



Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

RIZA Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling

Nader Onderzoek Zuidrand

Werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO)

Biotisch effectonderzoek Sliedrechtse Biesbosch

nader onderzoek waterbodemkwaliteit

RIZA rapport 2001.027

ISBN 9036953812

Auteurs: J.F. Postma en P.J. den Besten

RIZA

Lelystad, oktober 2001

Inhoudsopgave

.....

Samenvatting 5

Voorwoord 9

1 Inleiding 11

1.1 Doelstelling van het biotisch effectonderzoek 11

1.2 Opzet van het biotisch effectonderzoek 12

1.3 Samenstelling van het rapport 13

2 Methoden 15

2.1 Locatie-indeling 15

2.2 Uitgevoerde bemonsteringen 17

2.3 Fysisch-chemische analyses 17

2.4 Macrofauna-onderzoek 19

2.5 Bioassays 20

2.6 Bioaccumulatie-metingen 22

2.7 Voedselwebstudies en bioaccumulatiemodellering 23

2.8 Gegevensanalyse 25

3 Resultaten 27

3.1 Fysisch/chemische karakterisatie sediment 27

3.2 Macrofauna (bodemlevensgemeenschap) 29

3.3 Bioassays 30

3.4 Bioaccumulatie 31

3.5 Aanvullend milieuchemisch onderzoek 35

4 Beoordelen van de ecologische risico's en afleiden van de risico volgorde 39

4.1 De directe effecten (spoor A) 39

4.2 De indirecte effecten (spoor B) 40

4.3 Risicovolgorde op basis van prioritering 43

5 Discussie 45

6 Conclusies 53

7 Literatuur 55

.....

Bijlagen

I Begrippen Nader Onderzoek 64

II Technische Rapportages onder verantwoordelijkheid van werkgroep BEO 65

III Locaties en monsterpunten in de Sliedrechtse Biesbosch 66

IV Sediment-toplaagkwaliteit in locaties in de Sliedrechtse Biesbosch 67

V Resultaten inventarisatie bodemmacrofauna in de Sliedrechtse Biesbosch 69

VI Resultaten bioassays met sediment uit de Sliedrechtse Biesbosch 82

VII Gehalten in biota 84

VIII Risicogrenzen uitgedrukt als interne concentraties in vogels en MTR-bodem voor doorvergiftiging 89

IX Toxic units 90

Samenvatting

In het kader van het Nader Onderzoek Sliedrechtse Biesbosch is onderzoek uitgevoerd ter beoordeling van de risico's van bodemverontreiniging voor het ecosysteem. Alhoewel de risicobeoordeling uiteindelijk tot doel heeft om de saneringsurgentie vast te stellen, gaat het huidige rapport alleen in op de vraag of er door de bodemverontreiniging actuele ecologische risico's aanwezig zijn.

De Sliedrechtse Biesbosch is opgedeeld in 7 afzonderlijke locaties. Voor elke locatie zijn de volgende onderzoeksonderdelen uitgevoerd:

1. *Het verzamelen van veldgegevens*. Dit onderdeel bestaat uit twee soorten onderzoek:
 - 1a) inventarisaties van in de waterbodem voorkomende organismen (macrofauna) en
 - 1b) metingen van bioaccumulatie-niveaus.Bij de veldinventarisaties van de macrofauna is onderzocht of de bodemlevensgemeenschappen afwijkend zijn in opbouw (aantallen, verhoudingen in aantallen tussen bepaalde diergroepen) ten opzichte van referentiewaarden. Op basis van metingen van bioaccumulatie-niveaus in mosselen zijn de risico's voor hun predatoren (m.n. vogels) beoordeeld.
2. *Bioassays*. De toxiciteit van waterbodemmonsters is in het laboratorium gemeten in bioassays met muggelarven, watervlooien en bacteriën. Hiermee is getracht aannemelijk te maken dat organismen in de waterbodem daadwerkelijk blootgesteld worden aan stoffen die (ook in de veldsituatie) toxische effecten kunnen veroorzaken.
3. *Chemische analyses van bodemmonsters en bioaccumulatieberekeningen*. Om waargenomen effecten in bioassays te kunnen relateren aan bodemverontreiniging, zijn in de waterbodemmonsters ook chemische analyses uitgevoerd. Vervolgens is beoordeeld of op grond van de aangetroffen contaminanten toxiciteit te verklaren is. Tevens worden bioaccumulatie-berekeningen uitgevoerd om de risico's van doorgifte van contaminanten via de voedselketen te beoordelen.

Effecten op bodemorganismen (benthos)

Ernstige effecten op benthos zijn met name waargenomen in het meer westelijke deel van de Sliedrechtse Biesbosch als mede op plaatsen die direct onder invloed staan van de Nieuwe Merwede. Met name binnen de Chironomiden (muggenlarven) worden afwijkingen in aantallen soorten en dichtheden ten opzichte van referentiegebieden vastgesteld. De soortdiversiteit en dichtheid van de bivalven (mosselen) was over het algemeen goed. In dichtheden wordt de macrofaunagemeenschap gedomineerd door oligochaeten en/of bivalven. Bijzondere macrofaunasoorten, zoals haften, steenvliegen en kokerjuffers, werden slechts op een paar monsterpunten aangetroffen. In beide oostelijk gelegen locaties (Gat van de Hengst en Sneepkil) zijn overwegend matige effecten op het benthos gevonden. De bioassay-resultaten bevestigen het beeld van de veldinventarisatie ten dele. Zo werden voor beide oostelijk gelegen locaties ook in bioassays matige effecten vastgesteld. Ook de effecten op het benthos in diepe bodems worden ondersteund door effecten in bioassays. Ernstige effecten in bioassays werden echter vrijwel nergens aangetroffen. De ernstige effecten op

het benthos in monsterpunten met een directe invloed van de Nieuwe Merwede als mede in het Katse gat en de Kikvorskil worden echter niet ondersteund door effecten in bioassays. Door het ontbreken van geschikte criteria konden eventuele effecten op het benthos in de oeverlocaties niet beoordeeld worden. De aanwezigheid van effecten in bioassays doen echter vermoeden dat ook hier sprake zal zijn van directe effecten op het benthos.

Risico's via bioaccumulatie in de voedselketen

Uit de beoordeling van de gemeten en berekende bioaccumulatie-niveaus in de voedselketens komt naar voren dat zowel visetende vogels als vogels die op de bodemfauna prederen risico's kunnen ondervinden als gevolg van bioaccumulatie. Dit is deels gebaseerd op bioaccumulatie-bioassays met oligochaeten in het laboratorium, waarmee is aangetoond dat bodemorganismen daadwerkelijk contaminanten uit de vervuilde water-bodem opnemen. Alleen voor locatie 4 (diep zandige monsterpunten) werd de relatie met de in het sediment aanwezige concentraties als onvoldoende beschouwd, waardoor het eindoordeel 'geen ecologische risico door bodemverontreiniging als gevolg van indirecte effecten' luidt. De gemeten gehalten in lagere organismen duiden vooral op de risico's op doorvergiftiging van cadmium en PCB-153 (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking), alhoewel voor enkele locaties ook de som heptachloorepoxiden als risicofactor wordt aangegeven. De berekende gehalten in vis en vogels duiden tevens op risico's als gevolg van de accumulatie van kwik (dat in deze organismen vooral als methyl-kwik aanwezig is).

Bepaling actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging

In het biotisch effectonderzoek is het oordeel over de risico's van de bodemverontreiniging opgesplitst in twee deelvragen:

- is er een actueel ecologisch risico op grond van ernstige effecten op bodemorganismen?
- is er een actueel ecologisch risico vanwege ernstige risico's via accumulatie in de voedselketens?

Actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging op grond van effecten op bodemorganismen is geconcludeerd wanneer effecten zijn gevonden in de veldinventarisatie die bevestigd worden door bioassayresultaten én verklaarbaar zijn op basis van de aanwezigheid van toxische stoffen in de *top-laag* van de bodem. Voor de Sliedrechtse Biesbosch geldt dat met name zware metalen (cadmium, kwik, chroom, nikkel, koper en zink) verantwoordelijk kunnen worden gehouden voor de effecten. Aanvullend kunnen PAK's aan het effect hebben bijgedragen en dan vooral combinaties van benzo[a]pyreen, pyreen, antraceen en benzo[ghi]peryleen. Op grond van deze criteria is alleen een actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging geconstateerd voor de locatie bestaande uit diepe slibrijke monsterpunten (Tabel 1). Daarnaast lijken er matige risico's aanwezig in de oeverlocaties en het Sneepkil. Ondanks de aanwezigheid van effecten op benthos én in bioassays in de diepe zandige locatie als mede het Gat van de Hengst, luidt het oordeel op basis van het directe spoor "geen ecologische risico's door bodemverontreiniging", doordat de waargenomen effecten niet verklaarbaar zijn. Voor de locaties onder directe invloed van de Nieuwe Merwede alsmede het Katse Gat / Kikvorskil wordt "geen ecologische risico door bodemverontreiniging" geconcludeerd, doordat effecten op het benthos niet worden ondersteund door effecten in bioassays.

Voor de afleiding van het locatiespecifieke oordeel gericht op de risico's van bioaccumulatie zijn naast metingen ook modelberekeningen van de voedselketen-accumulatie van cadmium, (methyl)-kwik en PCB-153 (als gidsstof

voor stoffen met dioxine-achtige werking) gebruikt. Bovendien is gekeken naar de 'verklaarbaarheid' van geconstateerde overschrijdingen van MTR-waarden in organismen. Hiertoe is gesteld, dat voor het vaststellen van een actueel ecologisch risico als gevolg van bioaccumulatie van verontreinigingen uit het sediment, óók de sediment concentraties vastgestelde MTR-waarden voor doorvergiftiging in een vergelijkbare mate moeten overschrijden. Dit blijkt in zes van de zeven locaties het geval te zijn.

Tabel 1
Resultaten beoordeling ecologische risico's voor de Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	Directe effecten				Risico's voor doorvergiftiging		
	Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaarbaarheid	Actueel risico door bodem verontreiniging ? ¹⁾	Risico voor toppredatoren Meting / Model ²⁾	Verklaarbaarheid	Actueel risico door bodem verontreiniging ? ²⁾
1	+	-	-	nee	+ / +	ja	ja
2	+	-	-	nee	+ / +	ja	ja
3	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
4	+	+	nee	ja*	+ / ?	nee	nee
5	**	±	ja	nee***	? / +	ja	ja
6	±	±	nee	nee	+ / +	ja	ja
7	±	±	ja	nee	+ / +	ja	ja

- 1) Afleiding risico door in de bodem aanwezige verontreinigingen op basis van waargenomen effecten: actueel risico indien één van beide categorieën (effecten op benthos/effecten in bioassays) ernstig (+) scoort, de andere categorie tegelijkertijd minimaal ± scoort, en er sprake is van verklaarbaarheid.
- 2) Actueel risico's voor toppredatoren wanneer a) bioaccumulatie-niveaus in veldmateriaal of bioaccumulatie testen meer dan 10x MTR overschrijden; of b) met CHEOPS berekende gehalten in vissen meer dan 10x MTR overschrijden of in vogels boven ernstig-risico-niveau liggen. Risico worden vastgesteld mits deze worden veroorzaakt door een stof/stoffen afkomstig uit de waterbodem ("verklaarbaarheid").
- Verklaarbaarheid niet van belang aangezien er geen effecten in bioassays werden waargenomen.
- ? Geen veldmateriaal of berekeningen voorhanden voor beoordelen bioaccumulatie-niveaus.
- * Er bestaat een actueel ecologisch risico, maar het is onvoldoende om de sanering op te baseren (geen relatie met onderzochte stoffen).
- ** Niet beoordeeld omdat geschikte criteria voor een oever locatie ontbreken.
- *** Wegens het ontbreken van ernstige effecten beoordeeld als "geen actueel ecologisch risico". Dit komt deels door het ontbreken van criteria voor het beoordelen van de veldinventarisatie.

Voorwoord

Voor u ligt het rapport van de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO) over het Nader Onderzoek Waterbodempkwaliteit in de Sliedrechtse Biesbosch. Dit rapport beschrijft het ecotoxicologisch onderzoek dat is uitgevoerd in 1999 onder verantwoordelijkheid van de werkgroep BEO, die ressorteert onder de projectgroep Nader Onderzoek Zuidrand. Het praktische werk is uitgevoerd in een aantal deelprojecten, die zijn uitbesteed aan diverse onderzoeksgroepen. De samenvattende rapportage is verzorgd door AquaSense in nauwe samenwerking met het RIZA. De auteurs willen hierbij C.M. Keijzers, T. van Haaren en L. Janmaat van AquaSense bedanken voor hun inbreng. De werkgroep BEO wil graag alle onderzoeksinstellingen die hebben bijgedragen aan dit werk hierbij bedanken.

1 Inleiding

Foto 1
Kreek in de Sliedrechtse Biesbosch



1.1 Doelstelling van het biotisch effectonderzoek

Het in dit rapport beschreven onderzoek moet uitwijzen of de aanwezigheid van bodemverontreinigingen ook daadwerkelijk risico's inhoudt voor het ecosysteem in de Sliedrechtse Biesbosch, in een mate die leidt tot het oordeel "actueel ecologische risico". Dit risico hangt sterk af van de mate waarin contaminanten beschikbaar zijn voor organismen. Om deze beschikbaarheid te meten is in het huidige onderzoek gekozen voor een effectgerichte beoordeling van de bodemkwaliteit conform de methoden toegepast in eerdere biotisch effectonderzoek in de Zuidrand (BEO Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch, Haringvliet [Den Besten, 1993; 1997; Eys en den Besten, 2001]). Deze methodiek is onlangs beschreven in een nieuwe (concept) richtlijn voor het uitvoeren van een Nader Onderzoek [Tuinstra *et al.*, 2000; van Elswijk, 2000]. Hierbij wordt gekeken naar een tweetal sporen: de beoordeling van directe effecten (spoor A) en het risico van doorvergiftiging (spoor B). Veldwaarnemingen en bioassays spelen hierin een belangrijke rol. Omdat de ecologische risico's van waterboderverontreiniging afhangen van locatie-specifieke omstandigheden wordt binnen de Sliedrechtse Biesbosch een verder onderscheid gemaakt tussen locaties. Per locatie wordt nagegaan wat de risico's en effecten zijn van de in de waterbodem aanwezige verontreinigingen. Toetsing van de onderzoeksresultaten aan criteria leidt tot het oordeel wel/geen ecologisch risico.

Het biotisch effectonderzoek, uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO), heeft de volgende specifieke doelen¹:

1. het per locatie beoordelen van de waterbodempkwaliteit aan de hand van verschillende biologische parameters en bijbehorende criteria (risico-beoordeling waterbodempkwaliteit-verontreiniging);
2. het per locatie vaststellen van het oordeel wel/geen actueel ecologisch risico;
3. het prioriteren van locaties gebaseerd op de mate waarin risico's optreden;
4. het verzamelen en interpreteren van gegevens om het functioneren van het ecosysteem in de Sliedrechtse Biesbosch op deelgebiedsniveau te kunnen beoordelen en t.z.t. te kunnen vergelijken met de overige deelgebieden van de Zuidrand van het Noordelijk Deltabekken.

1.2 Opzet van het biotisch effectonderzoek

De opzet van het Biotisch Effect Onderzoek is dat de Sliedrechtse Biesbosch wordt ingedeeld in eenheden (locaties) die zoveel mogelijk als homogeen zijn te beschouwen t.a.v. een aantal relevante aspecten. Vervolgens worden per locatie de ecologische risico's bepaald. De indeling in locaties is gemaakt aan de hand van de volgende criteria:

- diepte, met name in relatie tot ecologische functies;
- type sediment in de toplaag;
- invloed van de Nieuwe Merwede;
- bodemopbouw (dikte van de lagen verontreinigd slib);
- de samenstelling van de macrofauna.

De beoordeling van risico's voor de natuur richt zich uitsluitend op de toplaag van het sediment, omdat alleen daar contact tussen organismen en verontreinigingen kan optreden. In eerdere Biotisch Effect Onderzoeken (BEO Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch, Haringvliet [Den Besten, 1993; 1997; Eys en den Besten, 2001]) zijn een groot aantal parameters geselecteerd die verschillende ecotoxicologische aspecten beschrijven. Deze parameters zijn veelal ook voor de Sliedrechtse Biesbosch gehanteerd, alhoewel dit onderzoek iets beperkter in omvang was en er een aantal parameters niet of minder frequent werden bepaald.

Het locatiegerichte biotisch effectonderzoek bestaat uit de twee eerder genoemde sporen (directe effecten, spoor A en het risico van doorvergiftiging, spoor B), met binnen elk spoor aandacht aan de volgende drie onderdelen:

1. *Het verzamelen van veldgegevens*. Dit onderdeel bestaat uit twee soorten onderzoek:
 - 1a) inventarisaties van in de waterbodempkwaliteit voorkomende organismen (macrofauna) en
 - 1b) metingen van bioaccumulatie-niveaus.Bij veldinventarisaties staat de vraag centraal of de bodemmacrofaunagemeenschap een afwijkende opbouw heeft in vergelijking met de situatie in referentiegebieden. Informatie over de fysische karakteristieken van de bodem, zoals de korrelgrootteverdeling, consolidatiegraad en het

.....
Noot

¹ In Bijlage I wordt een verklaring gegeven van de belangrijkste begrippen die in het Biotisch Effectonderzoek zijn gehanteerd.

organisch-stofgehalte is hierbij van belang met het oog op het selecteren van referentiewaarden.

Op basis van metingen van bioaccumulatie-niveaus in mosselen worden de risico's voor consumenten van deze voedselsoort beoordeeld.

2. *Bioassays en bioaccumulatie experimenten in het laboratorium.* De toxiciteit van waterbodemmonsters wordt in het laboratorium gemeten om aannemelijk te maken dat organismen in de waterbodem daadwerkelijk blootgesteld worden aan stoffen die (ook in de veldsituatie) toxische effecten kunnen veroorzaken. Bioaccumulatie experimenten geven inzicht in de mate waarin stoffen beschikbaar zijn en vanuit het sediment in de voedselketen terecht kunnen komen.
3. *Chemische analyses van bodemmonsters en bioaccumulatieberekeningen.* Om waargenomen effecten in bioassays te kunnen relateren aan bodemverontreiniging, worden in de waterbodemmonsters chemische analyses uitgevoerd. Vervolgens wordt beoordeeld of toxische effecten op grond van de aangetroffen contaminanten aannemelijk zijn. De gehalten in sediment worden ook beoordeeld met het oog op de risico's van doorgifte van contaminanten via voedselketens, waarbij vooral de invloed van bodemverontreiniging op vogelpopulaties van belang is. Hiertoe zijn bioaccumulatie-niveaus in een tweetal locaties gemodelleerd op basis van een analyse van het voedselweb.

Het oordeel wel/geen actueel ecologisch risico wordt afgeleid door de gegevens uit veldwaarnemingen, bioassays en chemische bodemanalyses te integreren volgens de Triadebenadering [Chapman, 1986; Den Besten *et al.*, 1995]. In de gevolgde systematiek vormen bioassays de schakel tussen veldwaarnemingen (aanwijzingen dat bodemverontreinigingen effecten veroorzaken) en chemische bodemkwaliteit (mogelijke oorzaak van de effecten) [Van de Guchte, 1991].

Naast het gebruik van ecotoxicologische informatie voor de vaststelling van ecologische risico's werden de gegevens ook gebruikt om op eenvoudige wijze een risicovolgorde vast te stellen. Deze werkwijze sluit aan op die van het Haringvliet [Eys en den Besten, 2001].

1.3 Samenstelling van het rapport

De onderzoeksmethoden en beoordelingsstappen worden beschreven in hoofdstuk 2. Hoofdstuk 3 beschrijft de onderzoeksresultaten en de uitkomsten van de toetsing van een (selectie van) de gegevens aan effectcriteria. Het afleiden van het eindoordeel over de ecologische risico's en het afleiden van een risico-volgorde wordt verantwoord in hoofdstuk 4. Een algemene discussie van het onderzoek en de conclusies volgen in de hoofdstukken 5 en 6.

2 Methoden

Het hieronder beschreven onderzoek is door verschillende instanties uitgevoerd in opdracht van en in nauwe samenwerking met de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO). Het BEO Sliedrechtse Biesbosch is gestart in maart 1999. In dat jaar heeft ook het grootste deel van het onderzoek plaatsgevonden. Een gedeelte van het accumulatie-onderzoek en de accumulatiemodellering hebben doorgelopen tot 2000. Daarnaast is gebruik gemaakt van een aantal bioaccumulatie experimenten met oligochaeten, die in 1998 werden uitgevoerd. Een overzicht van de verschillende deelstudies wordt in bijlage II gegeven. De verwerking en rapportage van de gegevens t.b.v. het Nader Onderzoek is uitgevoerd onder verantwoordelijkheid van RIZA.

2.1 Locatie-indeling

Figuur 1 geeft de ligging aan van de monsterpunten in het deelgebied Sliedrechtse Biesbosch. Bij aanvang van het nader onderzoek zijn in de Sliedrechtse Biesbosch een aantal monsterpunten geselecteerd. Deze zijn in een later stadium samen genomen in definitieve Nader-Onderzoeklocaties, rekening houdend met de volgende aspecten²:

- diepte, met name in relatie tot ecologische functies;
- type sediment in de toplaag;
- invloed van de Nieuwe Merwede;
- stroming;
- de samenstelling van de macrofauna.

Met name de eerste twee aspecten zijn van belang voor het biotisch effectonderzoek. Voor de ecologische functie is onderscheid gemaakt tussen gebieden die i) gemiddeld meer dan twee meter onder het wateroppervlak liggen; ii) gemiddeld minder dan twee meter onder het wateroppervlak liggen maar wel permanent onder water staan en iii) oeverlocaties. De diepte van de locatie heeft een sterke invloed op bijvoorbeeld het voorkomen van waterplanten en de mogelijkheden voor hogere organismen zoals vogels en amfibieën om te foerageren. Het type sediment (zand, slib, ongeconsolideerd slib) bepaalt in sterke mate het voorkomen van specifieke soorten bodemorganismen. Milieuchemisch gezien kan het type sediment ook van belang zijn bij de inschatting van de beschikbaarheid van verontreinigingen.

Aangezien een viertal monsterpunten oppervlaktewater van de Nieuwe Merwede ontvangen zijn deze samengenomen tot locatie 1. Daarmee is deze locatie qua type sediment vrij heterogeen, aangezien de locatie zowel zandige als slibrijke monsterpunten en zowel stabiel als instabiel slib omvat. De overige locaties zijn wel homogeen voor wat betreft het type sediment als mede de diepte. Ook is rekening gehouden met de aanwezige stroming. Mede hierdoor is monsterpunt SBB 06 (Sneepkil) opgenomen in locatie 2 (Kikvorskil / Katse Gat).

