmerkelijke zaken naar voren. Zo blijkt het bariumgehalte het MTR in alle monsters met gemiddeld een factor 2 te overschrijden. Voor dit metaal kan echter de vergelijking met de totaalgehalten niet gemaakt worden, omdat deze niet zijn bepaald.

Verder blijkt dat in de T₀-situatie ook de koper-, zink- en nikkelconcentraties in vrijwel alle monsters (afgezien van de beun) de MTR met gemiddeld een factor 2-4 overschrijden. Deze overschrijdingen werden in de T₁-situatie niet meer voor koper en nikkel vastgesteld, doordat in dat jaar de concentraties in de CaCl₂-extracten veel lager waren. De overschrijdingen van de MTR voor zink lagen in de T₁-situatie echter nog wel op een vergelijkbaar niveau, waarbij geen verschillen tussen HVR en HVS werden vastgesteld.

3.1.6. Locatie-specifieke verdelingsconstanten

Op basis van de resultaten kunnen voor zowel metalen als de organische microverontreinigingen locatiespecifieke verdelingsconstanten berekend worden. Deze zijn opgenomen in respectievelijk bijlage J en K. Tabellen 11 en 12 geven voor respectievelijk de metalen en organische microverontreinigingen een samenvatting.

metalen

Voor de metalen is de veld- K_p -waarde berekend door het gestandaardiseerde totaalgehalte in sediment (bijlage D) te delen door de concentratie in het CaCl_2 extract (bijlage I).

Deze in-situ-verdelingscoëfficiënten zijn vergeleken met de verdelingscoëfficiënten die gebruikt zijn voor de normstelling door de verhoudingen $K_{p,\text{Haringvliet}}/K_{p,\text{normstelling}}$ te berekenen (bijlage I). Hieruit blijkt dat voor de meeste metalen de verhouding gemiddeld hoger is dan 1, wat betekent dat de beschikbaarheid lager is dan verwacht op basis van de normstellings-verdeling-coëfficiënt.

Lood en zink zijn hierop een uitzondering. De verhouding $K_{p,\text{Haringvliet}}/K_{p,\text{normstelling}}$ is gemiddeld (veel) lager dan 1, waardoor deze metalen gemiddeld (veel) meer beschikbaar zijn dan verwacht.

Tabel 11 Gemiddelden en verhoudingen van de sediment-water verdelingscoëfficiënt (K_p -waarde) voor metalen in het Haringvliet én de verdelingscoëfficiënt zoals gebruikt in de normstelling.

Metaal	$K_{p\text{ norm}}$	$K_{p\text{ haringvliet}}$	Gemiddelde	Min	Max
Arseen	10000	12448	1,2	0,47	3,75
Cadmium	130000	144504	1,1	0,11	4,72
Chroom	290000	664540	2,3	0,15	4,11
Koper	50000	636287	12,7	0,23	36,07
Nikkel	8000	71702	9,0	0,34	85,31
Lood	640000	22459	0,04	0,00	0,07
Zink	110000	42892	0,4	0,08	0,64

organische microverontreinigingen

Voor de organische microverontreinigingen is de veld- K_p berekend door het gestandaardiseerde totaalgehalte in sediment te delen door de geschatte concentratie in het poriewater. Deze poriewater-concentratie is geschat op basis van het Tenax-extraheerbare gehalte en de K_p zoals die in de normstelling wordt gehanteerd. Deze schatting wordt gerechtvaardigd doordat uit onderzoek is gebleken dat de Tenax-beschikbare fractie zich op basis van de evenwichtspartitietheorie blijkt te gedragen.

Tabel 12 Overzicht van de sediment-water verdelingscoëfficiënt (K_p -waarde) voor organische contaminanten zoals gebruikt in de normstelling én zoals die nu voor het Haringvliet zijn berekend.

Contaminant	Log K_p Norm ¹	Log K_p Haringvliet Gemiddeld	Minimum	Maximum
Naftaleen	2,37	-		
Fenantreen	3,53	5,07	4,75	5,27
Anthraceen	3,52	5,29	4,79	5,57
Fluorantheen	4,23	5,16	5,02	5,37
Pyreen	5,18	6,04	5,92	6,19
Benz(a)anthraceen	4,86	6,09	5,92	6,24
Chryseen	4,80	5,97	5,75	6,20
Benz(b)fluorantheen	6,60	7,88	7,72	8,03
Benz(k)fluorantheen	5,07	6,32	6,18	6,43
Benz(a)pyreen	5,04	6,48	6,25	6,64
Dibenz(ah)anthraceen	5,97	7,51	7,49	7,53
Benzo(ghi)peryleen	5,70	7,22	7,09	7,41
Indeno(1,2,3cd)pyreen	5,47	7,17	7,02	7,42
PCB 28	5,62	7,01	7,01	7,01
PCB 52	6,1	-		
PCB 101	6,11	6,53	6,21	6,74
PCB 118	7,07	7,58	7,42	7,71
PCB 153	6,57	7,07	6,73	7,25
PCB 138	6,4	6,92	6,48	7,11
PCB 180	6,72	7,35	6,92	7,60
HCB	3,04	3,80	3,49	4,12

¹: Waarden afkomstig uit 'normen voor het waterbeheer'. Schuingedrukte waarden afkomstig uit 'kansen voor waterorganismen'.

3.2 Ecotoxicologisch onderzoek

Overeenkomstig met het milieuchemisch en ecologisch onderzoek dient ook het ecotoxicologische onderzoek inzicht te geven op een tweetal vragen. Allereerst dient te worden vastgesteld of er eventuele verschillen tussen de HVR en de HVS locaties zijn aangetroffen voorafgaand aan de proefsanering. Vervolgens kan bekeken worden of er in de T₁-situatie voor de HVS-monsters minder effecten worden waargenomen dan in het niet-gesaneerde gedeelte (HVR). De bioassays worden hieronder in het licht van beide vragen besproken. Daarna wordt ingegaan op de resultaten van de bioassays uitgevoerd met het afdek materiaal, bemonsterd uit de beun.

De ruwe meetgegevens van de *Daphnia* test en de test met *Chydorus* zijn opgenomen in bijlage N en M. De ruwe gegevens van de overige bioassays zijn terug te vinden in twee rapportages van AquaSense (2002, 2003). De resultaten van de bioassays zijn samengevat in tabel 13. Vervolgens zijn deze resultaten getoetst op basis van criteria, zoals in § 2.6.2 zijn vermeld. De resultaten van deze toetsing zijn opgenomen in tabel 14.

De in deze paragraaf gepresenteerde resultaten geven aan dat er in de bioassays op T₁ weinig directe toxische effecten zijn geconstateerd, waardoor in 2004 is besloten om op T₂ (2005) geen bioassays meer uit te voeren in het kader van de biologische monitoring van de proefsanering.

Tabel 13a Overzicht van de bioassay-resultaten op T=0 (2002)

monsterpunten	bioassays <i>Vibrio fischeri</i>		<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Chironomus riparius</i>			<i>Hyalella azteca</i>		<i>Ephoron virgo</i>		<i>Daphnia magna</i>		<i>Chydorus sphaericus</i>	
	EC20 (vol, %)	TI	EC50 (vol, %)	sterfte (%)	groei vertraging (%)	d.w. (mg)	sterfte (%)	groei (mg)	sterfte (%)	groei (mm)	NOEC-sterfte (vol, %)	NOEC-reproductie (vol, %)	overleving (%)	lengte (µm)
HVR1	11,2	8,9	> 100	2,0	4,0	0,57	2,5	0,030	3,8	0,321	100	100	64,4	306
HVR2	>45	<2,2	> 100	5,0	18,0	0,37	6,3	0,025	26,3	0,299	100	100	77,8	313
HVR3	>45	<2,2	> 100	1,0	3,0	0,60	11,3	0,024	6,7	0,146	100	100	77,8	319
HVS1	>45	<2,2	> 100	2,0	7,0	0,55	10,0	0,027	0	0,159	100	100	71,1	322
HVS2	>45	<2,2	> 100	2,0	12,0	0,51	13,8	0,016	6,3	0,314	100	< 10 ²	71,1	314
HVS3	>45	<2,2	> 100	6,0	11,0	0,61	11,3	0,022	13,8	0,340	100	100	82,2	318
Beun 1	>45	<2,2	> 100	16,0	35,0	0,49 ¹	18,8	0,031 ¹	18,8	0,238	100	<100	53,3	287
Beun 2	37,9	2,6	> 100	43,0	88,0 ¹	0,28 ¹	21,3	0,018 ¹	45,0	0,199	100	100	71,1	267
Beun 3	>45	<2,2	> 100	4,0	8,0	0,43 ¹	10,0	0,022 ¹	95,0	0,260	32	100	77,8	327
Drontermeer	n,q	n,q	n,q	4,0	6,0	0,55	1,3	0,046	3,3	0,208	100	100	82,2	314
Kwartsmeel	n,q	n,q	n,q	27,0	27,0	1,05	8,8	0,073	80,0	0,182	n,q	n,q	60,0	314

Tabel 13b Overzicht van de bioassays resultaten op T=1 (2003)

monsterpunt	bioassays <i>Vibrio fischeri</i>		<i>Chironomus riparius</i>			<i>Hyalella azteca</i>		<i>Ephoron virgo</i>		<i>Daphnia magna</i>		<i>Chydorus sphaericus</i>	
	EC20 (vol, %)	TI	sterfte (%)	groei vertraging (%)	d,w. (mg)	sterfte (%)	groei (mg)	sterfte (%)	groei (mm)	NOEC-sterfte (vol, %)	NOEC-reproductie (vol, %)	overleving (%)	lengte (µm)
HVR1	24,8	4,0	1,0	2,0	0,68	6,3	0,023	20,0	0,029	100	100	100,0	353
HVR2	23,9	4,2	6,0	8,0	0,79	2,5	0,038	16,3	0,052	100	100	96,6	353
HVR3	>45	<2,2	6,0	8,0	0,78	3,8	0,029	23,8	0,086	100	56	100,0	347
HVS2	>45	<2,2	14,0	20,0	0,73	10,0	0,018	17,5	0,085	100	100	100,0	357
HVS3	>45	<2,2	2,7	2,7	0,87	6,3	0,018	27,5	0,018	100	100	100,0	362
HVS4	>45	<2,2	4,0	7,0	0,76	2,5	0,022	33,8	0,018	100	100	95,0	350
Drontermeer	n,q	n,q	7,0	14,0	0,60	1,3	0,036	10,0	0,088	100	100	100,0	388

¹ getoetst ten opzichte van kwartsmeel;

² Volgens de aanvullende criteria zoals gebruikt in de Biotisch Effect Onderzoeken zou dit als 'geen effect' worden beoordeeld, omdat het monster minder dan 10% met de blanco verschilt.

n.g. = niet getest

 significant indien getoetst ten opzichte van Drontermeersediment
 mate van effect

 geen

 matig

 ernstig

3.2.1. Verschillen tussen HVR en HVS in de T₀-situatie

In de T₀-situatie zijn bij 2 van de 6 onderzochte sedimentmonsters negatieve ecotoxicologische effecten aangetoond. Dit betrof de monsters HVR1 (matige effecten in de Microtox) en HVS2 (ernstige effecten voor zowel *Hyalella* als *Daphnia*). Op basis van TU-analyses werd het effect op de *Daphnia* als 'verklaarbaar' beoordeeld, vooral op basis van de metaal-gehalten. Het matige effect in de Microtox werd als 'niet-verklaarbaar' beoordeeld, omdat er geen relatie bestond tussen de gemeten gehalten en de specifieke toxiciteit voor de Microtox.

Voor de *Hyalella*-test kunnen vergelijkbare analyses niet worden uitgevoerd, omdat NOEC-data voor deze test nog ontbreken.

Geconcludeerd wordt dat er in de T₀-situatie geen verschillen in de mate van effect bestaan tussen de HVR- en HVS-locaties.

Tabel 14 Samenvatting bioassay-resultaten in het referentie en sanering vak in de T₀-en T₁-situatie.

Locatie	Microtox	Rotokit F	<i>Chironomus</i>	<i>Hyalella</i>	<i>Ephoron</i>	<i>Daphnia</i>	<i>Chydorus</i>	Eindoordeel toxiciteit waterbodem
T₀-situatie								
HVR 1	±	-	-	-	-	-	-	
HVR 2	-	-	-	-	-	-	-	
HVR 3	-	-	-	-	-	-	-	
HVS 1	-	-	-	-	-	-	-	
HVS 2	-	-	-	+	-	+ ¹	-	
HVS 3	-	-	-	-	-	-	-	
gem.	-	-	-	-	-	-	-	-
T₁-situatie								
HVR 1	±	-	-	-	-	-	-	
HVR 2	±	-	-	-	-	-	-	
HVR 3	-	-	-	-	-	±	-	
gem.	±	-	-	-	-	-	-	±
HVS 2	-	-	-	-	-	-	-	
HVS 3	-	-	-	-	-	-	-	
HVS 4	-	-	-	-	-	-	-	
gem.	-	-	-	-	-	-	-	-

- = geen effect; ± = matig effect; + = ernstig effect

¹ Volgens de aanvullende criteria zoals gebruikt in de Biotisch Effect Onderzoeken zou dit als 'geen effect' worden beoordeeld, omdat het monster minder dan 10% met de blanco verschilt.

Deze bioassayresultaten zijn vervolgens conform de systematiek zoals toegepast in eerdere Biotisch Effect Onderzoeken samengevat tot een gemiddeld beeld van de onderzochte locatie (de HVR en HVS monsters kunnen hierbij worden samengevoegd omdat deze in de T₀-situatie nog vergelijkbaar met elkaar zijn). Hiertoe worden de effectklassen

eerst per bioassay uitgemiddeld over de 6 monsters, waarna over de bioassays het zwaarste effect maatgevend is (zie 'gem' in tabel 14). Deze tabel illustreert dat de frequentie van het aantal aangetroffen effecten in bioassays in de T_0 -situatie zo laag is, dat het eindoordeel op het niveau van een gehele locatie 'geen effect in bioassays' luidt. Het feit, dat er wel hier en daar enkele negatieve effecten zijn vastgesteld, betekent echter ook dat het verontreinigingsniveau waarschijnlijk op een kritische grens ligt. Bij iets hogere gehalten zou de frequentie van effecten op eens kunnen toenemen.

3.2.2. Verschillen tussen HVR en HVS in de T_1 -situatie

Het eindoordeel komt voor het referentievak op 'matige effecten' uit (door effecten in de Microtox test), terwijl er in het proefsaneringsvak geen effecten werden vastgesteld. Dit zou te wijten kunnen zijn aan een effect van de sanering. Er zijn echter wel enkele kanttekeningen te plaatsen. Het geringe effectniveau zoals ook is vastgesteld in de T_0 betekent dat het onderscheidend vermogen laag is. Eenzelfde verschil zou namelijk ook op basis van toevaligheid tot stand gekomen kunnen zijn. Vooral omdat het proefsaneringsvak ten opzichte van de T_0 -situatie niet zozeer minder effecten liet zien, maar het referentievak juist meer effecten.

Verder dient men zich te realiseren, dat beide effecten in de Microtox test op basis van de zogenaamde TU-analyses als 'niet-verklaarbaar' beoordeeld worden.

Daarnaast kan ook een andere redenering gevolgd worden. Men kan namelijk stellen, dat de HVR en HVS monsters van de T_0 -situatie alsmede de HVR monsters uit de T_1 -situatie allen tezamen een gemiddeld beeld moeten opleveren van de mate waarin negatieve effecten kunnen optreden in niet-gesaneerde gebieden. In dat geval zou het eindoordeel worden gebaseerd op drie uit negen sedimentmonsters met een matig effect in de Microtox-test.

De conclusie luidt dan ook, dat geen van de onderzochte HVS monsters in de T_1 -situatie negatieve effecten veroorzaakte, terwijl voor de niet-gesaneerde gebieden (gem. over T_0 en T_1) in 10% van de bioassays (6 van de 60 uitgevoerde testen) een negatief effect werd vastgesteld.

Dit verschil is echter te gering om als statistisch significant effect aan de uitgevoerde sanering te kunnen toeschrijven.

3.2.3. Bioassays met afdek materiaal

Naast deze bioassays uitgevoerd op sediment van de al dan niet-gesaneerde vakken, zijn de bioassays ook uitgevoerd op een drietal monsters van het afdek materiaal. Deze monsters zijn verzameld uit de beunen en bleken een duidelijk andere korrelgrootte-samenstelling te hebben (zie §3.1). De interpretatie van de bioassayresultaten wordt hierdoor bemoeilijkt. Zeker voor de testen waarbij met een sediment/water systeem wordt gewerkt, bestaat de mogelijkheid dat

deze afwijkende korrelgroottesamenstelling zelf ook reeds een negatief effect in de bioassays zou kunnen veroorzaken. In dat geval is het moeilijk om een effect van de korrelgrootteverdeling te onderscheiden van een effect van eventuele toxicanten. In de voorbereiding van deze experimenten werd daarom geprobeerd om een aanvullende referentie te vinden, die een min of meer vergelijkbare korrelgroottesamenstelling zou hebben. Deze is gevonden in 'kwartsmeel'. De resultaten van de bioassays, uitgevoerd met dit kwartsmeel, laten wisselende resultaten zien (zie tabel 13a; bijlage O). Zo werd bij zowel de muggenlarve *Chironomus* als bij de bentische watervlo *Chydorus* en larven van de haft *Ephoron* een vrij hoge sterfte in dit toch niet-verontreinigde materiaal vastgesteld, terwijl aan de andere kant de groei van zowel de muggelarven als de amphipode *Hyalella* opvallend hoog was. Dit laatste wordt wellicht veroorzaakt doordat er in kwartsmeel van nature geen organisch materiaal aanwezig is dat als voedsel gebruikt kan worden. De dieren kunnen in dat geval alleen foerageren op het toegevoegde voedsel, dat een zeer hoogwaardige voedselkwaliteit heeft, die beduidend hoger ligt dan van het organisch materiaal in sediment. Dit kan een positief effect op de groei hebben. Het feit, dat het gebruikte kwartsmeel qua korrelgrootteverdeling redelijk met het afdek materiaal overeen kwam, wil echter niet perse zeggen, dat dit materiaal daarmee ook direct 1 op 1 is te vergelijken. Zo is de samenstelling van beide materialen volledig anders (klei versus SiO₂). Vooral gezien het feit dat er ook effecten in het kwartsmeel werden waargenomen, lijkt het aan te raden om de significante verschillen tussen de bioassayresultaten met het afdek materiaal en het kwartsmeel niet direct als indicatie voor toxische effecten te zien. Een dergelijke conclusie was wel gerechtvaardigd geweest, indien het gebruikte kwartsmeel geen al te opvallende resultaten had laten zien. Door deze beperkingen worden de resultaten van de bioassays op het afdek materiaal hier niet verder besproken.

3.3 Ecologisch onderzoek

3.3.1. Macrofauna

Aan de hand van de veldinventarisatie van de macrofauna in 2002 (voor sanering), 2003, 2005 en 2007 (na sanering) wordt een oordeel gegeven over het effect van de sanering. Een totaal overzicht van de macrofauna is te vinden in bijlage P. Onderstaande figuren zijn overgenomen uit Kerkum en van Schie (2008).

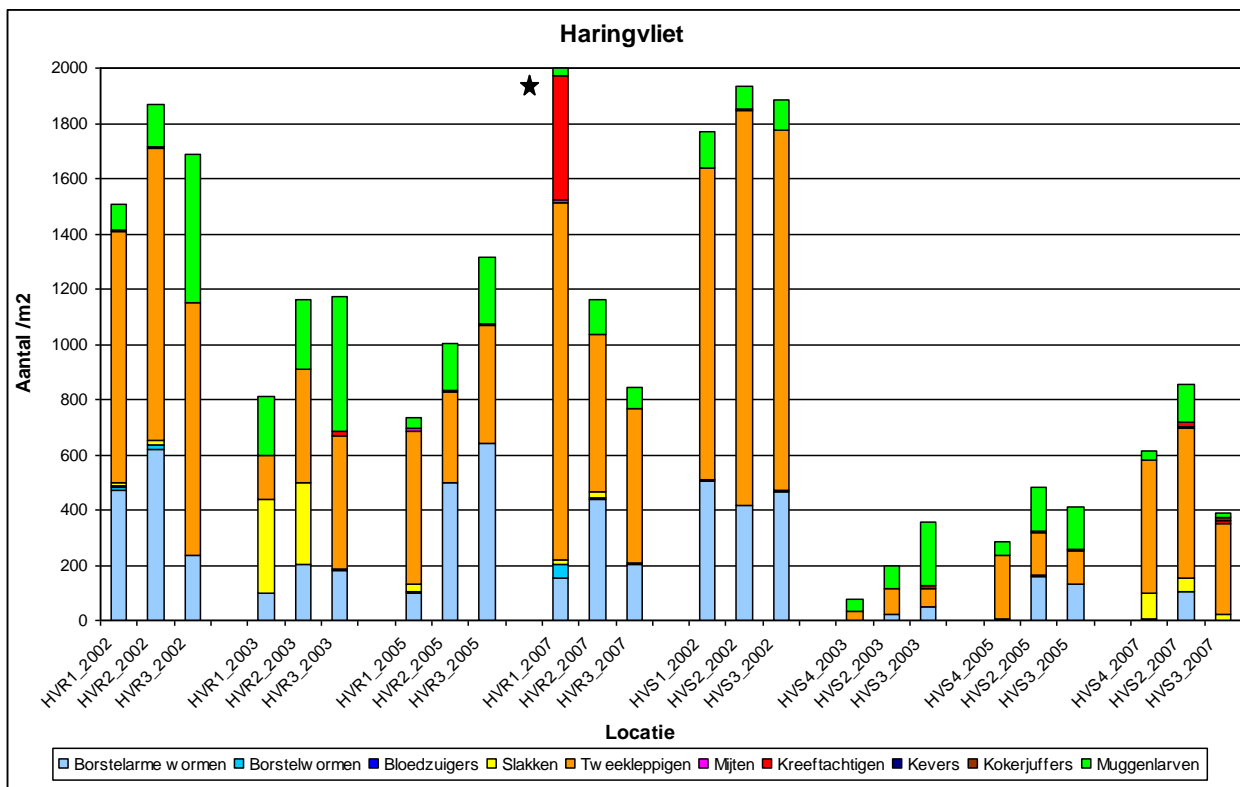
De macrofauna wordt beschreven aan de hand van de parameters abundantie (aantal dieren per m²) en de soortenrijkdom, en beoordeeld op basis van deze parameters en de Index of Trophic Completeness (ITC).

Abundantie

In figuur 6 zijn het aantal dieren per m² uitgezet.

Noot. Zoals in de figuur staat aangegeven als opmerking bij HVR1 is het aantal dieren op deze locatie in 2007 vele malen hoger dan aangegeven. Op deze locatie werd een opmerkelijk aantal Quagga's (*Dreissena rostriformis bugensis*) waargenomen, maar liefst ruim 10.000 ind. per m². Op twee gesaneerde locaties werd deze soort ook gevonden maar in veel lagere dichtheden dan op de referentielocatie. Het betreft HVS3 met 127 ind. per m² en HVS4 met 7 ind. per m². De locatie HVR1 wordt eveneens als uitzondering aangemerkt, omdat deze half zo diep is als de andere locaties. *Dreissena rostriformis bugensis* lijkt zeer sterk op de bekende Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en is voor het eerst in Nederland in 2006 aangetroffen. Dit was in het Hollands Diep op een diepte van 5 tot 7 meter. Eén procent van de toen verzamelde *Dreissena*'s behoorde tot de soort *D. rostriformis bugensis*. Sindsdien wordt de mossel op meerdere plekken in Nederland gevonden.

Een andere aangetroffen exoot is de grote Kaspische slijkarnaal *Corophium robustum*. Deze werd voor het eerst in 2007 (T₃) aangetroffen op zowel een referentielocatie (HVR1) als op een gesaneerde locatie (HVS2). De aantallen zijn zeer laag. Deze soort is vanaf 2003 waarschijnlijk via het Rijn-Main-Donau kanaal ons land binnengekomen en wordt sindsdien steeds vaker gevonden.



Figuur 6 Het totaal aantal dieren en de verdeling van de diergroepen over de verschillende jaren op de referentielocaties (HVR) en gesaneerde locaties (HVS) in het Haringvliet.

* Opm. Let op! Het aantal twee kleppigen is op locatie HVR1 een factor 8* hoger dan in het staafdiagram is aangegeven.

Het aantal organismen zegt iets over de draagkracht van een systeem (hoeveel voedsel is er aanwezig voor vogels en vissen). Aantallen organismen kunnen van jaar tot jaar sterk verschillen zoals ook te zien is in het niet-gesaneerde deel. Voor de interpretatie van aantallen organismen ten opzichte van verstoring wordt als vuistregel gehanteerd dat er meer dan een verdubbeling of halvering van het aantal organismen moet optreden voordat er werkelijk gezegd kan worden dat er effecten zijn. Het aantal organismen is sterk afhankelijk van het percentage organisch materiaal (voedsel) en het substraat.

Vóór de sanering in 2002 zijn de locaties qua verdeling van het aantal organismen over de hoofdgroepen vrij goed vergelijkbaar: bijna alle locaties bevatten per monster ca. 500 wormen, 100 muggenlarven (*Chironomidae*) en 900 tweekleppigen. Alleen locatie HVR3 is afwijkend met duidelijk meer muggenlarven en minder wormen. Het is bij de muggenlarven met name de *Procladius spec.* die in hoge dichtheden voorkomt. Dit is een groep die indicatief is voor door bodems die verontreinigd zijn met microverontreinigingen (AquaSense, 2000). Ten opzichte van de jaren 2003 en 2005 zijn in 2002 hoge dichtheden tweekleppigen aangetroffen. Het betreft hier voornamelijk *Pisidium moitessierianum* en *Corbicula fluminea*. In 2007 lijken deze dichtheden weer wat te herstellen.

Na sanering zijn de totale aantallen (fig. 6) op alle bemonsterde locaties duidelijk lager dan voor saneren (afname tussen de 81,3 en 95,7%). Het zijn met name de wormen en de tweekleppigen die na 9 maanden nog niet of nauwelijks gerekoloniseerd te zijn. De soorten die het eerste terug zijn te vinden zijn *Corbicula fluminea* en *Tubificidea* met haren (juvenile). Muggenlarven worden in vergelijkbare aantallen aangetroffen als voor sanering.

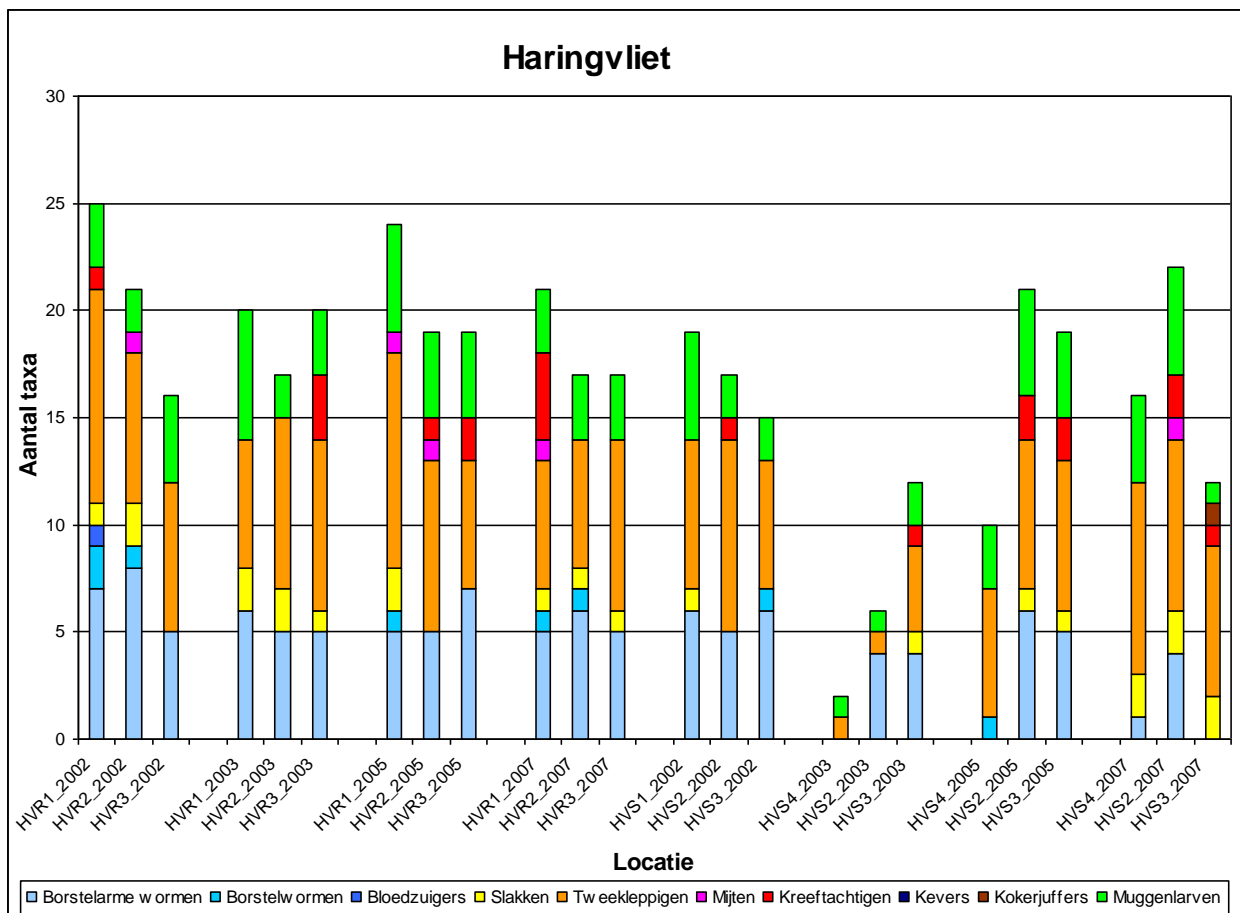
Drie jaar na saneren (T_2) is op de gesaneerde locaties een lichte toename van de aantallen te zien, maar deze zijn nog lang niet op hetzelfde niveau als op de referentielocaties. Er treedt slechts langzaam herstel op van de aantallen organismen. Dit wordt met name toegeschreven aan het feit dat het type substraat dat gebruikt is (klei) minder geschikt is voor macrofauna dan slibbig zand of zandig slib.

Op T_3 , vijf jaar na de proefsanering, hebben de dichtheden zich verder hersteld. Met name het aantal tweekleppigen is sterk toegenomen, maar ook de dichtheid van kreeftachtigen is gestegen. Ook slakken hebben zich ondertussen gevestigd (*Potamopyrgus antipodarum* en *Valvata piscinalis*), terwijl de dichtheid aan borstelarme wormen lager blijft dan in de referentielocaties. Over alle soortsgroepen tesamen is de macrofaunadichtheid vijf jaar na sanering nog steeds fors lager dan op de referentielocaties. Dit is mogelijk een gevolg van de lagere organisch-stofgehalten.

Soortenrijkdom

Het aantal taxa (figuur 7) dat aangetroffen wordt, zegt iets over de kwaliteit van de bodem en het water. Hoe meer verschillende soorten, hoe beter de kwaliteit.

Bij de vergelijking van het aantal taxa per hoofdgroep vallen een aantal zaken op. Zo is het aantal taxa over het algemeen erg laag, maximaal 25 soorten. Dit beeld komt overeen met de rest van de diepe delen van het Haringvliet (Eys et al, 2001). De verdeling over de taxonomische hoofdgroepen is voor de niet-gesaneerde locaties verder vrij uniform. De meeste soorten behoren tot de borstelarme wormen, schelpdieren of muggenlarven.



Figuur 7 Het totaal aantal soorten over de verschillende jaren op de referentielocaties (HVR) en gesaneerde locaties (HVS) in het Haringvliet.

Direct na de sanering (T_1) wordt een sterke afname van het aantal taxa waargenomen. Dit is een gevolg van de fysieke afdekking en de langzaam optredende herkolonisatie. Op HVS4 worden bijvoorbeeld slechts 2 taxa aangetroffen (*Procladius* en *Corbicula fluminea*) en op HVS2 6 taxa. Op HVS3 is het aantal taxa hoger dan op HVS4 en HVS2. Wel is HVS3 qua soortensamenstelling veranderd, de borstelworm (*Hypania invalida*) is verdwenen en er is een kreeftachtige (*Jaera istri*)

en een slak (*Acroloxus lacustris*) bijgekomen. Zeker deze laatste vondst is opmerkelijk, omdat deze slak vast substraat nodig heeft om zich vast te kunnen hechten. Mogelijk dienen de brokjes klei als dergelijk hard substraat. Hier zijn meerdere mogelijke verklaringen voor aan te dragen, zoals een relatief geringe wijziging in het slibgehalte voor en na sanering en een iets hoger percentage zand na sanering.

In de jaren na sanering gaat de herkolonisatie langzaam verder. Drie jaar na de ingreep is het aantal soorten schelpdieren hersteld en na vijf jaar zijn ook de slakken teruggekeerd. De langzame herkolonisatie van deze soortsgroepen komt overeen met de herkolonisatie zoals die bij de saneringen in de Hollandsche IJssel is vastgesteld (Doze *et al.*, 2005). Vijf jaar na de proefsanering komt het totaal aantal soorten redelijk met de referentielocaties overeen. Het meest opvallend is het blijvend lage aantal soorten borstelarme wormen. Het lijkt onwaarschijnlijk dat voor deze soortsgroep de herkolonisationsnelheid een beperkende factor is, aangezien ze ook op T₁ al zijn aangetroffen.

Beoordeling

Index of Trophic Completeness (ITC)

Deze parameter heeft betrekking op de samenstelling van het voedselweb. De macrofauna wordt hierbij ingedeeld in verschillende voedseltypen (schrappers, verzamelaars, rovers, filteraars etc.). De ITC wordt vervolgens berekend met de volgende formule:

$$ITC = (10 - N_{\text{groep0}}) / 10$$

N_{groep0} = het aantal groepen voedseltypen, die afwezig zijn.

Met behulp van de tabel uit Peeters (2008) zijn de waarden beoordeeld en de kwaliteitsklassen bepaald.

Soortenrijkdom

Deze parameter heeft betrekking op het aantal genera. Met behulp van de tabel uit Peeters (2008) zijn de waarden beoordeeld en de kwaliteitsklassen bepaald.

Abundantie

Deze parameter heeft betrekking op het aantal individuen per vierkante meter. Met behulp van de tabel uit Peeters (2008) zijn de waarden beoordeeld en de kwaliteitsklassen bepaald.

Tabel 15 Beoordeling van de abundantie, aantal genera en ITC scores naar kwaliteitsklasse van de macrofauna over de verschillende jaren op de referentielocaties (HVR) en gesaneerde locaties (HVS) in het Haringvliet.

Locatie	Abundantie	Kwaliteitsniveau	ITC	Kwaliteitsklasse	Aantal Genera	Kwaliteitsniveau
HVR1_2002	1507	Goed	0,5	Goed	19	Matig
HVR2_2002	1866	Uitstekend	0,4	Matig	13	Matig
HVR3_2002	1690	Uitstekend	0,4	Matig	10	Slecht
HVR1_2003	810	Matig	0,6	Goed	15	Matig
HVR2_2003	1160	Matig	0,6	Goed	10	Slecht
HVR3_2003	1173	Matig	0,6	Goed	13	Matig
HVR1_2005	733	Slecht	0,6	Goed	16	Matig
HVR2_2005	1003	Matig	0,4	Matig	12	Matig
HVR3_2005	1317	Goed	0,5	Goed	12	Matig
HVR1_2007	11430	ONBEKEND	0,6	Goed	17	Matig
HVR2_2007	1160	Matig	0,4	Matig	11	Matig
HVR3_2007	843	Matig	0,4	Matig	10	Slecht
HVS1_2002	1770	Uitstekend	0,4	Matig	10	Slecht
HVS2_2002	1936	Uitstekend	0,6	Goed	11	Matig
HVS3_2002	1883	Uitstekend	0,4	Matig	9	Slecht
HVS4_2003	77	Zeer slecht	0,2	Slecht	2	Zeer slecht
HVS2_2003	200	Zeer slecht	0,2	Slecht	5	Slecht
HVS3_2003	357	Slecht	0,4	Matig	9	Slecht
HVS4_2005	283	Zeer slecht	0,4	Matig	7	Slecht
HVS2_2005	483	Slecht	0,5	Goed	14	Matig
HVS3_2005	410	Slecht	0,6	Goed	14	Matig
HVS4_2007	613	Slecht	0,6	Goed	10	Slecht
HVS2_2007	853	Matig	0,6	Goed	16	Matig
HVS3_2007	387	Slecht	0,6	Goed	8	Slecht

In tabel 15 zijn de resultaten van de ecologische beoordeling weergegeven.

Op T_0 in 2002 wordt de *abundantie* op zowel de referentielocaties als op de toen nog niet gesaneerde locaties als goed tot uitstekend gekwalificeerd. In de jaren daarna wordt deze score niet meer gehaald. Voor de referentielocaties is dat niet te verklaren. Voor de gesaneerde locaties ligt dit anders. Het eerste jaar na de sanering wordt slecht tot zeer slecht gescoord; hetgeen logisch is door de fysieke afdekking. Vervolgens is er voor de abundantie in 2005 en 2007 een -zij het gering- herstel zichtbaar. In 2007 wordt de score "zeer slecht" niet

meer waargenomen. De dichtheden blijven echter lager dan op de referentielocaties.

De *ITC* scoort op de referentielocaties en ook op de T_0 voor de gesaneerde locaties matig tot goed. Het eerste jaar na sanering wordt op de gesaneerde locaties slecht gescoord, waarna een herstel intreedt en in 2007 goed wordt aangegeven.

Het *aantal genera* scoort door de jaren heen matig tot slecht en in het eerste jaar na sanering wordt zelfs een keer zeer slecht genoteerd. Het aantal genera zou duidelijk beter kunnen, maar was ook voor de sanering aan de lage kant.

Conclusies ecologische beoordeling op basis van macrofauna

- Afdekking van verontreinigde locaties met gebiedsvreemd materiaal heeft ecologisch gezien jarenlang ernstige gevolgen voor de benthische macrofauna. Het gebruikte kleiige materiaal bemoeilijkt de herkolonisatie van de benthische macrofauna in sterke mate.
- De resultaten van de monitoring van 2005 en 2007 laten echter zien dat er een lichte mate van herstel optreedt. Er komen meer soorten voor en de abundantie neemt toe.
- De toename van soorten en abundantie verloopt echter zeer langzaam. De sanering is in 2007 5 jaar terug uitgevoerd. Wanneer de toename in ditzelfde tempo blijft verlopen duurt het nog minstens 5 jaar voordat van volledig herstel sprake zal zijn.
- Het herstel van bodemfauna verloopt synchroon aan de aangroei van de waterbodem, omdat het gebruikte afdek materiaal ongeschikt blijft als substraattype.

3.3.2. Nematoden

Soorten en aantallen

In aanvulling op de macrofauna-inventarisatie werd op T_2 en T_3 ook gekeken naar de ontwikkeling van de nematodenpopulaties. In bijlage Q staan de gevonden soorten en aantallen op de saneringslocaties en de referentielocaties.

Op de referentielocaties worden op zowel T_2 als T_3 2-3 keer zoveel nematoden per dm^2 gevonden dan op het saneringsvlak. De nematoden die aangetroffen zijn, zijn algemeen voorkomende soorten. Er zijn geen typische indicatorsoorten gevonden, die duiden op vervuild of juist op extreem schoon slib.

Verstoringsparameters

De resultaten van het nematoden-onderzoek kunnen worden weergegeven in de vorm van enkele meer samenvattende verstoringsparameters (tabel 16). Hoewel deze effectparameters van locatie tot locatie verschillen, zijn deze verschillen niet extreem. Voor de beoordeling (tabel 16) zijn de locaties daarom samengevoegd.

Zoals gezegd is het aantal nematoden op de referentielocaties hoger dan op de locaties van het saneringsvlak. Ook op de referentielocaties ligt de dichtheid echter lager dan de grenswaarde uit Kerkum (2005), die aangeeft dat een dichtheid >4000 per dm² indicatief is voor een gezonde nematodenpopulatie.

Verder vormen de bacterie-eters op beide locaties het grootste aandeel van de totale populatie. In Kerkum (2005) wordt voor het omslagpunt schoon-verstoord slib de waarde 80% bacterie-eters genoemd. Op zowel de referentielocaties als de gesaneerde locaties worden in beide jaren hogere percentages aangetroffen. Dit duidt op een verstoorde situatie. Het percentage carni-/omnivoren moet voor een stabiele situatie hoger zijn dan 16% (Kerkum, 2005). Dit wordt op geen van de locaties gehaald en in geen van de jaren. Ook hiervoor geldt dat er nauwelijks verschillen zijn tussen de gesaneerde en niet-gesaneerde locaties.

Wel lijkt het totaal aantal taxa van de vrijlevende nematoden op de referentielocaties iets hoger te zijn dan op de gesaneerde locaties (15-20 respectievelijk 12-15).

Tabel 16 Overzicht van de belangrijkste parameters voor de beoordeling van locaties aan de hand van de aanwezige nematodenpopulaties. Aantal per dm².

Parameter	Referentievlak		Saneringsvlak		Grenswaarden
	T ₂	T ₃	T ₂	T ₃	
Sediment type	Slib	Slib	Slib	Slib	Slib
Aantal nematoden	1215	659	523	256	4000
Aantal taxa	15	20	12	15	15
% algeneter	0	0,5	0	0	3
% bacterie-eter	92,0	88,1	90,2	85,2	80
% carni-/omnivoor	6,2	7,7	9,2	6,3	16
% planteneter	1,8	3,4	0,6	7,7	nvt
% schimmeleter	0	0,3	0	0,8	1
% cp 1	0	0,3	0	0,6	15
% cp 2	78,6	49,4	63,5	62,8	61
% cp 3	18,9	44,3	34,5	29,7	18
% cp 4	2,4	5,3	2,0	6,8	4
% cp 5	0	0,7	0	0	2
MI(1-5)	2,24	2,57	2,38	2,43	2,17
ITI	-	8,4	-	7,1	18,3

In de kolommen zijn de locaties samengevoegd. Grenswaarden zijn afkomstig uit Kerkum (2005).

Maturity index

Met de indeling van de families in cp-klassen wordt de verhouding colonizers en persisters bepaald. Deze verhouding geeft inzicht in de omstandigheden die op een bepaalde locatie voorkomen. Het merendeel van de gevonden nematoden behoort tot de cp-klasse 2 of 3. Dit zijn nematoden met een matige tot snelle reproductietijd. Deze nematoden geven aan dat de habitatomstandigheden niet ideaal zijn.

De hoger gekwalificeerde cp4 en 5 nematoden komen in beide gebieden nagenoeg in dezelfde percentages voor. Het algemene beeld is dat de habitatomstandigheden in zowel gesaneerde als niet-gesaneerde gebieden ongeveer gelijk zijn.

In Kerkum (2005) wordt als grenswaarde voor een niet-verstoorde sliblocatie een percentage van ongeveer 61% voor het aandeel cp2-nematoden voorgesteld. Voor cp3-, 4- en 5-nematoden ligt de grenswaarde op respectievelijk 18, 4 en 2% (tabel 16). Dat er vrijwel nergens cp1-nematoden zijn aangetroffen betekent dat het procentuele aandeel extreme colonizers in de monsters niet groot is en daarmee dat eutrofe situaties op de bemonsterde locaties niet voorkomen.

De grenswaarde van de MI(1-5) is 2,17. Deze waarde wordt in beide gebieden ruim overschreden. Dit geeft aan dat de opbouw van de nematodenpopulaties in beide gebieden beter is dan de opbouw van de populatie waarmee de grenswaarde van verstoord/niet-verstoord is berekend.

Infaunal Trofic Index (ITI)

Met de gegevens van T_3 zijn aanvullend ook de zogenaamde ITI-waarden berekend (tabel 16). In deze index wordt ook de voedselstrategie van soorten in beschouwing genomen. De ITI geeft de trofische structuur van een gemeenschap weer als een simpel getal tussen 0 en 100. Er wordt vanuit gegaan dat een toename van omni/carnivoren en algeneters en een afname van schimmeleeters en bacterie-eters indiceert dat de habitatomstandigheden op de te beoordelen locaties verbeteren. Op geen van de locaties is de ITI hoger dan de grenswaarde. De gemiddelde waarde van het referentiegebied scoort iets hoger dan die van het saneringsgebied.

Beoordeling

Analoog aan de beoordeling zoals beschreven is in Kerkum (2005) zijn de nematologische parameters vergeleken en beoordeeld ten opzichte van grenswaarden voor slibbodems (tabel 16). De vergelijking kan positief of negatief beoordeeld worden en wordt weergegeven met een + of een -. Het aantal + wordt vergeleken met het aantal maal -, waarna een eindoordeel +,- of +/- gegeven kan worden.

Uit de achterliggende gegevens (Kerkum en van Schie, 2008) blijkt dat het oordeel varieert tussen de locaties. Behalve voor de locatie HVS4 op T_3 , die als een + locatie wordt beoordeeld, worden alle andere locaties negatief of twijfelachtig beoordeeld. De gemiddelde waarnemingen geven op T_3 echter een positief oordeel voor het referentiegebied en een oordeel twijfelachtig voor het gesaneerde gebied.

Tabel 17 Beoordeling van de nematodenparameters ten opzichte van de grenswaarden voor sliblocaties (zie tabel 16).

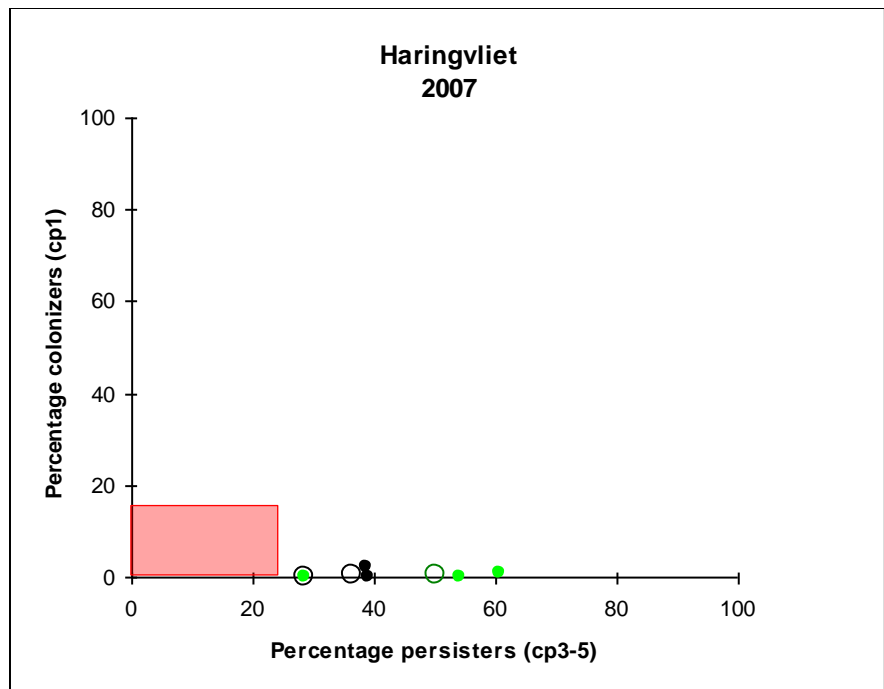
Parameter	Referentievlak		Saneringsvlak	
	T ₂	T ₃	T ₂	T ₃
Minder schimmeleters	+	+	+	+
Minder bacterie-eters	-	-	-	-
Meer algeneters	-	-	-	-
Meer carni/omnivoren	-	-	-	-
Meer taxa	+/-	+	-	+
Hogere abundantie	-	-	-	-
Minder cp 1	+	+	+	+
Minder cp 2	-	+	-	-
Meer cp 3	+	+	+	+
Meer cp 4	-	+	-	+
Meer cp 5	-	-	-	-
Hogere MI(1-5)	+	+	+	+
Hogere MI(2-5)		+		+
Extreme colonizers	Nee	Nee	Nee	Nee
Hogere ITI		-		-
Aantal +	4	8	4	7
Aantal -	8	6	8	7
Eindoordeel	-	+	-	+/-

In de kolommen zijn de locaties samengevoegd. Grenswaarden zijn afkomstig uit Kerkum (2005).

Beoordeling met behulp van cp-grafiek

Een manier om verschillen tussen locaties inzichtelijk te maken is het weergeven van het verband tussen het percentage cp1 en de som van het percentage cp3, 4 en 5 nematoden in een cp-grafiek. Hierbij wordt op de x-as de som van het percentage cp3 tot 5 nematoden geplott en op de y-as het percentage cp1 nematoden. Naarmate een punt meer rechts onderaan in de grafiek is gelegen zijn de habitatomstandigheden op de monsterlocatie gunstiger. Wordt een punt linksboven in de grafiek geplott dan is er sprake van voedselrijke omstandigheden op de te beoordelen locatie en is een punt binnen het rode gearceerde gebied gelegen dan is er sprake van een chemische of fysische verstoring op het monsterpunt.

Voor T₃ (2007) zijn deze gegevens geïllustreerd in figuur 8. Hieruit blijkt, dat alle locaties van zowel het referentiegebied als het saneringsgebied buiten het rood gearceerde gebied vallen en meer rechts onder in de grafiek liggen. Dit houdt in dat de analyse van de nematodenpopulatie aangeeft dat de locaties niet verstoord zijn en er habitatomstandigheden aanwezig zijn voor een stabiele nematodenpopulatie.



Figuur 8 Verband tussen het percentage cp1 nematoden en de som van het percentage cp3, 4 en 5 nematoden.
 Open zwarte markering = positie geconstrueerd uit alle waarnemingen uit het saneringsvalk
 Zwarte punten = afzonderlijke waarnemingen saneringsvlak
 Open groene markering = positie geconstrueerd uit alle waarnemingen uit het referentievak
 Groene punten = afzonderlijke waarnemingen referentievak
 Rood gearceerd gebied = fysisch/chemische verstoringgebied

Conclusies ecologische beoordeling op basis van nematoden

- Op basis van de grenswaarden uit Kerkum (2005) worden de afzonderlijke locaties wisselend beoordeeld. De beoordeling van de gemiddelde waarnemingen van het referentiegebied en gesaneerde gebied laten in het laatste monitoringsjaar (T_3) een positief beeld zien van het referentiegebied en een beoordeling twijfelachtig voor het gesaneerde gebied. Op T_2 (drie jaar na de proefsanering) was in beide gevallen nog sprake van een negatieve beoordeling. Dit betekent dat er mogelijk omstandigheden beginnen te ontwikkelen die kunnen leiden tot de vorming van een stabiele nematodenpopulatie.
- Ook op basis van de verbanden in de cp-grafiek kan geconcludeerd worden dat er zowel in het referentiegebied als in het saneringsgebied habitatomstandigheden beginnen te ontwikkelen om te komen tot een stabiele nematodenpopulatie.
- De nematologische parameters laten zien dat de situatie in het referentiegebied iets gunstiger is dan de omstandigheden in het saneringsgebied.