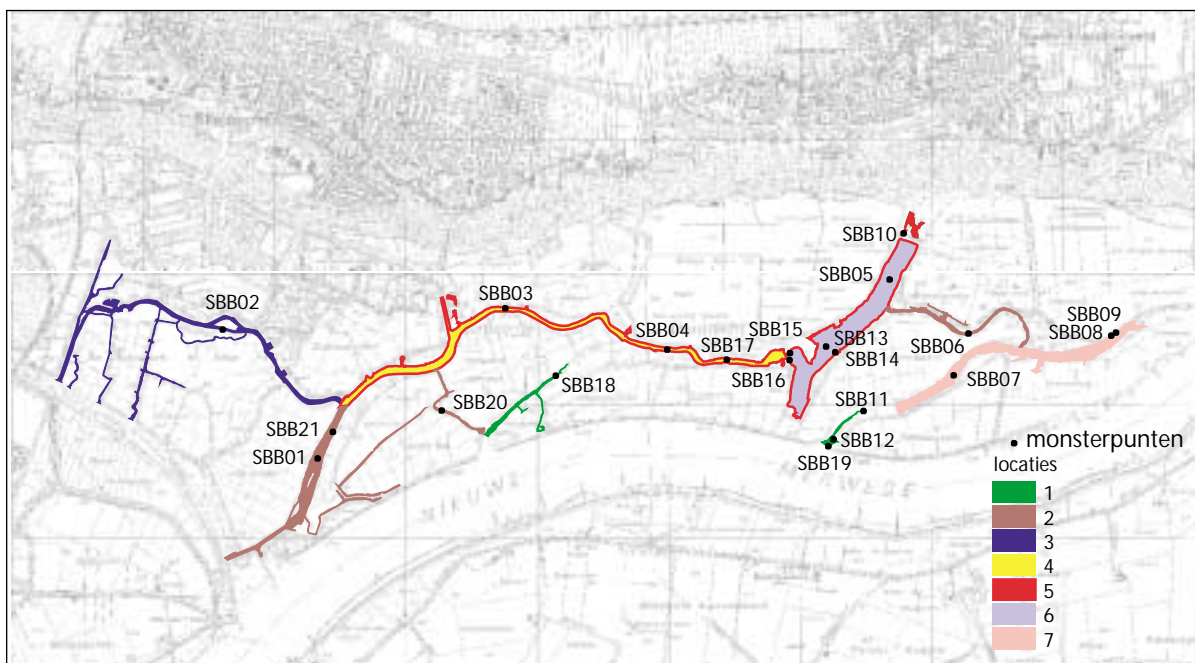
Noot

² De locatiekeuze in de eindnota kan afwijken t.o.v. de hier gepresenteerde indien het abiotisch effect onderzoek hiertoe aanleiding geeft. Via de vertaalsleutel in Bijlage III kan worden nagegaan hoe de monsterpunten zijn ingedeeld voor het Biotisch Effect Onderzoek.

Tenslotte is gebruik gemaakt van de resultaten van een Twinspan cluster analyse uitgevoerd op de aangetroffen macrofaunadichtheden. Deze resultaten zijn vooral gebruikt om een onderscheid te maken tussen ondiepe locaties en de oever. Aangezien de waterstand varieert zou een locatie, die ten tijde van de monsternamen net onder water stond in de zomer droog kunnen vallen. Ten opzichte van een ondiepe locatie die permanent onder water staat kan dit in de macrofauna samenstelling naar voren komen. De monsterpunten SBB 10 en SBB17 werden op die manier als 'oever' getypeerd, terwijl de monsterpunten SBB 15, SBB 20 en SBB 21, die allen tussen het riet werden bemonsterd en een vrij zuurstofrijke bodem hadden, als 'ondiep water' werden getypeerd. Ook het onderscheid tussen de locatie 6 (Gat van den Hengst) en locatie 7 (Sneepkil / Houweningswater) is deels op de macrofauna resultaten gebaseerd.

Figuur 1 geeft de locatie-indeling en de gekozen monsterpunten. Vier locaties zijn vrij afzonderlijke geografische eenheden en ook als zodanig weer te geven. De posities van de locaties 3, 4 en 5 zijn echter minder makkelijk geografisch te visualiseren omdat de monsterpunten verspreid door de Sliedrechtse Biesbosch liggen. Locatie 3 wordt getypeerd door diep gelegen, slibrijke monsterpunten. Hiervoor zijn de resultaten van monsterpunten SBB 2 en SBB 16 gebruikt, maar het is heel goed mogelijk, dat dergelijke situaties op meerdere plekken gevonden kunnen worden. Iets dergelijke geldt voor locaties 4 (diep gelegen, zandige monsterpunten; SBB3 en SBB 4) en locatie 5 (oevers; SBB 10 en SBB 17). De resultaten van deze laatste locatie zijn weergegeven als overgangsgebied naar droge bodem om locaties 4 en 6 heen. De resultaten van het onderzoek zullen in deze rapportage steeds als gemiddelde waarden voor de verschillende locaties worden gepresenteerd.

Figuur 1
 Monsterpunten en locaties in de
 Sliedrechtse Biesbosch



2.2 Uitgevoerde bemonsteringen

Voor het biotisch effectonderzoek is het volgende veldwerk uitgevoerd:

- bemonstering sediment t.b.v. bioaccumulatie-bioassays met oligochaeten: mei 1998; Meetdienst N.D.B.;
- veldinventarisatie: bemonstering macrofauna en sediment (voor bioassays en chemische analyses), bepaling vochtgehalteprofiel en verzamelen van mosselen t.b.v. bioaccumulatieonderzoek in de periode 21-31 maart 1999, door de Meetdienst N.D.B. i.s.m. RIZA.

De door de Meetdienst uitgevoerde bemonstering van sediment en macrofauna is beschreven in een veldverslag (zie bijlage II).

Voor de macrofaunabemonstering in diepere delen zijn op elk monsterpunt drie boxcore-steken genomen. De 10 cm toplaag van elke steek is gezeefd over een 500 µm zeef, waarna het residu is geconserveerd in 6% formaline en koel opgeslagen. Bij monsterpunten, die niet met de boot bereikbaar waren, werd de macrofauna bemonsterd middels de Eckmangrab of perspex steekbuizen. Om te corrigeren voor het bemonsterde oppervlak in vergelijking met de boxcore (oppervlak: 575 cm²) werden een drietal steken met de Eckmangrab (oppervlak: 3*212 cm²) tot één replica gepooled dan wel 17 steken met een steekbuis (oppervlak: 17*33 cm²). De omrekeningen van aantallen individuen per steek/monster naar aantallen individuen per m² zijn uitgevoerd met het exacte oppervlak.

Voor de bioassays zijn in de diepere delen 8 boxcore-steken genomen waarvan de bovenste 10 cm is overgebracht in 4 afsluitbare plastic emmers die bij 4°C zijn bewaard. In ondiepe locaties is vergelijkbaar materiaal verzameld met een Eckmangrab (zie hierboven). De bemonstering voor het vochtgehalteprofiel is uitgevoerd door met een steekbuis met een diameter van 57 mm een monster uit een box-core te steken (diepe locaties) en vervolgens van de bovenste 10 cm steeds plakjes van 1 cm af te snijden. Op ondiepe locaties werden de monsters met de steekbuizen direct uit het sediment gehaald. De plakjes zijn opgeslagen in plastic potjes. Voor chemische analyses is uit het gehomogeniseerde materiaal bestemd voor de bioassays (circa 40 liter) een monster van 2*1 liter in een glazen pot gedaan en gekoeld opgeslagen.

Voor bioaccumulatie-metingen in mosselen zijn dieren met een schelplengte groter dan 0.5 cm verzameld uit de sedimentmonsters ten behoeve van de bioassays. Deze mosselen zijn vervolgens in plastic zakjes overgebracht en ingevroren bij -20°C.

2.3 Fysisch-chemische analyses

Chemische analyses aan sediment

Chemische analyses van toplaagmonsters zijn uitgevoerd door Alcontrol BV. Bepaald zijn een RWS-standaardpakket (M-lijst 3^e Nota WHH) verbindingen en bodemkarakteristieken (het laatste t.b.v. de normering van de gehalten). De sedimentmonsters voor de chemische analyses zijn genomen uit het gehomogeniseerde materiaal bestemd voor de bioassays. Bepaling van de korrelgrootteverdeling, het gehalte organisch koolstof en de gehalten zware metalen, PCB's, PAK's, pesticiden en minerale olie zijn verricht door Alcontrol BV volgens standaardmethoden.

Aanvullende chemische analyses in poriewater en via een TENAX-extractie

Aanvullend op de hierboven genoemde chemische analyses aan het sediment werden voor een aantal monsterpunten aanvullende analyses uitgevoerd in poriewater of via een zogenaamde TENAX-extractie. Beide analyse

methoden werden toegepast om meer inzicht te krijgen in de biologische beschikbare fractie van respectievelijk metalen en organische microverontreinigingen. Om een eventueel effect van het mengen van sediment op het laboratorium (t.b.v. bioassays) vast te kunnen stellen, werden deze analyses uitgevoerd in een submonster afkomstig uit een niet gemengd sedimentmonster (via een steekbuis in het veld bemonsterd) én uit het overeenkomstige monster, nadat dit in het laboratorium mechanisch werd gemengd. Hierbij dient gerealiseerd te worden, dat het gemengde sedimentmonster afkomstig is uit circa 40 liter, terwijl het volume van het niet gemengde sedimentmonster circa 1 liter bedroeg. Eventuele verschillen kunnen dus ook te maken hebben met ruimtelijke heterogeniteit in de aanwezige verontreinigingen. Ten behoeve van metaalanalyses werd door het RIZA poriewater uit het sediment bereid via centrifugatie (4000 g) in een zuurstofloze atmosfeer. Het supernatant werd gefiltreerd over 0.45 µm en aangezuurd tot pH 2. Analyse van metalen geschiedde met behulp van ICP-massaspectrometrie met correctie voor calcium. De TENAX-extracties werden uitgevoerd door het IVM [Belfroid en Hopman-Ubbels, 1999a en b] en hadden betrekking op zowel de 6-uurs als de 30-uurs fractie. Hiertoe zijn de sedimenten gezeefd over 250 µm met uitzondering van de zandige sedimenten van de monsterpunten SBB3, SBB4 en SBB19, die over 1.4 mm zijn gezeefd. De desorptie vond in enkelvoud plaats bij 20°C met behulp van een 1-punts TENAX solid phase extractie methode. De teruggewonnen TENAX werd vervolgens met hexaan geëxtraheerd, waarna de concentraties van PAK's (via een HPLC) en PCB's/OCB's (via een GC/MS) werden bepaald.

Vochtgehalte-profiel

Het vochtgehalteprofiel is bepaald door de bovenste 10 cm van een bodemprofiel te verdelen in plakjes van 1 cm, deze sedimentlaagjes te wegen, en opnieuw te wegen na gedurende 24 uur te zijn gedroogd bij 80°C. Uit het verschil tussen nat- en drooggewicht is het vochtgehalte per cm berekend, waarna voor de bepaling van de K_s -waarde de volgende formule is toegepast [Håkanson & Jansson, 1983]:

$$W_{(x)} = W_{(0-1)} + K_s * \ln(2x)$$

waarin: x: diepte sedimentlaagje

$W_{(x)}$: vochtgehalte op diepte x (%)

$W_{(0-1)}$: vochtgehalte in bovenste laag (0-1 cm).

De K_s is met behulp van lineaire regressie berekend uit de hellingshoek (grafisch) tussen $W_{(x)}$ en de waarde $\ln(2x)$. Het vochtgehalte, de K_s -waarde en de regressiecoëfficiënt geven samen een indruk van het type bodem en de stabiliteit van de bodem ten aanzien van sedimentatie- en erosieprocessen [AquaSense, 1993; Den Besten *et al.*, 1997]. Een hoge negatieve waarde met hoge regressiecoëfficiënt duidt op een stabiele bodem waar sterke sedimentatie plaatsvindt. Omgekeerd geeft een lage regressiecoëfficiënt aan dat er sprake is van een heterogene of instabiele bodem, bijvoorbeeld door af en toe optredende erosieprocessen.

Op grond van het percentage organisch stof, het percentage slib (korrelgroottefractie < 63 µm), het vochtgehalte en de K_s -waarde (met bijbehorende regressiecoëfficiënt) van de toplaag van het sediment is voor het Nader Onderzoek het sediment ingedeeld in de volgende typen: veen / zand / stabiel of consoliderend slib / instabiel slib. Daarnaast zijn diepte en ligging van de onderzoekslocaties meegenomen in de typering van het sediment (zie bijlage III).

2.4 Macrofauna-onderzoek

De in formaline geconserveerde macrofaunamonsters zijn door AquaSense uitgezocht en gedetermineerd tot op het laagst mogelijk te determineren taxonomische niveau (veelal soortsniveau) aan de hand van de volgende literatuur³:

- *Chironomidae* (vedermuggen) zijn gedetermineerd aan de hand van de tabellen van [Moller Pillot, 1984], [Vallenduuk *et al.*, 1995] en [Klink, 1981].
- *Oligochaeta* (borstelwormen) met behulp van de tabellen van [Brinkhurst & Jamieson, 1971], [Brinkhurst, 1971] en [Sperber, 1950].
- *Mollusca* (weekdieren: slakken en mosselen) met [Gittenberger *et al.*, 1998].
- *Hirudinea* (bloedzuigers) met de tabel van [Dresscher & Higler, 1982] en [Nesemann, 1993].
- *Trichoptera* (kokerjuffers) aan de hand van [Edington & Hildrew, 1995], en [Wallace *et al.*, 1990].
- *Crustacea* (kreeftachtigen) aan de hand van [Carausu *et al.*, 1953] en [Pinkster & Platvoet, 1986].
- *Ephemeroptera* (haften) aan de hand van [Macan, 1979] en [Malzacher, 1984].
- *Odonata* (libellen) met de tabel van [Heidemann & Seidenbusch, 1993].

Van Chironomus-larven is het percentage larven met misvormingen aan het submentum bepaald [Warwick, 1988]. Verder is de biomassa per individu bepaald voor Chironomiden, Oligochaeten en Mollusken, door meting van resp. lengte, diameter ter hoogte van het 11e segment of schelplengte en toepassing van bestaande regressielijnen voor de omrekening naar biomassa [Smit & Dudok van Heel, 1992; Smit *et al.*, 1993].

Voor de beoordeling van de waterbodempkwaliteit zijn de resultaten van het onderzoek uitgewerkt aan de hand van de volgende parameters:

- Aantal soorten *Chironomidae*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Chironomidae*.
- % Kaakafwijkingen *Chironomus*.
- Aantal soorten *Oligochaeta*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Oligochaeta*.
- Aantal soorten *Bivalvia*.
- Dichtheid (aantal per m²) *Bivalvia*.
- SOM van het aantal soorten *Ephemeroptera*, *Trichoptera* en *Plecoptera*.
- Populatieaandeel Chironomiden (verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae* + *Oligochaeta* + *Bivalvia*).
- Populatieaandeel Oligochaeten (verhouding dichtheid *Oligochaeta* / dichtheid *Chironomidae* + *Oligochaeta* + *Bivalvia*).
- Populatieaandeel Bivalven (verhouding dichtheid *Bivalvia* / dichtheid *Chironomidae* + *Oligochaeta* + *Bivalvia*).
- CCT-index (verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae* + *Tubificidae*).
- CCP-index (verhouding dichtheid *Chironomus*-soorten / dichtheid *Chironomus* + *Procladius*-soorten).

.....
Noot

3 Vermeld wordt de algemene literatuur; determinatie tot op het laagst mogelijke niveau vereist vaak aanvullende soortspecifieke literatuur (deze wordt in dit rapport niet vermeld).

De gegevens van de 3 monsters zijn verwerkt tot een gemiddelde per monsterpunt. Uitkomsten van meerdere monsterpunten zijn vervolgens verwerkt tot locatiegemiddelden. Voor de bepaling van het percentage kaakafwijkingen en de CCP-index zijn alle *Chironomus*-larven van dezelfde locatie samengevoegd. De criteria, die gebruikt zijn voor de toetsing van de locatiegemiddelden van de macrofauna-parameters staan in Bijlage V en zijn identiek aan de criteria zoals gebruikt voor het Biotische Effect Onderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch [Den Besten, 1997]. Op grond van deze criteria is het resultaat voor elke macrofaunaparameter vertaald in een aanwijzing over de mate van verstoring van de bodemlevensgemeenschap, waarbij onderscheid gemaakt wordt in de volgende drie categorieën: "geen verstoring", "matige verstoring", of "ernstige verstoring". Voor het schema is uitgegaan van normaalwaarden voor matig vervuilde sedimenten en relatief schone sedimenten die speciaal voor dit doel zijn verzameld in het kader van het project TYPOSED [AquaSense, 1993], aangevuld met informatie van andere macrofauna-studies [Kerkum & Van Urk, 1989; Van Urk & Kerkum, 1986; Dudok van Heel *et al.*, 1992; Bij de Vaate & Greydanus-Klaas, 1993; Van der Velden & Wiersma, 1996]. Op basis van de informatie uit deze studies zijn in eerste instantie criteria vastgesteld voor de sedimenttypen "ondiep, stabiel slib" en "ondiep zand". Uitgaande van deze criteria is voor elk van de overige typen sediment op basis van de genoemde literatuurgegevens en expert judgement een bijstelling van de criteria uitgevoerd om te compenseren voor het feit dat de omstandigheden voor macrofauna niet optimaal kunnen zijn in het betreffende type sediment (incl. diepte, dynamiek bodem etc.). De parameter "aantal soorten haften, steenvliegen en kokerjuffers" wordt in sommige gevallen niet toepasbaar geacht. Behalve de hierboven genoemde beoordeling is door AquaSense aanvullend een TWINSPAN-analyse uitgevoerd van de macrofaunagegevens, met als doel om bodemlevensgemeenschappen nader te beschrijven. De resultaten hiervan zijn vooral gebruikt bij de locatie indeling, en niet bij de eigenlijke beoordeling.

2.5 Bioassays

In het kader van het ecotoxicologisch onderzoek zijn bioassays met de volgende organismen uitgevoerd:

- *Vibrio fischeri* (bacterie; voorheen bekend onder de naam *Photobacterium phosphoreum*).
- *Daphnia magna* (watervlo).
- *Chironomus riparius* (muggelarve).

De eerste twee bioassays zijn uitgevoerd door AquaSense, terwijl de bioassays met *Chironomus* door Witteveen+Bos werden uitgevoerd. Alle bioassays zijn uitgevoerd conform de methodebeschrijving voor bioassays in het Triade onderzoek [Maas *et al.*, 1993].

Voor de Microtox-bioassay met de bacterie *Vibrio fischeri* is poriewater bereid middels centrifugatie. Het poriewater is conform NVN 6516 [1993] niet gefiltreerd over 0.45 mm. De toets is binnen 4 uur na winnen van het poriewater uitgevoerd. Voorafgaand aan de meting werden een aantal randvoorwaarde parameters gecontroleerd (O₂, pH, nitriet, ammonia, zoutgehalte). Daarnaast is de osmotische waarde bijgesteld met behulp van een NaCl-oplossing. De toets is uitgevoerd bij 15°C met behulp van een incubator volgens de NVN 6516 [1993]. Hierbij is een concentratiereeks van 45, 22.5, 11.3 en 5.6 volume % poriewater gemeten. Als controle is verdunningsmedium getest. De luminescentieremming is na 5, 15 en 30

min bepaald. De metingen zijn in duplo uitgevoerd. Uit de gevonden dosis-effectrelatie is voor elk van de drie tijdstippen de EC₂₀-waarde berekend (concentratie waarbij 20% luminescentie-remming optreedt). De laagste van de drie waarden wordt uiteindelijk gepresenteerd. Deze EC₂₀-waarde werd omgerekend in een toxiciteitsindex volgens de formule: $TI = 1/EC_{20} * 100$. De resultaten zijn vervolgens getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie.

De watervlo-toets is uitgevoerd met poriewater, gewonnen uit het sediment door middel van centrifugatie of hoge-drukfiltratie. In enkele gevallen is gebleken dat deze methoden onvoldoende poriewater leverden en is elutriaat bereid door het sediment gedurende 24 uur uit te schudden met standaardwater (verhouding 2:1). Met het verkregen poriewater/elutriaat is na filtratie over een 0,45 µm filter een concentratiereeks van 100, 56, 32 en 10 volume % gemaakt door te verdunnen met Elendt-medium. Per concentratie zijn 10 testvatjes gevuld en in ieder testvat is één watervlo (leeftijd < 24 uur) uit een laboratoriumkweek ingezet bij een temperatuur van 20°C. In enkele gevallen is hierbij een testvolume van 30 ml in plaats van 50 ml gebruikt in verband met de geringe opbrengst aan poriewater. Gedurende 15 dagen is tweemaal per week het testmedium ververs, met poriewater/elutriaat dat maximaal 7 dagen bewaard was. Dagelijks zijn de overleving en het vrijkomen van jongen genoteerd en zijn de watervlooiën gevoerd met een *Scenedesmus*-suspensie. Driemaal per week zijn de jongen verwijderd en geteld. Als controle (blanco) zijn series van 10 watervlooiën in testvatjes met Elendt-medium getest. Randvoorwaarden (pH, O₂, ammonia, nitriet en zoutgehalte) zijn aan het begin van de test en gedurende de test éénmaal per week (vóór en na verversen) gecontroleerd bij de blanco en het onverdunde poriewater. De gevoeligheid van *Daphnia magna* uit de laboratoriumkweek is routinematig gecontroleerd aan de hand van een gevoeligheidstest met kaliumdichromaat volgens de ISO-methode 6341 (1989). De resultaten van de testen zijn gepresenteerd aan de hand van het % sterfte, de tijdsduur waarbinnen de sterfte optrad, de LC₅₀, de NOEC_{sterfte} de populatiegroei-parameter r_m en de NOEC_{reproductie}. De LC₅₀ is berekend met behulp van een computerprogramma [RIZA-AOCE, 1990] volgens de "maximum likelihood" methode op basis van een iteratief rekenproces [Kooijman, 1981]. De populatiegroei-parameter is per concentratie berekend uit de dataset van gegevens per watervlo met betrekking tot overleving en het aantal geproduceerde jongen gedurende het verloop van de test. Hiervoor is gebruik gemaakt van een iteratief rekenprogramma [Van Leeuwen *et al.*, 1985]. Verschillen in r_m -waarden ten opzichte van de blanco zijn getest met de Williams-test uit het Toxcalc-pakket [Tidepool, 1993]. De resultaten zijn vervolgens getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie. Ter beoordeling van de effecten zijn ook een tweetal referentiesedimenten (slib uit het Drontermeer en zand uit het Veluwemeer) getest.

Voor de muggelarve toets zijn eipakketten van 1 of 2 dagen oud uit een laboratoriumcultuur van de soort *Chironomus riparius* ingezet in elutriaat van een sediment-water systeem (4 delen standaardwater op 1 deel sediment). Na een week, ongeveer 3 dagen nadat de eieren zijn uitgekomen, zijn 100 larven (in 2^e stadium: L₂) overgezet in een viertal vaatjes met een sediment-water systeem (25 per vaatje). De testen zijn uitgevoerd bij 20°C. Randvoorwaarden (pH, O₂, ammonia, nitriet en zoutgehalte) zijn aan het begin van de test, na één week en aan het einde van de test gecontroleerd. De larven zijn driemaal per week gevoerd met een 2% Trouvit oplossing. Na 21 dagen

zijn de larven over een 250 µm r.v.s. zeef gespoeld en geteld; larven in het 4^e stadium (L₄) zijn gedroogd (80°C, 24 h) en gewogen. Als referentie zijn vergelijkbare testen met sediment uit het Drontermeer (voor slibrijke sedimenten) en het Veluwemeer (voor zandige sedimenten) uitgevoerd. Daarnaast is de gevoeligheid van de laboratoriumkweek van *Chironomus riparius* gecontroleerd aan de hand van een acute test met kaliumdichromaat volgens de methode van [Grootelaar *et al.*, 1991]. De resultaten van de testen zijn gepresenteerd aan de hand van % overleving van de eipakketten, % sterfte van larven, % larven met vertraagde ontwikkeling en het gemiddeld drooggewicht van L₄-larven. Significantie van de verschillen in sterfte, ontwikkeling en drooggewicht is getoetst met behulp van een ANOVA gevolgd door een post-hoc Bonferoni T-test met behulp van het programma SPSS [Norusis, 1992]. De bioassay resultaten zijn getoetst aan standaard effect-criteria (zie bijlage VI) conform de Triade-richtlijn [Maas *et al.*, 1993]. De resultaten zijn uitgewerkt in de vorm van gemiddelde effectscores per locatie.

2.6 Bioaccumulatie-metingen

Binnen het Biotisch Effect Onderzoek werden de risico's voor doorvergiftiging op twee verschillende manieren onderzocht. Allereerst werden chemische analyses uitgevoerd op in het veld verzamelde mosselen. Daarnaast werden een achttal bioaccumulatie-experimenten met oligochaeten uitgevoerd in het laboratorium.

Mosselen uit het veld

Op een drietal monsterpunten werden dieren met een schelpenlengte groter dan 0.5 cm verzameld uit de sedimentmonsters ten behoeve van de bioassays. Deze monsternamen betreffen zowel de Aziatische korfmossel *Corbicula fluminea* (18 dieren uit SBB02, 12 dieren uit SBB03 en 26 dieren uit SBB19) als de Driehoeksmossel *Dreissena polymorpha* (22 dieren uit SBB03). De uitgeprepareerde mosselen zijn in plastic ingevroren bij -20°C.

Bioaccumulatie-experimenten

De experimenten zijn uitgevoerd conform de methodebeschrijving voor bioassays in het Triade onderzoek [Maas *et al.*, 1993]. De gebruikte oligochaeten zijn afkomstig uit de dierspecialzaak, maar werden alvorens ze bloot te stellen aan sedimentmonsters uit de Sliedrechtse Biesbosch, eerste 4 weken gehouden op slib uit het Drontermeer. Hiermee werden de concentraties van de eventueel in de oligochaeten aanwezige verontreinigingen verlaagd. Het onderzoek werd uitgevoerd met sediment afkomstig van de monsterpunten SBB01 t/m SBB08. Per sedimentmonster werd één sediment-watersysteem gemaakt bestaande uit 1 liter nat sediment (gezeefd over 500 µm) en 4 liter DSW. Het sediment van de monsterpunten SBB03 en SBB04 werd gezeefd over 1000 µm, aangezien het zeer zandige monsters betrof. Per experiment werd 30 gram nat gewicht aan oligochaeten ingezet. De experimenten werden in afgedekte aquaria in het donker gedurende 28 dagen uitgevoerd bij een temperatuur van 20 ± 2°C. De aquaria werden permanent belucht. De oligochaeten zijn gedurende het experiment één keer per week gevoerd.

Na afloop van het experiment werd de inhoud van de testsystemen met behulp van leidingwater over een 300 µm zeef gespoeld. De oligochaeten werden vervolgens op een 250 µm zeef gebracht, die was ondergedompeld in bovenstaand water afkomstig van het sediment-watersysteem. Dit systeem bleef gedurende 24 uur staan, tijdens welke de oligochaeten door de zeef kruipen en de sediment resten op de zeef achterblijven. Tenslotte werden de aldus verkregen oligochaeten op een in DSW ondergedompelde 200 µm

zeef overgebracht, waarbij de laatste restanten sediment en faeces verwijderd werden. Voor de chemische analyses werd het oligochaeten materiaal verdeeld over een glazen en een kunststof potje en ingevroren bij -20°C.

Chemische analyses

De chemische analyses van zowel de mosselen als de oligochaeten werden uitgevoerd door het IVM en betroffen de gehalten van een aantal metalen (Cd, Hg, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni), 16 verschillende PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen; alleen in oligochaeten), de standaardset van 7 PCB-congeneren (polychloorbiphenylen) en een aantal organochloorbestrijdingsmiddelen (OCB's). Hieronder volgt een korte beschrijving van de gebruikte analysemethoden. Een meer gedetailleerde beschrijving kan worden gevonden in de technische rapportages [Wegener *et al.*, 1999; 2000]. *Zware metalen*: monsters zijn gehomogeniseerd, gevriesdroogd en gedestruerd in geconcentreerd salpeterzuur. Vervolgens zijn Cd, Pb, Cr, Cu en Ni bepaald met Atomaire Absorptie Spectrometrie (AAS) gebruikmakend van grafietoven en achtergrondcorrectie. Hg is bepaald met behulp van koude damp AAS en Zn met vlam AAS.

PCB's, OCB's en PAK's: homogenaten zijn voor deze stoffen gemeenschappelijk geëxtraheerd met n-hexaan/acetone via een ASE (Accelerated Solvent Extraction). Het extract wordt vervolgens in twee delen gesplitst voor analyses van PAK's en OCB's/PCB's respectievelijk. Beide delen worden afzonderlijk gezuiverd over een aluminakolom, waarna het deel voor de OCB/PCB bepaling is gefractioneerd in een polaire en apolaire fractie middels een silicakolom. PCB's en OCB's zijn bepaald met behulp van een gaschromatograaf uitgerust met electron-capture-detector (GC-ECD). PAK's zijn geanalyseerd door middel van fluorescentie- en diode-arraydetectie. De bioaccumulatie-niveaus zijn getoetst aan maximaal-toelaatbaar-risico (MTR)-niveaus voor de risico's van doorvergiftiging. Deze MTR's zijn afgeleid uit gegevens over de toxiciteit van stoffen die aan vogels worden toegediend via het voedsel [Beek, 1995]. Voor het hier beschreven onderzoek zijn deze MTR's (uitgedrukt als een gehalte van een stof in laboratoriumvoer) gecorrigeerd voor verschillen in energie-inhoud van de typen voedsel die vogels in werkelijkheid eten [Den Besten, 1997]. De MTR's staan in bijlage VII.

2.7 Voedselwebstudies en bioaccumulatiemodellering

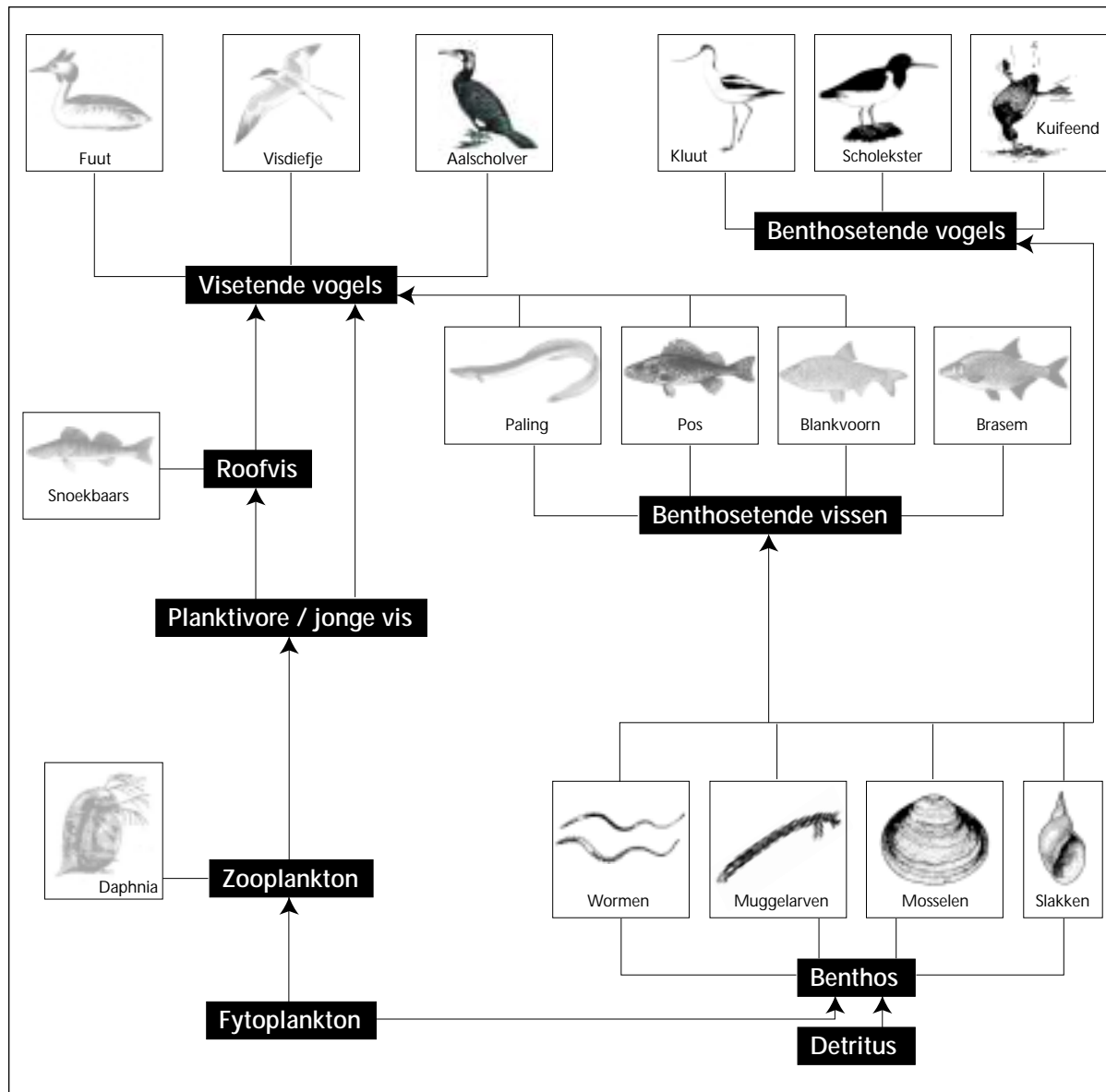
Voedselwebstudies

Door Bureau Waardenburg is voor enkele biotopen een voedselweb beschreven. Het voedselweb dat afhankelijk is van voedsel uit de zoetwaterbodem is schematisch weergegeven in figuur 2. Allereerst is de beschikbare ecologische kennis met betrekking tot de structuur en biomassa-opbouw van het ecosysteem geïnventariseerd [Boudewijn, 2000]. Voor het schatten van het fytoplanktongehalte is gebruik gemaakt van dezelfde basisgegevens, die zijn gebruikt voor de onderbouwing van de voedselwebben in eerdere Biotisch Effect Onderzoeken [Boudewijn, 1992; Boudewijn en van Moorsel, 1996]; de zoöplankton-biomassa is geschat op basis van meetgegevens van onder andere De Hoog [1991] en De Kruijf [1995]. Voor schattingen van de biomassa van verschillende ecologische groepen vis is wederom gebruik gemaakt van dezelfde basisgegevens, die zijn gebruikt voor de onderbouwing van de voedselwebben in eerdere Biotisch Effect Onderzoeken [Boudewijn en van Moorsel, 1996]. Voedselpreferenties van vis zijn afgeleid uit onderzoeksgegevens van Bergers [1991], rekening houdend met het voedselaanbod in de waterbodem van de Sliedrechtse Biesbosch. Er zijn een aantal vogelsoorten gekozen met een representatief voedselpakket: Aalscholver, Fuut, Kuifeend, Steltlopers (bijv. Scholekster), Kluut en Stern/Visdief. De

voor bioaccumulatie-modellering gebruikte gegevens over verblijftijden, voedselpreferenties en biomassa's van deze vogelsoorten zijn deels op literatuurgegevens gebaseerd en deels op veldwaarnemingen in het gebied (zie Boudewijn [2000]).

Figuur 2

Schematische weergave van het voedselweb dat afhankelijk is van voedsel uit de zoetwaterbodem. Voor gedetailleerde informatie over de voedselweb-relaties wordt verwezen naar de rapportage over de MC²- en CHEOPS-berekeningen



MC²-calibraties

De deelgebieds-gemiddelde informatie is gebruikt om het voedselwebmodel MC² voor de huidige situatie in de Sliedrechtse Biesbosch te calibreren [Blauw *et al.*, 2000]. De calibratie was erop gericht om een sluitende balans van koolstofstromen tussen de verschillende trofische niveaus te verkrijgen. Deze koolstofstromen vormen vervolgens weer een deel van de input bij het bioaccumulatiemodel CHEOPS (zie hieronder).

Er zijn twee voedselwebben gedefinieerd, één voor ondiep slib (representatief voor locaties 1, 2, 6 en 7) en één voor droogvallend slib (locatie 5).

CHEOPS-berekeningen

Voor de bioaccumulatieberekeningen van cadmium en PCB-153 is het voor de Dordtsche Biesbosch gecalibreerde CHEOPS gebruikt. Voor kwik is voorafgaand aan de berekeningen een literatuurstudie uitgevoerd [WL, 2000]. Bij de calibratie voor kwik is gebruik gemaakt van gegevens over de gehalten van contaminanten in zoöplankton, grote soorten zoetwatermosselen en vogels uit dit onderzoek dan wel uit eerdere studies in het Rijnstroomgebied (zie Michielsen *et al.* [1992]). Het voor de Sliedrechtse Biesbosch gecalibreerde CHEOPS is vervolgens gebruikt om berekeningen uit te voeren voor twee typen locaties, namelijk ondiepe locaties met slibbodem en droogvallende locaties met een slibbodem. Uiteindelijk is gekeken naar geschatte concentraties in een zestal typen vis (drie soorten witvis, twee soorten roofvis en Aal) en een zestal vogelsoorten (Aalscholver, Fuut, Kuifeend, Steltlopers (bijv. Scholekster), Kluut en Stern/Visdief). De voedselpakketten van de gekozen vogelsoorten worden representatief geacht voor meerdere soorten. Zo kan in plaats van Aalscholver gedacht worden aan bv. Kwak en in plaats van Fuut aan andere consumenten van kleine vis, zoals Ijsvogel. De Scholekster heeft model gestaan voor de berekeningen van de accumulatie in steltlopers.

Verder dient gerealiseerd te worden, dat de chemische analyses van één van beide monsterpunten in de oevers (SBB10) een duidelijk afwijkende kwik concentratie lieten zien (circa 40 mg/kg d.s., terwijl de min-max range van de andere monsterpunten < 0.05 - 6 mg/kg d.s. bedraagt). De model-schatting van de risico's voor doorvergiftiging wordt hierdoor sterk beïnvloed. Toch is met deze waarde gerekend, daar niet geheel zeker is of dit een eenmalige uitschieter is of dat dergelijke concentraties op meerdere locaties, verspreid over de Sliedrechtse Biesbosch kunnen worden aangetroffen. De risico voor doorvergiftiging van kwik zijn daarom op twee manieren berekend: een keer met de gemiddelde kwik concentratie en een keer met de lage waarde.

2.8 Gegevensanalyse

De resultaten van het onderzoek worden in de hoofdtekst gepresenteerd in de vorm van locatiegemiddelden. In de bijlagen staan voor de bioassays de resultaten per sublocatie vermeld, en worden van het macrofaunaonderzoek gemiddelde aantallen per soort \pm SD gegeven.

3 Resultaten

Conform eerder uitgebrachte BEO-rapportages worden in dit hoofdstuk de onderzoeksresultaten veelal direct gepresenteerd in de vorm van effect-classes. Voor de oorspronkelijke gegevens wordt verwezen naar de bijlagen dan wel de betreffende onderzoeksrapportages.

3.1 Fysisch/chemische karakterisatie sediment

In tabel 2 wordt de toplaag van het sediment in de locaties van de Sliedrechtse Biesbosch gekarakteriseerd. Voor een gedetailleerd overzicht van de resultaten van het fysisch-chemisch onderzoek wordt verwezen naar bijlage III en IV. De gehalten aan verontreinigingen zijn allereerst getoetst aan de ENW-normering, alhoewel bekend is dat de klasse bepalende verontreiniging niet perse ook het meest relevant is vanuit het oogpunt van ecologische risico's. In 4 van de 7 locaties van de Sliedrechtse Biesbosch is de toplaag van het sediment zodanig verontreinigd dat deze voor één of meerdere monsterpunten in de hoogste verontreinigingsklasse, klasse IV valt. In al deze locaties zijn het de zware metalen die de klasse IV beoordeling bepalen en steeds gaat het in ieder geval om het metaal zink. In locatie 1 is tevens bij één monsterpunt een klasse IV concentratie arseen aangetroffen, terwijl dit in locatie 5 het geval was voor kwik. De concentraties van de metalen cadmium, koper en/of kwik worden in veel gevallen als klasse III beoordeeld. De PCB-concentraties worden beoordeeld als klasse II tot III met de zandige locatie 4 als uitzondering, waar de concentraties niet boven de detectiegrens uitkomen (\leq klasse 2). Ook de meeste OCB's overschrijden de detectiegrens niet, behalve HCB die veelal een klasse II of zelfs een klasse III-normering (locaties 1, 2, 5 en 7) veroorzaakt. De som DDT dan wel de som aldrin/dieldrin leidt bij een enkel monsterpunt ook tot een klasse III normering. De PAK's vallen als groep (10 van VROM) vooral in klasse II.

Tabel 2
Resultaten karakterisatie toplaag sediment in locaties van de Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	Diep / ondiep	Type sediment	Aantal monsterpunten	Verontreinigingsklasse sediment (weergegeven als range) ¹⁾				
				Zware metalen	PCB's	OCB's	PAK's	Eindoordeel LAWABO
1	ondiep	slib	3	4	2 - 3	2 - 3	2 - 3	4
		zand	1	2	3	3	2	3
2	ondiep	stabiel slib	4	2 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 3	2 - 3
3	diep	instabiel slib	2	2 - 4	3	2 - 3	2	3 - 4
4	diep	zand	2	0	n	n	n	0
5	oever	stabiel slib	2	3 - 4	2 - 3	2 - 3	2	3 - 4
6	ondiep	stabiel slib	4	3 - 4	2 - 3	2	2	2 - 4
7	ondiep	stabiel slib	3	3	2 - 3	1 - 3n	2	2 - 3

¹⁾ Toetsing met LAWABO [Bakker & De Vrieze, 1990]. n betekent dat door een hoge detectielimiet voor (een deel van) de stoffen geen klasse kan worden toegekend.

3.2 Macrofauna (bodemlevensgemeenschap)

Soortspecifieke informatie

Soorten waarvan in eerdere onderzoeken [Den Besten, 1997] reeds is gebleken, dat deze weinig voorkeur vertonen voor bepaalde deelgebieden blijken ook in de Sliedrechtse Biesbosch op vrijwel alle plaatsen voor te komen. Het gaat hierbij om soorten als de wormen *Limnodrilus claparedeanus*, *L. hoffmeisteri* en *Potamothrix moldaviensis*, de muggenlarve *Procladius sp.*, de erwtenmosselen *Pisidium casertanum*, *P. henslowanum*, *P. moitessierianum* en *P. nitidum*, het slakje *Valvata piscinalis* en de tijgervlokreeft *Gammarus tigrinus*. Alleen op zandige plekken alsmede de oevertrajecten (locaties 4 en 5) ontbreken ze of zijn de dichtheden duidelijk lager. Macrofaunasoorten die meer karakteristiek zijn voor deze diep gelegen, zandige locaties in de Sliedrechtse Biesbosch (locatie 4) zijn de worm *Propappus volki* en de muggenlarve *Paratendipes intermedius*. De macrofauna levensgemeenschap op deze zandige locaties is echter soortenarm en wordt gedomineerd door (erwten)mosselen. Vooral de typische riviersoort *Pisidium supinum* komt in vrij hoge dichtheden voor. Ook de levensgemeenschap in de oevers (locatie 5) is relatief soortenarm en de dichtheden van belangrijke macrofauna groepen als mosselen, wormen en muggenlarven zijn duidelijk lager dan op andere locaties in de Sliedrechtse Biesbosch. Wel worden hier een aantal macrofaunasoorten aangetroffen die karakteristiek zijn voor moerassige oeverstroken en overstromingsgebieden, zoals het Getijdeslakje (*Mercuria confusa*), de vliegenlarven *Molophilus* en *Tipula* en de worm *Eiseniella tetraeda*. De ondiepte wordt verder gekarakteriseerd door het ontbreken van het slakje *Valvata piscinalis* (de Vijverpluimdrager).