Deel II, Monitoring van de verspreiding van sediment

4. Methode

Onderstaande tekst is integraal overgenomen van een notitie van Gerard van den Berg (RIZA, afd. WST). Door de afdeling WST is de kans op verspreiding van stoffen naar het oppervlaktewater tijdens de sanering bestudeerd. In deze analyse komen achtereenvolgens de volgende onderdelen aan bod:

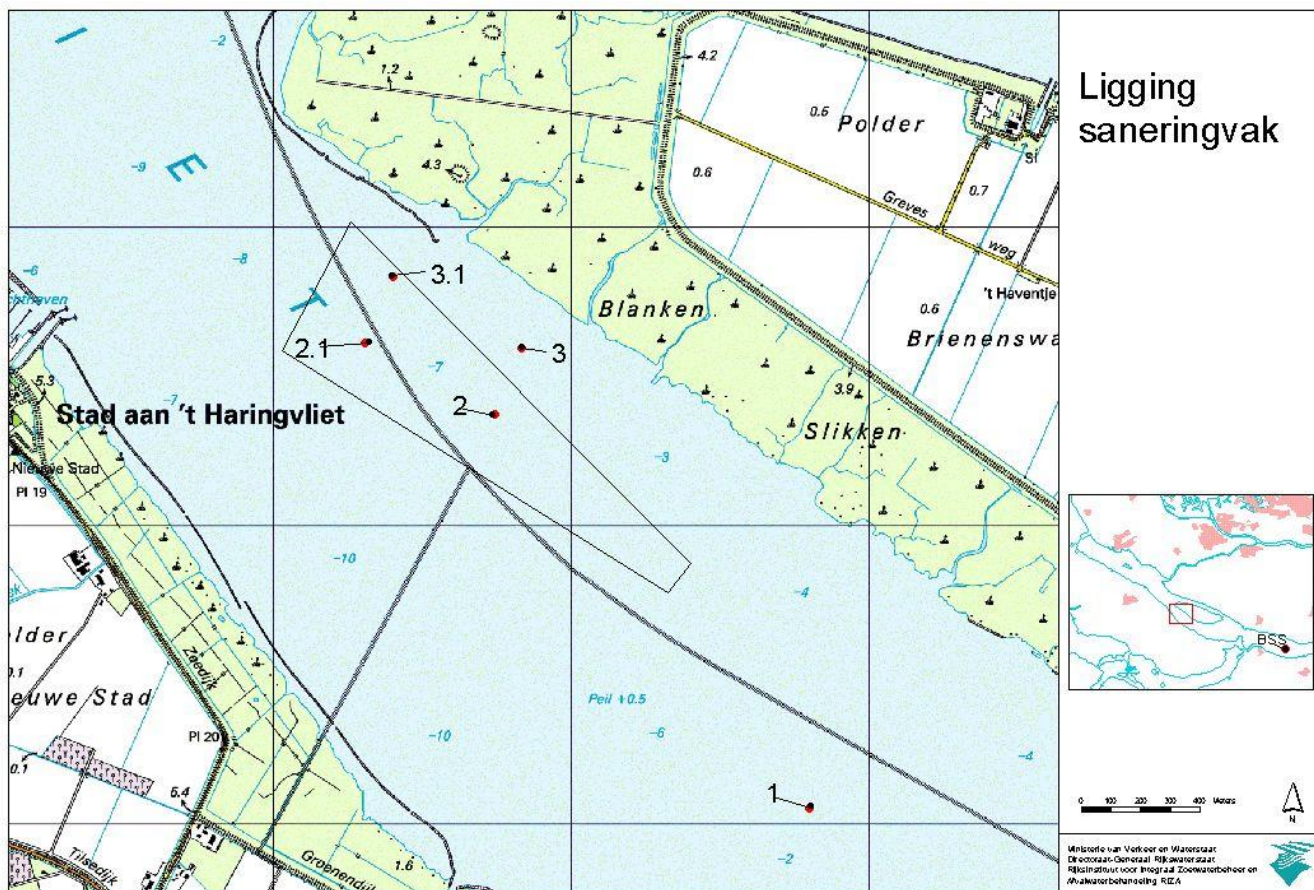
- Opzet en uitvoering van een meetplan voor het in beeld brengen van de kans op erosie en verspreiding van sediment en geassocieerde verontreinigingen tijdens de proefsanering aan de hand van, van te voren gedefinieerde, gidsparameters;
- Een overzicht van de monsternamen en meetresultaten en
- Een analyse van de meetresultaten en een uitspraak over het effect van de sanering op verspreiding van verontreinigingen in het Haringvliet.

Ligging saneringsvak

Het saneringsvak is gelegen ten zuiden van het eiland Tiengemeten in het Haringvliet, nabij de Blanken Slikken (de exacte coördinaten zijn weergegeven in tabel 18; voor de ligging van het vak wordt verwezen naar figuur 9).

Tabel 18 Overzicht ligging saneringsvak

	x-coördinaat	y-coördinaat
Noord-west	77255	418010
Zuid-west	77025	417585
Noord-oost	78400	416870
Zuid-oost	78320	416775



Topografische ondergrond (c) Topografische Dienst. Em men

Figuur 9 Ligging proefvak sanering, inclusief de locaties van de sedimentvallen en de MWTL-monsterlocatie Bovensluis (BSS)

Beschrijving storttechniek

Het afdek materiaal is aangebracht door neervleien, c.q. over boord draaien van sediment, alsmede het met behulp van een doseervoertuig afstrooien van de waterbodem. Dit is een continu proces dat 5 dagen per week van 's ochtends vroeg tot 's avonds laat plaatsvindt (ca 6000 m³ per week). De waterdiepte ter plaatse van de saneringslocatie bedraagt ongeveer 6-8 m -NAP. Hierop wordt een afdeklaag van 0,5 tot 0,7 meter aangebracht. De activiteiten starten in het westelijk deel van het saneringsvak.



Uitvoering van de saneringsproef in het Haringvliet (foto Nico Antens)

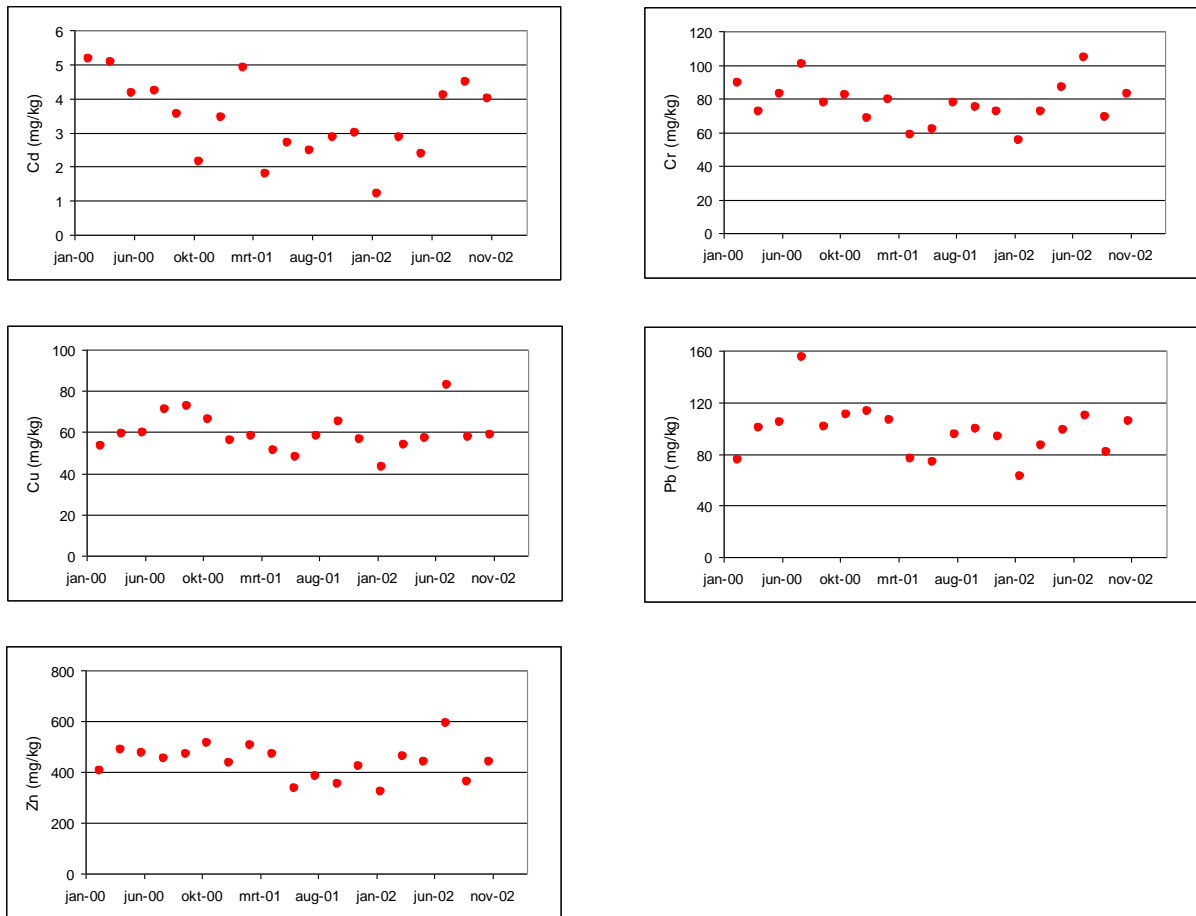
Keuze gidsparameters

Gebaseerd op een vergelijking van de kwaliteit van de liggende waterbodem³ en de kwaliteit van het te storten materiaal⁴ wordt geconcludeerd dat de liggende waterbodem in het Haringvliet sterk verontreinigd is met o.a. zware metalen en organische microverontreinigingen, terwijl de gehalten in de waterbodem in de havens bij Moerdijk fors lager zijn (voor organische microverontreinigingen veelal onder de detectielimieten). Het verschil tussen de gehalten in de waterbodem in de havens bij Moerdijk en in het Haringvliet bedraagt bijvoorbeeld ongeveer een factor 10 of meer voor de meeste zware metalen.

In figuur 10 wordt een beeld gegeven van de variatie in gehalten aan zware metalen in zwevend stof, bemonsterd bij Bovensluis gedurende de periode 2000 tot en met 2002. Op de MWTL locatie Bovensluis (BOVSS, locatie x = 93200; y = 411900) in het Hollandsch Diep (zie ook figuur 9) wordt tweemaandelijks bemonsterd met een doorstroomcentrifuge.

³ Meetdienst DZH: Waterbodembemonstering Haringvliet; 25 valbommen t.b.v. inventarisatie locaties voor proefsaneringen / rapport AVH/M/Wabo/01/10

⁴ Fugro: Waterbodemonderzoek Havens Moerdijk



Figuur 10 Gehalten aan metalen (cadmium, chroom, koper, lood en zink) in zwevend stof bemonsterd bij Bovensluis genormaliseerd naar standaard waterbodem.

De variatie in gehalten aan zware metalen in zwevend stof bemonsterd bij Bovensluis is relatief klein (factor 2-4). Gezien het grote verschil in gehalten aan zware metalen (cadmium, chroom, koper, lood en zink) tussen de liggende waterbodem in het Haringvliet en het gestorte materiaal uit de havens bij Moerdijk en de relatief kleine variatie in gehalten aan metalen in het aangevoerde zwevende stof, lijkt een kwantitatieve beoordeling van de mate van bijmenging van materiaal afkomstig uit de liggende waterbodem aan het zwevend stof in suspensie mogelijk, waardoor een uitspraak kan worden gedaan over de verspreiding van verontreinigd sediment ten gevolge van de sanering. Daarom is in een eerdere notitie (bijlage bij brief WST 2002.080) aangegeven dat het voldoende is om als gidsparameters de gehalten aan zware metalen in de verschillende monsters te gebruiken voor een inschatting van de effectiviteit van de sanering. Het gebruik van organisch stof en lutum maakt een vergelijking mogelijk tussen sediment met een verschil in samenstelling (na normering van gehalten aan metalen).

De voorgestelde gidsparameters betreffen derhalve:

- Organisch stof;
- Lutum (minerale delen < 2 µm); en
- Zware metalen (Cd, Cr, Cu, Pb en Zn).

Als voorbehandeling worden de monsters (waterbodem-, centrifuge- en sedimentval-monsters) gevriesdroogd. Na vriesdrogen kan analyse plaatsvinden. Voor een betrouwbare vergelijking met bestaande gegevens is het noodzakelijk dat de gebruikte analysemethodieken vergelijkbaar zijn aan de eerder toegepaste. Aangeraden wordt het te storten bodemmateriaal in de beun te bemonsteren vanwege de relatief grote variatie in waterbodemkwaliteit in de havens Moerdijk.

Uitgevoerde metingen

Tijdens storten van sediment (of bagger) is veelal tijdelijk een verhoging van het gehalte zwevend stof in de waterkolom meetbaar (de stortwolk). De omvang van de stortwolk wordt bepaald door de fysisch-chemische eigenschappen van het ontvangende water (dichtheid, stoomsnelheid, turbulentie etc.) en de bezinkingssnelheid van het gestorte materiaal, evenals door erosie en opwerveling van de liggende waterbodem. Omdat ten gevolge van deze processen verspreiding van sediment kan plaatsvinden, wordt de effectiviteit van de sanering beperkt. Voor het in beeld brengen van de verspreiding van verontreinigingen tijdens de proefsanering is gekozen voor bemonstering van zwevend stof middels centrifuge en sedimentvallen gevolgd door analyse van de monsters.

Bemonstering zwevend stof met doorstroomcentrifuge

Tijdens de proefsanering is op 9 juli 2002 en 10 september 2002 zwevend stof bemonsterd nabij de waterbodem met een doorstroomcentrifuge. Centrifugatie vindt plaats in de stortwolk en monsters verkregen middels centrifugatie geven derhalve een beeld van de samenstelling en kwaliteit van het zwevende materiaal in de stortwolk en het gehalte aan zwevend stof in de waterkolom (stortwolk). Als zodanig kunnen deze gegevens worden gebruikt om een indruk te krijgen van de mate en het effect van een eventuele opwerveling van de liggende waterbodem. De omvang van de stortwolk (in beeld gebracht via gemeten gehalten van zwevend stof in mg/l) wordt in beeld gebracht via het varen van tracks en analyse van gehalte aan slib in de waterkolom met een OBS. Deze gegevens worden in dit rapport niet gerapporteerd.

Bemonstering zwevend stof met sedimentvallen

Sedimentvallen worden geplaatst op één locatie stroomopwaarts en twee locaties stroomafwaarts van de saneringslocatie. De sedimentvallen zijn plexiglas pijpen die worden geplaatst in een ijzeren frame. Een sedimentval is zeer geschikt om een indruk te krijgen van de samenstelling van het materiaal dat sedimenteert. Het frame wordt

op de waterbodem geplaatst met behulp van een lier en gemarkeerd met een boei. Na lediging van de pijpen worden in het veld schone pijpen geplaatst.



Omhooghalen van het frame met sedimentvallen (foto Nico Antens)

In overleg met de opdrachtgever zijn de locaties van de sedimentvallen uitgekozen. De locaties van de sedimentvallen zijn weergegeven in figuur 9 (de exacte coördinaten staan in tabel 19).

Tabel 19 Overzicht locaties sedimentvallen (locaties 2 en 3 eerste periode; locaties 2.1 en 3.1 tweede periode)

Locatie	x-coördinaat	y-coördinaat
1	78798	416048
2	77741	417356
2.1	77308	417606
3	77833	417589
3.1	77399	417830

Sedimentval 1 is geplaatst op een locatie stroomopwaarts van de saneringslocatie en geeft daardoor een beeld van de samenstelling van het autonoom aangevoerde zwevende stof. Sedimentval 2 is geplaatst op een locatie ongeveer 800 meter benedenstrooms van de oostelijke grens van het saneringsvak en sedimentval 3 is geplaatst op een locatie dwarsuit van locatie 2 vlak onder de Blanken Slikken.

Op 12 juni 2002 zijn de sedimentvallen 2 en 3 verplaatst naar nieuwe locaties (op ongeveer 1350 meter benedenstrooms van de oostelijke grens van het saneringsvak).

Een vergelijking tussen de samenstelling en kwaliteit van het materiaal ingevangen met de sedimentvallen geeft een indruk van het effect van de saneringsactiviteiten op de samenstelling van de nieuw gevormde waterbodem; immers, de gemiddelde samenstelling gedurende een langere periode tussen plaatsing en bemonstering wordt in beeld gebracht.



Sedimentval met ingevangen sediment (foto Nico Antens)

5. Resultaten

.....

Beschikbare gegevens

Voor een inschatting van de effectiviteit van de sanering is gebruik gemaakt van de volgende gegevens:

- Analyseresultaten waterbodem Haringvliet (uit rapport AVH/M/Wabo/01/10)
- Analyseresultaten centrifugemonster d.d. 9-7-2002
- Analyseresultaten centrifugemonster d.d. 10-9-2002
- Analyseresultaten sedimentval monsters d.d. 8-10-2002 (eerste positie)
- Analyseresultaten extra monster uit de havens bij Moerdijk d.d. 8-10-2002
- Analyseresultaten sedimentval monsters d.d. 19-11-2002 (tweede positie)

De sedimentvallen die zouden worden bemonsterd op 22-01-2003 zijn verloren gegaan doordat ze door de kantonnier ondeskundig zijn verwijderd i.v.m. ijsgang. Hiervan zijn derhalve ook geen analyseresultaten bekend.

De sedimentvallen geven een beeld van de verspreiding van verontreinigd materiaal. Voor de beoordeling van het effect van een sanering op de kwaliteit van het zwevende stof en materiaal in de sedimentvallen stroomafwaarts van de saneringslocatie is het noodzakelijk een vergelijking uit te voeren met het autonoom aangevoerde zwevende stof. In het geval het bemonsterde materiaal in de sedimentvallen 2 en 3 beduidend slechter is dan dat in sedimentval 1 kan dit het gevolg zijn van opwerveling van verontreinigd materiaal op de saneringslocatie.

Overzicht analysegegevens

De originele, niet genormaliseerde, analysegegevens zijn gepresenteerd in de tabellen 20 en 21.

Tabel 20 Samenstelling van het materiaal bemonsterd met sedimentvallen.

	sedimentval 1 8-10-02	sedimentval 1.1 19-11-02	sedimentval 2 8-10-02	sedimentval 2.1 19-11-02	sedimentval 3 8-10-02	sedimentval 3.1 19-11-02
Org. Stof (%)	5.94	6.3	5.76	7.11	5.31	5.49
Lutum (%)	33	22	36	33	25	8.2
Cd (mg/kg)	3.9	2.9	4.4	3.7	3.3	1.2
Cr (mg/kg)	97	77	100	87	66	36
Cu (mg/kg)	86	64	86	76	61	26
Pb (mg/kg)	130	88	120	100	85	44
Zn (mg/kg)	620	490	640	580	450	210

Tabel 21 Samenstelling van het materiaal bemonsterd met doorstroom-centrifuge.

	Centrifuge 1 9-7-02	Centrifuge 2 10-9-02
Org stof (%)	10.8	n.a.
Lutum (%)	37	n.a.
Cd (mg/kg)	3.5	3.3
Cr (mg/kg)	79	77
Cu (mg/kg)	65	140
Pb (mg/kg)	79	82
Zn (mg/kg)	450	460

Om een kwantitatieve vergelijking tussen meetgegevens van monsters mogelijk te maken zijn de analyseresultaten genormaliseerd naar standaard waterbodem (10 % organisch stof en 25 % lutum). Opgemerkt wordt dat een standaardisatie van het tweede centrifugemonster niet mogelijk was omdat meetgegevens voor organisch stof en lutum ontbreken. Omdat de gehalten aan metalen hierin echter vergelijkbaar zijn aan die in het eerste centrifugemonster worden deze in de verdere discussie niet meegenomen. De genormaliseerde gehalten aan zware metalen in het zwevende stof bemonsterd met sedimentvallen en doorstroom-centrifuge zijn weergegeven in de tabellen 22 en 23.

Tabel 22 Gehalten aan metalen in het materiaal bemonsterd met sedimentvallen na normalisatie naar standaard waterbodem

	sedimentval 1 8-10-02	sedimentval 1.1 19-11-02	sedimentval 2 8-10-02	sedimentval 2.1 19-11-02	sedimentval 3 8-10-02	sedimentval 3.1 19-11-02
Cd (mg/kg)	4.1	3.3	4.5	3.7	3.8	1.6
Cr (mg/kg)	84	82	82	75	66	54
Cu (mg/kg)	81	72	77	70	66	40
Pb (mg/kg)	124	96	111	94	90	59
Zn (mg/kg)	550	547	538	509	474	355

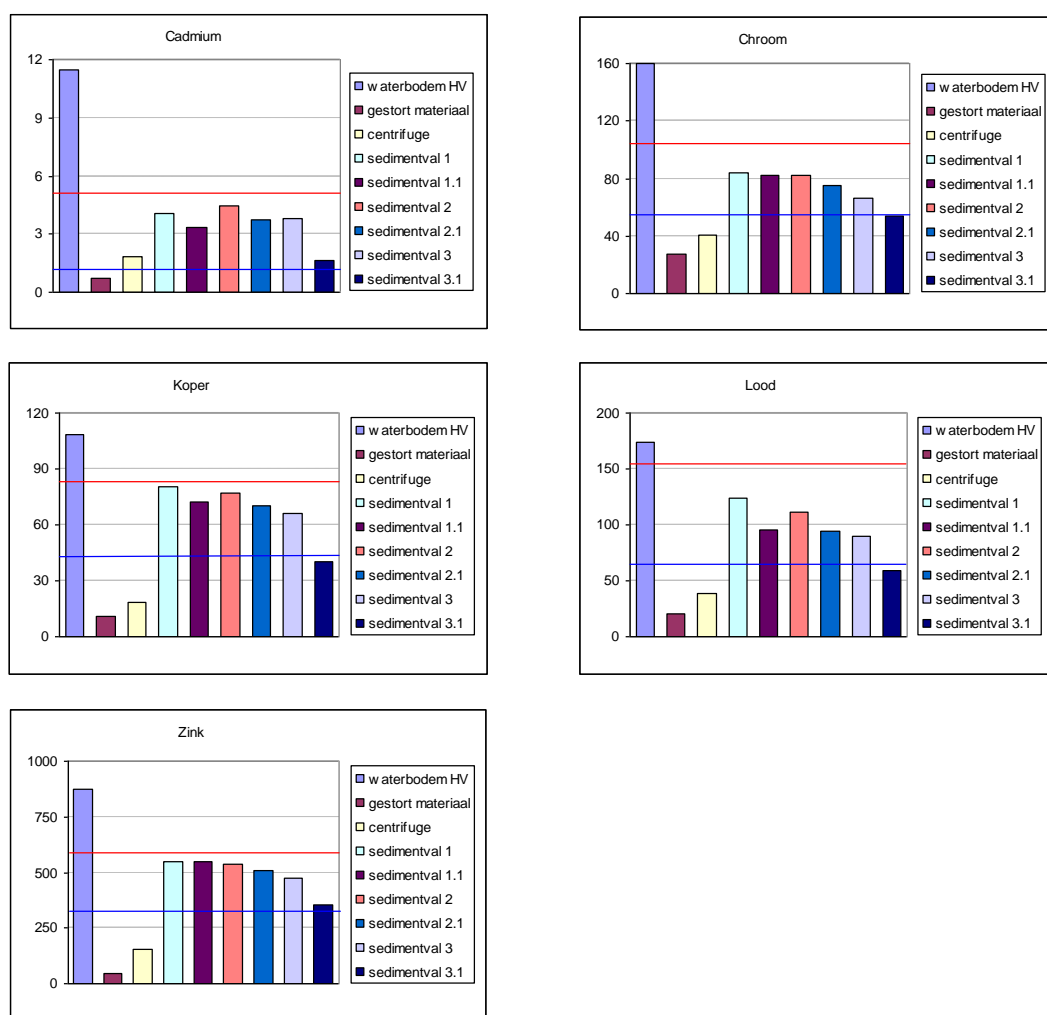
Tabel 23 Gehalten aan metalen in het materiaal bemonsterd met doorstroomcentrifuge na normalisatie naar standaard waterbodem

	centrifuge 9-7-02
Cd (mg/kg)	1.8
Cr (mg/kg)	40
Cu (mg/kg)	18
Pb (mg/kg)	39
Zn (mg/kg)	152

6. Discussie

Vergelijking gehalten aan zware metalen

In figuur 11 wordt een overzicht gegeven van de (genormaliseerde) gehalten aan zware metalen in het zwevende stof bemonsterd met doorstroomcentrifuge en de sedimentvallen, en de gehalten aan zware metalen in het gestorte materiaal en de liggende waterbodem. De individuele figuren geven duidelijk aan dat voor alle weergegeven zware metalen de gehalten in de liggende waterbodem fors hoger zijn dan in het gestorte materiaal, afkomstig uit de havens bij Moerdijk, zoals ook eerder al aangegeven.



Figuur 11 Gehalten aan zware metalen in bemonsterd materiaal (de blauwe lijn geeft het minimum gehalte aan de betreffende stof aan in het zwevende stof bemonsterd bij Bovensluis gedurende de periode 2000-2002; de rode lijn het maximum gehalte).

Samenstelling zwevende stof bemonsterd met doorstroomcentrifuge

De gehalten aan metalen in het via centrifuge verkregen zwevende stof zijn voor alle zware metalen lager dan de gehalten in het zwevende stof bemonsterd met sedimentvallen en tevens lager dan de laagste gehalten aan metalen in zwevend stof bemonsterd bij Bovensluis. Een plausibele verklaring hiervoor is dat tijdens het storten bijmenging van niet verontreinigd sediment plaatsvindt, waarschijnlijk afkomstig van het gestorte materiaal. Een belangrijk deel van dit materiaal bezinkt overigens weer in de nabijheid van de stortlocatie, zoals wordt afgeleid uit de door de Meetdienst van Directie Zuid-Holland gerapporteerde metingen van de omvang van de stortwolk. De lage gehalten aan metalen in het middels centrifuge bemonsterde zwevende stof wijzen niet op grootschalige erosie van de liggende waterbodembodem tijdens storting.

Samenstelling zwevende stof bemonsterd met sedimentvallen

De samenstelling van het sediment bemonsterd met sedimentvallen op locatie 1 is vergelijkbaar aan het zwevende stof bemonsterd bij Bovensluis. Figuur 11 geeft aan dat voor alle zware metalen het autonoom aangevoerde zwevende stof (bemonsterd op locatie 1) vergelijkbare of zelfs iets hogere (genormaliseerde) gehalten bevat dan het zwevende stof bemonsterd benedenstrooms van de saneringslocatie (locaties 2 en 3). Sedimentval 3.1 heeft in het algemeen zelfs een fors lager gehalte aan metalen. De reden hiervoor is niet duidelijk, maar wordt veroorzaakt door bijmenging met niet verontreinigd zandig materiaal, gebaseerd op het relatief lage lutumgehalte (zie tabel 20).

De samenstelling van het sediment bemonsterd met sedimentvallen wijst niet op een significante bijdrage van de saneringsactiviteiten op verspreiding van verontreinigd materiaal in het Haringvliet. Dit komt overeen met de conclusie die is getrokken op basis van de centrifuge monsters. Hierbij wordt wel opgemerkt dat de samenstelling van het sediment bemonsterd met sedimentvallen een beeld geeft van de variatie over een relatief lange periode (en derhalve een realistisch beeld geven van de nieuw te vormen waterbodembodem); eventuele kortdurende effecten hebben geen meetbare effecten op de samenstelling van de sedimentval monsters.

Conclusies

Gezien het grote verschil in gehalten aan zware metalen (cadmium, chroom, koper, lood en zink) tussen de liggende waterbodembodem in het Haringvliet en het gestorte materiaal uit de havens bij Moerdijk (voor de meeste stoffen een factor tien of meer) en de relatief kleine variatie (factor 2-4) in gehalten aan zware metalen in het aangevoerde zwevende stof (gebaseerd op gehalten in zwevend stof bemonsterd bij Bovensluis gedurende de periode 2000-2002) is voorafgaand aan de studie de verwachting uitgesproken dat op basis van gehalten aan

zware metalen in zwevend stof bovenstrooms en benedenstrooms van de saneringslocatie een uitspraak kan worden gedaan over de effectiviteit van sanering van de waterbodem in het Haringvliet door afdekking met niet verontreinigd materiaal.