De verschillen in macrofaunasamenstelling worden ook geïllustreerd middels de uitgevoerde Twinspan-analyse (bijlage V-e), waarbij 5 van de 6 monsters uit de oever een duidelijk afgescheiden plaats innemen. De samenstelling van de macrofauna levensgemeenschap op de ondiepe, slibrijke locaties in de Sliedrechtse Biesbosch komt op hoofdlijnen redelijk met elkaar overeen. Vooral locaties 6 en 7 lijken sterk op elkaar, waarbij de hoge dichtheid van de erwtenmossel *Pisidium moitessierianum* en de muggenlarve *Einfeldia carbonaria* opvalt. Toch zijn er ook verschillen. Zo zijn op locatie 7 de dichtheden van de mosselen *Pisidium supinum* en *Corbicula fluminea*, de muggenlarve *Procladius spec.*, het slakje *Potamopyrgus antipodarum* en de worm *Hypania invalida* duidelijk lager, terwijl de dichtheden van de muggenlarve *Chironomus plumosus*, het slakje *Valvata piscinalis* en oligochaete wormen juist veel hoger zijn. Dit zou erop kunnen wijzen dat de sliblaag op locatie 7 voedselrijker is en dat de locatie meer ondiepere plekken heeft. Daarnaast heeft locatie 7 waarschijnlijk een iets beter ontwikkelde vegetatie (al of niet in het water), gelet op de aanwezigheid van het slakje *Galba truncatula* en wormen uit het geslacht *Nais*. Ook locatie 2 bestaat uit monsterpunten met een slibbige bodem. Toch worden hier, ten opzichte van locaties 6 en 7, een aantal andere soorten aangetroffen, zoals de erwtenmossel *Pisidium amnicum*, een tweetal watermijten en de slijkvlieg *Sialis lutaria*. De aanwezigheid van stromend water komt vooral tot uiting in de aanwezigheid van de muggenlarve *Chironomus acutiventris* en hogere dichtheden van de muggenlarven soorten *Paratendipes albimanus gr.* en *Prodiamesa olivacea*. Ten opzichte van deze ondiepe, slibrijke locaties wordt de macrofauna samenstelling in de slibrijke, diepere delen van de Sliedrechtse Biesbosch (locatie 3) gekenmerkt door een hogere dichtheid van *Corbicula fluminea* en een arme *Chironomidae*- en *Gastropoda*-levensgemeenschap. Hierdoor is deze locatie nauw verwant met locatie 4, de dieper gelegen zandige monsterpunten. De macrofaunasamenstelling van locatie 1 wijkt op een aantal punten af

van de overige slibrijke locaties, waarbij tevens een groot verschil tussen monsterpunt 18 (gelegen in de Zoetemelkskil) en de andere drie monsterpunten opvalt. Zo worden monsterpunten 11, 12 en 19 gekenmerkt door opvallend lage dichtheden van zoetwatermosselen, muggenlarven en slakken, terwijl monsterpunt 18 juist hoge dichtheden en een zeer grote soortenrijkdom kent. Ook worden hier meerdere soorten aangetroffen, die op géén van de andere locaties aanwezig zijn, zoals de haft *Caenis horaria*, een tweetal libellen, de muggenlarven *Ablabesmyia* en *Microtendipes*, de kokerjuffers *Agraylea* en *Mystacides* alsmede enkele platwormen. Daarnaast zijn ook de *Gastropoda* (slakken) in veel hogere dichtheden aanwezig en worden ook binnen deze groep verschillende soorten aangetroffen die op andere locaties niet aanwezig zijn, zoals de slakjes *Anisus leucostomus*, *Ferrissia clessiniana*, *Gyraulus albus* en *Physa acuta*. Deze verschillen tussen monsterpunt 18 en monsterpunten 11, 12 en 19 worden waarschijnlijk veroorzaakt door een verschil in vegetatie en de beschutte ligging van dit monsterpunt (zowel qua vegetatie op de oever als qua invloed van golfslag).

Tenslotte wordt opgemerkt, dat de macrofaunasamenstelling van enkele in het riet bemonsterde punten (monsterpunten 15, 20 en 21) niet veel afwijkt van de samenstelling in nabij gelegen monsterpunten zonder riet. Alleen de dominante aanwezigheid van de borstelworm *Quistadrilus multisetosus* is opvallend, maar niet exclusief (zie bijv. monsterpunten 5, 7 en 8). Deze wormensoort komt in allerlei habitats voor, van sloten tot rivieren, maar bereikt zijn hoogste dichtheid in organisch verontreinigde habitats.

Macrofauna-parameters

Over het algemeen zijn in de Sliedrechtse Biesbosch lage soorten diversiteiten chironomiden (muggenlarven) en oligochaeten (wormen) gevonden. Ook de dichtheden van vooral de chironomiden waren aan de lage kant. De soorten diversiteit en dichtheid van de bivalven (mosselen) was over het algemeen goed. In dichtheden gezien werd de macrofaunagemeenschap gedomineerd door oligochaeten en/of bivalven. Bijzondere macrofaunasoorten, zoals haften, steenvliegen en kokerjuffers, werden slechts op een paar monsterpunten aangetroffen. De criteria voor het onderscheid tussen "geen verstoring", "matige verstoring", of "ernstige verstoring" staan in bijlage V-c. Alle parameterwaarden staan in bijlage V-d; tabel 3 geeft een overzicht van de beoordeling van de macrofaunaresultaten. Binnen de zeven onderzochte locaties springt locatie 1 er qua beoordeling in negatieve zin uit, aangezien daar géén van de parameters tot een beoordeling "geen verstoring" leidt. Een beoordeling van de macrofaunaresultaten in de oeverlocatie (locatie 5) bleek niet mogelijk, daar geschikte criteria ontbreken. De macrofaunasamenstelling op deze locatie bleek zo sterk af te wijken van de ondiepe locaties met een slibrijke bodem, dat verwacht kan worden dat de onderzochte monsterpunten af en toe droogvallen. In zo'n geval heeft het droogvallen een grotere invloed op de macrofauna samenstelling dan de aanwezige verontreinigingen en ontbreken geschikte referentiewaarden.

Tabel 3
Beoordeling macrofauna in de waterbodembodem van locaties in de Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	Macrofauna-parameter ¹⁾											
	aantal soorten Chir.	n/m ² Chir.	aantal soorten Oligoch.	n/m ² Oligoch.	Aantal soorten Bivalv.	n/m ² Bivalv.	aantal soorten ETP	verh. Chir./ totaal in slib	verh. Biv./ totaal in zand	CCP index	CCT index	% kaak-afw.
1	±	+	±	±	±	±	+	+		+	+	+
2	±	±	±	-	-	-	±	±		±	±	+
3	±	±	±	±	-	-	*	+		+	±	**
4	+	+	±	±	-	-	*		-		+	**
5	***											
6	±	±	±	-	-	-	+	±		±	±	±
7	±	-	±	-	±	-	+	±		-	±	±

1) Afkortingen:

Aantal soorten Chir.: aantal soorten *Chironomidae*; n/m² Chir.: dichtheid *Chironomidae* in aantal exemplaren per m²; aantal soorten Oligoch.: aantal soorten *Oligochaeta*; n/m² Oligoch.: dichtheid *Oligochaeta* in aantal exemplaren per m²; aantal soorten Bivalv.: aantal soorten *Bivalvia*; n/m² Bivalv.: dichtheid *Bivalvia* in aantal exemplaren per m²; aantal soorten ETP: SOM van het aantal soorten *Ephemeroptera*, *Trichoptera* en *Plecoptera*; verh.Chir./totaal in slib: het populatieaandeel Chironomiden (Verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae* + *Oligochaeta* + *Bivalvia*) dat beoordeeld is wanneer het sediment getypeerd is als slib; verh. Biv./totaal in zand: populatieaandeel Bivalven (Verhouding dichtheid *Bivalvia* / dichtheid *Chironomidae* + *Oligochaeta* + *Bivalvia*) dat beoordeeld is wanneer het sediment getypeerd is als zand; CCP index: verhouding dichtheid van muggelarven van het geslacht *Chironomus* / dichtheid o.v. het totaal behorend bij *Chironomus*+*Procladius*; CCT index: verhouding dichtheid *Chironomidae* / dichtheid *Chironomidae* + *Tubificidae*; % kaak-afw.: % kaakafwijkingen in *Chironomus*-larven.

Beoordeling op basis van locatiegemiddelden van de diverse parameters: - = geen effect; ± = matig effect; + = ernstig effect; zie voor criteria bijlage V.

* Niet beoordeeld omdat het een diepe locatie betreft.

** Onvoldoende muggelarven aanwezig om te kunnen beoordelen.

*** Niet beoordeeld omdat geschikte criteria voor oeverlocaties ontbreken.

3.3 Bioassays

De resultaten van de bioassays zijn in detail beschreven in een tweetal technische rapportages (zie bijlage II). Bijlage VI geeft de resultaten van de bioassay per monsterpunt en de afleiding van locatiegemiddelde effectklassen. In tabel 4 worden deze locatiegemiddelde effectklassen samengevat.

Tabel 4

Samenvatting bioassay-resultaten in locaties Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	oordeel <i>Daphnia</i>	oordeel <i>Chironomus</i>	oordeel Microtox	Eind-oordeel toxiciteit waterbodembodem
1	-	-	-	-
2	-	-	-	-
3	-	±	±	±
4	-	+	±	+
5	±	-	±	±
6	-	-	±	±
7	-	±	±	±

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

Daphnia magna

Voor geen van de sedimentmonsters werden problemen geconstateerd met randvoorwaarden als de minimale concentratie zuurstof, de pH of het maximale gehalte aan ammonium. Alle bioassay resultaten waren dan ook geldig en zijn in tabel 4 in de vorm van gemiddelde effectniveaus per locatie opgenomen. Poriewater uit sediment van 3 van de 21 onderzochte monsterpunten bleek een negatief effect op de overleving of reproductie van de watervlo te veroorzaken. In alle drie de gevallen werden deze effecten als matig toxisch beoordeeld. Wel dient hierbij te worden opgemerkt dat in een van deze gevallen sprake was van een onduidelijke dosis effect relatie. Het

oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie komt echter slechts in één geval (locatie 5) op een matig effect uit.

Foto 2
Daphnia Magna
(D. Kalmeijer)



Chironomus riparius

Ook in de bioassays met de muggelarve werden geen problemen met de randvoorwaarden geconstateerd en voldeed de ontwikkeling van de muggelarven in de referentiesedimenten aan alle geldigheidscriteria. Wel werd echter geregeld een grote variatie tussen de replica's vastgesteld. Hierdoor geven de gebruikte parameters in sommige gevallen een relatief hoge waarde terwijl deze verhoging niet statistisch significant was. De betreffende sedimentmonsters zijn als niet toxisch beoordeeld. In vier van de onderzochte sedimentmonsters werden statistisch significante effecten op de larvale sterfte of ontwikkeling vastgesteld; twee van de sedimentmonsters werden als ernstig en twee als matig toxisch beoordeeld. Het oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie komt één keer op ernstig effect (locatie 4) en twee keer op matig effect (locaties 3 en 7) uit.

Vibrio fischeri

Voor de Microtox-test is van elk sediment poriewater verzameld en binnen 4 uur getest. In twee van deze monsters werden ernstige effecten vastgesteld ($TI > 10$) en in zeven matig toxische effecten ($10 > TI > 2$). De overige 12 monsters veroorzaakten geen negatieve effecten in de Microtox. Het oordeel op basis van gemiddelde effectniveaus per locatie komt vijf keer op matig effect (locaties 3-7) en twee keer op geen effect (locaties 1 en 2) uit.

3.4 Bioaccumulatie

Accumulatie in zoetwatermosselen

Op drie monsterpunten binnen de Sliedrechtse Biesbosch zijn mosselen (*Corbicula fluminea* en/of *Dreissena polymorpha*) verzameld om chemische analyses te kunnen uitvoeren. Bijlage VII-A geeft de gevonden gehalten microverontreinigingen in *Corbicula* en *Dreissena*. Voor lood, zink en chroom lijken de concentraties in *Corbicula* afkomstig van een zandig monsterpunt (SBB03) iets lager te liggen in vergelijking met dieren verzameld op een slibrijke locatie (SBB02). Ook de concentraties PCB's en OCB's zijn lager in dieren afkomstig van het zandige monsterpunt. Door het ontbreken van replica's kan echter niet worden vastgesteld of dergelijke verschillen ook statistisch significant zijn.

Daarnaast staan in de bijlage de resultaten van metingen in Driehoeksmosselen (*Dreissena polymorpha*) uit het IJsselmeer (referentiemateriaal). Uit deze vergelijking blijkt, dat de concentraties cadmium, pp-DDD, som heptachloorepoxiden en de 7 standaard PCB's in de Driehoeksmosselen uit de Sliedrechtse Biesbosch duidelijk zijn verhoogd en de concentraties in dieren uit het IJsselmeer met een factor variërend van 3 tot 17 overschrijden. Ook Driehoeksmosselen uit het Ketelmeer hebben voor deze stoffen lagere concentraties (circa factor 2) [AquaSense, 1999]. Het is niet mogelijk gebieden om referentiemateriaal van *Corbicula sp.* te verkrijgen. In het kader van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede is een vergelijking gemaakt met gehalten in *Corbicula* verzameld in de Rijn bij Mainz en Duisburg. Hiervoor wordt verwezen naar de betreffende rapportage [Den Besten, 1993]. De resultaten kunnen wel vergeleken worden met analyses van *Corbicula* uit het Hollandsch Diep [Den Besten, 1997] en het Ketelmeer [AquaSense, 2000]. Uit deze vergelijking blijkt, dat de meeste verontreinigingen in min of meer vergelijkbare concentraties worden aangetroffen, maar dat de PCB concentraties in de Sliedrechtse Biesbosch duidelijk hoger liggen (factor 3-6).

Het is niet zonder meer mogelijk de gehalten van metalen en organische microverontreinigingen (OMIVE) in *Corbicula* te vergelijken met gehalten in *Dreissena*. Nikkel lijkt bv. in *Dreissena*'s in hogere gehalten voor te komen dan in *Corbicula*'s. Voor de meeste OMIVE wordt het omgekeerde gevonden. Opvallend is dat het gehalte van de som van 7 standaard PCB's in *Dreissena*'s uit monsterpunt SBB03 meer dan een factor 10 lager is in vergelijking tot het gehalte van deze 7 PCB's in *Corbicula*'s afkomstig van dezelfde locatie.

Bioaccumulatie-bioassays (wormen)

In 1998 is onderzoek gedaan naar de opname van contaminanten in bodemorganismen. Hierbij is sediment van acht monsterpunten in de Sliedrechtse Biesbosch in enkelvoud ingezet in een 28 dagen durende bioassay met aquatische oligochaeten. Het doel van dit onderzoek was om de beschikbaarheid van de verontreinigingen te vergelijken met de op basis van evenwicht-partitie (EP) theorie voorspelde beschikbaarheid alsmede om de risico's voor doorvergiftiging te kunnen vaststellen. Uit het onderzoek komt naar voren dat er geen grote verschillen zijn in de beschikbaarheid van contaminanten tussen de verschillende monsterpunten. Alleen de beschikbaarheid van PCB's in de zandige locatie is iets verhoogd ten opzichte van de andere locaties. Uit de vergelijking van gemeten beschikbaarheid met voorspelde beschikbaarheid op basis van EP lijken vooral de PAK's minder beschikbaar te zijn dan voorspeld op basis van EP (verschil tot factor 20). Met uitzondering van de zandige locatie 4 (gem. factor 2 hoger) wijken de PCB-gehalten nauwelijks af van de op basis van EP voorspelde concentraties. Ook de beschikbaarheid van de OCB's wijkt nauwelijks af van hetgeen op theoretische gronden werd verwacht. De cadmium concentraties lijken daarentegen over het algemeen iets hoger dan de op basis van EP voorspelde concentraties (gem. factor 2.5), terwijl de kwik concentraties goed met de theorie overeenkomen.

Vissen en vogels (modelberekeningen)

Via het model CHEOPS zijn de interne concentraties van cadmium, kwik en PCB-153 in 19 verschillende organismen groepen berekend, waaronder een zestal vis- en een zestal vogelsoorten [Blauw *et al.*, 2000]. Voor een aantal lagere organismen konden deze berekende waarden worden vergeleken met gemeten waarden en werd geconcludeerd dat beiden vrij goed overeen kwamen. Voor cadmium werd geconcludeerd, dat in de Kluut de hoogste concentraties te verwachten zijn en dat de verschillen tussen de

twee door gerekende voedselwebben (ondiep slib en oever) gering is. Deze relatief hoge waarden voor de Kluut worden veroorzaakt, doordat deze vogel predeert op bodemdieren. Ook de beide andere vogelsoorten die prederen op bodemdieren (Kuifeend en Steltloper⁴) hebben hogere cadmium concentraties dan de visetende vogels (Aalscholver, Fuut, Stern). Voor de Kluut en de Steltloper wordt berekend dat 70 - 90% van het opgenomen cadmium uit het sediment afkomstig is, ten opzichte van 15 - 30% voor de andere vogelsoorten. De berekende verdeling tussen kwik en methyl-kwik komt voor de verschillende soorten goed overeen met uit de literatuur bekende waarde [WL, 2000]: in evertibraten is circa 20 - 50% als methyl-kwik aanwezig, terwijl dit percentage voor vissen > 80% is. Verder is er duidelijk sprake van bioaccumulatie en bevatten alle vogelsoorten hoge concentraties kwik, waarbij de Aalscholver de hoogste concentratie heeft. Ook de grote witvis accumuleert relatief veel kwik. Als beide voedselwebben met elkaar vergeleken worden (bij gelijke kwik concentraties in het sediment) valt op dat de kwik concentraties in het voedselweb 'oever' iets hoger liggen. Dit wordt veroorzaakt doordat het voedselweb 'ondiep slib' iets meer gebruik maakt van gesuspendeerd organisch materiaal uit de waterkolom, met een lagere concentratie kwik in vergelijking tot het sediment. Eenzelfde effect speelt ook bij cadmium en PCB. Ook voor PCB-153 wordt een duidelijke toename van de interne concentraties berekend met een stijgend trofie-niveau. Wederom zijn de concentraties in de Aalscholver het hoogst. Voor vrijwel alle vogelsoorten wordt berekend dat > 60% van het opgenomen PCB-153 uit het sediment afkomstig is. Alleen de Kuifeend in het voedselweb 'ondiep slib' laat een duidelijk lager percentage zien (23%).

Beoordeling doorvergiftigingsrisico's

Bij het beoordelen van doorvergiftigingsrisico's dient te worden opgemerkt dat slechts voor een beperkt aantal stoffen een dergelijke beoordeling mogelijk is (voor lijst van deze stoffen, zie bijlage VII-d). De resultaten van de risicobeoordeling per locatie staan in de tabellen 5-7.

MOSSELEN

De accumulatie van contaminanten in zoetwatermosselen is beoordeeld met het oog op de voedselketen mosselen → mossel-etende vogels (o.a. Kuifeenden). De beoordeling van het doorvergiftigingsrisico via deze voedselketen is uitgevoerd door een vergelijking te maken tussen de gehalten van contaminanten in mosselen op vers gewichtbasis met maximaal-toelaatbaar-risiconiveau's (MTR's) die speciaal voor de voedselrelatie mossel - mossel-etende predatoren zijn berekend. Deze MTR's staan in bijlage VII-d en zijn afkomstig uit Den Besten [1997]. Uit de vergelijking van de accumulatie-niveau's in *Corbicula*'s (bijlage VII-c) met de corresponderende MTR's komt naar voren dat cadmium, de som heptachloorepoxiden en PCB-153 als gidsstof voor PCB's met een dioxine-achtige werking de MTR overschrijden met meer dan een factor 10 (tabel 5). Ook in *Dreissena* overschrijdt het cadmiumgehalte de MTR met meer dan een factor 10. Omdat de overschrijdingsfactoren van de MTR's meer dan 10 bedragen wordt gesproken van ernstige risico's.

WORMEN

De accumulatie van contaminanten in wormen (oligochaeten) is beoordeeld met het oog op de voedselketen oligochaeten → benthos-etende vogels (m.n. steltlopers). Vergelijking van gehalten op vers gewichtbasis (zie bijlage

.....
Noot

4 Hier worden andere steltloper soorten dan Kluut bedoeld, die ook kleine mosselen in hun voedselpakket hebben.

VII-c) met MTR's voor doorvergiftiging naar vogels geven duidelijke aanwijzingen voor risico's van cadmium, kwik en PCB's (tabel 5). Omdat de mate waarin de MTR wordt overschreden in sommige gevallen de 10 overschrijdt (4 locaties voor cadmium, 1 locatie voor PCB's), is er sprake van ernstige risico's. De geringe overschrijding van de MTR-waarde voor methyl-kwik (ten hoogste een factor 3) is gebaseerd op de aanname dat al het kwik in de vorm van methyl-kwik aanwezig is. Uit de CHEOPS studie blijkt dat dit voor oligochaeten een overschatting met een factor 2 oplevert (circa de helft van het kwik is als methyl-kwik aanwezig), waardoor de werkelijke MTR-overschrijding iets lager is.

Tabel 5

Doorvergiftigingsrisico's op basis van gemeten gehalten in mosselen en wormen. Weergegeven is het aantal malen dat de betreffende MTR-waarde werd overschreden. Indien meerdere monsterpunten per locatie beschikbaar zijn, worden de resultaten weergegeven als range

Locatie	Monsterpunt	Veld meting Mosselen <i>Corbicula</i>					Veld meting Wormen <i>Dreissena</i>					Laboratorium Wormen Oligochaeten			
		Cd	Hg ¹⁾	pp- DDD	Σheptachloor epoxide	PCB 153 ²⁾	Cd	Hg ¹⁾	Σheptachloor epoxide	PCB 153 ²⁾	Cd	Hg ¹⁾ 153 ²⁾	PCB		
1	SBB19	30	2	< 1	11	22									
2	SBB01+SBB06												3 - 21	2 - 3	7 - 8
3	SBB02	16	< 1	1	13	36							8	3	12
4	SBB03+SBB04	25	< 1	1	11	48	79	1	1	2			1 - 10	< 1	1 - 5
5															
6	SBB05												11	2	6
7	SBB07+SBB08												4 - 14	2 - 3	6 - 7

1) Kwik beoordeeld als zijnde voor 100% aanwezig in de vorm van methyl-kwik (worst-case benadering).

2) PCB-153 als gidsstof voor PCB's met een dioxine-achtige werking.

VISSEN EN VOGELS

Vergelijking van berekende gehalten op vers gewichtsbasis met MTR's voor doorvergiftiging naar vogels geven voor vissen duidelijke aanwijzingen voor risico's van kwik en PCB's (tabel 6). Hierbij is er sprake van ernstige risico's, daar de MTR met meer dan een factor 10 wordt overschreden. Ook de voor vogels berekende waarden laten voor het voedselweb 'oever' een MTR-overschrijding met meer dan een factor 10 zien voor PCB-153. Deze berekende PCB-153 waarden overschrijden tevens het opgestelde ernstig risico niveau. Het voedselweb 'ondiep slib' laat voor vogels een iets ander beeld zien, daar de MTR-overschrijdingen voor (methyl-)kwik en PCB-153 nu lager dan een factor 10 zijn, terwijl hier het cadmium gehalte de MTR met meer dan een factor 10 overschrijdt.

Tabel 6

Doorvergiftigingsrisico's op basis van berekende gehalten in vissen en vogels. Weergegeven is het aantal malen dat de betreffende MTR-waarde werd overschreden, waarbij de range is gebaseerd op de individuele soorten. Indien ook het ernstig-risico niveau wordt overschreden is dit aangeduid met een '**'

Groep	Soort	Ondiep slib				Oever			
		Cd	Hg	Methyl-Hg	PCB 153 ²⁾	Cd	Hg	Methyl-Hg ³⁾	PCB 153 ²⁾
Vis	witvis	< 1 - 4	< 1	< 1 - 13	6 - 35	< 1 - 4	< 1	< 1 - 13 / 1 - 72	12 - 65
	roofvis	< 1	< 1	< 1	5 - 9	< 1	< 1	< 1 / < 1	10 - 16
	aal	2	< 1	13	54	2	< 1	5 / 14	45
Vogel	aalscholver	< 1	-	2	7	< 1	-	2 / 9	12*
	andere vogels	< 1 - 24	-	< 1	2 - 7	1 - 30	-	< 1 - 1 / 1 - 6	4 - 13*

1) Zie voor berekeningsuitkomsten Blauw *et al.*, (2000).