Zowel op basis van de samenstelling van de zwevende stofmonsters bemonsterd via doorstroomcentrifuge (in de stortwolk) als een vergelijking tussen de samenstelling van zwevend stof bemonsterd met sedimentvallen (stroomopwaarts en stroomafwaarts van het saneringsvak) wordt geconcludeerd dat geen significante verspreiding van verontreinigd sediment heeft opgetreden tijdens de proefsanering. Het afdekken van de waterbodem met niet verontreinigd materiaal afkomstig uit de havens bij Moerdijk lijkt op basis van de beschikbare gegevensset zeer effectief te zijn uitgevoerd (zonder dat verspreiding van de liggende waterbodem en geassocieerde verontreinigingen plaatsvindt).

Deel I + II: Integratie en beoordeling

Vergelijking met Biotisch Effect Onderzoek

De analyses van de totaalgehalten aan aanwezige verontreinigingen op T_0 laten globaal een beeld zien, dat overeenkomt met het eerdere Biotisch Effect Onderzoek (Eys en Den Besten, 2001; *Noot*. Veldwerk hiervoor is in 1995 uitgevoerd). De toplaagkwaliteit op T_0 wordt als klasse 2-3 beoordeeld, vooral op basis van PAKs en PCBs. Ook in het eerdere onderzoek werd de toplaagkwaliteit op basis van deze stofgroepen als klasse 2-3 beoordeeld. Ook voor de metalen komt de T_0 -situatie goed overeen met de resultaten zoals die in het eerdere Biotisch Effect Onderzoek zijn weergegeven. Alhoewel er in het Biotisch Effect Onderzoek meerdere monsters zijn aangetroffen, waarbij het metaalgehalte als klasse 4 werd beoordeeld, was ook daar de gemiddelde metaalverontreiniging eerder klasse 2.

Ook de resultaten van de macrofauna-analyse zijn zeer goed vergelijkbaar met het eerdere onderzoek. Wederom werd op alle locaties een relatief soortenarme gemeenschap vastgesteld.

Daarentegen zijn er opvallende verschillen vastgesteld bij de bioassays. In het Biotisch Effect Onderzoek werden namelijk voor alle onderscheiden locaties negatieve effecten vastgesteld op tenminste één organisme. In de meeste gevallen betrof dit de chronische test met de muggenlarf, die in de helft van de gevallen werd aangevuld met negatieve effecten in de test met de watervlo of (incidenteel) bij de Microtox-test. Op basis van dit onderzoek werd dan ook voor het huidige onderzoek een veel hogere frequentie aan negatieve effecten verwacht, waardoor een afname van het effect door de proefsanering waarschijnlijk ook vastgesteld had kunnen worden. Waarom deze frequentie van effecten in de bioassays bij het huidige onderzoek veel lager is (zelfs gezien het feit, dat er meer én gevoeliger testen aanvullend zijn ingezet) is niet bekend.

Wel kan gesteld worden, dat de frequentie van negatieve effecten in het Biotisch Effect Onderzoek in relatie tot de algehele verontreinigingsgraad opvallend hoog was én beduidend hoger dan de frequentie waarin effecten bij een vergelijkbare verontreinigingsgraad in omliggende gebiedsdelen is vastgesteld (zoals BEO Brabantse Biesbosch, Sliedrechtsche Biesbosch, Amer etc).

Een ander belangrijk punt is, dat in het Biotisch Effect Onderzoek werd vastgesteld dat er naast de directe effecten op bodemfauna sprake is van risico's van doorvergiftiging naar organismen hoger in de voedselketen. Dit risico had vooral betrekking op cadmium, kwik en op stoffen met een dioxine-achtige werking, waaronder verschillende PCB's. Aan dit aspect is bij de biologische monitoring van de proefsanering geen aandacht gegeven. Doordat de gehalten in het

verontreinigd slib op de proefsaneringslocatie zijn verminderd, wordt verwacht dat bentische organismen ook een lagere opname kennen en daarmee een lager risico op doorvergiftiging vertonen.

Triade-beoordeling

In hoofdstuk 3 zijn de resultaten van de chemische analyses, de bioassays alsmede de macrofauna-inventarisaties gepresenteerd en besproken. Op basis van de bioassayresultaten (zie §3.2) is geconcludeerd dat de mate van effect in niet-gesaneerde locaties te laag was om een verdere afname als gevolg van de proefsanering vast te kunnen stellen. De mate van verontreiniging in de toplaag van het Haringvliet (klasse 2 tot 3) is kennelijk zodanig dat vooral matige effecten worden vastgesteld. Op basis hiervan wordt afgezien van een geïntegreerde beoordeling conform de Triade-richtlijn om het rendement van de proefsanering te kunnen beoordelen.

Totaalgehalten in sediment

De niet-gestandaardiseerde totaalgehalten van T_1 op de proefsaneringslocatie laten zien dat deze beduidend zijn verlaagd ten opzichte van de niet-gesaneerde locatie. Deze afname is gecorreleerd aan een vergelijkbare daling van het organisch-stofgehalte en is een logisch gevolg van de saneringsmethode, waarbij het verontreinigde sediment werd afgedekt met een relatief dikke laag niet-verontreinigd materiaal. Dat het eindoordeel na standaardisatie toch op klasse 2 uitkomt (na sanering) heeft dan ook veel te maken met het lage organisch-stofgehalte, dat bij correctie wordt gebracht naar een waarde van 10%. Het overall beeld dat hierdoor ontstaat is een situatie, waarbij de niet-verontreinigde laag afdek materiaal in de T_1 -situatie reeds is bedekt met een dunne laag (wrsch. circa 2 cm) verontreinigd sediment, dat qua kwaliteit, samenstelling en beschikbaarheid goed overeenkomt met de toplaag van de gebieden die de proefsanering omringen. Het rendement van de proefsanering wordt in dat geval vooral bepaald door de sedimentatiesnelheid.

De totaalgehalten op de referentielocaties blijken wat te variëren over de jaren. In 2003 en 2005 (T_1 en T_2) is het eindoordeel iets gunstiger dan op T_0 (meer klasse 2 dan 3). Dit komt vooral door lagere Pak en Pcb-gehalten. Op T_3 zijn echter vooral de PCB-gehalten weer vergelijkbaar met T_0 en is het eindoordeel daarmee ook weer een klasse 3 (en één klasse 4). Er is daarmee geen sprake van een zichtbare autonome verbetering binnen de huidige tijdsperiode van vijf jaar. In het gesaneerde vlak nemen de gehalten met ieder monitoringstijdstip toe. Op T_1 zijn de gestandaardiseerde gehalten gemiddeld genomen 50% lager dan het overall beeld op de referentielocaties; op T_2 is dit nog zo'n 30-40% en op T_3 gemiddeld 20-30% lager. Tegelijkertijd blijft ook het organisch-stofgehalte op de gesaneerde locaties lager dan op de referentielocaties. Dit is opmerkelijk aangezien de boorbeschrijvingen tijdens het veldwerk op T_3 aangeven dat het saneringsvlak ondertussen is bedekt met een laag slib van circa 10cm dik. Dit betekent dat er over de jaren enige menging van de afdeklag met het nieuw sedimenterende slib

plaatsvindt, maar tevens dat (zoals te verwachten is) de toplaag in het gesaneerde gebied steeds meer gaat lijken op de toplaag in de niet-gesaneerde delen in de omgeving. Dat de gestandaardiseerde gehalten na vijf jaar (T_3) nog steeds 20-30% lager liggen dan in de nabije omgeving, betekent dat dit proces nog niet is voltooid.

Beschikbaarheid

De uitgevoerde beschikbaarheidsanalyses (Tenax en CaCl_2) laten zien, dat er geen significante verschillen optreden tussen de jaren, noch tussen het gesaneerde vlak en het niet-gesaneerde vlak. Dit bevestigt het beeld dat het slib dat zich in het Haringvliet bevindt, bestaat uit 'ge-aged' materiaal. Bovendien wordt verwacht dat geen sterke wijzigingen in de mate van beschikbaarheid meer zullen optreden. Veranderingen van de toplaagkwaliteit kunnen daarom net zo goed op basis van de totaalgehalten worden beoordeeld.

Effectiviteit van de proefsanering beoordeeld aan de hand van de bodem-macrofauna

Zoals in het projectplan van de biologische monitoring reeds was voorzien, is op basis van de macrofauna-inventarisatie op T_1 geconcludeerd dat de dichtheid en soortensamenstelling 9 maanden na de afdekking nog sterk negatief wordt beïnvloed door de proefsanering (=verstoring). De dichtheid aan macrofauna is erg laag door de ongunstige substraatstructuur van het afdek materiaal en door de langzaam verlopende herkolonisatie.

De monitoring op T_2 en T_3 laat enig herstel van de macrofauna zien. Vooral het aantal soorten komt vijf jaar na de proefsanering weer redelijk overeen met de referentielocaties. Zo zijn na drie jaar de schelpdieren weer aanwezig en zijn na vijf jaar ook de slakken weer teruggekeerd. Het meest opvallend is het blijvend lage aantal soorten borstelarme wormen. Aangezien deze soortsgroep veelal gezien wordt als een indicator voor vervuilde en/of verstoorde sedimenten is dit op zich een goed teken. De gegevens laten het echter niet toe om uitspraken over causaliteit te doen.

De dichtheid van de macrofauna (aantallen/ m^2) laat een veel minder sterk herstel zien. Ook na vijf jaar is deze dichtheid nog steeds duidelijk lager dan in de referentielocaties (bijna 50%). Dit komt wederom vooral door de borstelarme wormen. Op de referentielocaties varieert hun dichtheid op T_3 tussen 150-450/ m^2 , terwijl de dichtheden in het gesaneerde gebied <100/ m^2 zijn. Dit kan te maken hebben met het lagere organisch-stofgehalte, aangezien dit organisch materiaal een belangrijke bron van voedsel is.

Het voortgaande proces van sedimentatie met nieuw slib, zal de komende jaren leiden tot een toplaag die steeds meer gaat lijken op het niet-gesaneerde deel en daarmee ook hogere organisch-stofgehalten zal kennen. Het verschil in de macrofaunagemeenschap tussen de gesaneerde en niet-gesaneerde delen zal daarmee waarschijnlijk verder verkleinen.

Al met al geeft de macrofaunamonitoring daarmee aan dat het negatieve effect van de fysieke afdekking met gebiedsvreemd

materiaal veel groter is dan het verwachtte positieve effect door het verlagen van de gehalten van milieuverontreinigingen. Ook in de toekomst zijn er geen netto positieve effecten op de macrofauna meer te verwachten. Het herstel van de fysieke ingreep gaat hiervoor te langzaam, waardoor de gehalten aan verontreinigingen zullen zijn genivelleerd alvorens de macrofauna tekenen van een positieve ontwikkeling zou kunnen laten zien.

Effectiviteit van de proefsanering beoordeeld aan de hand van de nematodenpopulatie

Onderzoek naar de aanwezigheid van nematoden is alleen op T₂ en T₃ uitgevoerd. Een vergelijking met T₀ en T₁ is daarom niet mogelijk. Middels een vergelijking met de niet-gesaneerde locaties kan de effectiviteit van de proefsanering echter wel beoordeeld worden.

Op de referentielocaties worden op zowel T₂ als T₃ 2-3 keer zoveel nematoden per dm² gevonden dan op het saneringsvlak. Ook op de referentielocaties ligt de dichtheid echter lager dan de grenswaarde uit Kerkum (2005), die aangeeft dat een dichtheid >4000 per dm² indicatief is voor een gezonde nematodenpopulatie.

De nematoden die aangetroffen zijn, zijn algemeen voorkomende soorten. Er zijn geen typische indicatorsoorten gevonden, die duiden op vervuild of juist op extreem schoon slib. Naast de abundantie ligt ook het aantal taxa op de referentielocaties gemiddeld iets hoger dan in de gesaneerde vlak.

Op beide locaties en in beide jaren bestaat de nematodenpopulatie voor meer dan 80% uit bacterie-etters. Dit duidt op een verstoorde situatie. Het percentage carni-/omnivoren is met gemiddeld zo'n 6-9% juist aan de lage kant. Ook hiervoor geldt dat er nauwelijks verschillen zijn tussen de gesaneerde en niet-gesaneerde locaties.

Op basis van de grenswaarden uit Kerkum (2005) worden de afzonderlijke locaties en jaren wisselend beoordeeld. De beoordeling van de gemiddelde waarnemingen van het referentiegebied en gesaneerde gebied laten in het laatste monitoringsjaar (T₃) een positief beeld zien van het referentiegebied en een beoordeling "twijfelachtig" voor het gesaneerde gebied.

Op T₂ (drie jaar na de proefsanering) was is beide gevallen nog sprake van een negatieve beoordeling. De nematologische parameters laten daarmee zien dat de situatie in het referentiegebied iets gunstiger is dan de omstandigheden in het saneringsgebied, maar dat dit laatste gebied wel tekenen van herstel laat zien. Mogelijk betekent dit dat er zich omstandigheden beginnen te ontwikkelen die kunnen leiden tot de vorming van een stabiele nematodenpopulatie.

Deel I + II: Conclusies

Samenvattend kunnen uit de monitoring van de proefsanering de volgende conclusies getrokken worden.

Saneringstechnisch en morfologie

- Technisch gezien is de sanering goed verlopen. Ook vijf jaar na de ingreep is de laag aangebrachte klei nog steeds herkenbaar in bodemprofielen terug te vinden.
- Het aanbrengen van deze afdeklaag heeft niet tot een significante verspreiding van verontreinigd sediment geleid.
- Op de laag aangebrachte klei vormt zich in de jaren een groeiende laag vers gesedimenteerd slib. Na 9 maanden is deze laag gegroeid tot zo'n 2-3 cm. Drie jaar na de ingreep is de laag toegenomen tot zo'n 7-9 cm en vijf jaar na de ingreep ligt er gemiddeld 10 cm slib.
- Het organisch-stofgehalte in deze laag slib is ook na 5 jaar 2-3%-punten lager dan in de toplaag van het niet-gesaneerde deel. Dit betekent wellicht dat er sprake is van een zekere menging met de daaronder gelegen, aangebrachte, kleilaag met een lager organisch-stofgehalte. Het organisch stof in de 10cm toplaag is dan deels afkomstig uit het vers gesedimenteerde slib en deels uit de daaronder liggende kleilaag;
- Dit proces van opslibbing zal zijn doorgestaan waarmee de verschillen tussen beide gebieden inmiddels verder zullen zijn verminderd.

Chemische gehalten in de toplaag, beschikbaarheid en risico's

- De gehalten aan milieuverontreinigingen in de aangebrachte laag waren aanzienlijk lager dan in de oorspronkelijke toplaag. De hierboven beschreven sedimentatie van vers slib leidt vervolgens tot een herverontreiniging vanuit bovenstroomse en nabijgelegen niet-gesaneerde delen van het Haringvliet. Op T₁ zijn de gestandaardiseerde gehalten gemiddeld genomen 50% lager dan het overall beeld op de referentielocaties; op T₂ is dit nog zo'n 30-40% en op T₃, vijf jaar na de ingreep, liggen deze gehalten gemiddeld 20-30% lager.
- Ondanks dit verschil in de absolute gehalten is het eindoordeel over de sedimentkwaliteit na vijf jaar een klasse 3-4 en verschilt deze niet langer van de niet-gesaneerde gedeelten.
- Aangezien het sedimenteren van vers slib een continu proces is, mag verwacht worden dat anno 2012 (10 jaar na de ingreep) ook de in 2007 nog aanwezige verschillen in organisch-stofgehalten en totaalgehalten zijn genivelleerd.
- De beschikbaarheidsanalyses geven aan dat het slib dat zich in het Haringvliet bevindt, bestaat uit 'ge-aged' materiaal en dat er geen verschillen zijn tussen de gesaneerde en niet-gesaneerde locaties.

Veranderingen van de top laagkwaliteit kunnen daarom net zo goed op basis van de totaalgehalten worden beoordeeld.

- De uitgevoerde bioassays bleken onvoldoende gevoelig om de ecologische effecten van de aanwezige verontreinigingen vast te kunnen stellen. Dit kwam deels doordat ook de zeer kleiige structuur van het afdek materiaal een effect op sommige van de gebruikte organismen leek te hebben. De verwachte effecten zijn daarom beoordeeld aan de hand van de msPAF-waarde. Deze bleek op T₀ een waarde van 50% te hebben, op T₁ te zijn gezakt naar waarden rond de 20% om vervolgens weer toe te nemen met de stijgende gehalten tot aan een waarde rond de 30-35% op T₃. Uit een studie van het RIVM (Posthuma *et al.*, 2011) blijkt dat bij dergelijke waarden van rond de 50% op T₀ een aanzienlijk deel van de macrofauna negatieve effecten ondervindt. Daarom kan verwacht worden dat er een positief effect op de macrofauna heeft plaatsgevonden.

Ecologie (macrofauna en nematoden)

- Afdekking van verontreinigde locaties heeft ecologisch gezien jarenlang ernstige gevolgen voor de benthische macrofauna. De herkolonisatie kost vele jaren en is ook na 3 jaar nog niet voltooid. Daarbovenop blijkt de afdekking met gebiedsvreemd materiaal en in het bijzonder het hier gebruikte, zeer kleiige materiaal de herkolonisatie van de benthische macrofauna te bemoeilijken.
- De resultaten van de monitoring van 2005 en 2007 (na 3 en 5 jaar) laten echter zien dat er een zekere mate van herstel optreedt. Er komen meer soorten voor en de abundantie neemt toe.
- De toename van soorten en abundantie verloopt echter langzaam. De sanering is in 2007 5 jaar terug uitgevoerd. Wanneer de toename in dit zelfde tempo blijft verlopen duurt het nog minstens 5 jaar voordat van volledig herstel sprake zal zijn.
- Ook de nematologische parameters laten zien dat de situatie in het referentiegebied iets gunstiger is dan de omstandigheden in het saneringsgebied. Tegelijkertijd wordt de nematodengemeenschap in het gesaneerde gebied op T₃ iets positiever beoordeeld dan op T₂. Dit geeft aan dat ook bij de nematoden herstel optreedt en er omstandigheden beginnen te ontwikkelen die kunnen leiden tot de vorming van een stabiele nematodenpopulatie.

Eindconclusie voor de biologische monitoring

Het verwachte positieve effect op de benthische macrofauna en nematoden door een verlaging van de gehalten aan verontreinigingen, wordt de eerste jaren overvleugeld door de negatieve effecten van de fysieke afdekking en de langzaam verloopende herkolonisatie. De optredende herverontreiniging zorgt er vervolgens voor dat op het moment dat de levensgemeenschappen de fysieke ingreep te boven zouden kunnen komen, de gehalten aan verontreinigingen al zodanig zijn toegenomen dat zo'n positief effect niet langer is te verwachten.

Alleen de indirecte ecologische risico's, waarbij doorvergiftiging een rol speelt, zullen naar alle waarschijnlijkheid in de eerste vijf jaren na de ingreep significant zijn verlaagd. Deze zijn namelijk een direct gevolg van de gehalten aan verontreinigingen in de toplaag, aangezien er geen verschillen in beschikbaarheid zijn geconstateerd. Deze effecten zijn echter niet in de monitoring betrokken.

De afwezigheid van een aantoonbaar rendement op de macrofauna en nematoden komt in deze proefsanering (met een beperkte omvang in een veel groter, niet-gesaneerd gebied) overigens versterkt naar voren. Zou de afdekking over veel grotere oppervlakten worden uitgevoerd, dan zou er wel degelijk een aantoonbaar rendement voor de benthische levensgemeenschap kunnen ontstaan (e.e.a. afhankelijk van de snelheid en kwaliteit van het nieuw sedimenterende slib). Ook het gebruik van een ander, meer gebiedseigen afdek materiaal kan het rendement sterk vergroten door een snellere herkolonisatie.

Literatuur

.....

- AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van RIZA, Dienst getijdenwateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapportnummer: 92.0241.
- AquaSense (2000). Macrofauna indicatorsoorten voor microverontreinigingen in het rivierengebied. Een inventarisatie. In opdracht van RWS_RIZA rapportnr 1611.2000
- AquaSense (2002). Ecotoxicologisch onderzoek proefsanering Haringvliet, 2002. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. Rapportnummer: 1915-2
- AquaSense (2003). Ecotoxicologisch onderzoek proefsanering Haringvliet, 2003. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. Rapportnummer: 1915-2 (tweede deel, 2003).
- Ballast Ham Nederland (2003). Technische evaluatie Proefsanering Haringvliet Locatie Tiengemeten.
- Bij de Vaate, A. & M. Greijdanus-Klaas (1993). Monitoring macroinvertebrates in the river Rhine. Results of a study executed in the Dutch part in 1990. Publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" Vol 52.
- Bongers, T. (1990). The Maturity Index. An ecological Measure of environmental disturbance based on Nematode species composition. *Oecologia* 83: 14-19.
- Bongers, T. & G. Korthals (1992). De nematodenfauna als instrument voor het beoordelen van waterbodems. In: (V.d. Guchte & Hekstra eds.). *Waterbodems, rol en lot?*
- Bund, W. van de, (1994). Voedselbronnen voor macro- en meiofauna in de waterbodem. Universiteit van Amsterdam, februari 1994.
- Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. *Environ. Tox. Chem.* 5: 957-964.
- Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader onderzoek Waterbodem. RIZA, Lelystad, nota nr. 97.098.

-
- Den Besten, P.J., C.A. Schmidt, M. Ohm, M.M. Ruys, J.W. van Berghem & C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4: 257-270.
- Creasel (1992). ROTOXKIT F. Rotifer toxicity screening test for freshwater. Standard operational procedure. 22p.
- De Haan, W. (2001). Monitoring sanering Ketelmeer-Oost T0-situatie. Deelrapport "Tenax extractie van Ketelmeersediment". RIZA rapport nr 2000.141X
- De Poorter, L.R.M., J.M. Brils, F.C.H. Kerkum & C. van der Guchte (1996). Reference abundances of freshwater benthic fauna as a tool in sediment quality assessment. *Development and Progress in sediment Quality Assessment: Rationale, Challenges, Techniques & strategies*. Pp 93-100.
- Doze, J. (redactie) (2005). Evaluatie sanering en herinrichting oevers Hollandsche IJssel. RIZA rapport 2005.021.
- Dudok-van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodem van het Noordelijk Deltabekken. 91.051/EHR 39-1992.
- EPA 600/R-99/064 (March 2000) Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Second edition.
- Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet. Nader onderzoek waterkwaliteit. RIZA rapport 2001.007/ISBN 9036953073.
- Greve, G.D., Van der Geest, H.G., Stuijzand, S.C., Kureck, A. & M.H.S. Kraak (1999). Development and validation of an ecotoxicity test using field collected eggs of the riverine mayfly *Ephoron virgo*. *Proc. Exper. Appl. Entomol., Leiden, NEV Amsterdam*, 10: 105-110.
- Kerkum, F.C.M. & G. van Urk (1989). Dichtheden, biomassa en misvormingen van *Chironomus*-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. RIZA nota nr 89.072
- Kerkum, F.C.M. (2005). Nematoden als instrument voor het beoordelen van waterbodems. Methodeontwikkeling en toepassing in de praktijk. AKWA werkdocument 05.001. Lelystad, Rizawerkdocumentnr. 2004.039X
- Kerkum, F.C.M. & J. van Schie (2008). Biologische monitoring proefsanering Haringvliet. Rapportage T₃, 2007. Rijkswaterstaat Waterdienst.

-
- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993).
Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde
waterbodems volgens de TRIADE-benadering. RIZA-notanr. 93.027.
- Peeters, E.T.H.M (2008). Data analyse diepe bodem (in concept;
onderdeel van het ontwikkelen van de maatlat voor R8, zoet
getijdenwater).
- Postma, J.F., C.M. Keijzers, J.J.C. van der Pol, J.H. Faber, A.C. Belfroid
(2001). Ecotoxicologisch en milieuchemisch onderzoek naar de
risico's op de overgang water – oever – land. AquaSense rapport
1639. In opdracht van het RIZA.
- Posthuma, L., D. de Zwart, J. Postma en B. Reeze (2011). KRW-maatlat
macrofauna voor zoet getijdenwater (R8)-nadere analyses. RIVM
briefrapport 607080001.
- Prygiel, J., A. Rosso-Darmet, M. Lafont, C. Lesniak & B. Ouddane (2000).
Use of oligochaete communities for assessment of ecotoxicological
risk in fine sediment of rivers and canals of the Artois-picardie
basin (france). *Hydrobiologia* 410: 25-37.
- Reinhold-Dudok van Heel, E. & P.J. Den Besten (1999). The relation
between macroinvertebrate assemblages in the Rhine-Meuse delta
(The Netherlands) and sediment quality. *Aquatic Ecosystem Health
and Management Society* 2: 19 -38.
- Rijkswaterstaat Meetdienst Zuid-Holland (2003). BBM: Proefsanering
locatie Tien Gemeten.
- Rosso, A., M. Lafont & E. Exinger (1994). Impact of heavy metals on
benthic oligochaete communities in the river I'll and its tributaries.
Wat. Sci. Technol. 29 : 241-248.
- Rosso, A. (1995). Description de l'impact des micropollutants sur les
peuplements d'oligochètes des sédiments de cours d'eau du
bassin-versant de l'Ill (Alsace). Elaboration d'une méthode
biologique de diagnostic de l'incidence des micropollutants. Thèse
de doctorat, Université Lyon. 29 :241-248.
- Rijkswaterstaat Meetdienst Zuid-Holland (2002). Veldgegevens
bodembemonsteringen Macrofauna/Bioassay bem. proefsanering
Haringvliet. Contactpersoon B. Breedveld afd. Ecologie.
- Schouten, A.J. & M.L.P. van Esbroek (1994). Evaluatie van het
bodemecologisch onderzoek aan vrijlevende nematoden op het
RIVM. Deel 1: Historisch overzicht, behaalde resultaten en
perspectieven voor de toekomst. Rapportnr. 712910001, RIVM,
Bilthoven.

-
- Ten Hulscher, D. & M. Wilkens (2001). Monitoring sanering Ketelmeer-Oost T0-situatie. Deelrapport "Milieuchemie van organische microverontreinigingen". RIZA rapport nr 2000.142X
- Universiteit van Amsterdam, Aquatische Ecologie en Ecotoxicologie (2002). Bepaling actuele risico's van geselecteerde sediment-monsters met behulp van nieuw ontwikkelde bioassays met *Chydorus sphaericus*. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. Opdrachtnummer 8020684.
- Vallenduuk, H. (2002). Proefsanering Haringvliet, Macrofauna. Hydrobiologisch adviesbureau Vallenduuk.
- Vallenduuk, H. (2003). Proefsanering Haringvliet, RIZA, mei 2003 Hydrobiologisch adviesbureau Vallenduuk.
- Van den Berg, G. (2011). Proefsanering Haringvliet: verspreiding van verontreinigd sediment. RIZA afd. WST. Project 6100.088.10.
- Van der Velden, J.A., H.K.M. Moller Pillot, H.J. Vallenduuk & S.M. Wiersma (1996). The occurrence of *Chironomus balatonicus* (Diptera: Chironomidae) in the Netherlands. Ent. Ber., Amst. Vol 56(1): 14-15.
- Van de Guchte, C. (1991). De Triade, een methode voor de beoordeling van de verontreinigde waterbodems. In: Van vuile bagger tot schoon slib, ed. J.W. Biekart & R. Leuven, Proceedings Symposium Natuur en Milieu dec. 1990.
- Van Elswijk, M. & J.A. Hin (2002). Richtlijn nader onderzoek voor waterbodems. Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Nota nr. 2001.052.
- Van Geldermalsen, L.A. (2005). Technische evaluatie van de 2^{de} en 3^{de} fase van de Proefsanering Haringvliet. RWS-WAU documentnr. AAH-2005-011-T.
- Van Urk, G. & F.C.M. Kerkum (1986). Misvormingen bij muggelarven uit Nederlands oppervlaktewateren. H2O 19: 624-627.
- Yeates, G.W., T. Bongers, R.M.G. de Goede, D.W. Freckman en S.S. Georgieva (1993). Feeding habitats in soil nematode Families and Genera. An outline for Soil Ecologists. Journal of Nematology 25: 315-331.

Bijlage A (1) Locatiegegevens monsterpunten

.....

Coördinaten en diepteligging monsterpunten			
locatie nr.	x-coördinaat	y-coördinaat	diepte tov NAP
HVS1	77750	417300	-7.29
HVS2	78000	417150	-6.64
HVS3	78250	416000	-5.82
HVS4	77920	417315	-6,04
HVR1	79500	416100	-3.63
HVR2	78250	416400	-6.32
HVR3	77600	416400	-7.64

T₀ bemonstering (Meetdienst ZH, 2002).

Bemonstering is uitgevoerd met een box-corer op 25 april 2002.

Op elke locatie bestond de bodem uit een geoxideerde toplaag van slap slib van enkele cm's dik. Daaronder bevond zich steeds matig vast slib. In onderstaande tabel is aangegeven hoe dik de slappe-sliblaag was en tot hoe diep de monstercorer was gekomen.

Bodemopbouw op T ₀			
locatie nr.	dikte slappe sliblaag [cm]	max. diepte boxcorer [cm tov mv]	diepte bodem tov NAP
HVS1	8	25	-7.29
HVS2	9	25	-6.64
HVS3	9	25	-5.82
HVR1	2	15	-3.63
HVR2	6	25	-6.32
HVR3	8	35	-7.64

T₁ bemonstering (Meetdienst ZH, 2003).

Bemonstering is uitgevoerd met een box-corer op 29 april 2003.

T₂ bemonstering (Meetdienst ZH, 2005).

Bemonstering is uitgevoerd met een box-corer op 27 april 2005.

monsterpunt	bodemopbouw
HVR1	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVR2	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVR3	top: 3 cm licht slib; daarna geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib
HVS4	top: 8 cm licht slib; 1 cm donker slib; >9 cm grijs klei
HVS2	top: 7 cm licht slib; >7 cm scherpe overgang naar grijs klei
HVS3	top: 7 cm licht slib; geleidelijke overgang naar donker slib; >20 cm donker slib (geen klei aangetroffen)

T₃ bemonstering (Meetdienst ZH, 2007).

Bemonstering is uitgevoerd met een box-corer op 11 april 2007.
Zie voor een meer gedetailleerde beschrijving Kerkum en van Schie (2008).

Bijlage B (2) Gehalten van contaminanten in sediment 2002

		HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	Eemst. 1 Beun 1 2002	Eemst. 2 Beun 3 2002	Bakenstein Beun 2 2002	X001 Beun A 2002	X002 Beun B 2002
CZV	g/kg	34	100	100	110	100	95	15	44	13		
OC	g/kg	13	39	39	40	39	36	6	17	5		
OC	% vd DS											
OS	%	2,2	6,7	6,8	6,9	6,7	6,2	1	2,8	0,8		
CO3	g/kg	111	125	129	126	125	125	24	50	40		
CaCO3	% vd DS											
AC	% vd DS											
%DS	gew.-%	56,3	31,1	30,7	30,5	34,2	34,7	64,2	65,1	61,0		
gloeirest	%	97	90,8	90,4	91,2	92	91,5	96,3	96,8	94,6		
pH		7,9	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,8	7,5		
KGf2	% vd DS	9,7	34,8	36,4	36,4	33,1	30,7	35,4	8,4	48		
KGf10	% vd DS											
KGf16	% vd DS	14,8	58,4	60	60,2	54	51,4	52,8	13,2	72,2		
KGf32	% vd DS											
KGf50	% vd DS											
KGf63	% vd DS	24,2	70,4	72,3	74,6	71,2	69,8	68,5	27,7	83,3		
KGf125	% vd DS	77,9	77	76,5	77,5	77,8	78	76,9	50,3	87,3		
KGf210	% vd DS	84,4	77,9	76,7	77,7	78	78,2	84,8	73,2	89,5		
KGFG210	% vd DS	15,6	22,1	23,3	22,3	22	21,8	15,2	26,8	10,5		
KGf500	% vd DS											
KGf2000	% vd DS											
KjN	mgN/kgds											
N	mgN/kgds											
P	mgP/kgds											
Al	mg/kgds											
As	mg/kg	9	16	17	16	18	17	5	8	6	5	4,1
Cd	mg/kg	2,6	3,7	4,3	4,1	6,4	5,5	0,4	1,7	0,2	<0,4	<0,4
Ca	mg/kg	41000	49000	48000	47000	48000	48000	7500	23000	5100		
Cr	mg/kg	38	68	68	67	89	73	27	32	39	46	23
Cu	mg/kg	27	69	72	72	80	71	16	23	20	22	6,6
Hg	mg/kg	0,52	0,93	0,99	1,0	1,4	1,2	0,09	0,4	0,06	0,11	<0,05
Pb	mg/kg	56	120	120	120	140	120	19	34	21	20	<13
Mo	mg/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<1	<2	<1	<1		
Mn	mg/kgds											
Ni	mg/kg	15	39	38	38	36	34	26	15	39	32	7,6
Va	mg/kg	17	41	38	36	35	32	24	14	39		
Zn	mg/kg	250	500	520	510	600	520	80	190	83	69	27
Min. olie	mg/kg	210	420	460	470	570	440	<50	240	<50	<20	<20
EOX	mg/kg	0,7	1,1	1,2	1,2	2,1	1,4	<0,1	0,6	<0,1	0,77	<0,1

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Eemst. 1	Eemst. 2	Bakenstein	X001	X002
		2002	2002	2002	2002	2002	2002	Beun 1	Beun 3	Beun 2	Beun A	Beun B
Naf	mg/kg	<0,05	<0,1	0,47	0,51	0,07	0,34	<0,05	<0,05	<0,05	<0,10	<0,10
Ant	mg/kg	0,35	0,72	0,74	0,85	0,9	0,77	0,02	0,37	<0,01	<0,05	<0,05
Fen	mg/kg	0,63	1,7	1,6	1,9	1,7	1,6	0,1	0,74	0,03	<0,05	<0,05
Flu	mg/kg	1,4	3,4	3,5	3,9	3,6	3,2	0,19	1,4	0,06	<0,05	<0,05
BaA	mg/kg	0,64	1,6	1,7	1,7	1,9	1,6	0,09	0,65	0,02	<0,05	<0,05
Chr	mg/kg	0,66	1,6	1,7	1,7	1,6	1,4	0,06	0,61	0,02	<0,05	<0,05
BaP	mg/kg	0,76	1,8	1,9	1,8	1,7	1,6	0,08	0,64	<0,02	<0,05	<0,05
BghiPe	mg/kg	0,35	1,1	1,2	1,1	1,2	1	0,09	0,44	<0,04	<0,05	<0,05
BkF	mg/kg	0,38	0,87	0,94	0,91	1	0,94	0,04	0,31	<0,01	<0,05	<0,05
InP	mg/kg	0,31	0,76	0,81	0,78	0,82	0,75	0,04	0,29	<0,02	<0,05	<0,05
AcNy	mg/kg	0,13	<0,2	<0,16	0,23	<0,13	0,14	<0,09	<0,07	0,09		
AcNe	mg/kg	<0,18	<0,31	<0,34	<0,29	<0,28	<0,25	<0,05	<0,13	<0,05		
Flu	mg/kg	<0,13	<0,2	<0,22	<0,24	<0,19	<0,17	<0,05	<0,09	<0,05		
Pyr	mg/kg	1,2	2,8	2,9	3,1	2,9	2,6	0,15	1,1	0,02		
BbF	mg/kg	0,87	2,1	2,2	2,2	2,5	2,1	0,13	0,79	0,03		
DBahA	mg/kg	0,08	0,21	0,24	0,23	0,24	0,21	0,01	0,07	<0,01		
10 VROM	mg/kg	5,5	14	15	15	14	13	0,71	5,4	0,13	0,381	0,381
PCB 28	ug/kg	9	11	12	12	25	18	<1	7	<1	<1	<1
PCB 52	ug/kg	9	10	11	11	27	17	<1	9	<1	<1	<1
PCB 101	ug/kg	10	17	17	17	25	20	<1	9	<1	<1	<1
PCB 118	ug/kg	9	14	15	14	23	18	<1	7	<1	<1	<1
PCB 138	ug/kg	10	25	23	24	27	24	<1	8	<1	<1	<1
PCB 153	ug/kg	16	33	31	32	42	34	1	14	<1	<1	<1
PCB 180	ug/kg	9	24	22	23	27	23	<1	8	<1	<1	<1
som PCB	ug/kg	72	130	130	130	200	150	1	62	<4	4,1	4,1
som chloorbenzenen	mg/kg										0,001	0,001
pentachloorbenzeen	mg/kg	0,002	0,003	0,003	0,003	0,005	0,004	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
HCB	mg/kg	0,003	0,007	0,008	0,008	0,011	0,009	<0,001	0,002	<0,001	<0,001	<0,001
24DDT	ug/kg	<1	<2	<2	<1	<2	<2	<1	<1	<1	0	0
44DDT	ug/kg	<1	7	<2	<2	<2	<1	<1	<1	<1	1	1
24DDD	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0	0
44DDD	ug/kg	2	5	4	4	5	4	<1	2	<1	1	1
24DDE	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1	1
44DDE	ug/kg	2	4	4	4	5	4	<1	2	<1	0	0
som	ug/kg	4	16	8	8	10	8	<4	4	<1	4	4
aldrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
dieldrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
endrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
telodrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
isodrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
aldrin + dieldrin	ug/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
som drins	ug/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
a HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
b HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
g HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
dhCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
som HCHs	ug/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
heptachloor	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
cis heptachloorepoxide	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
trans heptachloorepoxide	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
som	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Eemst, 1	Eemst, 2	Bakenstein	X001	X002
		2002	2002	2002	2002	2002	2002	Beun 1	Beun 3	Beun 2	Beun A	Beun B
		2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
a endosulfan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
cis chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
trans chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
hexachloorbutadieen	ug/kg	1	2	2	2	3	3	<1	<1	<1	<1	<1
hexachloorethaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
som pesticiden	ug/kg	10	28	21	21	29	24	<1,6	7	<1,6		
cis chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1				<1	<1	<1	<1	<1
trans chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1				<1	<1	<1		
tributyltin	ug/kg						0,012					
dibutyltin	ug/kg						0,015					
monobutyltin	ug/kg						0,024					
monofenyltin	ug/kg						0,002					
dicyclohexyltin	ug/kg											
difenyltin	ug/kg						<0,0008					
tricyclohexyltin	ug/kg											
trifenyltin	ug/kg						0,001					
2-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		
3-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		
4-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5		
som monochloorfenol	mg/kg	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05		
2,6-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,4&2,5-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,3-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
3,4-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
3,5-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
som dichloorfenol	mg/kg	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07		
2,4,6-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,3,6-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,3,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,4,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,3,4-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
3,4,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
som trichloorfenol	mg/kg	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08		
2,3,4,6&2,3,5,6 tetra	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
2,3,4,5-tetrachloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02		
som tetrachloorfenol	mg/kg	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03		
pentachloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,012	<0,012
som chloorfenolen	mg/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	0,012	0,012

Bijlage C Gehalten van contaminanten in sediment 2003 en 2005

		HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003	HVR1 2005	HVR2 2005	HVR3 2005	HVS2 2005	HVS3 2005	HVS4 2005
CZV	g/kg	96	98	100	42	40	53						
OC	g/kg	36	37	38	16	15	20						
OC	% vd DS							2,4	3,8	3,5	2,7	3,4	1,7
OS	%	6,2	6,3	6,6	2,7	2,6	3,4	5,4	7,4	7,9	4,5	6	4,1
CO3	g/kg	113	120	126	74	35	44						
CaCO3	% vd DS							11	12	14	11	9,8	7,2
AC	% vd DS							1,3	1,4	1,6	1,1	1,4	1,1
%DS	gew.-%	34,4	33,8	31,2	58,0	61,0	59,8	45	33,3	28,5	41,5	37,6	50,7
gloeirest	%	91,1	91,0	90,6	96,5	96,8	97,0	93,9	87,8	90	94,2	93,2	95,2
pH		7,5	7,5	7,5	7,7	7,7	7,7						
KGF2	% vd DS	33,7	43,2	39,4	10,6	13,3	8,4	17	29	32	17	25	14
KGF10	% vd DS							26	46	52	27	36	23
KGF16	% vd DS	54,5	59,5	63,3	18,3	23,2	13,7	29	51	57	30	43	25
KGF32	% vd DS							37	60	67	38	53	32
KGF50	% vd DS							40	60	70	51	60	39
KGF63	% vd DS	67,8	68,1	73,3	32,1	39,0	19,4	46	62	71	55	64	43
KGF125	% vd DS	78,0	76,0	76,2	74,5	51,9	61,9	72	71	74	76	77	68
KGF210	% vd DS	78,1	77,5	77,1	84,7	69,9	68,8	78	72	75	82	81	81
KGFG210	% vd DS	21,9	22,5	22,9	15,3	30,1	31,2	4,1	3,4	0,7	1,9	2,4	6,9
KGF500	% vd DS							81	75	75	83	83	86
KGF2000	% vd DS							82	76	76	83	83	87
KjN	mgN/kgds												
N	mgN/kgds												
P	mgP/kgds												
Al	mg/kgds							8100	12000	23000	9000	11000	6800
As	mg/kg	17	17	17	9	10	7	12	14	18	8	19	7,8
Cd	mg/kg	3,5	3,5	4,0	1,3	1,0	1,2	3,6	4	3,5	1,3	3,5	2
Ca	mg/kg												
Cr	mg/kg	68	69	72	29	27	26	46	55	90	32	53	32
Cu	mg/kg	64	67	73	21	19	19	47	62	74	23	55	31
Hg	mg/kg	0,84	0,88	0,96	0,33	0,21	0,30	0,87	0,74	0,98	0,31	0,68	0,36
Pb	mg/kg	110	91	120	32	25	29	70	86	110	36	81	47
Mo	mg/kg												
Mn	mg/kgds							630	720	950	380	670	430
Ni	mg/kg	38	38	40	14	16	15	24	34	48	16	34	19
Va	mg/kg	42	43	44	16	18	15	18	25	34	14	25	17
Zn	mg/kg	470	490	540	170	130	140	360	460	570	190	410	210
Min. olie	mg/kg	410	460	430	160	120	170	470	670	1300	390	640	270
EOX	mg/kg	1,3	1,3	1,9	0,6	0,5	0,5						
Naf	mg/kg	<0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,11	<0,15	<0,18	<0,12	<0,13	<0,1
Ant	mg/kg	0,15	0,16	0,12	0,06	0,04	0,05	0,13	<0,08	0,14	0,09	0,1	0,1
Fen	mg/kg	0,33	0,32	0,33	0,14	0,08	0,10	0,08	0,17	0,35	0,13	0,25	0,24
Flu	mg/kg	0,65	0,80	0,67	0,25	0,15	0,19	0,46	0,64	0,63	0,4	0,66	0,35
BaA	mg/kg	0,36	0,40	0,34	0,14	0,08	0,10	0,21	0,29	0,28	0,18	0,25	0,1
Chr	mg/kg	0,32	<0,41	0,37	0,14	0,08	0,11	0,21	0,29	0,28	0,18	0,2	0,07
BaP	mg/kg	0,40	0,48	0,42	0,15	0,09	0,11	0,25	0,29	0,28	0,18	0,25	0,21
BghiPe	mg/kg	0,28	0,36	0,31	0,13	0,08	0,04	0,21	0,17	<0,09	0,18	0,2	0,14

		HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003	HVR1 2005	HVR2 2005	HVR3 2005	HVS2 2005	HVS3 2005	HVS4 2005
BkF	mg/kg	0,21	0,25	0,22	0,08	0,04	0,07	0,13	0,17	0,14	0,09	0,15	0,07
InP	mg/kg	0,26	0,32	0,26	0,11	0,07	0,07	0,21	0,17	<0,09	0,18	0,2	0,14
AcNy	mg/kg	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,11	<0,15	<0,18	<0,12	<0,13	<0,1
AcNe	mg/kg	<0,08	<0,05	<0,14	<0,05	<0,06	<0,05	<0,11	<0,15	<0,18	<0,12	<0,13	0,1
Fle	mg/kg	0,08	0,07	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,06	0,17	0,63	<0,06	0,1	0,07
Pyr	mg/kg	0,58	0,77	0,24	0,09	0,13	0,15	0,38	0,58	0,56	0,36	0,51	0,17
BbF	mg/kg	0,51	0,58	0,52	0,22	0,13	0,17	0,3	0,35	0,35	0,22	0,31	0,07
DBahA	mg/kg	0,06	0,11	0,13	<0,01	0,01	0,02	<0,06	<0,08	0,28	<0,06	<0,07	<0,05
10 VROM	mg/kg	3,0	3,1	3,0	1,2	0,71	0,84						
PCB 28	ug/kg	19	20,000	21	9	6	8	9,8	10	15	6,5	9,3	9,8
PCB 52	ug/kg	15	15	15	9	5	7	4,9	5,3	7,8	3,6	5	5,5
PCB 101	ug/kg	22	23	24	9	7	8	<1,1	<1,5	12	6,1	<1,3	7,5
PCB 118	ug/kg	17	19	19	7	5	6	5,5	6,5	8,2	3,9	4,4	4,7
PCB 138	ug/kg	23	27	29	7	6	6	8,8	11	14	5,4	8	5,6
PCB 153	ug/kg	34	40,000	41	12	9	11	13	<1,5	<1,8	<1,2	12	10
PCB 180	ug/kg	18	22	25	5	5	5	8,3	<1,5	13	5,2	7,3	5,7
som PCB	ug/kg	150,000	170,000	170,000	58	43	51						
som chloorbenzenen	mg/kg												
pentachloorbenzeen	mg/kg	0,003	0,003	0,003	<0,001	<0,001	<0,001						
HCB	mg/kg	0,008	0,009	0,009	0,003	0,002	0,003	0,0032	0,004	0,0062	0,0025	0,003	0,0024
24DDT	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
44DDT	ug/kg	<2	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	1,6	<1,8	<1,2	<1,3	<1
24DDD	ug/kg	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
44DDD	ug/kg	4	4	4	1	<1	<1	<1,1	<1,5	10	<1,2	<1,3	2
24DDE	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
44DDE	ug/kg	5	5	5	1	1	1	2,3	2,5	3,5	1,8	2,3	1,6
som	ug/kg	9	9	9	2	1	1						
aldrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
dieldrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
endrin	ug/kg	<4	<5	<5	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
telodrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
isodrin	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
aldrin + dieldrin													
som drins	ug/kg	<4	<5	<5	<2	<2	<2						
a HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
b HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
g HCH	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
dHCH	ug/kg							<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
som HCHs	ug/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
heptachloor	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
cis heptachloorepoxide	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
trans heptachloorepoxide	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
som	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1						
a endosulfan	ug/kg	2	3	3	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
cis chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
trans chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
hexachloorbutadieen	ug/kg	2	1	2	<1	<1	<1	<1,1	<1,5	<1,8	<1,2	<1,3	<1
hexachloorethaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1						
som pesticiden	ug/kg	24	25	26	5	3	4						
cis chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1						
trans chloordaan	ug/kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1						

		HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003	HVR1 2005	HVR2 2005	HVR3 2005	HVS2 2005	HVS3 2005	HVS4 2005
tributyltin	ug/kg	0,014	0,014				0,017						
dibutyltin	ug/kg	0,016	0,015				0,006						
monobutyltin	ug/kg	<0,05	<0,05				<0,05						
monofenyltin	ug/kg	<0,05	<0,05				<0,05						
dicyclohexyltin	ug/kg	<0,005	<0,005				<0,005						
difenyltin	ug/kg	0,010	<0,005				<0,005						
tricyclohexyltin	ug/kg	<0,005	<0,005				<0,005						
trifenyltin	ug/kg	0,010	0,007				<0,005						
2-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5						
3-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5						
4-monochloorfenol	mg/kg	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5						
som monochloorfenol	mg/kg	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05	<1,05						
2,6-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,4&2,5-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,3-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
3,4-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
3,5-dichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
som dichloorfenol	mg/kg	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07	<0,07						
2,4,6-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,3,6-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,3,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,4,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,3,4-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
3,4,5-trichloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
som trichloorfenol	mg/kg	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08	<0,08						
2,3,4,6&2,3,5,6 tetra	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
2,3,4,5-tetrachloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
som tetrachloorfenol	mg/kg	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03						
pentachloorfenol	mg/kg	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02						
som chloorfenolen	mg/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2	<1,2						

De meetgegevens van de T₃ bemonstering uit 2007 zijn opgenomen in bijlage B van het rapport van Kerkum en van Schie (2008).

Bijlage D (3) Gehalten van contaminanten in sediment (gestandaardiseerd) in 2002

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Eemst, 1 Beun 1	Eemst, 2 Beun 3	Bakenstein Beun 2	X001 Beun A	X002 Beun B
		2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
As	mg/kg	13,2	14,4	14,9	14,2	16,8	16,2	4,8	11,9	4,8	5,1	5,2
Cd	mg/kg	3,9	3,6	4,0	3,9	6,4	5,6	0,4	2,6	0,2	<	<
Cr	mg/kg	55,4	56,9	55,4	54,6	76,6	65,5	22,4	48,0	26,7	41,8	26,2
Cu	mg/kg	43,8	60,8	61,7	62,3	73,5	67,2	15,1	38,1	15,4	22,6	8,8
Hg	mg/kg	0,67	0,85	0,88	0,90	1,30	1,14	0,08	0,52	0,05	0,11	<0,06
Pb	mg/kg	76,7	109,6	107,3	108,1	131,8	115,5	18,2	47,2	17,4	20,4	<15,8
Mo	mg/kg	<2	<2	<2	<2	<2	<1	<2	<1	<1		
Ni	mg/kg	27,2	30,5	28,7	28,7	29,2	29,2	20,0	28,7	23,5	28	9,2
Zn	mg/kg	426,7	419,6	422,9	417,3	524,7	474,0	69,5	335,6	57,7	66,6	34,9
Min. olie	mg/kg	778	507	532	593	792	575	<150	833	<103	<60	<100
EOX	mg/kg	2,6	1,3	1,4	1,5	2,9	1,8	<0,3	2,1	<0,2	2,3	<0,5
Naftaleen	mg/kg	< d,l	< d,l	0,54	0,64	0,10	0,44	< d,l	< d,l	< d,l		
Anthraceen	mg/kg	1,30	0,87	0,86	1,07	1,25	1,01	0,06	1,28	< d,l		
Fenantreen	mg/kg	2,33	2,05	1,85	2,40	2,36	2,09	0,30	2,57	0,06		
Fluorantheen	mg/kg	5,19	4,11	4,05	4,92	5,00	4,18	0,57	4,86	0,12		
Benzo(a)anthraceen	mg/kg	2,37	1,93	1,97	2,15	2,64	2,09	0,27	2,26	0,04		
Chryseen	mg/kg	2,44	1,93	1,97	2,15	2,22	1,83	0,18	2,12	0,04		
Benzo(a)pyreen	mg/kg	2,81	2,17	2,20	2,27	2,36	2,09	0,24	2,22	< d,l		
Benzo(ghi)peryleen	mg/kg	1,30	1,33	1,39	1,39	1,67	1,31	0,27	1,53	< d,l		
Benzo(k)fluorantheen	mg/kg	1,41	1,05	1,09	1,15	1,39	1,23	0,12	1,08	< d,l		
Indeno(123cd)pyreen	mg/kg	1,15	0,92	0,94	0,98	1,14	0,98	0,12	1,01	< d,l		
Acenaftyleen	mg/kg	0,48	< d,l	< d,l	0,29	< d,l	0,18	< d,l	< d,l	0,19		
Acenafteen	mg/kg	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l		
Fluoreen	mg/kg	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l		
Pyreen	mg/kg	4,44	3,38	3,36	3,91	4,03	3,40	0,45	3,82	0,04		
Benzo(b)fluorantheen	mg/kg	3,22	2,54	2,55	2,78	3,47	2,75	0,39	2,74	0,06		
Dibenzo(ah)antraceen	mg/kg	0,30	0,25	0,28	0,29	0,33	0,27	0,03	0,24	< d,l		
Σ 10 VROM	mg/kg	5,48	13,55	14,56	15,15	14,49	13,2	0,75	5,45	0,24	0,38 ¹	0,38 ¹
PCB 28	ug/kg	33,3	13,3	13,9	15,2	34,7	23,5	<3,0	24,3	<2,1	<3	<5
PCB 52	ug/kg	33,3	12,1	12,7	13,9	37,5	22,2	<3,0	31,3	<2,1	<3	<5
PCB 101	ug/kg	37,0	20,5	19,7	21,5	34,7	26,1	<3,0	31,3	<2,1	<3	<5
PCB 118	ug/kg	33,3	16,9	17,4	17,7	31,9	23,5	<3,0	24,3	<2,1	<3	<5
PCB 138	ug/kg	37,0	30,2	26,6	30,3	37,5	31,4	<3,0	27,8	<2,1	<3	<5
PCB 153	ug/kg	59,3	39,9	35,9	40,4	58,3	44,4	3,0	48,6	<2,1	<3	<5
PCB 180	ug/kg	33,3	29,0	25,5	29,0	37,5	30,1	<3,0	27,8	<2,1	<3	<5
Σ PCB	ug/kg	267	162	152	168	272	201	16	215	10 ¹	13 ¹	21 ¹
Σ chloorbenzenen	ug/kg	18,52	12,08	12,73	13,89	22,22	16,99	4,20	10,42	2,88	4,2	7,0
pentachloorbenzeen	ug/kg	7,41	3,62	3,47	3,79	6,94	5,23	<3,0	3,47	<2,1	<3	<5
HCB	ug/kg	11,11	8,45	9,26	10,10	15,28	11,77	<3,0	6,94	<2,1	<3	<5
Σ DDT	ug/kg	< d,l	8,45	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l	< d,l		
Σ DDE	ug/kg	7,4	4,8	4,6	5,1	6,9	5,2	< d,l	6,9	< d,l		
Σ DDD	ug/kg	7,4	6,0	4,6	5,1	6,9	5,2	< d,l	6,9	< d,l		
Σ DDT/DDD/DDE	ug/kg	14,8	19,3	9,3	10,1	13,9	10,5	<18,0	13,9	<12,4	12,6	21
aldrin	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Eemst, 1 Beun 1	Eemst, 2 Beun 3	Bakenstein Beun 2	X001 Beun A	X002 Beun B
		2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
dieldrin	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
endrin	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
aldrin + dieldrin	ug/kg	5,2	1,7	1,6	1,8	1,9	1,8	4,2	4,9	2,9		
som drins	ug/kg	7,8	2,5	2,4	2,7	2,9	2,7	6,3	7,3	4,3	6,3	10,5
α HCH	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
β HCH	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
γ HCH	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
Σ HCHs	ug/kg	7,8	2,5	2,4	2,7	2,9	2,7	6,3	7,3	4,3	6,31	10,5
heptachloor	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
cis	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1		
heptachloorepoxide												
Σ	ug/kg	5,2	1,7	1,6	1,8	1,9	1,8	4,2	4,9	2,9		
α endosulfan	ug/kg	<3,7	<1,2	<1,2	<1,3	<1,4	<1,3	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
hexachloorbutadieen	ug/kg	3,7	2,4	2,3	2,5	4,2	3,9	<3,0	<3,5	<2,1	<3	<5
Σ pesticiden	ug/kg	41,9	29,3	18,9	20,6	26,8	22,6	33,6	38,2	23,0		
pentachloorfenol	ug/kg	<74	<24	<23	<25	<28	<26	<60	<69	<41	<30	<50
Σ chloorfenolen	ug/kg	4615	1505	1442	1573	1731	1629	3742	4326	2564	20	30

< d.l.: Gemeten waarde kleiner dan de detectielimiet

¹: Waarden opgegeven door Omegam, getal onwaarschijnlijk aangezien de individuele stoffen allemaal < detectielimiet zijn.