2) PCB-153 als gidsstof voor PCB's met een dioxine-achtige werking.

3) Waarden links en rechts van schuine streep gebaseerd op respectievelijk en gemiddelde en hoge kwik concentratie in de bodem.

- Niet beoordeeld daar meer dan 90% van het kwik in de vorm van methyl-kwik aanwezig is.

Locatiespecifieke beoordeling doorvergiftigingsrisico's

In tabel 7 staan de uitkomsten van de schattingen van de doorvergiftigingsrisico's op basis van gemeten gehalten in voedsel en op basis van berekeningen van de gehalten in vissen en vogels. De gemeten gehalten van vooral cadmium en PCB's geven aanleiding tot het oordeel "ernstig risico" voor alle locaties in de Sliedrechtse Biesbosch. Alleen voor de oeverlocatie ontbreekt dit oordeel, daar er voor deze locatie geen metingen zijn uitgevoerd. Daarnaast werden de MTR-waarden voor kwik en Σheptachloor-epoxiden ook op meerdere locaties overschreden. Ook de modeluitkomsten wijzen dit uit: ernstige risico's in zowel ondiep slib als de oever als gevolg van de gehalten methyl-kwik en PCB-153 in vis, terwijl gehalten in vogels ernstige risico's in de oever aangeven als gevolg van PCB-153 concentraties (beoordeeld als gidsstof voor de groep van toxische non- en mono-*ortho*-PCB's) en matige risico's voor ondiep slib als gevolg van opgenomen cadmium, kwik en PCB-153.

Tabel 7
Samenvatting risico's bioaccumulatie in Sliedrechtse Biesbosch¹⁾

Locatie	Gemeten gehalten		Berekende gehalten	
	Mosselen	Wormen	Vis	Vogels
1	+	*	+	±
2	*	+	+	±
3	+	+	*	*
4	+	+	*	*
5	*	*	+	+
6	*	+	+	±
7	*	+	+	±

1) + = ernstig risico; ± = matig risico boven maximaal toelaatbaar risico-niveau; - = toelaatbaar risico
 Ernstig risico voor toppredatoren op basis van metingen indien bioaccumulatie-niveaus meer dan 10x de MTR overschrijden; ernstig risico voor toppredatoren op basis van berekende gehalten in vissen indien bioaccumulatie-niveaus meer dan 10x de MTR overschrijden en voor vogels indien gehalte boven het criterium "ernstig risico" (ER-niveau) ligt; matig risico voor toppredatoren op basis van metingen indien bioaccumulatie-niveaus de MTR overschrijden, met een factor tussen 1 en 10; matig risico voor toppredatoren op basis van berekende gehalten in vissen en vogels indien gehalte boven het criterium "kritisch niveau" ligt en onder het "ernstig risico" (ER-niveau).
 * Niet onderzocht.

3.5 Aanvullend milieuchemisch onderzoek

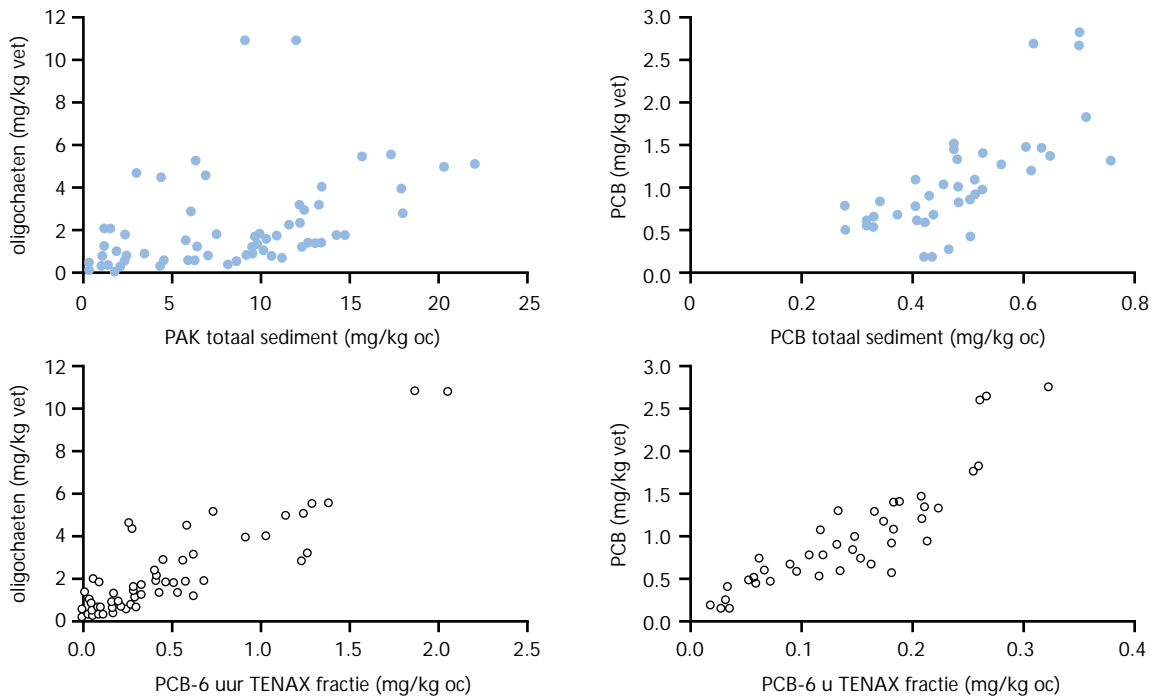
Om meer inzicht te krijgen in de biologische beschikbare fractie van contaminanten (en daarmee in de effecten) werd er in de Sliedrechtse Biesbosch, in aanvulling op het meten van de totaalgehalten in het sediment, tevens gekeken naar metaalconcentraties in poriewater én naar de zogenaamde TENAX-extraheerbare fractie van organische microverontreinigingen. Voor wat betreft de metaalanalyses valt allereerst op, dat de poriewater concentraties in monsterpunt SBB02 sterk verhoogd zijn ten opzichte van de andere monsterpunten (zowel in situ als in de bioassay monsters; zie bijlage 4b). Dit betrof zowel chroom, koper, zink, cadmium als lood. Dit heeft wellicht te maken met de structuur van het sediment. Tijdens het veldwerk viel namelijk op dat het sediment van SBB02 vrij hard en kleiachtig was, duidelijk anders dan op de andere monsterpunten. Verder blijkt uit deze resultaten, dat de in het poriewater aangetroffen concentraties consequent hoger liggen dan de theoretisch verwachte waarde (op basis van de totaal gehalten in het sediment en de equilibrium partitie theorie). Tevens is bekeken in hoeverre de poriewater concentraties veranderingen ondergaan bij het mengen van de 40 liter sediment zoals dat in het laboratorium gebeurt ter voorbereiding van de bioassays. Hiertoe zijn analyses in een dergelijk gemengd monster vergeleken met concentraties in een over-

eenkomstig monster, dat direct in het veld werd verzameld en anaeroob werd opgewerkt. Deze analyses laten echter geen consequente verschillen zien (bijlage 4b). Vervolgens is bekeken of de relatie tussen het totaalgehalte van een metaal in het sediment en die in de wormen kan verbeteren door niet het totaalgehalte maar de poriewaterconcentratie te gebruiken. Dit lijkt voor koper en cadmium het geval te zijn. In beide gevallen waren de gehalten in het sediment niet of negatief gecorreleerd aan de gehalten in de wormen, terwijl op basis van de poriewaterconcentraties een positieve correlatie werd vastgesteld. Wel dient hierbij gerealiseerd te worden, dat deze correlatie slechts voor 5 monsterpunten kon worden uitgevoerd én dat de monsternamen van beide meetseries in verschillende jaren hebben plaatsgevonden (1998 en 1999). Veel meer dan een indicatie kan hier dan ook niet uit worden afgeleid.

De resultaten van de TENAX metingen zijn in detail besproken door Belfroid en Hopman-Ubbels [1999a en b], waarbij onder andere de verschillen tussen de zogenaamde 6-uurs fractie en de 30-uurs fractie worden bekeken. Uit deze resultaten wordt geconcludeerd, dat er voor beide TENAX-extraheerbare fracties weinig verschil bestaat tussen sedimentmonsters die direct in het veld werden verzameld én sedimentmonsters afkomstig uit een mengmonster van 40 liter dat in het laboratorium mechanisch werd geroerd. Vervolgens zijn de 6-uurs TENAX fracties gebruikt om een vergelijking te maken met de bioaccumulatie in oligochaeten, zoals die in een aantal laboratorium experimenten werd vastgesteld. Hiertoe zijn de vastgestelde TENAX-fracties gebruikt om op basis van het totaalgehalte in het sediment de TENAX extraheerbare concentratie te berekenen. Deze extraheerbare concentratie is vervolgens vergeleken met het gehalte in oligochaeten. N.B. Net zoals voor de metaal analyses geldt, betreft dit echter twee verschillende monsternames, waardoor de resultaten van zo'n vergelijking hooguit indicatief kunnen zijn. Zo blijken de PAK concentraties in het sediment tussen beide jaren soms sterk te verschillen (en zijn bovendien geanalyseerd door twee verschillende laboratoria), alhoewel de onderlinge verschillen tussen de monsterpunten in beide jaren min of meer hetzelfde zijn. Ondanks deze kanttekeningen blijkt uit een vergelijking tussen de totaal concentraties in het sediment en de TENAX-extraheerbare concentraties, dat deze laatste een duidelijk betere correlatie met de gehalten in de oligochaeten geeft (zie figuur 3). Dit geldt vooral voor de PAK's, maar (in mindere mate) ook voor PCB's en CB's, alhoewel voor de CB's gerealiseerd moet worden dat deze vergelijking alleen kon worden uitgevoerd voor HCB en pp-DDD, doordat de concentraties van de andere CB's te vaak onder de detectiegrens lagen.

.....
Figuur 3

Relatie tussen de Σ PAK en Σ PCB concentraties in het sediment (mg/kg oc) en de oligochaeten (mg/kg vet), waarbij een onderscheid is gemaakt tussen de totaal in het sediment aanwezige concentraties (bovenste twee figuren) en de TENAX beschikbare fractie (onderste twee plaatjes)



4 Beoordelen van de ecologische risico's en afleiden van de risico volgorde

Volgens de in het Nader Onderzoek Hollandsch Diep / Dordtsche Biesbosch gehanteerde systematiek [Den Besten, 1997] is er sprake van urgentie wanneer voldoende is aangetoond dat de bodemverontreiniging leidt tot ernstige effecten op de bodemlevensgemeenschap en/of ernstige risico's inhoudt voor toppredatoren, op grond waarvan gesproken kan worden van functie-aantasting. Verder werd nog aan de urgentiebeoordeling een inschatting van het saneringsnut toegevoegd, resulterend in een voorkeursvariant voor te saneren locaties. Deze systematiek is ten tijde van de uitvoering van het nader onderzoek Haringvliet [Eys en Den Besten, 2001] zodanig aangepast, dat het oordeel urgent alleen verbonden wordt met locaties waarvoor vaststaat dat een saneringsingreep zinvol is (gelet op autonome ontwikkeling kwaliteit topklaag). Deze afweging wordt gemaakt in het eindrapport van het nader onderzoek. Aangezien dit ook van toepassing is op de Sliedrechtse Biesbosch, betekent dit dat in het huidige rapport uitsluitend een oordeel over het actuele ecologische risico door bodemverontreiniging wordt gegeven. Een actueel risico door bodemverontreiniging wordt geconcludeerd wanneer er sprake is van *ernstige* effecten op bodemorganismen (spoor A) of een *ernstig* risico via bioaccumulatie (spoor B).

4.1 De directe effecten (spoor A)

Uitgangspunten

De directe effecten van bodemverontreiniging op de levensgemeenschap zijn beoordeeld door gegevens uit veldwaarnemingen (inventarisatie bodemmacrofauna om effecten op benthos te identificeren) te combineren met bioassays en chemische analyses van de bodemkwaliteit. In deze geïntegreerde benadering, ook wel Triade-beoordeling genoemd [Chapman, 1986; Van de Guchte, 1992], worden oorzaak-gevolg relaties als volgt gelegd: in het veld waargenomen effecten kunnen worden toegeschreven aan de bodemverontreiniging indien met bioassays toxiciteit van het sediment is aangetoond, die verklaarbaar is op basis van de gemeten gehalten contaminanten in het sediment.

Gevolgde methode

Het eindoordeel voor de effecten op de macrofauna is per locatie gelijkgesteld aan het toetsingsresultaat van de (voor die locatie) gevoeligste parameter. Wel is voor de afleiding van het eindoordeel een selectie van macrofaunaparameters gemaakt en zijn alleen dichtheden (aantallen per m²), verhoudingen tussen dichtheden van verschillende taxonomische groepen en het percentage kaakafwijkingen bij muggelarven gebruikt. Soortdiversiteitsparameters (aantallen soorten) zijn niet gebruikt. De gevolgde methode is daarmee overeenkomstig met die uit eerdere Biotisch Effect Onderzoeken (bijv. Den Besten [1997] en Eys en Den Besten [2001]). Ook het eindoordeel van de bioassay-resultaten is per locatie gelijkgesteld aan het toetsingsresultaat van de (voor die locatie) gevoeligste parameter. De relatie tussen de in bioassays waargenomen effecten en de bodemverontreiniging ('verklaarbaarheid') is bepaald door per stof te kijken in hoeverre de concentratie in het sediment het in de literatuur gerapporteerde no-observed-effect-niveau (NOEC) voor de betreffende bioassay overschrijdt.

Voor de Triade-beoordeling is een lijst van laagst gerapporteerde NOEC's opgesteld [Mulder, 1994]. De voor de huidige beoordeling gebruikte NOEC's zijn gebaseerd op dit overzicht aangevuld met enkele nieuwe gegevens (zie bijlage IX). Per stof zijn NOEC-overschrijdingsfactoren berekend door het gestandaardiseerde gehalte van elke contaminant te delen door de NOEC van die contaminant. Dit levert per stof en per testorganisme het aantal "toxic units" (TU's). Is het aantal TU's hoger dan 1, dan kan deze stof alleen al verantwoordelijk worden beschouwd voor eventueel waargenomen toxiciteit in de betreffende bioassay. Om rekening te kunnen houden met combinatietoxiciteit, zijn de TU's van de stofgroepen zware metalen, PCB's, PAK's en organochloorbestrijdingsmiddelen elk gesommeerd. Voor de interpretatie van de bioassayuitkomsten is gesteld dat wanneer de som-TU van een bepaalde stofgroep de waarde 1 overschrijdt, dit een indicatie is dat de gevonden effecten zijn veroorzaakt door verontreinigingen in het sediment (m.a.w., er is voldoende verklaarbaarheid).

Gebruikte criteria

Actueel risico door bodemverontreiniging is, aan de hand van de Triade-uitkomsten, geconcludeerd indien een ernstig effect is waargenomen in de macrofauna-inventarisatie dat wordt ondersteund met minimaal een matig effect in één of meerdere bioassays; ofwel een matig effect is waargenomen in de macrofauna-inventarisatie terwijl één of meerdere bioassays ernstige effecten laten zien; én de gevonden effecten verklaarbaar zijn omdat voor de bioassay met de sterkste respons de som TU van een groep contaminanten groter is dan 1 ($\sum TU_{\text{stofgroep}} > 1$).

4.2 De indirecte effecten (spoor B)

Uitgangspunten

De risico's van bioaccumulerende stoffen kunnen veroorzaakt worden door zowel een slechte waterkwaliteit als door een slechte bodemkwaliteit. Daarom is bij de bepaling van de doorvergiftigingsrisico's door bodemverontreiniging als eis gesteld dat aannemelijk moet zijn dat de accumulerende stoffen voor een belangrijk deel afkomstig zijn uit de waterbodem. Dit is vooral van belang indien gebruik wordt gemaakt van accumulatie-niveaus in organismen die in het veld zijn verzameld. Voor de Sliedrechtse Biesbosch werd ook gebruik gemaakt van bioaccumulatietesten in het laboratorium. Doordat in deze experimentele proefopzet gebruik wordt gemaakt van niet-verontreinigd bovenstaand water is eventuele bioaccumulatie automatisch een direct gevolg van de in het sediment aanwezige verontreinigingen.

Gevolgde methode

De risico's die optreden als gevolg van bioaccumulatie in voedselketens (risico's voor effecten op toppredatoren) zijn beoordeeld op basis van gemeten en berekende gehalten. Gemeten bioaccumulatie-niveaus in mosselen (in het veld verzameld) of wormen (laboratorium blootstelling) zijn vergeleken met MTR's zoals beschreven in § 3.4. Met het model CHEOPS berekende gehalten in vissen en vogels (alleen voor de stoffen cadmium, kwik en PCB-153) zijn vergeleken met de betreffende MTR-waarde (voor vis) of het ernstig-risiconiveau (voor vogels). Ook in het geval van de risico's via bioaccumulatie is verder gekeken naar de "verklaarbaarheid": in hoeverre wordt onder de geldende locatie-specifieke omstandigheden de waterbodembodemkwaliteit verantwoordelijk geacht voor de opname van contaminanten in de voedselketen. Hiertoe zijn de concentraties in het sediment vergeleken met de betreffende MTR-waarden die, rekening houdend met doorvergiftiging, zijn opgesteld voor sediment. Een overzicht van

deze MTR-waarden is opgenomen in Tuinstra *et al.* [2000]. Daarnaast zijn recent ook voor cadmium, kwik en PCB-153 vergelijkbare MTR-waarden afgeleid (zie bijlage VIII).

Gebruikte criteria

Actueel risico door een bodemverontreiniging met bioaccumulerende stoffen is geconcludeerd indien *hetzij* de gemeten accumulatie-niveaus uitwijzen dat het MTR-niveau met minimaal een factor 10 wordt overschreden *hetzij* de berekende accumulatie-niveaus uitwijzen dat het MTR-niveau met minimaal een factor 10 (vis) dan wel het ER-niveau (voor vogels) wordt overschreden *én* de MTR-waarde voor doorvergiftiging opgesteld voor concentraties in het sediment met minimaal een factor 10 wordt overschreden.

Tabel 8
Resultaten beoordeling ecologische risico's voor de Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	Directe effecten			Risico's voor doorvergiftiging			
	Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaarbaarheid	Actueel risico door bodemverontreiniging? ¹⁾	Risico voor toppredatoren Meting / Model ²⁾	Verklaarbaarheid verontreiniging? ²⁾	Actueel risico door bodem ²⁾
1	+	-	-	nee	+ / +	ja	ja
2	+	-	-	nee	+ / +	ja	ja
3	+	±	ja	ja	+ / ?	ja	ja
4	+	+	nee	ja*	+ / ?	nee	nee
5	**	±	ja	nee***	? / +	ja	ja
6	±	±	nee	nee	+ / +	ja	ja
7	±	±	ja	nee	+ / +	ja	ja

1) Afleiding risico door in de bodem aanwezige verontreinigingen op basis van waargenomen effecten: actueel risico door bodemverontreiniging indien één van beide categorieën (effecten op benthos / effecten in bioassays) ernstig (+) scoort, de andere categorie tegelijkertijd minimaal ± scoort, en er sprake is van verklaarbaarheid.

2) Ernstig risico voor toppredatoren wanneer a) bioaccumulatie-niveaus in veldmateriaal of bioaccumulatie testen meer dan 10x MTR overschrijden; of b) met CHEOPS berekende gehalten in vissen meer dan 10x MTR overschrijden of in vogels boven ernstig-risico-niveau liggen. Actueel risico's door bodemverontreiniging wordt vastgesteld mits het risico wordt veroorzaakt door een stof/stoffen afkomstig uit de waterbodem ("verklaarbaarheid").

- Verklaarbaarheid niet van belang aangezien er geen effecten in bioassays werden waargenomen.

? Geen veldmateriaal of berekeningen voorhanden voor beoordelen bioaccumulatie-niveaus.

* Er bestaat een actueel ecologisch risico, maar het is onvoldoende om de sanering op te baseren (geen relatie met onderzochte stoffen).

** Niet beoordeeld omdat geschikte criteria voor een oever locatie ontbreken.

*** Wegens het ontbreken van ernstige effecten beoordeeld als "geen actueel ecologisch risico". Dit komt deels door het ontbreken van criteria voor het beoordelen van de veldinventarisatie.

Resultaten beoordeling ecologische risico's Sliedrechtse Biesbosch: effecten op benthos

De resultaten van de risicobeoordeling staan in tabel 8 en worden ruimtelijk weergegeven in figuur 4A. Ernstige effecten op benthos zijn met name waargenomen in het meer westelijke deel van de Sliedrechtse Biesbosch (locaties 2-4) als mede op plaatsen die direct onder invloed staan van de Nieuwe Merwede (locatie 1). In beide oostelijk gelegen locaties (Gat van de Hengst en Sneepkil; locaties 6 en 7) zijn overwegend matige effecten gevonden. De bioassay-resultaten bevestigen het beeld van de veldinventarisatie ten dele. Zo werden voor beide oostelijk gelegen locaties ook in bioassays matige effecten vastgesteld. Ook de effecten op het benthos in diepe slibrijke bodems (locatie 3) en diepe zandige locaties (locatie 4) worden ondersteund door effecten in bioassays. Ernstige effecten in bioassays werden echter vrijwel nergens aangetroffen. De ernstige effecten op de bodem macrofauna in monsterpunten met een directe invloed van de Nieuwe Merwede (locatie 1) als mede in het Katse gat en de Kikvorskil (locatie 2) worden niet ondersteund door effecten in bioassays. Door het ontbreken van geschikte criteria konden eventuele effecten op het benthos in de oever-

locaties (locatie 5) niet beoordeeld worden. Daar in de bioassays voor deze locatie alleen matige effecten werden aangetroffen, is het oordeel voor deze locatie: "geen actueel ecologisch risico als gevolg van directe effecten". Uit de beoordeling van de verklaarbaarheid van de effecten aan de hand van toxic units (zie bijlage IX) komen vooral zware metalen naar voren als de stofgroep waarvan de toxiciteit dermate hoog is dat de waargenomen effecten kunnen worden verklaard. Met name combinaties van in de vervuilde waterbodem aangetroffen gehalten cadmium, kwik, chroom, nikkel, koper, zink kunnen verantwoordelijk worden gehouden voor de effecten. Aanvullend kunnen PAK's aan het effect hebben bijgedragen en dan vooral combinaties van benzo[a]pyreen, pyreen, antraceen en benzo[ghi]peryleen. Voor alle drie de testen zijn onvoldoende NOEC-gegevens voorhanden om effecten door organochloorbestrijdingsmiddelen geheel te kunnen uitsluiten. Directe effecten van PCB's lijken, althans voor de watervlo, niet waarschijnlijk (de NOEC's liggen veel hoger dan de gevonden gehalten PCB's); voor *Chironomus riparius* en Microtox is te weinig bekend over de gevoeligheid voor PCB's.

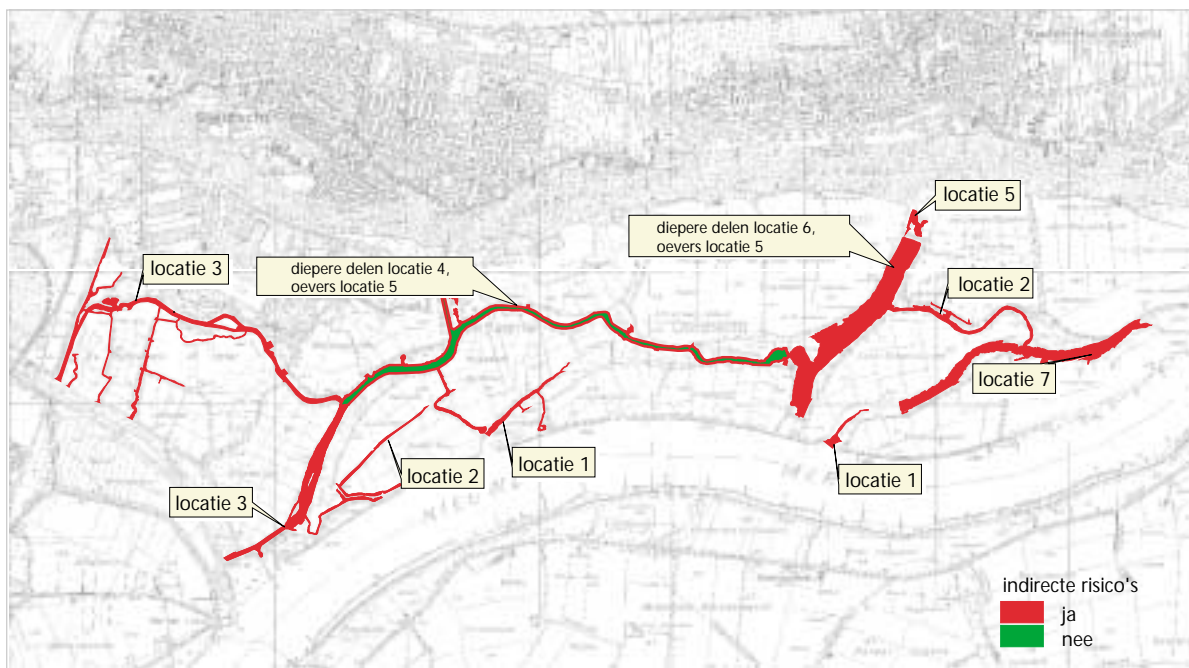
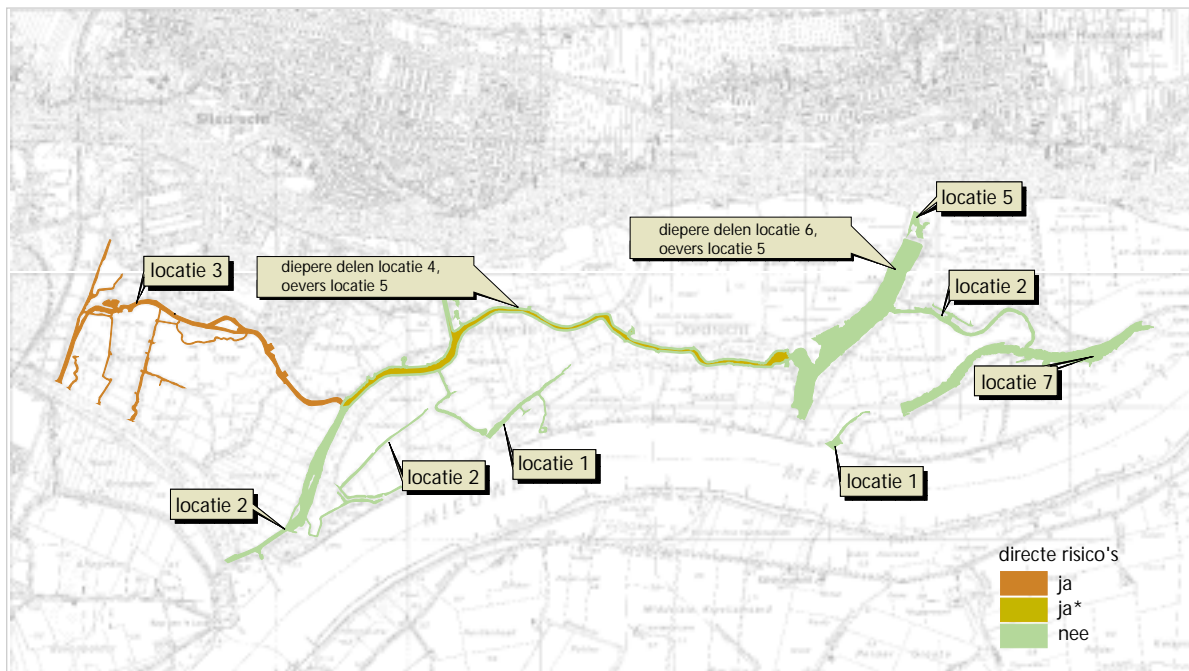
De verklaarbaarheid betreft vooral effecten op de watervlo en de mugge-larven. De verklaarbaarheid van de in de Microtox test aangetroffen effecten is over het algemeen slecht door de relatief hoge NOEC's. Er wordt vermoed dat deze verklaarbaarheid vooral bij de PAK's moet worden gezocht (zie discussie). Wel dient hierbij gerealiseerd te worden, dat de verklaarbaarheid van de effecten in de Microtox test nu lager is in vergelijking met eerdere studies [Den Besten, 1997], doordat enkele van de gebruikte NOEC-waarden zijn aangepast aan nieuwe inzichten (NOEC waarden zijn verhoogd). Op grond van de criteria worden alleen de ecologische risico's in de locatie bestaande uit diepe slibrijke monsterpunten als ernstig beoordeeld (locatie 3). Wel lijken er matige risico's aanwezig in de oeverlocaties en het Sneepkil (locaties 5 en 7). Ondanks de aanwezigheid van effecten op benthos én in bioassays in de diepe zandige locatie als mede het Gat van de Hengst (locaties 4 en 6), luidt het oordeel hier op basis van het directe spoor "geen ecologische risico's", doordat de waargenomen effecten niet verklaarbaar zijn. Voor de locaties onder directe invloed van de Nieuwe Merwede alsmede het Katse Gat / Kikvorskil (locaties 1 en 2) wordt "geen ecologische risico" geconcludeerd, doordat effecten op het benthos niet worden ondersteund door effecten in bioassays.

Resultaten beoordeling ecologische risico's Sliedrechtse Biesbosch: risico's voor toppredatoren

Zowel de metingen van bioaccumulatie-niveaus in het veld en in het laboratorium, als de modelberekeningen laten ernstige risico's voor doorvergiftiging zien. Alleen voor locatie 4 (diep zandige monsterpunten) werd de relatie met de in het sediment aanwezige concentraties als onvoldoende beschouwd, waardoor het eindoordeel 'geen ecologische risico als gevolg van indirecte effecten' luidt. De gemeten gehalten in lagere organismen duiden vooral op risico's op doorvergiftiging van cadmium en PCB-153 (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking), alhoewel voor enkele locaties ook de som heptachloorepoxiden als risicofactor wordt aangegeven. De berekende gehalten in vis en vogels duiden tevens op risico's als gevolg van de accumulatie van kwik (dat in deze organismen vooral als methyl-kwik aanwezig is). Verder kan niet worden uitgesloten, dat ook andere stoffen (zowel metalen als organische microverontreinigingen) aan dit risico bijdragen. De risico's van deze stoffen zijn echter onvoldoende onderzocht om nu in de beoordeling mee te laten wegen.

Figuur 4

Uitkomsten ecologische risicobeoordeling voor de Sliedrechtse Biesbosch. A: risico's afgeleid voor directe effecten op benthos; B: risico's voor doorvergiftiging top-predatoren



4.3 Risicovolgorde op basis van prioritering

Naast een oordeel over elke individuele locatie is de mate van effect ook gebruikt om een risicovolgorde van de locaties aan te kunnen geven. Hier-toe is, in tegenstelling tot de multicriteria-analyse (MCA) van eerdere nader onderzoeken [Den Besten, 1997], een eenvoudige methode van prioritering toegepast. De beoordeling van directe effecten uit tabel 8 is uitgebreid met

als parameter het aantal malen dat het oordeel ernstig risico voor benthos (maximaal 7) en/of voor bioassays (maximaal 3) is gegeven. Tevens is aan de toxic unit waarde een gewicht toegekend, namelijk een TU>3 wordt zwaarder meegewogen in de prioritering dan 1<TU<3. De ranking van de locaties is niet alleen afhankelijk van het aantal malen dat ernstig risico (+) wordt gescoord maar een + in alle drie de categorieën (benthos, bioassays, toxic units) legt meer gewicht in de schaal dan een + in twee of één categorieën. In tabel 9 is deze prioritering weergegeven, waarbij de locatie met de laagste waarde (van 1 tot 7) de hoogste prioriteit kent. Tevens is als laatste een kolom toegevoegd waarin een prioritering volgens het TRIADE-model, zoals toegepast in het Nieuwe Merwede rapport [Den Besten, 1993], is aangegeven. Ook in deze geïntegreerde benadering (TRIADE) worden oorzaak-gevolg relaties gelegd tussen de aanwezigheid van verontreinigingen (chemische analyses), effecten in het veld en waargenomen toxiciteit van sedimenten in bioassays. De prioriteit om te saneren volgt uit het aantal keren dat de score + ("ernstig effect"/"duidelijke oorzaak-gevolg aanwijzingen") is gegeven voor veldgegevens, bioassays of verklaarbaarheid: ± (1x), + (2x) of ++ (voor alle aspecten). Wanneer er geen risico's zijn vastgesteld, wordt de laagste prioriteit (-) toegekend, waarbij nog aanvullend onderzoek kan worden aanbevolen.

Tabel 9

Risicovolgorde van locaties op basis van enerzijds een 'gewogen' effect oordeel en anderzijds de TRIADE-systematiek

Locatie	Actueel risico	Prioritering op basis van 'gewogen' effect oordeel			Prioriteit ¹⁾	Prioriteit op basis van TRIADE-ranking
		Effect benthos	Effect bioassay	Verklaarbaarheid (chemie) + TU>3 ± TU>1		
1	nee	5 +	-	+ ²⁾	1	+
2	nee	1 +	-	± ²⁾	5	±
3	ja	3 +	±	±	2	±
4	ja*	2 +	1 +	nee	3	+
5	nee***	**	±	+	4	±
6	nee	±	±	nee ³⁾	6	-
7	nee	±	±	±	7	-

1) Hoe hoger de waarde (van 1 tot 7) hoe lager de prioriteit.

2) Er is geen effect in de bioassays waargenomen, terwijl de toxic units (TU>1) hier wel aanleiding voor geeft. Aanvullend onderzoek is gewenst.

3) Er is geen sprake van effect bij de bioassay met *Daphnia* terwijl de toxic units (TU>1) voor *Daphnia* hier wel aanleiding voor geeft. Aanvullend onderzoek is gewenst.

* Er bestaat een actueel ecologisch risico, maar het is onvoldoende om de sanering op te baseren (geen relatie met onderzochte stoffen).

** Niet beoordeeld omdat geschikte criteria voor een oever locatie ontbreken.

*** Wegens het ontbreken van ernstige effecten beoordeeld als "geen actueel ecologisch risico". Dit komt deels door het ontbreken van criteria voor het beoordelen van de veldinventarisatie.

De prioriteit van locatie 1 is het hoogst, vanwege het grote aantal parameters uit de veldinventarisatie dat ernstige effecten indiceert en de hoge TU-waarden. Voor locatie 4 (diepe zandige plekken) is sprake van negatieve effecten in de veldinventarisatie en de bioassays maar zijn geen aanwijzingen gevonden voor overschrijdingen van NOEC-waarden op basis van chemische analyses. De prioriteit van deze locatie is daarmee lager dan die van locatie 3. Voor locatie 5 kan de prioritering niet geheel sluitend worden uitgevoerd, daar geschikte criteria om de resultaten van de veldinventarisatie te beoordelen, ontbreken. Aanvullend onderzoek is daarom gewenst. Voor twee locaties (6 en 7) zijn alleen matige effecten gevonden. Dezelfde twee locaties volgen uit de TRIADE-prioritering. Echter gezien het feit dat in locatie 7 de toxic units de waargenomen effecten kunnen verklaren heeft deze locatie een hogere prioriteit dan locatie 6 gekregen.

5 Discussie

Onderzoekssystematiek

Binnen de Wet Bodembescherming wordt de ruimte geboden om, wanneer is vast komen te staan dat een locatie moet worden beschouwd als een geval van ernstige bodemverontreiniging, de urgentie te beoordelen op grond van onderzoek naar de actuele risico's. In het Nader Onderzoek Zuidrand is een systematiek gehanteerd die niet de "urgent, tenzij" formulering als basis heeft, maar in plaats daarvan de vraag: "kunnen *ernstige* effecten of risico's worden aangetoond, waardoor gesproken kan worden van aantasting van één of meerdere functies van het (deel)gebied?" Het volgen van deze systematiek is alleen verdedigbaar wanneer alle relevante aspecten van de verontreinigingsproblematiek voldoende worden onderzocht. In dat geval heeft men het voordeel dat een goede onderbouwing van het urgentieoordeel mogelijk is. Voor het Nader Onderzoek Zuidrand is dit als een eerste vereiste gezien vanwege de enorme financiële consequenties van de uiteindelijke (en mede op de urgentiebeoordeling gebaseerde) saneringsbeslissing. Het beschreven biotisch effect onderzoek in de Sliedrechtse Biesbosch vormt een onderdeel van dit Nader Onderzoek Zuidrand. Voor de uiteindelijke bepaling van de urgentie wordt dan ook verwezen naar het eindrapport van dit Nader Onderzoek.

Uitkomsten Triade

Uit het Triade-onderzoek komt naar voren dat de dichtheden van belangrijke macrofaunagroepen als chironomiden en oligochaeten laag zijn. Daarnaast geven de resultaten duidelijke aanwijzingen dat de toxiciteit van de bodem verantwoordelijk kan worden gehouden voor deze effecten. Deze effecten beïnvloeden indirect ook populaties van vissen die voor hun voedsel aangewezen zijn op de waterbodem. Daarnaast kunnen vissen en bodemorganismen contaminanten uit de bodem opnemen en doorgeven naar hogere trofische niveaus. Deze indirecte effecten spelen echter in grotere delen van de Sliedrechtse Biesbosch een rol, waarbij ze veelal leiden tot ernstige risico's. Hierbij dient wel te worden opgemerkt, dat de gevolgde systematiek gericht is op het aantonen van ernstige effecten. Het feit dat in de Sliedrechtse Biesbosch ook matige effecten zijn waargenomen (zowel op benthos als in de bioassays), kan gezien worden als een indicatie dat het bodemecosysteem niet optimaal functioneert. Dit geldt bijvoorbeeld voor de achterste gedeelten van de Sliedrechtse Biesbosch (Sneepkil/Houweningswater). Alhoewel de dichtheden van belangrijke macrofaunagroepen hier goed met opgestelde referentiewaarden overeenkomen, zijn vooral de aantallen soorten en de verhoudingen tussen soortsgroepen afwijkend. Ook zijn er in het geheel geen bijzondere insecten als haften, kokerjuffers en steenvliegen aangetroffen. Het feit dat in bioassays matige effecten gevonden zijn, die op basis van de aangetroffen verontreinigingen ook verklaarbaar zijn, laat zien dat sediment toxiciteit hierin wel degelijk een rol zou kunnen spelen. De verwachting is daarom dat bij een schonere bodem de diversiteit van de bodemorganismen kan stijgen. Een ander punt van aandacht betreft de onderzochte oeverlocaties. Een sluitend oordeel over de actuele ecologische risico's voor de macrofauna in de oeverlocaties is niet mogelijk door het ontbreken van geschikte criteria om de aangetroffen macrofaunadichtheden mee te vergelijken. De matige effecten in bioassays, die wederom op basis van de aangetroffen verontrei-

nigingen verklaarbaar zijn, geven echter aan dat ook in deze locaties sediment-toxiciteit een rol van betekenis zou kunnen spelen. In een studie door Postma en Faber [1999] werd aandacht besteed aan de vraag hoe ecologische risico's als gevolg van de in de waterbodem aanwezige verontreinigingen vergeleken konden worden met ecologische risico's in de oever en nabij gelegen terrestrische delen. Voor wat betreft oeverlocaties werd hier vooral aandacht besteed aan het ecotoop platen en slikken en niet zozeer aan de door riet gedomineerde oeverlocaties, zoals die nu in de Sliedrechtse Biesbosch zijn bemonsterd. Voor het ecotoop platen en slikken werd geconcludeerd, dat er geen geschikte onderzoeksresultaten voorhanden zijn om een uitspraak te doen over de aanwezigheid van actuele ecologische risico's in de platen en slikken in de Biesbosch. De huidige studie, waarbij met bioassays verklaarbare effecten zijn aangetoond, geeft echter aan dat ecologische risico's in oeverlocaties van de Biesbosch te verwachten zijn. Een recent in de Sliedrechtse Biesbosch uitgevoerde studie [Postma *et al.*, 2001] is een vergelijking gemaakt van de toxiciteit en beschikbaarheid van contaminanten in slib bemonsterd over een gradiënt van ondiepe waterbodem naar landbodem. De twee bemonsterde gradiënten lagen in het Sneepkil en het Gat van de Hengst. Uit het onderzoek blijkt dat de beschikbaarheid van de metalen cadmium, koper en zink in drooggevallen sediment hoger is dan in de waterbodem, terwijl de beschikbaarheid van de meeste organische verontreinigingen juist minder is. Ook de beschikbaarheid van de metalen nikkel, arseen en chroom vertoonde in het onderzoek een afnemende tendens naar mate het bodemonster meer terrestrisch van oorsprong was. De verschillen in beschikbaarheid kwamen ook tot uiting in de mate waarin de aquatische oligochaeten en terrestrische regenwormen deze verontreinigingen opnamen. De uitkomsten van dit onderzoek geven aan dat afhankelijk van de contaminant de risico's van verontreinigingen in de oeverzone hoger of lager kunnen zijn dan in de dieper gelegen waterbodem [Postma *et al.*, 2001].

Daarnaast zijn in oeverzones bij wisselende waterstanden verhoogde metaalconcentraties in het poriewater aangetoond, waardoor mogelijk ook de ecologische risico's navenant verhoogd worden [Dirksz *et al.*, 1990]. Dergelijke fluctuaties in poriewaterconcentraties worden veroorzaakt door wisselingen in de redoxpotentiala [Vink, 1999; 2000]. Door een stijging van het

.....
Foto 3
Droogvallende plaat in Sliedrechtse
Biesbosch



(grond)waterpeil daalt de zuurstofconcentratie, waardoor een gedeelte van het Fe en Mn reduceert en in oplossing gaat. Hierbij komen tevens de geadsorbeerde metalen vrij in de bodemoplossing. Alhoewel zich onder deze reducerende omstandigheden een nieuw evenwicht zal instellen, waarbij metalen gebonden worden door sulfiden, carbonaten en fosfaten, zijn de concentraties van vrije metalen in de tussenliggende periode verhoogd, en daarmee waarschijnlijk ook meer biologisch beschikbaar.

Soortdiversiteit

Bij het onderzoek naar de macrofauna in de waterbodem werd in alle onderzochte locaties een lage soortdiversiteit aangetroffen. Dit is vergelijkbaar met de Dordtsche Biesbosch [Den Besten, 1997], alhoewel de soortdiversiteit binnen de bivalven (mosselen) in de Sliedrechtse Biesbosch duidelijk beter is. Ook larven van meer bijzondere insectensoorten als haften en kokerjuffers worden in zowel de Dordtsche als de Sliedrechtse Biesbosch niet of slechts sporadisch aangetroffen. Van kokerjuffers is inmiddels bekend dat ze gevoeliger zijn voor verontreinigingen dan muggelarven [Stuijzand *et al.*, 2000]. Wel is opvallend dat afwijkingen in de samenstelling van de macrofauna (zowel soortdiversiteit als dichtheden) ook worden vastgesteld in gebieden van de Sliedrechtse Biesbosch, die minder verontreinigd zijn. Dit zou te maken kunnen hebben met de algehele kwaliteit van het oppervlaktewater. Ook kan uit de huidige gegevens geconcludeerd worden dat zaken als aanwezige golfslag of de begeleidende vegetatie op de oever (bijv. wilgenopslag) een belangrijke rol speelt. Zo week de macrofaunasamenstelling van monsterpunt 18 (gelegen in de Zoetemelkskil met minder invloed van golfslag door scheepvaart op de Nieuwe Merwede en beschutte ligging door wilgenopslag) sterk af van de andere drie monsterpunten binnen locatie 1. Monsterpunt 18 werd gekarakteriseerd door hoge dichtheden en een zeer hoge soortenrijkdom. Ook worden hier meerdere soorten aangetroffen, die op géén van de andere locaties aanwezig zijn, zoals de haft *Caenis horaria*, een tweetal libellen, de muggelarven *Ablabesmyia* en *Microtendipes*, de kokerjuffers *Agraylea* en *Mystacides* alsmede enkele platwormen. Ook in een multivariate studie naar macrofauna samenstelling in het benedenrivieren gebied [Reinhold-Dudok van Heel en Den Besten, 1999] werd geconcludeerd, dat de soort samenstelling van de macrofauna sterk wordt beïnvloed door de aanwezigheid van hard substraat als mede door de waterdiepte, stroomsnelheid en eventuele erosie door wind of scheepvaart. In verhouding tot deze factoren heeft eventuele sediment toxiciteit slechts een klein aandeel in het bepalen van de soort samenstelling van de macrofauna. Mede hierom heeft de soort samenstelling niet mee gewogen in het eindoordeel over effecten op het benthos.