Bijlage E Gehalten van contaminanten in sediment (gestandaardiseerd) in 2003 en 2005

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4	HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4
		2003	2003	2003	2003	2003	2003	2005	2005	2005	2005	2005	2005
As	mg/kg	15,6	13,9	14,4	12,5	13,2	10,4	14,5	13,9	17,3	9,5	20,2	10,1
Cd	mg/kg	3,4	3,15	3,7	1,9	1,4	1,8	4,6	4,2	3,7	1,6	3,9	2,7
Cr	mg/kg	57,9	50,6	55,9	39,7	34,1	38,7	53,2	50,9	78,9	36,4	53,0	39,3
Cu	mg/kg	57,6	52,7	60,1	31,8	26,8	31,4	59,5	61,4	70,4	28,4	59,1	42,6
Hg	mg/kg	0,77	0,74	0,83	0,41	0,25	0,39	0,98	0,72	0,93	0,30	0,70	0,42
Pb	mg/kg	102,0	76,4	104,2	42,1	31,5	40,2	82,2	85,4	106,2	41,6	85,1	58,2
Mo	mg/kg												
Ni	mg/kg	30,4	25,0	28,3	22,8	22,7	28,2	29,7	30,5	40,0	19,4	34,0	25,8
Zn	mg/kg	403,4	357,8	417,9	266,5	185,4	245,2	453,99	438,6	514,7	234	429,0	289,2
Min. olie	mg/kg	512	568	508	508	417	630	1136	1022	2154	838	1092	921
EOX	mg/kg												
Naftaleen	mg/kg	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	<0,110	<0,150	<0,180	<0,120	<0,130	<0,100
Anthraceen	mg/kg	0,19	0,20	0,14	0,19	0,14	0,19	0,13	<0,08	0,14	0,09	0,1	0,1
Fenantreen	mg/kg	0,41	0,40	0,39	0,44	0,28	0,37	0,08	0,17	0,28	0,13	0,25	0,24
Fluorantheen	mg/kg	0,81	0,99	0,79	0,79	0,52	0,70	0,46	0,64	0,63	0,4	0,66	0,35
Benzo(a)anthraceen	mg/kg	0,45	0,49	0,40	0,44	0,28	0,37	0,21	0,29	0,28	0,18	0,25	0,1
Chryseen	mg/kg	0,40	< d.l.	0,44	0,44	0,28	0,41	0,21	0,29	0,28	0,18	0,2	0,07
Benzo(a)pyreen	mg/kg	0,50	0,59	0,50	0,48	0,31	0,41	0,25	0,29	0	0,18	0,25	0,21
Benzo(ghi)peryleen	mg/kg	0,35	0,44	0,37	0,41	0,28	0,15	0,21	0,17	<0,09	0,18	0,2	0,14
Benzo(k)fluorantheen	mg/kg	0,26	0,31	0,26	0,25	0,14	0,26	0,13	0,17	0,14	0,09	0,15	0,07
Indeno(123cd)pyreen	mg/kg	0,32	0,40	0,31	0,35	0,24	0,26	0,21	0,17	<0,90	0,18	0,2	0,14
Acenaftyleen	mg/kg	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.						
Acenaften	mg/kg	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.						
Fluoreen	mg/kg	0,10	0,09	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.						
Pyreen	mg/kg	0,72	0,95	0,28	0,29	0,45	0,56						
Benzo(b)fluorantheen	mg/kg	0,64	0,72	0,61	0,70	0,45	0,63						
Dibenzo(ah)antraceen	mg/kg	0,07	0,14	0,15	< d.l.	0,03	0,07						
Σ10 VROM	mg/kg	3,0	3,09	3,04	1,2	0,75	0,88	1,89	2,19	2,10	1,61	2,26	1,42
PCB 28	ug/kg	23,7	24,7	24,8	28,6	20,8	29,6	23,7	15,3	24,9	14,0	15,9	33,4
PCB 52	ug/kg	18,7	18,5	17,7	28,6	17,4	25,9	11,8	8,1	12,9	7,7	8,5	18,8
PCB 101	ug/kg	27,5	28,4	28,4	28,6	24,3	29,6	<2,7		19,9	13,1	<2,2	25,6
PCB 118	ug/kg	21,2	23,5	22,5	22,2	17,4	22,2	13,3	9,9	13,6	8,4	7,5	16,0
PCB 138	ug/kg	28,7	33,3	34,3	22,2	20,8	22,2	21,3	16,8	23,2	11,6	13,6	19,1
PCB 153	ug/kg	42,4	49,4	48,5	38,1	31,3	40,7	31,4	<2,3	<3,0	<2,6	20,5	34,1
PCB 180	ug/kg	22,5	27,2	29,6	15,9	17,4	18,5	20,1	<2,3	21,5	11,2	12,5	19,4
Σ PCB	ug/kg	185	205	206	184	149	189	122	50,1	116	65,9	78,5	166,5
Σ chloorbenzenen	ug/kg	13,73	14,82	14,18	11,75	9,38	13,70	7,73	6,11	10,3	5,4	5,1	8,2
pentachloorbenzeen	ug/kg	3,75	3,70	3,55	<3,2	<3,5	<3,7						
HCB	ug/kg	9,99	11,11	10,64	9,52	6,94	11,11	7,73	6,11	10,3	5,4	5,1	8,2
Σ DDT	ug/kg	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3,72	4,05	4,18	3,6	3,1	4,8
Σ DDE	ug/kg	6,2	6,2	5,9	3,2	3,5	3,7	7,42	5,42	7,89	5,7	5,5	7,8
Σ DDD	ug/kg	5,0	4,9	4,7	3,2	< d.l.	< d.l.	3,72	3,21	18,7	3,6	3,1	9,2
Σ DDT/DDD/DDE	ug/kg	11,2	11,1	10,6	6,3	3,5	3,7	5,56	6,23	22,4	12,9	11,7	12,3
aldrin	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
dieldrin	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
endrin	ug/kg	<5,0	<6,2	<5,9	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4

		HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4	HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4
		2003	2003	2003	2003	2003	2003	2005	2005	2005	2005	2005	2005
aldrin + dieldrin	ug/kg	1,7	1,7	1,7	4,4	4,9	5,2						
Σ drins	ug/kg	5,2	6,0	5,8	6,7	7,3	7,8	5,6	4,8	6,3	5,4	4,7	7,2
α HCH	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
β HCH	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
γ HCH	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
Σ HCHs	ug/kg	2,6	2,6	2,5	6,7	7,3	7,8	7,4	4,8	8,4	7,2	6,2	9,6
heptachlor	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
cis	ug/kg	<1,2	<1,2	<1,2	<3,2	<3,5	<3,7						
heptachloorepoxide													
Σ	ug/kg	1,7	1,7	1,7	4,4	4,9	5,2						
α endosulfan	ug/kg	2,5	3,7	3,5	<3,2	<3,5	<3,7						
hexachloorbutadieen	ug/kg	2,5	1,2	2,4	<3,2	<3,5	<3,7	<2,7	<2,3	<3,0	<2,6	<2,2	<3,4
Σ pesticiden	ug/kg	25,8	26,4	26,5	28,6	27,8	29,6	5,6	6,3	22,4	3,867	3,924	12,283
pentachloorfenol	ug/kg				<63	<69	<74						
Σ chloorfenolen	ug/kg	1556	1538	1473	3956	4326	4615						

De meetgegevens van de T₃ bemonstering uit 2007 zijn opgenomen in bijlage C van het rapport van Kerkum en van Schie (2008).

Bijlage F (4) Vergelijking van meetresultaten Omegam en RIZA

	Totaalgehalte (µg/kg) gemeten in 2002													
	HVR1		HVR2		HVR3		HVS1		HVS2		HVS3		Beun3	
	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam
Naftaleen	140	<50	361	<100		470	402	510	470	70	368	340	110	<50
Acenafteen		<180		<310		<340		<290		<280		<250	34	<130
Fluoreen		<130		<200		<220	115	<240		<190		<170	48	<90
Fenantreen	171	630	457	1700		1600	513	1900	551	1700	430	1600	214	740
Anthraceen	69	350	152	720	139	740	160	850	209	900	154	770	70	370
Fluorantheen	351	1400	828	3400	790	3500	854	3900	957	3600	792	3200	361	1400
Pyreen	295	1200	686	2800	636	2900	720	3100	794	2900	649	2600	291	1100
Benz(a)anthraceen	164	640	374	1600	369	1700	390	1700	434	1900	366	1600	163	650
Chryseen	160	660	370	1600	378	1700	435	1700	431	1600	340	1400	156	610
Benz(b)fluorantheen	486	870	1098	2100	1104	2200	1114	2200	1267	2500	1111	2100	624	790
Benz(k)fluorantheen	117	380	271	870	275	940	281	910	315	1000	273	940	106	310
Benz(a)pyreen	202	760	474	1800	480	1900	488	1800	543	1700	480	1600	194	640
Dibenz (ah) anthraceen	17	80		210		240		230	48	240		210		70
Benzo (ghi) peryleen	134	350		1100		1200	360	1100	407	1200	380	1000	128	440
Indeno (1,2,3cd) pyreen	213	310		760		810		780	649	820		750		290
Som PAK's	2521	7630	5072	18660	4171	19900	5832	20680	7074	20130	5343	18110	2501	7410
PCB 28		9		11		12		12		25		18	6	7
PCB 52		9		10		11		11		27		17		9
PCB 101	9	10	11	17	13	17	8	17	7	25	14	20	7	9
PCB 118	4	9	6	14	7	15	4	14	4	23	9	18	3	7
PCB 153	8	16	15	33	17	31	10	32	9	42	19	34	7	14
PCB 138	8	10	21	25	25	23	15	24	9	27	29	24	8	8
PCB 180	5	9	11	24	11	22	7	23	4	27	13	23	2	8
QCB														
HCB		3	8	7	7	8	3	8		11	9	9	2	2
13DCB														19
12DCB														
135TCB														
124TCB	14		19		23		11							14
1234TeCB	3		5		4		2		1		4			

schuin = waarde onbetrouwbaar door een lage concentratie t.o.v. de blanco

Totaalgehalte (µg/kg) gemeten in 2003

	HVR1		HVR2		HVR3		HVS2		HVS3		HVS4	
	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam	RIZA	Omegam
Naftaleen	334	<70	302	<50	348	<50	112	<50	90	<50	104	<50
Acenafteen		<80		<50		<140		<50		<60		<50
Fluoreen	114	80	107	70	121	<50	42	<50	30	<50	40	<50
Fenantreen	611	330	650	320	722	330	234	140	197	80	355	100
Anthraceen	145	150	165	160	140	120	53	60	33	40	44	50
Fluorantheen	790	650	948	800	794	670	260	250	170	150	225	190
Pyreen	622	580	723	770	629	240	196	90	133	130	165	150
Benz(a)anthraceen	371	360	423	400	359	340	114	140	77	80	106	100
Chryseen	379	320	406	<410	371	370	79	140	82	80	110	110
Benz(b)fluorantheen	1094	510	1156	580	1125	520	630	220	353	130	573	170
Benz(k)fluorantheen	263	210	283	250	270	220	76	80	54	40	71	70
Benz(a)pyreen	447	400	483	480	442	420	123	150	90	90	107	110
Dibenz(ah)anthraceen	42	60	44	110	43	130		<10		10		20
Benzo(ghi)peryleen	352	280	368	360	359	310		130		80		40
Indeno(1,2,3cd)pyreen	562	260	575	320	545	260		110		70		70
Som PAK's	6126	4190	6632	4620	6270	3930	1917	1510	1310	980	1900	1180
PCB 28	9	19		20		21	10	9	7	6	9	8
PCB 52	8	15		15		15	15	9	11	5	13	7
PCB 101	7	22	10	23	10	24	8	9	5	7	6	8
PCB 118	3	17	6	19	8	19	4	7	3	5	4	6
PCB 153	9	34	15	40	17	41	7	12	5	9	6	11
PCB 138	10	23	25	27	25	29	7	7	5	6	7	6
PCB 180	5	18	11	22	13	25	4	5	3	5	3	5
QCB												
HCB	3	8		9		9	3	3	2	2	2	3
13DCB			22		26							
12DCB												
135TCB	6		13		15							
124TCB	8		22		26		10		7		10	
1234TeCB	1		2		3		1		1		1	

schuin = waarde onbetrouwbaar door een lage concentratie t.o.v. de blanco

Bijlage G (5) Overschrijdingsfactor MTR-waarden in sediment

		MTR-sed ¹	HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Eemst. 1	Eemst. 2	Bakenstein	X001	X002
			2002	2002	2002	2002	2002	2002	Beun 1	Beun 3	Beun 2	Beun A	Beun B
			2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002
As	mg/kg	55	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1
Cd	mg/kg	12	0,3	0,3	0,3	0,3	0,5	0,5	0,0	0,2	0,0	< d.l.	< d.l.
Cr	mg/kg	380	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Cu	mg/kg	73	0,6	0,8	0,8	0,9	1,0	0,9	0,2	0,5	0,2	0,3	0,1
Hg	mg/kg	10	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	< d.l.
Pb	mg/kg	530	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,1	0,0	0,0	< d.l.
Mo	mg/kg	200	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		
Ni	mg/kg	44	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,5	0,7	0,5	0,6	0,2
Zn	mg/kg	620	0,7	0,7	0,7	0,7	0,8	0,8	0,1	0,5	0,1	0,1	0,1
Min. olie	mg/kg	1000	0,8	0,5	0,5	0,6	0,8	0,6	< d.l.	0,8	< d.l.	< d.l.	< d.l.
Naftaleen	mg/kg	0,1	< d.l.	< d.l.	5,4	6,4	1,0	4,4	< d.l.	< d.l.	< d.l.		
Anthraceen	mg/kg	0,1	13	8,7	8,6	11	13	10	0,6	13	< d.l.		
Fenantreen	mg/kg	0,5	4,7	4,1	3,7	4,8	4,7	4,2	0,6	5,1	0,1		
Fluorantheen	mg/kg	3	1,7	1,4	1,4	1,6	1,7	1,4	0,2	1,6	0,0		
Benzo(a)anthraceen	mg/kg	0,4	5,9	4,8	4,9	5,4	6,6	5,2	0,7	5,6	0,1		
Chryseen	mg/kg	11	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	0,0		
Benzo(a)pyreen	mg/kg	3	0,9	0,7	0,7	0,8	0,8	0,7	0,1	0,7	< d.l.		
Benzo(ghi)peryleen	mg/kg	8	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	< d.l.		
Benzo(k)fluorantheen	mg/kg	2	0,7	0,5	0,5	0,6	0,7	0,6	0,1	0,5	< d.l.		
Indeno(123cd)pyreen	mg/kg	6	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,2	< d.l.		
PCB 28	ug/kg	4	8,3	3,3	3,5	3,8	8,7	5,9	< d.l.	6,1	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 52	ug/kg	4	8,3	3,0	3,2	3,5	9,4	5,6	< d.l.	7,8	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 101	ug/kg	4	9,3	5,1	4,9	5,4	8,7	6,5	< d.l.	7,8	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 118	ug/kg	4	8,3	4,2	4,3	4,4	8,0	5,9	< d.l.	6,1	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 138	ug/kg	4	9,3	7,5	6,7	7,6	9,4	7,8	< d.l.	6,9	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 153	ug/kg	4	15	10	9,0	10	15	11	0,8	12	< d.l.	< d.l.	< d.l.
PCB 180	ug/kg	4	8,3	7,2	6,4	7,3	9,4	7,5	< d.l.	6,9	< d.l.	< d.l.	< d.l.
pentachloorbenzeen	ug/kg	100	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	< d.l.	0,0	< d.l.	< d.l.	< d.l.
HCB	ug/kg	5	2,2	1,7	1,9	2,0	3,1	2,4	< d.l.	1,4	< d.l.	< d.l.	< d.l.
Σ DDT	ug/kg	9	< d.l.	0,9	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.		
Σ DDE	ug/kg	1	7,4	4,8	4,6	5,1	6,9	5,2	< d.l.	6,9	< d.l.		
Σ DDD	ug/kg	2	3,7	3,0	2,3	2,5	3,5	2,6	< d.l.	3,5	< d.l.		
aldrin	ug/kg	6	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
dieldrin	ug/kg	450	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
endrin	ug/kg	4	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
α HCH	ug/kg	290	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
β HCH	ug/kg	920	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
γ HCH	ug/kg	230	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
heptachloor	ug/kg	0,7	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
c-heptachloorepoxide	ug/kg	0,02	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
α endosulfan	ug/kg	1	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.
pentachloorfenol	ug/kg	300	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.

Bijlage H (6) Beschikbaarheid mbv TENAX-extractie

.....

Totaalgehalte (µg/kg)

	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	Beun 3 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003
Naftaleen	140	361		402	470	368	110	334	302	348	112	90	104
Acenafteen							34						
Fluoreen				115			48	114	107	121	42	30	40
Fenantreen	171	457		513	551	430	214	611	650	722	234	197	355
Anthraceen	69	152	139	160	209	154	70	145	165	140	53	33	44
Fluorantheen	351	828	790	854	957	792	361	790	948	794	260	170	225
Pyreen	295	686	636	720	794	649	291	622	723	629	196	133	165
Benz(a)anthraceen	164	374	369	390	434	366	163	371	423	359	114	77	106
Chryseen	160	370	378	435	431	340	156	379	406	371	79	82	110
Benz(b)fluorantheen	486	1098	1104	1114	1267	1111	624	1094	1156	1125	630	353	573
Benz(k)fluorantheen	117	271	275	281	315	273	106	263	283	270	76	54	71
Benz(a)pyreen	202	474	480	488	543	480	194	447	483	442	123	90	107
Dibenz(ah)anthraceen	17				48			42	44	43			
Benzo(ghi)peryleen	134			360	407	380	128	352	368	359			
Indeno(1,2,3cd)pyreen	213				649			562	575	545			
PCB 28							6	9			10	7	9
PCB 52								8			15	11	13
PCB 101	9	11	13	8	7	14	7	7	10	10	8	5	6
PCB 118	4	6	7	4	4	9	3	3	6	8	4	3	4
PCB 153	8	15	17	10	9	19	7	9	15	17	7	5	6
PCB 138	8	21	25	15	9	29	8	10	25	25	7	5	7
PCB 180	5	11	11	7	4	13	2	5	11	13	4	3	3
QCB													
HCB		8	7	3		9	2	3			3	2	2
13DCB							19		22	26			
12DCB													
135TCB								6	13	15			
124TCB	14	19	23	11			14	8	22	26	10	7	10
1234TeCB	3	5	4	2	1	4		1	2	3	1	1	1

TENAX Fractie (%)

	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	Beun 3 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003
Naftaleen	15	20		17	19	15	15	10	11	11	25	26	22
Acenafteen							16						
Fluoreen				3			5	15	12	12	22	22	25
Fenantreen	3	3		3	3	2	6	24	20	25	38	42	28
Anthraceen	3	1	1	1	2	1	5	4	3	4	8	9	10
Fluorantheen	15	8	9	7	14	10	15	11	9	12	16	16	16
Pyreen	16	11	11	10	16	13	16	14	12	14	18	16	16
Benz(a)anthraceen	8	4	5	4	8	6	9	5	5	6	7	6	6
Chryseen	9	5	6	4	8	6	9	6	5	6	11	8	7
Benz(b)fluorantheen	8	5	6	4	7	5	5	5	6	7	4	4	4
Benz(k)fluorantheen	8	5	6	4	7	6	5	6	5	7	5	5	4
Benz(a)pyreen	6	3	4	3	5	4	3	4	3	4	4	4	3
Dibenz (ah) anthraceen	3				3			5	3	4			
Benzo (ghi) peryleen	4			2	3	3	3	3	3	4			
Indeno (1,2,3cd) pyreen	3				1			2	2	3			
PCB 28							4	65			47	51	50
PCB 52								65			49	49	50
PCB 101	23	32	32	51	79	30	34	64	41	33	42	43	43
PCB 118	23	27	28	45	80	25	28	54	27	28	38	41	38
PCB 153	32	34	34	48	82	29	30	55	32	34	36	35	34
PCB 138	20	16	17	32	71	16	22	49	20	23	27	24	25
PCB 180	17	16	17	22	63	13	29	39	20	22	26	25	26
QCB													
HCB		16	12	25		8	2	35			19	20	17
13DCB							2		4	4			
12DCB													
135TCB								24	8	9			
124TCB	1	1	1	3			0	7	2	2	5	4	3
1234TeCB	15	16	15	29	64	13		60	22	30	12	15	25

Bijlage I (7) Poriewaterconcentraties van zware metalen dmv CaCl₂-extractie sediment
[µg/l]

Lokatie:	HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	Beun 1	Beun 2	Beun 3	HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4
	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2003	2003	2003	2003	2003	2003
Ag	< d.l.	< d.l.	< d.l.	0,01	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	<1	<1	<1	<1	<1	<1
Al	143	139	135	15	14	24	144	161	141	<10	<10	<10	<10	<10	<10
B	29	49	49	57	59	54	28	96	13	75	68	73	35	19	120
Ba	507	508	504	559	439	579	475	403	421	590	560	580	200	310	350
Be	0,02	< d.l.	0,01	< d.l.	< d.l.	< d.l.	0,02	0,02	0,01	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Co	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3,7	1,9	1,7	0,39	<0,01	<0,01
Fe (mg/l)	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	<10	<10	<10	<10	20	70
Mg	7509	10608	9940	10024	10623	9077	10900	10208	11922	17560	17790	18320	10780	13370	10410
Mn	1613	1938	1405	1232	1245	1394	114	644	53	6360	4050	3680	1430	2310	1900
Sb	1,94	1,93	1,93	2,29	3,24	3,03	0,49	2,94	0,40	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Se	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	0,9	0,6	0,7	<0,5	<0,5	<0,5
Sn	0,11	0,05	0,05	0,14	0,09	0,07	0,03	0,08	0,03	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
Te	0,03	0,06	0,04	0,06	0,06	0,07	< d.l.	0,02	< d.l.	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tl	1,92	1,64	1,58	2,12	3,40	2,02	0,16	1,34	0,05	1	1	1	1	1	1
Ti	0,27	0,24	0,25	0,27	0,28	0,31	0,08	0,24	0,05	0,08	0,03	0,03	0,06	0,06	0,05
U	0,23	0,18	0,20	0,18	0,21	0,20	0,25	0,31	0,22	0,45	0,53	0,61	0,13	0,20	0,16
As	3,29	3,49	3,96	4,20	4,36	4,13	< d.l.	7,55	< d.l.	1,4	1,0	0,9	0,5	1,8	3,3
Cd	0,05	0,02	0,01	0,07	0,10	0,09	0,02	0,07	0,02	<0,05	<0,05	<0,05	0,2	<0,05	<0,05
Cr	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	21,21	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	2,0	0,5	0,2	<0,05	<0,05	<0,05
Cu	3,59	4,52	4,97	8,23	7,23	7,10	0,98	3,02	0,83	<0,05	<0,05	<0,05	0,07	<0,05	<0,05
Pb	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	58	7,0	3,7	2,6	3,0	1,8
Mo	4,74	4,67	4,18	3,56	6,14	5,18	10,04	10,72	13,20	2,4	3,4	3,4	1,0	3,1	3,1
Ni	5,23	6,23	8,24	3,54	16,13	4,28	1,79	4,47	5,53	3,0	2,2	2,6	1,1	<0,05	0,8
Va	< d.l.	0,01	0,16	0,28	0,56	0,62	< d.l.	1,64	< d.l.	0,2	<0,1	<0,1	0,9	0,8	0,7
Zn	16,72	10,88	11,68	14,60	19,70	17,42	3,79	19,21	4,37	27	10,0	8,9	43	13	5,8