Oorzaak-gevolg relaties effecten in bioassays

Uit het onderzoek in de Sliedrechtse Biesbosch blijkt dat de verontreinigingsgraad alleen onvoldoende inzicht geeft in het actuele risico (effecten). Zo bleken meerdere ernstig verontreinigde (klasse IV) bodems geen effecten in bioassays te veroorzaken. Effecten van andere factoren dan verontreiniging, zoals het type sediment of de ammoniumconcentratie in het poriewater, zijn zoveel mogelijk uitgesloten door deze parameters op te nemen als randvoorwaarden bij het bepalen van de geldigheid van de testen. Toch is het moeilijk om aan te geven welke verontreinigingen verantwoordelijk zijn voor de gevonden effecten. Statistische analyse van de resultaten van de bioassays in Nieuwe Merwede, Hollandsch Diep, Dordtsche Biesbosch, enkele verontreinigde gebieden elders in Nederland alsmede enkele relatief schone referentiegebieden, leverden wat dit betreft geen duidelijke aanwijzingen op [AquaSense, 1994; De Boer *et al.*, 2001]. De uitgevoerde toxiciteit berekeningen geven echter wel aanwijzingen. Toch kent ook deze

methode haar beperkingen. Zo is bewust gekozen om de TU-analyses uit te voeren met de laagst gerapporteerde NOEC waarden. Dit zal er mede toe geleid hebben dat voor de Sliedrechtse Biesbosch meermaals werd vastgesteld, dat sedimentmonsters waarvoor op basis van de toxic-unit-analyse effecten 'verwacht' werden (TU-waarde > 1), geen effecten veroorzaakten. Zelfs een sedimentmonster waarbij de NOEC met een factor 5-8 werd overschreden veroorzaakte geen effect op de watervlo noch op de muggenlarve. Tevens kent ook de gebruikte lijst NOEC-waarden nog een aantal beperkingen. Zo zijn niet voor alle stoffen NOEC waarden bekend en kan ook de betrouwbaarheid van enkele NOEC-waarden (bijv. voor de muggenlarve) nog verbeterd worden. Mede hierom zijn recent enkele NOEC-waarden voor de Microtox test aangepast (verhoogd), waardoor de 'verklaarbaarheid' voor de huidige set Microtox testen veel lager is in vergelijking tot die uit eerdere biotisch effect onderzoeken.

Een harder bewijs voor de rol van verontreinigingen bij het tot stand komen van effecten kan echter uitsluitend met aanvullende experimentele gegevens geleverd worden. De op dit moment als meest toepasbaar beschouwde aanpak bestaat uit het chemisch analyseren van de biologisch beschikbare fractie om die vervolgens te vergelijken met de biologische respons, bijvoorbeeld met de mate van bioaccumulatie zoals die in bioaccumulatie-experimenten is vast te stellen. Voor de Sliedrechtse Biesbosch is in dit kader aandacht besteed aan metaalconcentraties in poriewater en de zogenaamde TENAX-extraheerbare fractie voor wat betreft de organische microverontreinigingen. Voor wat betreft de metaalanalyses bleek uit deze studie, dat de in het poriewater aangetroffen concentraties consequent hoger lagen dan de theoretisch verwachte waarde. Dit kan duiden op een relatief hoge biologische beschikbaarheid. In het geval van cadmium lijkt dit te correleren met een verhoogde beschikbaarheid voor oligochaete wormen zoals die in de bioaccumulatie testen is vastgesteld (zie §3.4). Een relatief hoge biologische beschikbaarheid kan tevens betekenen, dat effecten in monsters die op basis van het totaalgehalte in het sediment 'onverklaarbaar' zijn, wél verklaarbaar zijn indien de TU-analyse op basis van de poriewaterconcentraties wordt uitgevoerd. Dit betreft vooral de matig toxische effecten in de Microtox-test, zoals gemeten in 3 van de 4 onderzochte poriewatermonsters uit het Gat van de Hengst (locatie 6). Door gebruik te maken van EC_{50} -waarden van de Microtox-test uitgedrukt in mg/l (ongepubliceerde data RIZA) wordt voor deze drie monsterpunten berekend, dat er zich in het poriewater gemiddeld 0,5 TU bevindt op basis van de EC_{50} -concentratie van (vooral) koper, lood en zink. De aangetroffen matige effecten lijken daarmee verklaarbaar. Voor diep gelegen zandige monsterpunten (locatie 4) werden ook niet verklaarbare effecten in bioassays vastgesteld. Voor deze locatie zijn echter geen poriewater analyses uitgevoerd en kon bovenstaande vergelijking niet gemaakt worden.

Ook bij de analyse van metalen in poriewater zijn echter kanttekeningen te plaatsen. Dit betreft allereerst het verschil in de 'theoretisch verwachte' waarde ten opzichte van de daadwerkelijk gevonden waarde. De poriewater concentraties zijn gemeten in een monster, dat over 0.45 μm werd gefiltreerd. Dit betekent, dat de vastgestelde metaalconcentratie deels uit de vrij opgeloste ion fractie bestaat en deels uit een fractie, die bijvoorbeeld aan het aanwezige opgeloste organisch materiaal (van < 0.45 μm) is gebonden. De theoretisch verwachte waarde heeft echter uitsluitend betrekking op de opgeloste concentratie, waardoor het verschil in concentratie verklaard kan worden. In werkelijkheid zou de biologische beschikbaarheid dan ook helemaal niet verhoogd hoeven te zijn. Aan de andere kant geven experimenten met watervlooiën aan dat ook een DOC-gebonden metaal fractie biologisch beschikbaar kan zijn en zo kan bijdragen aan het tot stand

komen van effecten [Schubauer-Berigan *et al.*, 1993]. Dezelfde poriewater analyses zijn daarom ook gebruikt om nieuwe TU-waarden voor de bioassays met de watervlo te berekenen. Hieruit blijkt, dat deze TU-waarde in vrijwel alle gevallen groter is dan 10 (en soms zelfs groter dan 20), op grond waarvan negatieve effecten op de watervlo zeker te verwachten zijn. Daar deze effecten in het merendeel van de sedimentmonsters niet worden gevonden en deze TU-waarde niet correleert met de mate van effect op de watervlo, wordt geconcludeerd dat de huidige poriewater analyses de waargenomen toxiciteit niet beter verklaren dan de totaal analyses in het sediment. Op grond van dit resultaat is besloten om de poriewater analyses niet te gebruiken bij het beantwoorden van de vraag of een effect in een bioassay verklaarbaar is.

Naast het gebruik van poriewater analyses bij de verklaring van effecten in bioassays is ook bekeken in hoeverre de relatie tussen het gehalte van een metaal in het sediment en die in wormen kan verbeteren door niet het totaalgehalte maar de poriewaterconcentratie te gebruiken. Dit lijkt voor koper en cadmium het geval te zijn. In beide gevallen waren de gehalten in het sediment niet of negatief gecorreleerd aan de gehalten in de wormen, terwijl op basis van de poriewaterconcentraties een positieve correlatie werd vastgesteld. Wel dient hierbij gerealiseerd te worden, dat deze correlatie slechts voor 5 monsterpunten kon worden uitgevoerd én dat de monsternamen van beide meetseries in verschillende jaren hebben plaatsgevonden (1998 en 1999). Veel meer dan een indicatie kan hier dan ook niet uit worden afgeleid.

Overeenkomstig met de metaalanalyses in poriewater werd ook de TENAX-extraheerbare fractie van organische microverontreinigingen gebruikt om de bioaccumulatie in oligochaeten, zoals die in een aantal experimenten werd vastgesteld, nader te verklaren. Net zoals voor de metaalanalyses geldt, betreft dit echter twee verschillende monsternames, waardoor de resultaten van zo'n vergelijking hooguit indicatief kunnen zijn. Uit een vergelijking tussen de totaal concentraties in het sediment en de TENAX-extraheerbare concentraties bleek, dat deze laatste een betere correlatie met de gehalten in de oligochaeten gaf. Dit gold vooral voor de PAK's, maar (in mindere mate) ook voor PCB's en OCB's, alhoewel voor de OCB's gerealiseerd moet worden dat deze vergelijking alleen kon worden uitgevoerd voor HCB en pp-DDD, doordat de concentraties van de andere OCB's te vaak onder de detectiegrens lagen. Ook uit ander (uitgebreider) onderzoek werd geconcludeerd, dat de TENAX-extraheerbare fractie een betere correlatie met de door oligochaeten opgenomen concentraties organische microverontreinigingen laat zien dan de totaal in het sediment aanwezige concentraties [Kraaij *et al.*, 2000].

Een ander punt van aandacht betreft de verklaarbaarheid van de effecten in de Microtox-test. Op basis van de uitgevoerde TU-analyse is die verklaarbaarheid in een aantal gevallen ontoereikend. Een mogelijke oorzaak is gelegen in de toxiciteit van PAK's. De ΣTU_{PAK} -waarde is nu gebaseerd op 11 PAK waarvoor NOEC-data beschikbaar zijn, terwijl er standaard 16 PAK's worden gemeten. De ΣTU_{PAK} -waarde over deze 16 stoffen zal hoger liggen. Daarnaast zijn er veel PAK's die niet geanalyseerd worden, maar die hoogst waarschijnlijk ook aan het toxisch effect kunnen bijdragen, aangezien voor PAK's wordt aangenomen dat de effecten in ieder geval ten dele additief zijn [Swartz *et al.*, 1997]. Hiertoe is door Postma *et al.* [2001] een overzicht gemaakt van de ΣTU_{PAK} -waarde versus de TI-waarde in de Microtox test, door resultaten uit een drietal studies te combineren (Sliedrechtse Biesbosch, Ketelmeer en Hollandsche IJssel). Een belangrijke conclusie uit dit overzicht is, dat sedimenten met een ΣTU_{PAK} -waarde van > 0.65 in vrij-

wel alle gevallen een effect veroorzaken in de Microtox-test: 11 van de 12 monsters geven een effect, die in 8 gevallen als ernstig wordt geclassificeerd (TI-waarde > 10). Het is voor de Microtox-test dus wellicht mogelijk om reeds over 'verklaarbare' resultaten te spreken indien de ΣTU_{PAK} -waarde groter is dan 0.65, alhoewel een correlatie tussen de PAKs en een andere groep verontreinigingen niet kan worden uitgesloten.

De bewijslast zou verder verbeterd kunnen worden door het uitvoeren van een "toxicity identification and evaluation" (TIE) studie. Door het fractioneren van een (poriewater)monster worden submonsters verkregen waaruit een bepaalde groep van verontreinigingen is verwijderd. Door deze submonsters op een vergelijkbare manier te testen op negatieve effecten kan bekeken worden in hoeverre effecten veranderen. Zo is recent onderzoek gedaan naar de voor Microtox toxische effecten in een poriewatermonster afkomstig uit de Petroleumhaven [Rotteveel *et al.*, 1999]. Uit dit onderzoek werd geconcludeerd, dat de 16 routinematig geanalyseerde PAK's hoogstwaarschijnlijk niet verantwoordelijk waren voor de waargenomen toxiciteit. In het poriewater werden wel andere aromatische verbindingen aangetroffen, zoals naphtho(1,2-c)furaan, die de toxiciteit wellicht wel kunnen verklaren. Hiervan zijn echter onvoldoende referentie toxiciteitsgegevens voorhanden. Als echter wordt verondersteld, dat dergelijke stoffen in min of meer constante verhoudingen aanwezig zijn, dan is een correlatie tussen de toxische effecten in de Microtox test en de ΣTU_{PAK} -waarde (dan wel de ΣPAK concentratie) wellicht toch bruikbaar als indicatie. Voor de watervlo toont vergelijkbaar TIE-onderzoek juist aan, dat de verklaring van de waargenomen effecten in de groep van de metalen gezocht moet worden; zie bijvoorbeeld experimenten met sediment uit de Nieuwe Merwede [waar ook ammonium een rol speelt; Rotteveel en Den Besten, 2000] en het Ketelmeer [Postma *et al.*, 2001]. Ook de ammonium concentratie komt echter naar voren als een factor, die een rol kan spelen [Postma *et al.*, 2000; De Boer *et al.*, 2001].

Actueel risico vanwege directe effecten door bodemverontreiniging

Van de zeven onderzochte locaties blijken actuele ecologische risico's als gevolg van directe effecten uiteindelijk voor slechts één locatie voldoende te zijn aangetoond. Dit wordt deels veroorzaakt doordat de uitgevoerde bioassays over het algemeen weinig effecten lieten zien en deels doordat geschikte criteria voor de oeverlocatie ontbraken. Het ontbreken van ernstige effecten in het merendeel van de bioassays zou veroorzaakt kunnen zijn door een lage biologische beschikbaarheid van sommige verontreinigingen. De uitgevoerde bioaccumulatie testen indiceren vooral een verlaagde beschikbaarheid binnen de groep van de PAKs.

Effecten bij hogere ecosysteem-niveau's

Uit de accumulatie metingen blijkt duidelijk dat effecten van water-bodemverontreiniging op hogere trofische niveaus te verwachten zijn. Uit de bioaccumulatieberekeningen met CHEOPS kwam naar voren dat zowel visetende vogels als vogels, die prederen op de aanwezige macrofauna, ernstig risico lopen. De in de bioaccumulatie-modellering betrokken vogelsoorten staan hierbij model voor een grotere groep vogels, waaronder de IJsvogel, Kwak, Zwarte Stern en Visarend. Ook andere dieren kunnen via bioaccumulatie risico's lopen, zoals Vleermuizen [Reinhold, 1994] of Otters [Van der Linde, 1996].

Speciale aandacht gaat hierbij uit naar de risico's van kwik, aangezien dit het eerste Biotisch Effect Onderzoek is waarin ook de bioaccumulatie van kwik werd gemodelleerd. Een eerste punt van aandacht is de relatief hoge kwik concentratie in de toplaag van het sediment in de Sliedrechtse Biesbosch (meer dan de helft van de monsterpunten heeft een concentratie boven de 2 mg/kg d.w.) ten opzichte van gehalten in andere lokaties als mede het

huidig gehalte in het zwevende stof [Jaarboek Monitoring Rijkswateren, 1999]. Verder dient er bij de interpretatie van de risico's van kwik rekening gehouden te worden met de vorm waarin het kwik aanwezig is, waarbij methyl-kwik de meest toxische vorm is. Bij de modelberekeningen is daarom op basis van gegevens uit de literatuur een inschatting gemaakt van het aandeel dat als methyl-kwik in de organismen aanwezig is [WL, 2000]. De risicoschatting voor de vogels en vissen zijn dan ook op een reële verdeling tussen kwik en methyl-kwik gebaseerd. De risico's van doorvergiftiging op basis van metingen van bioaccumulatie-niveaus in lagere organismen (mosselen en oligochaeten) zijn daarentegen op een worst-case scenario gebaseerd, namelijk dat al het kwik in de vorm van methyl-kwik aanwezig is. Dit levert een overschatting van de risico's van doorvergiftiging op van circa een factor 2 (in benthos is \pm 50% als methyl-kwik aanwezig [Blauw *et al.*, 2000]). Indien hiervoor wordt gecorrigeerd, halveert het aantal waarnemingen van kwikgehalten die het MTR-niveau overschrijden. De risico's voor doorvergiftiging zoals die werden vastgesteld op basis van metingen in mosselen en oligochaeten waren echter vooral afhankelijk van de gemeten cadmium en PCB concentraties. Een lager uitvallende overschrijding van de MTR-waarde voor kwik beïnvloedt het eindoordeel dan ook niet. Met uitzondering van locatie 4 (diepe zandige monsterpunten) dragen alle locaties in de Sliedrechtse Biesbosch bij aan de actuele risico's.

.....
Foto 4
Oeverbegroeiing in de Sliedrechtse
Biesbosch



6 Conclusies

- Op grond van directe effecten op bodemorganismen is in 1 van de 7 onderzochte locaties een actueel ecologisch risico door bodemverontreiniging voldoende aangetoond, namelijk de locatie bestaande uit diepe slibrijke monsterpunten.
- Voor alle locaties met uitzondering van locatie 4 (diepe zandige monsterpunten) is sprake van ernstige risico's als gevolg van de verspreiding van contaminanten uit de waterbodem in voedselketens met vogels als eindconsument.

7 Literatuur

AquaSense (1993). Biologische typologie zoete waterbodems. Normaalwaarden voor biologische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dienst Getijdewateren en Regionale Directies van Rijkswaterstaat. Rapport nr. 92.0241.

AquaSense (1994). Statistische analyse van bioassayresultaten. Relatie tussen biologische en chemische parameters. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Rapport nr. 94.0454.

AquaSense (1999). Monitoring sanering Ketelmeer-oost. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Rapport nr. 99.1223.

AquaSense (2000). Monitoring sanering Ketelmeer-oost T0 situatie: aanvullende metingen voor de toplaag aangevuld met metingen in diepere lagen - In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). Rapport nr. 2000.1483.

Bakker, T. & T. de Vrieze (1990). Programmapakket Landelijk Waterbodembestand (LAWABO). PC-versie 1.2, gebruikershandleiding DBW-RIZA. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Beek, M.A. (1995). De risico's van normen. RIZA werkdocument 95.097X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Belfroid, A.C. en G. Hopman-Ubbels (1999a). Desorptie van organische microverontreinigingen vanuit Biesbosch sediment. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. O-99/04.

Belfroid, A.C. en G. Hopman-Ubbels (1999b). Desorptie van organische microverontreinigingen vanuit Biesbosch sediment-II. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. O-99/05.

Bergers, P.J.M. (1991). Voedseleecologie van vissen in de Nederlandse Rijn-takken. Publicaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn'. Publicatie no. 28.

Blauw, A.N., S. Tatman, A.J. Nolte en M.B. de Vries (2000). Voedselwebanalyse en bioaccumulatie van Cd, Hg en PCB-153 in de Sliedrechtse Biesbosch. WL | Delft Hydraulics. Projectnr. Z2795.

Boudewijn, T.J. (1992). Onderbouwing voedselwebmodel Nieuwe Merwede. Bureau Waardenburg bv. Rapportnr. 92-34.

Boudewijn, T.J. (2000). Onderbouwing voedselwebmodel Sliedrechtse Biesbosch. Bureau Waardenburg bv. Rapportnr. 00-18.

Boudewijn, T.J. en G.W.N.M. van Moorsel (1996). Onderbouwing voedselwebmodellen voor Haringvliet en Brabantse Biesbosch. Bureau Waardenburg bv. Rapportnr. 96-40.

Brinkhurst, R.O. (1971). A guide for identification of British Aquatic *Oligochaeta*. Publ. of Freshwater Biol. Ass. nr. 22.

Brinkhurst, R.O. & B.G.M. Jamieson (1971). The aquatic *Oligochaeta* of the world. Oliver & Boyd, Edingburgh.

Bij de Vaate, A. & M. Greydanus-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 52-1993.

Carausu, S., E. Dobreanu & C. Manolache (1953). Amphipoda forme salmastre si de apa dulce. - In: Bodnariuc, N. *et al.* (eds.): Fauna Republicii Populare Romini 4, *Crustacea* 4:1-407, Acad.Rep.Populare Romini., Bucaresti.

Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. *Environ. Tox. Chem.* 5: 957-964.

De Boer, W.J., P.J. den Besten and C.F. ter Braak (2001). Statistical analysis of sediment toxicity as measured in bioassays. *Ecotoxicology* (submitted).

De Hoog, J.E.W. (1991). Fyto- en zoöplankton in het Hollandsch Diep/Haringvliet. Verslag van bemonsteringen in 1987 en 1988. Rijkswaterstaat RIZA, Dordrecht.

De Kruijf, H. (1995). Effectonderzoek met zoöplankton: inventarisatie zoöplanktonpopulaties en toepassing in situ-bioassays, ten behoeve van waterkwaliteitsbeoordeling. RIZA werkdocument 95.191x, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.

Den Besten, P.J. (1993). Biotisch effectonderzoek ten behoeve van Nader Onderzoek Nieuwe Merwede. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland 5.500.4.2 / RIZA nota nr 93.020.

Den Besten, P.J. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader Onderzoek Waterbodem. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, 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.

Den Besten, P.J., G.A.J. Mol, C.A. Schmidt, & J.C. van Hees (1997). Eindnota Nader Onderzoek Waterbodem Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Rijkswaterstaat Directie Zuid-Holland nota APS/96.111 / RIZA nota nr. 97.047.

Dirks, P.W., M.L. Otte & A.J. Palsma (1990). Ruimtelijke verspreiding en gedrag van zware metalen en arseen in de Biesbosch. Eindrapport. Vakgroep Fysische Geografie en Bodemkunde, Universiteit van Amsterdam, 42 pp.

Dresscher, T.G.N. & L.W.G. Higler (1982). De Nederlandse bloedzuigers *Hirudinea*. Wet. Med. KNNV nr. 154.

Dudok van Heel, H.C., H. Smit & S.M. Wiersma (1992). Macrofauna in de diepe waterbodem van het noordelijk deltabekken. RIZA nota nr 91.051, publicaties en rapporten van het project "Ecologisch Herstel Rijn" nr 39-1992.

Edington, J.M. & A.G. Hildrew (1995). A revised key to the caseless caddis lar-vae of the British Isles with notes on their ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 53.

Elswijk, M. van (2000). Richtlijn Nader Onderzoek. Ernst- en urgentie-bepaling van verontreinigde waterbodems. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Nota in voorbereiding.

Eys, Y.A. & P.J. den Besten (2001). Biotisch effectonderzoek Haringvliet. Nader onderzoek waterbodemkwaliteit. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RWS, RIZA), Lelystad. RIZA Rapport 01.007.

Gittenberger, E., A.W. Jansen, W.J. Kuijper, J.G.J. Kuiper, T. Meijer, G. van der Velde & J.N. de Vries (1998). De Nederlandse zoetwatermollusken. Recente en fossiele weekdieren uit zoet en brak water. - Nederlandse Fauna 2. Nationaal Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & EIS-Nederland, Leiden.

Grootelaar, E.M.M., M.A.A.J. Mulder & J.L. Maas (1991). Handleiding voor het kweken van de muggelarve *Chironomus riparius*. RIZA-AOCE SOP VI.

Håkanson, L. & M. Jansson (1983). Principles of Lake Sedimentology. Springer-Verlag Berlin.

Heidemann, H. & R. Seidenbusch (1993). Die Libellenlarven Deutschlands und Frankreichs. Handbuch für Exuviensammler. Verlag E. Bauer. Keltern.

ISO 6341 (1989). Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). International Organization for Standardization, Genève, Switzerland.

Kerkum, F.C.M. & G. van Urk (1989). Dichtheid, biomassa en misvormingen van Chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. RIZA nota nr 99.072.

Klink, A. (1981). Determinatietabel voor de poppen en de larven der Nederlandse Tanytarsini. Deel I: Tabellen tot geslacht. Landbouwhogeschool Wageningen, Vakgroep Natuurbeheer.

Kooijman S.A.L.M. (1981). Parameter analyses of mortality rates in bioassays. Water Res. 15: 107-119.

Kraaij, R., J. Tolls en A. Belfroid (2000). Desorptie en biologische beschikbaarheid in sedimenten. Eindrapport Ageing project. Research Instituut Toxicologie, Universiteit Utrecht.

Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de triade-benadering. RIZA nota nr. 93.027.

Macan, T.T. (1979). A key to the nymphs of British species of *Ephemeroptera* with notes on their ecology. Fresh. Biol. Assoc. Sc. Publ. 20: 1-80.