Bijlage J (8a) veld-Kp versus EP-Kp zware metalen

Sediment-water verdelingscoëfficiënten (K_p) [l/kg]

Lokatie:	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003
As	5998	6193	5661	5061	5776	5900	16671	20820	24065	37515	10986	4724
Cd	120699	307052	614210	81427	98133	94677				13995		
Cr							43442	151761	419258			
Cu	18288	20172	18618	11363	15255	14216				680464		
Ni	7799	7334	5216	12148	2719	10255	15218	17045	16350	31036		52836
Pb							2637	16362	42256	24262	15742	33493
Zn	38274	57869	54305	42882	39951	40817	22411	53664	70438	9296	21392	63407

Verhouding K_p , Haringvliet / K_p , norm

Lokatie:	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003
As	0,60	0,62	0,57	0,51	0,58	0,59	1,67	2,08	2,41	3,75	1,10	0,47
Cd	0,93	2,36	4,72	0,63	0,75	0,73				0,11		
Cr							0,15	0,52	1,45			
Cu	0,37	0,40	0,37	0,23	0,31	0,28				13,61		
Ni	0,97	0,92	0,65	1,52	0,34	1,28	1,90	2,13	2,04	3,88		6,60
Pb							0,00	0,03	0,07	0,04	0,02	0,05
Zn	0,35	0,53	0,49	0,39	0,36	0,37	0,20	0,49	0,64	0,08	0,19	0,58

Bijlage K (8b) veld-Kp versus EP-Kp organische microverontreinigingen

Sediment-water verdelingscoëfficiënten (Kp) (l/kg)

Lokatie:	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	BeunB 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003	gem	min	max	Log Kp ¹
Naftaleen																	2,37
Fenantreen				5,13	5,12	5,27	4,75							5,07	4,75	5,27	3,53
Anthraceen	5,07	5,48	5,44	5,57	5,22	5,48	4,79							5,29	4,79	5,57	3,52
Fluorantheen	5,05	5,34	5,29	5,37	5,09	5,21	5,04	5,20	5,27	5,16	5,03	5,03	5,02	5,16	5,02	5,37	4,23
Pyreen	5,98	6,15	6,14	6,19	5,97	6,07	5,98	6,05	6,10	6,03	5,92	5,98	5,97	6,04	5,92	6,19	5,18
Benz(a)anthraceen	5,95	6,24	6,14	6,24	5,98	6,10	5,92	6,17	6,18	6,06	6,01	6,08	6,05	6,09	5,92	6,24	4,86
Chryseen	5,86	6,09	6,05	6,20	5,91	6,01	5,84	6,00	6,07	5,99	5,75	5,91	5,94	5,97	5,75	6,20	4,80
Benz(b)fluorantheen	7,72	7,93	7,81	7,96	7,78	7,86	7,93	7,87	7,83	7,74	7,99	7,95	8,03	7,88	7,72	8,03	6,60
Benz(k)fluorantheen	6,18	6,41	6,29	6,43	6,23	6,32	6,37	6,32	6,37	6,26				6,32	6,18	6,43	5,07
Benz(a)pyreen	6,25	6,64	6,46	6,61	6,38	6,50	6,58	6,47	6,53	6,41	6,44	6,48	6,54	6,48	6,25	6,64	5,04
Dibenz(ah)anthraceen	7,49				7,53									7,51	7,49	7,53	5,97
Benzo(ghi)peryleen	7,09			7,41	7,30	7,16	7,30	7,17	7,22	7,14				7,22	7,09	7,41	5,70
Indeno (1,2,3cd) pyreen	7,02				7,42			7,17	7,19	7,06				7,17	7,02	7,42	5,47
PCB 28							7,01							7,01	7,01	7,01	5,62
PCB 52																	6,1
PCB 101	6,74	6,60	6,60	6,40	6,21	6,64	6,57		6,49		6,48			6,53	6,21	6,74	6,11
PCB 118	7,71			7,42		7,67	7,62				7,49			7,58	7,42	7,71	7,07
PCB 153	7,25	7,22	7,16	6,90	6,73	7,20	7,20	6,83	7,06	7,04	7,12	7,10	7,13	7,07	6,73	7,25	6,57
PCB 138	6,91	7,02	7,04	6,89	6,48	7,11	6,95	6,70	7,11	7,03	6,87	6,93	6,91	6,92	6,48	7,11	6,4
PCB 180	7,49	7,52	7,50	7,37	6,92	7,60	7,25	7,12	7,43	7,38	7,30	7,31	7,30	7,35	6,92	7,60	6,72
HCB		3,83	3,98	3,64		4,12		3,49			3,77			3,80	3,49	4,12	3,04

Verhouding Kp, Haringvliet / Kp, norm

Lokatie:	HVR1 2002	HVR2 2002	HVR3 2002	HVS1 2002	HVS2 2002	HVS3 2002	BeunB 2002	HVR1 2003	HVR2 2003	HVR3 2003	HVS2 2003	HVS3 2003	HVS4 2003	gem	min	max
Naftaleen																
Fenantreen				1,45	1,45	1,49	1,35							1,44	1,35	1,49
Anthraceen	1,44	1,56	1,55	1,58	1,48	1,56	1,36							1,50	1,36	1,58
Fluorantheen	1,19	1,26	1,25	1,27	1,20	1,23	1,19	1,23	1,25	1,22	1,19	1,19	1,19	1,22	1,19	1,27
Pyreen	1,15	1,19	1,18	1,20	1,15	1,17	1,15	1,17	1,18	1,16	1,14	1,15	1,15	1,17	1,14	1,20
Benz(a)anthraceen	1,22	1,28	1,26	1,28	1,23	1,26	1,22	1,27	1,27	1,25	1,24	1,25	1,25	1,25	1,22	1,28
Chryseen	1,22	1,27	1,26	1,29	1,23	1,25	1,22	1,25	1,26	1,25	1,20	1,23	1,24	1,24	1,20	1,29
Benz(b)fluorantheen	1,17	1,20	1,18	1,21	1,18	1,19	1,20	1,19	1,19	1,17	1,21	1,20	1,22	1,19	1,17	1,22
Benz(k)fluorantheen	1,22	1,26	1,24	1,27	1,23	1,25	1,26	1,25	1,26	1,23				1,25	1,22	1,27
Benz(a)pyreen	1,24	1,32	1,28	1,31	1,27	1,29	1,31	1,28	1,30	1,27	1,28	1,29	1,30	1,29	1,24	1,32
Dibenz(ah)anthraceen	1,25				1,26									1,26	1,25	1,26
Benzo(ghi)peryleen	1,24			1,30	1,28	1,26	1,28	1,26	1,27	1,25				1,27	1,24	1,30
Indeno(1,2,3cd)pyreen	1,28				1,36			1,31	1,31	1,29				1,31	1,28	1,36
PCB 28							1,25							1,25	1,25	1,25
PCB 52																
PCB 101	1,10	1,08	1,08	1,05	1,02	1,09	1,08		1,06		1,06			1,07	1,02	1,10
PCB 118	1,09			1,05		1,09	1,08				1,06			1,07	1,05	1,09
PCB 153	1,10	1,10	1,09	1,05	1,02	1,10	1,10	1,04	1,07	1,07	1,08	1,08	1,09	1,08	1,02	1,10
PCB 138	1,08	1,10	1,10	1,08	1,01	1,11	1,09	1,05	1,11	1,10	1,07	1,08	1,08	1,08	1,01	1,11
PCB 180	1,11	1,12	1,12	1,10	1,03	1,13	1,08	1,06	1,10	1,10	1,09	1,09	1,09	1,09	1,03	1,13
HCB		1,26	1,31	1,20		1,35		1,15			1,24			1,25	1,15	1,35

Bijlage L (9a) Geldigheidscriteria en randvoorwaarden

Geldigheidscriteria voor de bioassays

Parameters	norm/richtlijn	criterium	
<i>Vibrio fischeri</i> Microtox	ISO 11348-3, 1998	afname in luminescentie in de blanco	0,6 < Rt < 1,3
<i>Chironomus riparius</i>	Maas et al, 1993	sterfte in referentiesediment	≤ 10 %
		larvale stadia in referentiesediment ≥ L4	≥ 80 %
		gemiddeld drooggewicht L4-larven in referentiesediment [mg]	≥ 0,3
<i>Daphnia magna</i>	Maas et al, 1993	sterfte in blanco na 3 broedsels	≤ 20 %
		gemiddeld aantal jongen in blanco na drie broedsels	≥ 30
<i>Hyallolela azteca</i>	EPA 600/R-99/064	sterfte in referentiesediment	< 20%
<i>Ephoron virgo</i>	Greve et al, 1999	sterfte in referentiesediment	< 20%
<i>Chydorus sphaericus</i>	Dekker et al., 2002	sterfte in referentiesediment	< 20 %

Randvoorwaarden voor de bioassays

parameters	O ₂ [%]	pH	NH ₄ ⁺ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	geleidbaarheid [μS/mm]
<i>Vibrio fischeri</i>	> 30	6 – 8,5	< 1000	< 70	2500 - 4600
<i>Chironomus riparius</i>	> 35	6,6 – 8,5	< 200	< 50	< 300 elutriaat < 950 sed/water
<i>Daphnia magna</i>	>30	5,5 –9,0	<100	< 48	< 750
<i>Hyallolela azteca</i>	> 12	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Ephoron virgo</i>	> 50	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
<i>Chydorus sphaericus</i>	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

¹ afkomstig van agar testen (Liesker, 1998)
n.b. = niet bekend

Bijlage M (9b) Toxiciteitstest met *Chydorus sphaericus*

.....

Chydorus sphaericus

type toets	acuut
onderzoeker:	A. Espeldoorn
testsysteem:	sediment/water
proefdier:	<i>Chydorus sphaericus</i>
leeftijd begin test:	< 24 uur
afkomstig van:	laboratorium RIZA
datum inzetten:	19-06-2003.
blootstellingduur:	96 uur
temperatuur:	20 graden Celsius
medium:	Elendt (m7)
volume:	3 ml.
aantal testorganismen:	20 per testvat
voedsel:	10 µl voedselsuspensie per testvat
verversing:	nee
soort testvat:	embryoschaaltje met uitholling
test in:	triplo
beluchting:	nee
analyses uitgevoerd:	nee
kwaliteitscontroletest:	ja, kaliumdichromaat

Kwaliteitscontrole test met *Chydorus sphaericus*

tijd (uur)	0 µg/l	63 µg/l	125 µg/l	250 µg/l	500 µg/l	1000 µg/l
0	40	40	40	40	40	40
24	40	40	40	40	40	40
48	40	40	40	40	35	7
72	40	40	40	40	31	2
96	40	40	40	37	28	2

LC _{50,24 uur} :	> 1000 µg/l
LC _{50,48 uur} :	745 µg/l (657 – 845)
LC _{50,72 uur} :	617 µg/l (547 – 695)
LC _{50,96 uur} :	551 µg/l (490 – 620)

Toxiciteitstest met *Chydorus sphaericus* in sediment/watertestsystemen van het Haringvliet; blootstellingsduur = 96 uur

monster	I	II	III	% overleving
Speelzand	20	20	20	100
Drontermeer	20	20	20	100
HVR 1	20	20	20	100
HVR 2	20	18	20	96.6
HVR 3	20	20	20	100
HVS 2	20	20	20	100
HVS 3	20	20	20	100
HVS 4	18	19	20	95

Lengtemetingen chydoriden na 96 uur blootstelling

monster	n	x (μm)	s
Speelzand	30	350	64.3
Drontermeer	30	388	42.9
HVR 1	31	353	65.7
HVR 2	30	353	62.9
HVR 3	30	347	45.4
HVS 2	30	357	55.3
HVS 3	30	362	63.6
HVS 4	30	350	49.1
kweek	25	226	38.5

Bijlage N (9c) Chronische Daphnia magna test 2002 en 2003

Daphnia magna met poriewater (alleen gecentrifugeerd)

Blanco 2002

concentratie: 0%											concentratie: 0%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7	8											7										
	8	8	8	13	6	10	8	7	7	9			8	6		9	11	8	9	8	7	10	7
	9												9		17								
	10	14											10										
	11		14	18	17	15	18	14	18	17	16		11	16		18	14	17	17	15	17	13	18
	12												12		7	*							
	13												13										
	14	24		13	22	24	20	18	16	23			14	21	1	20		19	22	20	17	14	14
		46	22	39	30	43	52	42	43	40	48	aantal jongen	43	25	47	25	44	48	43	41	37	39	
aantal jongen												aantal jongen											
aantal broedsels		3	2	3	2	3	3	3	3	3		aantal broedsels	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		15	11	13	15	14	17	14	14	13	16	gem. aantal jongen	14	8	16	13	15	16	14	14	12	13	
Rm		0,35		0,36		0,35		0,34		0,35		Rm	0,33		0,35		0,35		0,34		0,34		

concentratie: 0%											concentratie: 0%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7		*					*					7										
	8	8		7	5	4	8			10			8	9	7	7		9	9		7	9	10
	9	23							*				9				11			10			
	10									17			10										
	11		17		15	16	24	18	*				11	13	13	16	17	18	15	13	14	17	17
	12	9											12	*				*					
	13												13										
	14	*	25		25	24	25	22					14		16	25	25	24		17	23	19	25
aantal jongen		32	50	0	47	45	53	48	0	17	10	aantal jongen	22	36	48	53	51	24	40	44	45	52	
aantal broedsels		2	3	0	3	3	3	3	0	1	1	aantal broedsels	2	3	3	3	3	2	3	3	3	3	
gem. aantal jongen		16	17	###	16	15	18	16	###	17	10	gem. aantal jongen	11	12	16	18	17	12	13	15	15	17	
Rm			#					#				Rm	0,33		0,35		0,35		0,34		0,36		

HVR 1 2002

concentratie: 10%											concentratie: 32%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2					*					
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7											7							7			
8	5	4	8	7	9	11	9	9	6	7	8			9	11						11
9											9	18	21			18			19		
10											10				*						
11	21	26	19	21	16	19	15	17	16	11	11			22				16		18	17
12											12		18			19					
13											13	27						25	26	24	
14	24	18	25	26	22	20	20	19	23	27	14			21							15
aantal jongen	50	48	52	54	47	50	44	45	45	45	aantal jongen	45	39	52	11	37	0	48	45	42	43
aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	aantal broedsels	2	2	3	1	2	0	3	2	2	3
gem. aantal jongen	17	16	17	18	16	17	15	15	15	15	gem. aantal jongen	23	20	17	11	19	###	16	23	21	14
Rm		0,34		0,36		0,36		0,35		0,36	Rm		0,36		0,34		0,29		0,37		0,34

concentratie: 56%											concentratie: 100%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2										
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7									9		7										
8	4	7	7			7	9			7	8	20	7	11	15	3	5	3	11	1	3
9				14	17					13	9										
10											10										
11	16	32	25		14	18	14	22	10	10	11	25	17	12	14	13	16	10	17	20	14
12											12										
13	24			19		30		29		4	13	1	26	21		27	25	23		28	27
14		23	22				23				14				25				22	*	
aantal jongen	44	62	54	33	31	55	46	60	23	21	aantal jongen	46	50	44	54	43	46	36	50	49	44
aantal broedsels	3	3	3	2	2	3	3	3	2	3	aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen	15	21	18	17	16	18	15	20	12	7	gem. aantal jongen	15	17	15	18	14	15	12	17	16	15
Rm		0,36		0,35		0,36		0,38		0,32	Rm		0,39		0,38		0,33		0,34		0,27

HVR 2 2002

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7			13							10		7							13			
	8		9		2	8	2	9			5		8	12	10	6		8	6	11		2	9
	9								16				9										
	10	14		18							17		10			16					11		
	11		17		16	3	7	21			16		11	14	22	18		22	22	13		20	14
	12												12										
	13	25				21	22				25		13								28		
	14		21	26	21			25	26		23		14	23	25	25	24	21	20	23		21	21
aantal jongen		39	47	57	39	32	31	55	42	52	44	aantal jongen		49	57	49	40	51	48	47	52	43	44
aantal broedsels		2	3	3	3	3	3	3	2	3	3	aantal broedsels		3	3	3	2	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		20	16	19	13	11	10	18	21	17	15	gem. aantal jongen		16	19	16	20	17	16	16	17	14	15
Rm			0,34		0,37			0,32		0,35	0,37	Rm			0,37		0,33		0,35		0,39	0,33	

concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3			*							
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7	15		8									7										11
	8		5		7	9	5	9	9	9	12		8	5			12		10	10	5	7	
	9												9		18								
	10	15		16									10										
	11		16		19	20	12	16	13	22	17		11	22			21	19	19	26	23	22	18
	12												12										
	13	24		24									13		23								
	14		22		22	27	19	17	19	22	28		14	22			22	27	18	24	23	25	3
aantal jongen		54	43	48	48	56	36	42	41	53	57	aantal jongen		49	41	0	55	46	47	60	51	54	32
aantal broedsels		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	aantal broedsels		3	2	0	3	2	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		18	14	16	16	19	12	14	14	18	19	gem. aantal jongen		16	21	###	18	23	16	20	17	18	11
Rm			0,39		0,37			0,34		0,35	0,37	Rm			0,35		0,31		0,34		0,36	0,38	

HVR 3 2002

concentratie: 10%											concentratie: 32%													
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
	1												1											
	2												2											
	3												3											
	4												4											
	5												5											
	6												6											
	7												7											
	8	11	9	9		9	8	6			7		8	11	11	11	10	9	10	6	7	8	7	
	9				10							12		9										
	10												10											
	11	16	18	18		13	22	26	14		23		11	18	19	14	18	20	17	21	18	17	24	
	12				17							19		12										
	13												13											
	14			18	23		20	21	20	28	27		14	18	25	18	18	22	26	24	25	17	2	
	aantal jongen	27	45	50	27	42	51	52	42	31	57		aantal jongen	47	55	43	46	51	53	51	50	42	33	
	aantal broedsels	2	3	3	2	3	3	3	2	2	3		aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
	gem. aantal jongen	14	15	17	14	14	17	17	21	16	19		gem. aantal jongen	16	18	14	15	17	18	17	17	14	11	
	Rm		0,35		0,34		0,35		0,35		0,35		Rm		0,37		0,36		0,36		0,35		0,35	
concentratie: 56%											concentratie: 100%													
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
	1												1											
	2												2											
	3												3											
	4												4											
	5												5											
	6												6											
	7												7											
	8	11	9	11		9	6	7	10	7	8		8	7				8	8	9	11	7	12	
	9												9											
	10				16								10		16	20	18							
	11	15	19	14		20	21	22	19	17	19		11	18				23	9	19	10	15	18	
	12												12											
	13				27								13											
	14	19	20	25		22	20	21	20	21	16		14	20	26	24	26		21	20	24	22	19	20
	aantal jongen	45	48	50	43	51	47	50	49	45	43		aantal jongen	45	42	44	44	52	37	52	43	41	50	
	aantal broedsels	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3		aantal broedsels	3	2	2	2	3	3	3	3	3	3	
	gem. aantal jongen	15	16	17	22	17	16	17	16	15	14		gem. aantal jongen	15	21	22	22	17	12	17	14	14	17	
	Rm		0,36		0,34		0,35		0,36		0,35		Rm		0,34		0,34		0,35		0,36		0,36	

HVS 1 2002

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8		10			22	8	3	7	6	7		8	7	16		8	9	7		5		
	9	33		31	15								9			6							16
	10												10							16		3	
	11		5			5	24	25	21	19	13		11		24		21	1	19		8		
	12				7								12										
	13			4									13	17		12		27		26		27	
	14		25			24	23	21	15	23	22		14		22	*	28	25	23	23		26	
aantal jongen		33	40	35	22	51	55	49	43	48	42		aantal jongen	24	62	18	57	37	51	42	36	30	42
aantal broedsels		1	3	2	2	3	3	3	3	3	3		aantal broedsels	2	3	2	3	3	3	2	3	2	2
gem. aantal jongen		33	13	18	11	17	18	16	14	16	14		gem. aantal jongen	12	21	9	19	12	17	21	12	15	21
Rm			0,37		0,36		0,39		0,34		0,34		Rm		0,33		0,32		0,34		0,32		0,31

concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2					*							2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6						*						6										
	7		6					3					7										
	8	8	2	5				3	7	6	10		8	8	8			7		7	2	11	10
	9				15								9			2	2		12				
	10												10										
	11	24	16	20				12	12	19	15		11	18	19	18	11	17	13	18	13	13	17
	12				18								12										
	13		25										13		24	27	24				26		16
	14	24		23				23	25	21	32		14	24				23	17	22		28	
aantal jongen		56	49	48	33	0	0	41	44	46	57		aantal jongen	50	51	47	37	47	42	47	41	52	43
aantal broedsels		3	4	3	2	0	0	4	3	3	3		aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		19	12	16	17	###	###	10	15	15	19		gem. aantal jongen	17	17	16	12	16	14	16	14	17	14
Rm			0,37		0,34			0,27	0,27		0,35		Rm		0,36		0,31		0,34		0,33		0,36

HVS 2 2002

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1												1											
2												2											
3												3											
4												4											
5												5											
6												6											
7												7											
8				6					1		7	8		2	2		3	4		5		3	
9	11	16		9	16			8		2		9	13								13		
10												10				16							
11			18			17	25	23		20		11		19	22		19	18		18		17	
12		27		20						18		12	31			24			10		18		
13	16				27	27						13											
14		1	27	1					27	2	19	14		24	24		23	27	1	22		26	
aantal jongen	27	44	51	30	43	44	33	51	22	46		aantal jongen	44	45	48	40	45	49	11	45	31	46	
aantal broedsels	2	3	3	3	2	2	2	3	3	3		aantal broedsels	2	3	3	2	3	3	2	3	2	3	
gem. aantal jongen	14	15	17	10	22	22	17	17	7	15		gem. aantal jongen	22	15	16	20	15	16	6	15	16	15	
Rm		0,34		0,33		0,33		0,33		0,31		Rm		0,34		0,33		0,33		0,29		0,33	

concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1												1											
2												2											
3												3											
4												4											
5												5											
6												6											
7												7											
8	5	6		1		6		2	2	5		8	9	8		11	6	8		6	5	4	
9								15				9			15					5			
10			11		16							10											
11	13	18		24	17			20	15	19		11	21	18		17	15	20	16	19	14	17	
12					19			24				12			21								
13			20									13											
14	21	10		28	2	28		21	21	20		14	30	21		19	25	20	23	22	21	19	
aantal jongen	39	34	31	53	37	51	39	43	38	44		aantal jongen	60	47	36	47	46	48	44	47	40	40	
aantal broedsels	3	3	2	3	3	3	2	3	3	3		aantal broedsels	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	
gem. aantal jongen	13	11	16	18	12	17	20	14	13	15		gem. aantal jongen	20	16	18	16	15	16	15	16	13	13	
Rm		0,33		0,31		0,34		0,33		0,32		Rm		0,36		0,36		0,35		0,33		0,32	

HVS 3 2002

concentratie: 10%											concentratie: 18%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6						*				
	7												7										
	8	7	8			8				6			8	6	3					6	8		
	9			11				7					9			8	8						
	10				14	10	19				13		10									11	13
	11	21	23					30	21				11	22	22	2		17		20	18		
	12			24	23	24					24		12			21	23						
	13												13									24	23
	14	26	20				21	27	22				14	24	19		2	22		23	24		
aantal jongen		54	51	35	37	42	40	64	49	0	37	aantal jongen		52	44	31	33	39	0	49	50	35	36
aantal broedsels		3	3	2	2	3	2	3	3	0	2	aantal broedsels		3	3	3	3	2	0	3	3	2	2
gem. aantal jongen		18	17	18	19	14	20	21	16	###	19	gem. aantal jongen		17	15	10	11	20	###	16	17	18	18
	Rm	0,3589		0,3289		0,3542		0,3552		0,2611		Rm	0,3403		0,3164		0,2391		0,3505		0,3062		

concentratie: 32%											concentratie: 56%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3								*				3			*							
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	9	9		1	10							8	5	5			9				8	7
	9										11		9										
	10			16	12						16		10					12					
	11	21	19			16		15			15		11	19	18			19		10		15	18
	12						18				22		12				18		22	25			
	13			24	26								13									15	
	14	23	22	1	1	27	3	17			23		14	21	23		5	24	2		2	23	26
aantal jongen		53	50	41	40	53	21	32	0	38	49	aantal jongen		45	46	0	23	52	36	35	17	46	51
aantal broedsels		3	3	3	4	3	2	2	0	2	3	aantal broedsels		3	3	0	2	3	3	2	2	3	3
gem. aantal jongen		18	17	14	10	18	11	16	###	19	16	gem. aantal jongen		15	15	###	12	17	12	18	9	15	17
	Rm	0,3632		0,3175		0,3187		0,2246		0,3388		Rm	0,3246		0,1974		0,3419		0,3189		0,349		

concentratie: 100%											
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1										
	2										
	3				*						
	4										
	5										
	6										
	7										
	8	4	6	4	8		8	10	8	8	
	9										
	10										
	11	20	19	11	16		20	14	18	19	16
	12										
	13	18									
	14	7	18	25	25		12	19	24	21	19
aantal jongen		49	43	40	49	0	40	43	50	48	35
aantal broedsels		4	3	3	3	0	3	3	3	3	2
gem. aantal jongen		12	14	13	16	###	13	14	17	16	18
	Rm	0,3408		0,3331		0,2804		0,3547		0,3249	

Blanco 2003

concentratie: 0%											concentratie: 0%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2										
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7											7										
8	13	14	11	9	11	11	13			14	8	18			16	15	13	3	14	15	18
9										14	14				*						
10														13	15						
11	14	9	12	12	12	12	11				8				17		16	18	20	16	
12										11	11										
13 *												12	12	15	15						17
14		11	9	13	11	14	12				12										
aantal jongen	27	34	32	34	34	37	36	25	25	34	aantal jongen	30	28	30	46	15	40	41	46	31	35
aantal broedsels	2	3	3	3	3	3	3	2	2	3	aantal broedsels	2	2	2	3	1	3	3	3	2	2
gem. aantal jongen	14	11	11	11	11	12	12	13	13	11	gem. aantal jongen	15	14	15	15	15	13	14	15	16	18
Rm		0,36		0,34		0,35		0,34		0,34	Rm		0,35		0,36		0,35		0,35		0,38
		6		4		2		9		4			6		9		7		7		3

concentratie: 0%											concentratie: 0%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2										
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7											7			11							
8	11		13	12	13	13	12	12	13	11	8	15		13	12		10	7	9	13	11
9		17		*		*					9				13						
10											10			15							
11	11		13	13		10		13	9	12	11	19		15	18	14	17	18	20	17	16
12		5									12			17							
13											13										
14	15		8	10		12		14	14	16	14	12		13	12	12	11	9	13	12	15
aantal jongen	37	22	34	35	13	35	12	39	36	39	aantal jongen	46	43	41	42	39	38	34	42	42	42
aantal broedsels	3	2	3	3	1	3	1	3	3	3	aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen	12	11	11	12	13	12	12	13	12	13	gem. aantal jongen	15	14	14	14	13	13	11	14	14	14
Rm		0,34		0,36		0,34		0,34		0,35	Rm		0,40		0,37		0,35		0,34		0,36
		8		4		3		1		8			6		4		3		7		9

HVR 1 2003

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	19	16		17	15	16	12	18	16	14		8	17	14	4	11						19
	9			24									9					10	16	14	14	12	
	10												10										
	11	17	22	14	14	16	11	10	16	15	14		11	19	14	13	21	22	15	18	16		
	12												12									20	17
	13												13										
	14	4		12	12		11	3		11	2		14	15	12		12		10	10	4		
aantal jongen		40	38	50	43	31	38	25	34	42	30	aantal jongen		51	40	17	44	32	41	42	34	32	36
aantal broedsels		3	2	3	3	2	3	3	2	3	3	aantal broedsels		3	3	2	3	2	3	3	3	2	2
gem. aantal jongen		13	19	17	14	16	13	8	17	14	10	gem. aantal jongen		17	13	9	15	16	14	14	11	16	18
Rm		0,39		0,39		0,38		0,37		0,37		Rm		0,389		0,34		0,35		0,35		0,36	
		9				1		1			8			4		1				1		5	

concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8				17	13	19	19	14	16	*		8										
	9	19	18								16		9	18	10	15	9	11	13	19	11	18	15
	10							*					10										
	11	20	17	19	21	21			13				11		24	17	12	35	23	25	24	26	26
	12									18			12	18									
	13						19						13										
	14	14		11	15	11			12				14		15	20	17	15	14	15	14	15	13
aantal jongen		53	35	47	49	51	38	14	41	34	0	aantal jongen		36	49	52	38	61	50	59	49	59	54
aantal broedsels		3	2	3	3	3	2	1	3	2	0	aantal broedsels		2	3	3	3	3	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		18	18	16	16	17	19	14	14	17	###	gem. aantal jongen		18	16	17	13	20	17	20	16	20	18
Rm			0,374		0,38		0,39		0,36		0,27	Rm			0,35		0,34		0,37		0,37		0,38
					9		9		1		6				5		8		1		5		2

HVR 2 2003

concentratie: 10 %											concentratie: 32 %												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6			*									6										
	7												7										
	8		16			19	14	17	13	17			8	14	20	17	20			19	18	13	20
	9				18						23						20	21					
	10	13											10										
	11		13			15	17	14	17				11	16	24	17	17			16	18	20	23
	12									18	13			12				18	19				
	13	16			12								13										
	14		9			11	9	1			1		14	11	10	8	12			10		9	12
aantal jongen		29	38	0	30	45	40	32	30	35	37	aantal jongen		41	54	42	49	38	40	45	36	42	55
aantal broedsels		2	3	0	2	3	3	3	2	2	3	aantal broedsels		3	3	3	3	2	2	3	2	3	3
gem. aantal jongen		15	13	###	15	15	13	11	15	18	12	gem. aantal jongen		14	18	14	16	19	20	15	18	14	18
Rm			0,34		0,26		0,39		0,37		0,38	Rm			0,39		0,40		0,36		0,4		0,4
			7		7		1		6						8		2		8				

concentratie: 56 %											concentratie: 100 %												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7	7			1								7										
	8		19	15	19	15	15	17	16	20	19		8			17		18	15		22		18
	9												9	18								7	
	10	19											10										
	11		18	13	15	17	16	16	22	19	16		11	19		23		10			22		20
	12												12									23	
	13	13											13		17		18		14	10			
	14		11	9	10	11	11	12	12		11		14	11		15		12	*				
aantal jongen		39	48	37	45	43	42	45	50	39	46	aantal jongen		48	17	55	18	40	29	10	44	30	38
aantal broedsels		3	3	3	4	3	3	3	3	2	3	aantal broedsels		3	1	3	1	3	2	1	2	2	2
gem. aantal jongen		13	16	12	11	14	14	15	17	20	15	gem. aantal jongen		16	17	18	18	13	15	10	22	15	19
Rm			0,40		0,39		0,38		0,39		0,40	Rm			0,32		0,34		0,38		0,34		0,36
			1		6		3		7		7				1		6		5		2		1

HVR 3 2003

concentratie 10%											concentratie: 32%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2										
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7											7										
8	11			8	13	9		12	10	12	8	12	11	6	4	13	11	10		9	
9	*						9	*			9								19		9
10			20								10										
11	19			18	19	19	19	16		18	11	20	20	20	13	18	14	19		18	
12											12	*							19		21
13			14								13			7							
14	15			12	12	15	15	13		13	14	12		14	16	15	12	15		13	18
aantal jongen	45	0	34	38	44	43	43	41	10	43	aantal jongen	44	31	40	40	46	37	44	38	40	48
aantal broedsels	3	0	2	3	3	3	3	3	1	3	aantal broedsels	3	2	3	4	3	3	3	2	3	3
gem. aantal jongen	15	###	17	13	15	14	14	14	10	14	gem. aantal jongen	15	16	13	10	15	12	15	19	13	16
Rm	0,30		0,33		0,36		0,35		0,33		Rm	0,37		0,33		0,36		0,36		0,34	
	1		5		7		7		9					1		7		5		9	

concentratie 56%											concentratie: 100%										
datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											1										
2											2										
3											3										
4											4										
5											5										
6											6										
7											7										
8	12						8				8			10							
9		8	8	13	14	11		18	13	11	9	13	16		10	12	10	7	7	10	9
10											10										
11	19	17	21	20	18	17	23		17	21	11	23	3	12	26	21	23		26	19	21
12								20			12										
13											13										
14	16	16	15	13	12	14	*		14	16	14	16	17	14	15	12	14	18	16	15	16
aantal jongen	47	41	44	46	44	42	31	38	44	48	aantal jongen	52	36	36	51	45	47	25	49	44	46
aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	2	2	3	3	aantal broedsels	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3
gem. aantal jongen	16	14	15	15	15	14	16	19	15	16	gem. aantal jongen	17	12	12	17	15	16	13	16	15	15
Rm	0,35		0,35		0,35		0,35		0,35		Rm	0,35		0,35		0,35		0,31		0,34	
	4		2		4		4		3				4		3		3		7		7

Rm significant verschillende p=0,05

HVS 2 2003

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	13	5	7		14				7	8		8										17
	9				16		22		17				9	7	12		10	8	7	8	17	17	
	10												10			22							
	11	13	13	16	1	15	11			11	17		11	14	2		11	20	14	12	2		9
	12								4				12									3	
	13												13			15							
	14	11	14	11	14	13	11	13		14	14		14	13	12		11	13	12	16	12		12
aantal jongen		37	32	34	31	42	44	13	21	32	39	aantal jongen		34	26	37	32	41	33	36	31	20	38
aantal broedsels		3	3	3	3	3	3	1	2	3	3	aantal broedsels		3	3	2	3	3	3	3	3	2	3
gem. aantal jongen		12	11	11	10	14	15	13	11	11	13	gem. aantal jongen		11	9	19	11	14	11	12	10	10	13
Rm			0,34		0,33		0,37		0,27		0,33	Rm			0,31		0,32		0,32		0,32		0,36
			1		6		5		3		8				5		9		9		4		2
concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3				*						
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	6	7	26			8	8	10	15	13		8							12		10	
	9				13	12							9	13		20	13		15	12		12	8
	10												10										
	11	15	17			18		14	17	7	18		11	20		10		15	20	16			19
	12				3		19						12		11							11	18
	13												13										
	14	12	14	13		12	14	15	12	12	2		14	17		23		19	16	17		15	15
aantal jongen		33	38	39	16	42	41	37	39	34	33	aantal jongen		50	31	46	0	49	48	45	23	43	42
aantal broedsels		3	3	2	2	3	3	3	3	3	3	aantal broedsels		3	2	3	0	3	3	3	2	3	3
gem. aantal jongen		11	13	20	8	14	14	12	13	11	11	gem. aantal jongen		17	16	15	###	16	16	15	12	14	14
Rm			0,33		0,36		0,34		0,34		0,36	Rm			0,37		0,27		0,36		0,34		0,34
			5		9		4		9		9				1		8		1		5		3

HVS 3 2003

concentratie: 10%											concentratie: 32%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	12	15	16	16	9	15	11	12	14	12		8	14	14		15	11		14	17		15
	9												9			9				17			
	10												10										
	11	14	15	15	21	10	14		15	11	13		11	3	17	19	19	19		19	17		19
	12							14					12					16				16	
	13												13										
	14	16	13	14	10	15	14	18	14	14	12		14	13	13	17	13	12		15	16		19
aantal jongen		42	43	45	47	34	43	43	41	39	37		aantal jongen	30	44	45	47	42	33	48	50	25	53
aantal broedsels		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		aantal broedsels	3	3	3	3	3	2	3	3	2	3
gem. aantal jongen		14	14	15	16	11	14	14	14	13	12		gem. aantal jongen	10	15	15	16	14	17	16	17	13	18
Rm			0,37		0,39		0,36		0,36		0,36		Rm		0,36		0,37		0,36		0,39		0,36
			7		1				2		5				7			3		2		1	

concentratie: 56%											concentratie: 100%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	1												1										
	2												2										
	3												3										
	4												4										
	5												5										
	6												6										
	7												7										
	8	9	11	14	13	14	15	12	12	11	11		8		13	16	8		13	9	12		15
	9												9	16				14					13
	10												10										
	11	19	15	16	18	17	14	15	1	13	21		11		14	15	16		14	10	19		20
	12												12	19									14
	13												13					16					
	14	15	14	17	14	21	19	19	27	6	18		14	19		21	19		19	4	21	1	16
aantal jongen		43	40	47	45	52	48	46	40	30	50		aantal jongen	54	27	52	43	30	46	23	52	28	51
aantal broedsels		3	3	3	3	3	3	3	3	3	3		aantal broedsels	3	2	3	3	2	3	3	3	3	3
gem. aantal jongen		14	13	16	15	17	16	15	13	10	17		gem. aantal jongen	18	14	17	14	15	15	8	17	9	17
Rm			0,35		0,38		0,38		0,35		0,36		Rm		0,36		0,37		0,35		0,35		0,36
			8		1		6		7		2				4		1		4		9		7

HVS 4 2003

concentratie: 10%											concentratie: 18%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1												1											
2												2											
3												3											
4												4											
5												5											
6			*			*				*		6							*				
7												7											
8					18	17		14	14		19	8	16		16			14		15	13	13	
9	15	21										9		18		12	13						
10												10											
11				13	13			15	17		15	11	19		16	15		14		20	16	16	
12	16	20										12		15			17						
13												13											
14				11				14	1		15	14	14		16	16		11		11	15	16	
aantal jongen		31	41	0	42	30	0	43	32	0	49	aantal jongen		49	33	48	43	30	39	0	46	44	45
aantal broedsels		2	2	0	3	2	0	3	3	0	3	aantal broedsels		3	2	3	3	2	3	0	3	3	3
gem. aantal jongen		16	21	###	14	15	###	14	11	###	16	gem. aantal jongen		16	17	16	14	15	13	###	15	15	15
Rm			0,35		0,31		0,30		0,37		0,32	Rm			0,37		0,36		0,35		0,31		0,37
			4		4		1		5		4			3		9		6		3		4	

concentratie: 32%											concentratie: 56%												
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1												1											
2												2											
3												3											
4												4											
5												5											
6												6											
7												7											
8	16	15	14		13	15	9	16	14	15		8	15	14	9	15	18	14	16	13		21	
9				16								9										10	
10												10											
11	15	15	20			21	4	16	16	20		11	20	12	14	15	21	14		22			
12				11	17							12										17	23
13												13							18				
14	14	14	14		14	12	13	13	18	13		14	18	18	21	21	20	20		19			
aantal jongen		45	44	48	27	44	48	26	45	48	48	aantal jongen		53	44	44	51	59	48	34	54	27	44
aantal broedsels		3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	aantal broedsels		3	3	3	3	3	3	2	3	2	2
gem. aantal jongen		15	15	16	14	15	16	9	15	16	16	gem. aantal jongen		18	15	15	17	20	16	17	18	14	22
Rm			0,38		0,36		0,35		0,36		0,38	Rm			0,38		0,37		0,39		0,35		0,36
			7		2		3		1		8			5				4		1		8	

concentratie: 100%											
datum	dag	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1											
2											
3											
4											
5											
6											
7											
8				8	17	13	16	8	10	9	
9	10	12									6
10											
11			21			16		19	19		
12	18	17		20	16		17				18
13		*									
14	20	1		21	18	18	22	5	17	17	
aantal jongen	48	30	29	58	47	50	47	34	45	41	
aantal broedsels	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	
gem. aantal jongen	16	10	15	19	16	17	16	11	15	14	
Rm		0,33		0,37		0,38		0,35		0,34	
		2		1		1				1	

.....

Chironomus drooggewicht

File: D:\PSH02DW. Transform: NO TRANSFORMATION

t-test of Solvent and Blank Controls Ho:GRP1 MEAN = GRP2 MEAN

GRP1 (SOLVENT CRTL) MEAN = 0.5500 CALCULATED t VALUE = -4.9165
GRP2 (BLANK CRTL) MEAN = 1.0475 DEGREES OF FREEDOM = 6
DIFFERENCE IN MEANS = -0.4975

TABLE t VALUE (0.05 (2), 6) = 2.447** SIGNIFICANT DIFFERENCE at alpha=0.05

TABLE t VALUE (0.01 (2), 6) = 3.707** SIGNIFICANT DIFFERENCE at alpha=0.01

Chironomus groeivertraging Haringvliet

File: D:\PSH02KWG. Transform: NO TRANSFORMATION

t-test of Solvent and Blank Controls Ho:GRP1 MEAN = GRP2 MEAN

GRP1 (SOLVENT CRTL) MEAN = 6.0000 CALCULATED t VALUE = -2.7495
GRP2 (BLANK CRTL) MEAN = 27.0000 DEGREES OF FREEDOM = 6
DIFFERENCE IN MEANS = -21.0000

TABLE t VALUE (0.05 (2), 6) = 2.447** SIGNIFICANT DIFFERENCE at alpha=0.05

TABLE t VALUE (0.01 (2), 6) = 3.707 NO significant difference at alpha=0.01

Chironomus sterfte Haringvliet

File: D:\PSH02KW. Transform: NO TRANSFORMATION

t-test of Solvent and Blank Controls Ho:GRP1 MEAN = GRP2 MEAN

GRP1 (SOLVENT CRTL) MEAN = 4.0000 CALCULATED t VALUE = -2.9776
GRP2 (BLANK CRTL) MEAN = 27.0000 DEGREES OF FREEDOM = 6
DIFFERENCE IN MEANS = -23.0000

TABLE t VALUE (0.05 (2), 6) = 2.447** SIGNIFICANT DIFFERENCE at alpha=0.05

TABLE t VALUE (0.01 (2), 6) = 3.707 NO significant difference at alpha=0.01

Hyaella groei

File: D:\PSH02HYK. Transform: NO TRANSFORMATION

t-test of Solvent and Blank Controls Ho:GRP1 MEAN = GRP2 MEAN

GRP1 (SOLVENT CRTL) MEAN = 0.0735 CALCULATED t VALUE = 2.9093
GRP2 (BLANK CRTL) MEAN = 0.0457 DEGREES OF FREEDOM = 6
DIFFERENCE IN MEANS = 0.0277

TABLE t VALUE (0.05 (2), 6) = 2.447** SIGNIFICANT DIFFERENCE at alpha=0.05

TABLE t VALUE (0.01 (2), 6) = 3.707 NO significant difference at alpha=0.01

Bijlage P (10) Macrofauna: soorten en dichtheden

Dichtheden per monsterpunt (aantallen /m2)

	2002	2002	2002	2002	2002	2002	2003	2003	2003	2003	2003	2003	2005	2005	2005	2005	2005	2005	
	HVR1	HVR2	HVR3	HVS1	HVS2	HVS3	HVR1	HVR2	HVR3	HVS4	HVS2	HVS3	HVR1	HVR2	HVR3	HVS4	HVS2	HVS3	
Bivalvia																			
Corbicula fluminea	300	77	110	213	427	437	90	263	257	33	93	50	180	200	210	100	73	37	
Corbicula spec.	-	30	57	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83	-	-	50	37	20	
Dreissena polymorpha	20	-	-	-	3	-	13	-	3	-	-	-	10	-	-	7	-	3	
Chironomidae																			
Acroloxus lacustris	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	
Chironomini	-	10	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	7	7	7	
Chironomus	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Chironomus balatonicus	-	-	-	23	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-	17	-	-	-	
Chironomus plumosus	-	-	-	17	-	-	20	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	
Chironomus plumosus agg.	-	90	117	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	43	
Cryptochironomus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	
Cryptochironomus defectus	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7	-	-	-	-	-	
Harnischia	43	23	23	13	30	20	-	27	7	-	-	-	7	-	-	7	27	23	
Harnischia curtilamellata	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Crustacea																			
Corophium curvispinum	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	
Gammaridae	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	3	3	
Gammarus salinus	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Gammarus tigrinus	3	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3	
Jaera istri	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	10	-	-	-	
Hirudinea																			
Glossiphonia heteroclita	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Oligochaeta																			
Branchiura sowerbyi	23	20	43	57	17	53	7	30	-	-	3	3	33	23	13	-	30	13	
Heteromastus filiformis	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Ilyodrilus templetoni	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Limnodrilus	30	-	7	13	40	30	3	73	3	-	10	3	7	10	17	-	20	-	
Limnodrilus claparedeianus																			
Limnodrilus hoffmeisteri	63	27	33	43	20	30	3	97	3	-	3	10	7	33	7	-	10	3	
Pionidae																			
Forelia liliacea	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	
Limnesia maculata	-	3	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Polychaeta																			
Hypania invalida	7	-	-	-	-	7	-	17	-	-	-	-	7	-	-	7	-	-	

De ruwe gegevens over de macrofauna samenstelling in 2007 zijn hieronder opgenomen cf. bijlage F uit Kerkum en van Schie (2008).

Macrofauna: soorten en dichtheden in 2007

Soort	HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4
Borstelarme wormen						
<i>Branchiura sowerbyi</i>	15	18	14	13		
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	5	5				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3	1	2	1		
<i>Potamothenrix hammoniensis</i>						
<i>Potamothenrix moldaviensis</i>	10	3	1	4		2
<i>Quistadrilus multisetosus</i>						
<i>Tubificidae no_setae</i>	13	101	39	14		
<i>Tubificidae with_setae</i>		4	5			
TOTAAL	46	132	61	32		2
Borstelwormen						
<i>Hypania invalida</i>	15	1				
TOTAAL	15	1				
Slakken						
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	5			12	3	16
<i>Valvata piscinalis</i>		6	2	2	3	12
TOTAAL	5	6	2	14	6	28
Tweekleppigen						
<i>Corbicula</i>	43	69	98	81	25	78
<i>Corbicula fluminalis</i>						
<i>Corbicula fluminea</i>	10	17	7	2	10	10
<i>Dreissena polymorpha</i>				1	10	14
<i>Dreissena rostriformis bugensis</i>	3155				38	2
<i>Pisidium</i>		23	18	8		18
<i>Pisidium casertanum</i>	3	19	11	16		
<i>Pisidium henslowanum</i>		33	21	19	5	10
<i>Pisidium moitessierianum</i>	3	11	5	31	8	6
<i>Pisidium nitidum</i>			4	5	3	4
<i>Pisidium subtruncatum</i>			3			
<i>Unio pictorum</i>	3					
<i>Unio tumidus</i>						2
TOTAAL	3217	172	167	163	99	144
Mijten						
<i>Forelia liliacea</i>	3					
<i>Piona alpicola</i>				1		
TOTAAL	3			1		

Soort	HVR1	HVR2	HVR3	HVS2	HVS3	HVS4
Kreeftachtigen						
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	3			3		
<i>Chelicorophium robustum</i>	3			2		
<i>Corophiidae</i>					3	
<i>Gammarus</i>	3					
<i>Gammarus tigrinus</i>						
<i>Jaera istri</i>	125					
TOTAAL	134			5	3	
Kevers						
<i>Oulimnius</i>						
TOTAAL						
Kokerjuffers						
<i>Oecetis ochracea</i>					3	
TOTAAL					3	
Muggenlarven						
<i>Chironomus plumosus</i>		10	7	6		
<i>Cryptochironomus</i>						2
<i>Cryptochironomus defectus</i>				1		
<i>Cryptochironomus supplicans</i>						2
<i>Harnischia</i>	3	8	4	9		2
<i>Microchironomus tener</i>						
<i>Parachironomus biannulatus</i>	3			1		
<i>Polypedilum bicrenatum</i>						
<i>Procladius</i>	3	19	12	24	5	4
<i>Tanypus punctipennis</i>						
TOTAAL	9	37	23	41	5	10
Macrofauna						
TOTAAL	3429	348	253	256	116	184

Bijlage Q (11) Nematoden: soorten en abundanties

Soorten en aantallen per deellootatie op T₂.
Aantallen weergegeven in aantal per dm²

taxon	cp	trofie	HVR 1	HVR 2	HVR 3	HVS 2	HVS 3	HVS 4	Gemiddeld aantal op referentievlak HVR	Gemiddeld aantal op saneringsvlak HVS
<i>Daptonema</i>	2	b	32	42	55	20	10	22	43	17
<i>Daptonema dubium</i>	2	b		10	11	20			7	7
<i>Monhysteridae</i>	2	b	107	10	11	10		11	43	7
<i>Eumonhystera</i>	2	b	547	197	99	98	98	43	281	80
<i>Eumonhystera filiformis</i>	2	b	171	21	44	39	20	32	79	30
<i>Monhystera</i>	2	b	622	104	110	69	78	183	279	110
<i>Monhystera riemanni</i>	2	b	439	94	66	59	39	140	200	79
<i>Monhytsera paludicola</i>	2	b	11						4	
<i>Plectus</i>	2	b			11				4	
<i>Aphanolaimus</i>	3	b				20	20	11		17
<i>Teratocephalus</i>	3	b	11		11				7	
<i>Halaphanolaimidae</i>	3	b	11	10	22				14	
<i>Paraplectonema pedunculatum</i>	3	b	86	145	242	69	176	129	158	125
<i>Tobrilus</i>	3	c	96	31	11	20	39	43	46	34
<i>Tripyla filicaudata</i>	3	c						11		4
<i>Dorylaimoidea</i>	4	c		10	22		10	22	11	10
<i>Dorylaimus stagnalis</i>	4	c			55				18	
<i>Criconematidae</i>	-	p	11						4	
<i>Heterodera</i>	-	p		10					3	
<i>Dolichoridae</i>	-	p				10				3
<i>Paratylenchus</i>	-	p			11				4	
<i>Helicotylenchus</i>	-	p	21		11				11	
Totaal			2165	686	793	431	490	647	1215	523

Soorten en aantallen per deellocatie op T₃.
Aantallen weergegeven in aantal per dm²

taxon	cp	trofie	HVR 1	HVR 2	HVR 3	HVS 2	HVS 3	HVS 4	Gemiddeld aantal op referentievlak	Gemiddeld aantal op saneringsvlak
<i>Achromadora</i>	3	a	11	0	0	0	0	0	3	0
<i>Panagrolaimus rigidus</i>	1	b	0	0	0	0	0	4	0	1
Rhabditidae	1	b	0	0	5	0	0	0	2	0
<i>Daptonema dubium</i>	2	b	30	9	18	30	34	42	18	36
<i>Eucephalobus</i>	2	b	6	0	5	4	0	4	3	3
<i>Eumonhystera</i>	2	b	6	5	0	0	0	0	4	0
<i>Monhystera</i>	2	b	95	142	116	79	81	32	119	63
<i>Monhystera riemanni</i>	2	b	203	173	96	66	16	17	154	34
<i>Monhystrella</i>	2	b	0	0	0	0	0	4	0	1
<i>Plectus</i>	2	b	0	0	0	0	7	8	0	5
<i>Theristus agilis</i>	2	b	34	0	0	0	0	4	10	1
<i>Aphanolaimus aquaticus</i>	3	b	0	0	0	0	5	19	0	8
Chromadoridae	3	b	6	4	0	0	0	0	3	0
<i>Paraphanoliemus behningi</i>	3	b	11	5	0	0	0	0	5	0
<i>Paraplectonema pedunculatum</i>	3	b	83	345	309	110	33	33	257	60
<i>Prismatolaimus</i>	3	b	0	0	4	0	0	0	1	0
<i>Alaimus</i>	4	b	0	0	4	0	0	0	2	0
Tobrilus	3	c	40	0	8	0	0	0	14	0
Dorylaimoidea	4	c	0	17	13	0	5	4	11	3
<i>Dorylaimus stagnalis</i>	4	c	6	14	30	0	0	4	18	1
<i>Ironus ignavus</i>	4	c	0	0	0	4	11	13	0	9
<i>Mononchus</i>	4	c	11	0	0	0	0	0	3	0
<i>Mylonchulus</i>	4	c	0	0	0	5	0	0	0	2
<i>Aporcelaimellus</i>	5	c	0	4	4	0	0	0	3	0
<i>Aporcelaimellus obtusicaudatus</i>	5	c	6	0	0	0	0	0	2	0
Filenchus	2	p	0	8	4	0	0	0	4	0
<i>Paratylenchus</i>	2	p	6	0	5	0	0	4	3	1
Tylenchidae	2	p	12	0	12	0	18	12	8	9
Criconematidae	3	p	0	0	5	4	7	0	2	3
Dolichodoridae	3	p	0	0	4	0	0	0	1	0
<i>Helicotylenchus</i>	3	p	0	0	0	0	0	14	0	5
<i>Heterodera</i>	3	p	0	4	5	0	0	0	3	0
<i>Tylenchorhynchus dubius</i>	3	p	0	9	0	5	7	4	3	5
<i>Aphelenchus avenae</i>	2	s	6	0	0	0	0	0	2	0
<i>Aphelenchoides</i>	2	s	0	0	0	5	0	0	0	2
Totaal			571	740	649	314	224	223	659	256