Malzacher, P. (1984). Die europäischen Arten der Gattung *Ceanis* Stephens (Insecta: *Ephemeroptera*). Stuttg. Beitr. z. Naturk. Serie A Biologie nr. 373.

Michielsen, B.F., M.B. de Vries, H.J. Gerrits, R.D. Kroeze en T.J. Boudewijn (1992). Ecotoxicologische analyse Baggerspecieberging Hollandsch Diep. Waterloopkundig Laboratorium, Delft / RIZA / Bureau Waardenburg.

Moller-Pillot, H.K.M. (1984). De larven der Nederlandse *Chironomidae* (Diptera). Deel 1A: Inleiding, Tanypodinae & Chironomini; Deel 1B: Orthocladiinae sensu lato. Nederlandse Faunistische Mededelingen, Nationaal Natuurhistorisch Museum, Leiden.

Mulder, M.A.A.J. (1994). Ecotoxicologische beoordeling van de waterbodempkwaliteit in Zuid-Holland (Triade West). RIZA werkdocument 94.177X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

NVN 6516 (1993). Water - Bepaling van de acute toxiciteit met behulp van *Photobacterium phosphoreum*. Nederlands Normalisatie instituut, Delft (augustus 1993).

Nesemann, H. (1993). Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Egel der Familie Erpobdellidae Blanchard 1894 (*Hirudinea*) Lauterbornia 13: 37-60.

Norusis, M.J. (1992). SPSS for Windows™. Base System User's Guide, Release 5.0 SPSS Inc., Chicago.

Pinkster, S. & D. Platvoet (1986). De vlokreeften van het Nederlandse oppervlaktewater. Wet. Meded. KNNV 172, Hoogwoud.

Postma, J.F. en J.H. Faber (1999). Ecologische aspecten voor een afwegingskader voor sanering van waterbodems, oevers en landbodems; met een nadere uitwerking voor de Biesbosch. In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). AquaSense rapportnr. 1385.

Postma, J.F., S. de Valk, M. Dubbeldam, J.L. Maas, M. Tonkes, C.A. Schipper and B.J. Kater (2000). Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms. In prep.

Postma, J.F., C.M. Keijzers en C. van de Guchte (2001). Monitoring sanering Ketelmeer-oost T0-situatie. Deelrapport ecotoxicologie. RIZA werkdocument nr. 2000.144X. In voorbereiding.

Postma, J.F., C.M. Keijzers, J.J.C. van der Pol, J.H. Faber en A.C. Belfroid (2001). Ecotoxicologisch en milieuchemisch onderzoek naar de risico's op de overgang water - oever - land. Sliedrechtse Biesbosch 2000 - In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling / RIZA. AquaSense Rapportnummer 1639.

Reinhold, J.O. (1994). Risico-analyse van het foerageren boven verontreinigde waterbodems door de Meervleermuis en de Watervleermuis. RIZA nota nr. 94.024, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Reinhold-Dudok van Heel, H.C. and 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* 2: 19-38.

RIZA-AOCE (1990). Programma voor het berekenen van een LC₅₀-waarde. Handleiding PC-programma.

Rotteveel, S. en P.J. den Besten (2000). Differentiating metal toxicity from ammonia toxicity by means of ammonia removal methods. In prep.

Rotteveel, S., P.J. den Besten, R. Berbee en M. Tonkes (1999). Als Sherlock Holmes op zoek naar oorzaken van toxiciteit; De toepasbaarheid van Toxicity Identification Evaluation op Nederlandse afvalwater- en waterbodemmonsters. Nog niet gepubliceerde gegevens RIZA. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Schubauer-Berigan, M.K., J.R. Amato, G.T. Ankley, S.E. Baker, L.P. Burkhard, J.R. Dierkes, J.J. Jenson, M.T. Lukasewycz and T.J. Norberg-King (1993). The behavior and identification of toxic metals in complex mixtures: examples from effluent and sediment pore water Toxicity Identification Evaluation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 298-306.

Smit, H. & H.C. Dudok van Heel (1992). Methodical aspects of a simple allometric biomass determination of *Dreissena polymorpha* aggregations. *Limnologie aktuell Vol4: The Zebra Mussel Dreissena polymorpha*, Fischer Verlag Stuttgart.

Smit, H. & H.C. Dudok van Heel & S.M. Wiersma (1993). Biovolume as a tool in biomass determination of *Oligochaeta* and *Chironomidae*. *Freshwater Biology* 29, 37-46.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf (1981). *Biometry*. W.H. Freeman & Company, New York. Second Edition.

Sperber, C. (1950). A guide for the determination of European Naididae. *Zool. Bidrag Fran Uppsala* 29, 46-78.

STOWA/RIZA (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. Rapportnr. 97-42. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Stuijfzand, S.C., L. Poort, G.D. Greve, H.G. van der Geest and M.H.S. Kraak (2000). Variables determining the impact of diazinon on aquatic insects: taxon, developmental stage and exposure time. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(3): 582-587.

Swartz, R.C., S.P. Ferraro, J.O. Lamberson, F.A. Cole, R.J. Ozretich, B.L. Boese, D.W. Schults, M. Behrenfeld and G.T. Ankley (1997). Photoactivation and toxicity of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in marine sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 16 (10): 2151-2157.

Tidepool (1993). Toxcalc user's guide. Comprehensive toxicity data analysis and database software. Version 4.0 for Microsoft Excel under Windows 3.1 or Apple Macintosh. Tidepool Scientific Software.

Tuinstra, J., A. Durand-Huizing en C.M van Egmond (2000). Risicobeoordeling ecosystemen verontreinigde waterbodems. RIZA werkdokument 2000.048x.

Vallenduuk, H.J., S.M. Wiersma, H.K.M. Moller Pillot & J.A. van der Velden (1995). Determinatietabel voor larven van het genus *Chironomus* in Nederland. RIZA Lelystad, Lelystad. 34p.

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 der Linden, A. (1996). Watersysteemverkenningen 1996. De terugkeer van de otter. De ontwikkeling van otterpopulaties onder invloed van PCB's, geschat met het OMEGA-model. RIZA werkdokument 96.174X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Van der Velden, J.A. & S.M. Wiersma (1996). De macrozoobenthos in het benedenstroomse deel van de Lek. RIZA werkdokument 95.122X. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Dordrecht.

Van Leeuwen, C.J., W.J. Luttmer & P.S. Griffioen (1985). The use of cohorts and populations in chronic toxicity studies with *Daphnia magna*. I. A Cadmium example. *Ecotox. and Environ. Saf.* 9: 26-39.

Van Urk, G. & F.C.M. Kerkum (1986). Misvormingen bij muggelarven uit Nederlandse oppervlaktewateren. *H₂O* 19: 624-627.

Vink, J.P.M. (1999). Beschikbaarheid van zware metalen in Maas uiterwaarden en in reducerend sediment. AKWA document 99.014. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

Vink, J.P.M. (2000). Zware metalen in Maas uiterwaarden. Effecten van stort en reductie van sediment op de interne macrochemie en metaal-speciatie in poriewater. Fase 2: reductie-experiment. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad, Rapportnr. 2000.092X.

VROM (1994). Circulaire tweede fase inwerkingtreding saneringsregeling Wet Bodembescherming. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Wallace, I.D., B. Wallace & G.N. Philipson (1990). A key to the case bearing caddis larvae of Britain and Ireland. *FBA Sc. Publ.* nr 51.

Warwick, W.F. (1988). Morphological deformities in *Chironomidae* (Diptera) larvae as biological indicators of toxic stress. Toxic contaminants and ecosystem health; a great lake focus. Edt. Marlene S. Evans, John Wiley & Sons, inc.

Wegener, J.W.M., Y.-L. Chan, A. van der Horst, G.H.J. Hopman-Ubeels, K.A. Oudhoff, C.P. Swart & M. van Velzen (1999). Bepaling van microverontreinigingen in monsters uit bioaccumulatietesten met sediment uit de Zuidrand. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. W-99/04.

Wegener, J.W.M., C.P. Swart & M. van Velzen (2000). Bepaling van microverontreinigingen in waterplanten en schelpdieren. Instituut voor Milieuvraagstukken. Vrije Universiteit Amsterdam, Rapport nr. W-00/11.

WL (2000). Literatuuronderzoek kwik, ten behoeve van bioaccumulatieberekeningen in de Sliedrechtse Biesbosch. Waterloopkundig Laboratorium. Rapportnummer Z2795.

Bijlagen

Bijlage I Begrippen nader onderzoek

.....

<i>Geval van ernstige verontreiniging:</i>	Er is een geval van ernstige verontreiniging wanneer 1) in minimaal 25 m ³ de concentratie van een of meer van de aanwezige stoffen hoger is dan desbetreffende interventiewaarden, of 2) er ernstige risico's en/of effecten ten aanzien van volksgezondheid en/of ecosysteem (milieu) optreden die terug te voeren zijn op de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de bodem.
<i>Urgentie:</i>	Er is saneringsurgentie wanneer er sprake is van aantasting van gebruiksfuncties op grond van risico's voor volksgezondheid en/of ecosysteem (milieu) in de huidige situatie en in de toekomst en indien voldoende is aangetoond dat een saneringsingreep blijvend rendement heeft.
<i>Prioriteits-/risicovolgorde:</i>	Plaats in een rangvolgorde om locaties daadwerkelijk te saneren, gebaseerd (in het geval van deze studie) op de mate van risico voor het ecosysteem. Andere risicopaden (humaan, verspreiding) en niet-milieuhygiënische overwegingen kunnen hier in latere instantie aan worden toegevoegd, eventueel gebruik maken van een multi-criteria-analyse (MCA).
<i>Saneringseffect:</i>	De extra risicoreductie (per m ²) die wordt behaald door een sanering uit te voeren, t.o.v. eventuele autonome risicoreductie.
<i>Triade</i>	Onderzoekssystematiek waarbij op basis van geïntegreerde informatie uit veldonderzoek, bioassays en chemische analyses een uitspraak wordt gedaan over de risico's van waterboderverontreiniging voor het (bodem)ecosysteem.

Bijlage II Technische rapportages

Titel	Status
Veldverslag bemonstering macrofauna Sliedrechtse Biesbosch	Rapport Meetdienst N.D.B. project 142.16.01.9 (1999)
"Bioassays met sediment uit de Sliedrechtse Biesbosch;" Microtox en <i>D. magna</i>	Rapport AquaSense nr. 99.1387 (1999)
Bioassays Sliedrechtse Biesbosch	Rapport Witteveen+Bos nr. Rw886.1 (1999)
"Macrofauna uit de Sliedrechtse Biesbosch;" bemonsteringsjaar 1999	Rapport AquaSense nr. 1356 (2000)
Bioaccumulatietesten met sedimentmonsters uit de Zuidrand Zomer 1998	Rapport AquaSense nr. 98.1260 (1998)
Bepaling van microverontreinigingen in monsters uit bioaccumulatietesten met sediment uit de Zuidrand.	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. W-99/04. Wegener <i>et al.</i> , 1999
Bepaling van microverontreinigingen in waterplanten en schelpdieren	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. W-00/11. Wegener <i>et al.</i> , 2000
Desorptie van organische microverontreinigingen vanuit Biesbosch sediment	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. O-99/04 Belfroid en Hopman-Ubbels, 1999a
Desorptie van organische microverontreinigingen vanuit Biesbosch sediment - II	Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, nr. O-99/05 Belfroid en Hopman-Ubbels, 1999b
Onderbouwing voedselwebmodel Sliedrechtse Biesbosch.	Rapport Bureau Waardenburg bv., nr. 00-18. Boudewijn, T.J. (2000).
Voedselwebanalyse en bioaccumulatie van Cd, Hg en PCB-153 in de Sliedrechtse Biesbosch.	WL /Delft Hydraulics. Projectnr. Z2795 Blauw <i>et al.</i> , 2000

Locatie	Monsterpunt	Omschrijving plaats	Omschrijving sediment ¹⁾	Diepte Typering (m)	% Water	Fractie < 63 µ (%)	% org. stof ²⁾	K _s	r ²	Vervuilingsgraad (klasse)	Type bodem voor NaOz ³⁾	
1	a	SBB11	Zijtak N. Merwede bij km 966	0 - 4 slap slib, 4 - 10 slip	-0.1 ondiep	55.2	55	14.1	-5.99	0.91	4	consol. slib
		SBB12	Zijtak N. Merwede bij km 966	zand (licht slibh.)	-0.2 ondiep	44.4	16	8.3	-1.97	0.33	4	stabiel slib
	b	SBB18	Zoetemelkskil	slap slib	-1.0 ondiep	59.2	48	6.7	-6.18	0.64	4	instab. slib
	c	SBB19	Zijtak N. Merwede bij km 966	zand (zwak slibh.)	-1.3 ondiep	25.7	9.8	1.6	3.55	0.20	3	zand
2		SBB01	Kikvorskil	slap slib	-1.3 ondiep	47.5	35	3.8	-4.07	0.53	2	stabiel slib
		SBB06	Sneepkil	0 - 5 slap slib, 5 - 10 slip	-1.3 ondiep	67.3	65	7.9	-2.84	0.86	2	consol. slib
		SBB20	Katse gat	slap slib	-1.1 ondiep	66.0	68	8.3	-1.59	0.80	3	consol. slib
		SBB21	Kikvorskil	0 - 7 slap slib, 7 - 10 slip	-0.6 ondiep	60.7	42	8.1	-6.76	0.93	3	consol. slib
3		SBB02	Moldiep	0 - 2 slap slib, 2 - 10 slip	-2.5 diep	51.2	63	7.4	1.49	0.26	4	instab. slib
		SBB16	Gat van den Hengst-west	slibh. zand	-3.8 diep	71.4	19	4.7	1.02	0.12	3	instab. slib
4		SBB03	Dode kikvorskil-west	zand	-3.2 diep	26.6	3.8	< 1.0	12.23	0.39	0	zand
		SBB04	Dode kikvorskil-oost	zand	-3.0 diep	11.8	3.5	< 1.0	0.77	0.33	0	zand
5		SBB10	Gat van den Hengst-noord	0 - 3 slap slib, 3 - 6 slip, 6 - 10 klei	0.0 ⁴ oever	63.3	64	17.2	-10.09	0.97	4	consol. slib
		SBB17	Dode kikvorskil-oost	klei, zwak zandig	0.0 ⁴ oever	46.9	72	9.8	-8.75	0.65	3	stabiel slib
6		SBB05	Gat van den Hengst-noord	0 - 8 slap slib, 8 - 10 slip	-1.3 ondiep	64.0	75	8.3	-1.44	0.68	3	instab. slib
		SBB13	Gat van den Hengst-midden	0 - 3 slap slib, 3 - 10 slip	-0.3 ondiep	52.0	51	7.9	-2.17	0.84	4	consol. slib
		SBB14	Gat van den Hengst-midden	0 - 4 slap slib, 4 - 10 slip	-1.7 ondiep	32.9	37	4.7	-9.49	0.90	2	stabiel slib
		SBB15	Gat van den Hengst-west	0 - 4 slap slib, 4 - 10 slip	-0.8 ondiep	59.2	62	7.9	-6.14	0.91	3	consol. slib
7		SBB07	Houweningswater	0 - 3 slap slib, 3 - 10 slip	-0.5 ondiep	48.8	60	6.9	-2.91	0.90	3	stabiel slib
		SBB08	Sneepkil	slap slib	-0.3 ondiep	65.1	72	8.3	-5.13	0.96	2	consol. slib
		SBB09	Sneepkil	0 - 5 slap slib, 5 - 10 slip	-0.4 ondiep	65.1	60	6.7	-3.94	0.98	3	consol. slib

1) Beschrijving door Meetdienst tijdens bemonstering.

2) Berekend op basis van: org stof = org. koolstof * 1.724.

3) Type bodem voor NaOz:

veen: Organisch stof > 20%

zand: fractie < 63 µm minder dan 10%

(stabiel) slib: fractie < 63 µm groter dan 10% en vochtgehalte < 50%

consoliderend slib: slib met vochtgehalte > 50%, negatieve K_s (< -1) en correlatie coëfficiënt > 0.70

instabiel slib: vochtgehalte > 50% maar niet consoliderend.

4) Kan in de zomer droog staan.

Bijlage IV-A Sediment-toplaagkwaliteit in locaties in de Sliedrechtse Biesbosch

Locatie	Monsterpunt	Zware metalen	PCB's	OCB's	PAK's	Overig	Vervuilingsgraad (Klasse)	Type bodem voor NaOz ¹⁾
1	a							
	SBB11	4	2	2	2	2 (EOX)	4	consol. slib
	SBB12	4	2	2	2	2 (EOX)	4	stabiel slib
	b							
	SBB18	4	3	3	3	2 (EOX)	4	instab. slib
	c							
	SBB19	2	3	3	2	2 (EOX)	3	zand
2	SBB01	2	2	2	2	2 (EOX)	2	stabiel slib
	SBB06	3 ²⁾	2	2	2	2 (EOX)	2	consol. slib
	SBB20	3	3	2	2	2 (EOX)	3	consol. slib
	SBB21	3	3	3	3	2 (EOX)	3	consol. slib
3	SBB02	4	3	2	2	2 (EOX)	4	instab. slib
	SBB16	2	3	3	2	2 (EOX)	3	instab. slib
4	SBB03	0	n	n	n	2 (EOX)	0	zand
	SBB04	0	n	n	n	2 (EOX)	0	zand
5	SBB10	4	2	2	2	2 (EOX)	4	consol. slib
	SBB17	3	3	3	2	2 (EOX)	3	stabiel slib
6	SBB05	3	2	2	2	2 (EOX)	3	instab. slib
	SBB13	4	2	2	2	2 (EOX)	4	consol. slib
	SBB14	3 ²⁾	3 ²⁾	2	2	2 (EOX)	2	stabiel slib
	SBB15	3	2	2	2	2 (EOX)	3	consol. slib
7	SBB07	3	3	3	2	2 (EOX)	3	stabiel slib
	SBB08	3 ²⁾	2	1n	2	2 (EOX)	2	consol. slib
	SBB09	3	3	2	2	2 (EOX)	3	consol. slib

Toetsresultaat WABOOS

n = detectielimiet ligt dermate hoog dat de concentratie voor sommige stoffen < klasse 3 of < klasse 2 worden beoordeeld.

1) Type bodem voor NaOz:

veen: Organisch stof > 20%

zand: fractie < 63 µm minder dan 10%

(stabiel) slib: fractie < 63 µm groter dan 10% en vochtgehalte < 50%

consoliderend slib: slib met vochtgehalte > 50%, negatieve Ks (< -1) en correlatie coëfficiënt > 0.70

instabiel slib: vochtgehalte > 50% maar niet consoliderend.

2) Valt in een hogere klasse dan de eindbeoordeling door de toepassing van een toetsingsregel.

Bijlage IV-B Metaalgehalten in poriewater van sediment uit de Sliedrechtse Biesbosch Analyseresultaten ZMERES project: ICP-MS (Vink, 1999).

Kees Miermans en Vincent Smit

Locatie:		1			2							3		
Monsterpunten:		11	12	18	01	01	01	06	06	20	20	21	02	16
		bioassay	bioassay	bioassay	bioassay	veld I	veld II	bioassay	veld II	bioassay	veld II	bioassay	bioassay	bioassay
Mg	(mg/l)	32	21	21	22	16	16	24	24	29	22	27	17	20
Ca		298	171	168	164	114	116	178	188	252	211	241	129	174
Fe		3.6	33,9	6.9	18,9	11,4	18.8	7.7	9.0	18,7	17.6	3.7	18.3	5.4
Mn		3.0	4.8	3.0	3.8	1.9	2.2	3.3	4.0	3.3	3.6	7.8	2.3	5.0
Cr	(µg/l)	46	36	90	56	30	24	62	51	48	50	22	572	20
Ni		6.4	4.0	4.7	4.5	3.1	2.4	4.7	4.6	7.0	4.7	3.1	13.7	0.5
Cu		11	22	48	27	17	10	33	23	34	28	12	231	8
Zn		33	127	190	68	43	28	92	52	73	57	36	479	21
As		332	85	83	65	22	21	45	99	214	188	91	74	20
Cd		0.2	0.7	1.4	0.5	0.2	0.2	0.7	0.4	0.6	0.4	0.3	7.8	0.3
Pb		16	33	100	40	21	13	71	31	49	36	20	317	10

"bioassay" betekent dat het monster afkomstig is uit het mengmonster van 40 liter, nadat dit in het laboratorium is gemengd.

"veld" betekent dat het monster afkomstig is uit een sediment monster, dat direct in het veld werd verzameld.

Locatie:		5			6				7							
Monsterpunten:		10	17	17	05	13	14	15	07	08	08	09	07	08	08	09
		bioassay	bioassay	veld II	bioassay	bioassay	bioassay	bioassay	bioassay	bioassay	veld I+II	bioassay	bioassay	bioassay	veld I+II	bioassay
Mg	(mg/l)	14		18	18	23	20	23	25	22	17	20	25	22	17	20
Ca		147		151	138	184	151	178	213	168	141	158	213	168	141	158
Fe		6.8		0.4	3.6	5.6	5.0	9.2	9.0	41.1	8.3	4.1	9.0	41.1	8.3	4.1
Mn		3.8		3,8	1.3	2.3	3.3	2.7	2.9	1.8	1.2	1.4	2.9	1.8	1.2	1.4
Cr	(µg/l)	43	17	29	68	47	42	67	47	49	43	37	47	49	43	37
Ni		5.1	22.4	10.1	4.3	2.7	2.7	4.3	2.7	2.8	3.8	2.3	2.7	2.8	3.8	2.3
Cu		39	8	29	26	23	24	37	26	24	23	16	26	24	23	16
Zn		216	54	179	89	62	69	92	52	57	67	41	52	57	67	41
As		61	357	31	59	113	44	96	71	53	73	52	71	53	73	52
Cd		1.7	0.3	3.6	0.6	0.6	0.5	0.7	0.4	0.4	0.4	0.3	0.4	0.4	0.4	0.3
Pb		126	5	12	50	35	43	61	36	39	37	26	36	39	37	26

Bijlage V-A Resultaten macrofauna inventarisatie in de Sliedrechtse Biesbosch Dichtheden per monsterpunt (aantallen / m²) gepresenteerd als gemiddelde en standaard deviatie

	Lokatie 1										2									
	11		12		18		19		TOT		1		6		20		21		TOT	
	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev
Bivalvia																				
<i>Anodonta anatina</i>																				
<i>Corbicula</i>																				
<i>Corbicula fluminalis</i>																				
<i>Corbicula fluminea</i>																				
<i>Dreissena polymorpha</i>																				
<i>Musculium lacustre</i>																				
<i>Pisidium</i>																				
<i>Pisidium amnicum</i>																				
<i>Pisidium casertanum</i>	84	119	63	109	647	808	12	20	201	299	99	86	1359	2314	115	40	464	562	509	591
<i>Pisidium casertanum plicatum</i>	10	9			154	32	12	20	44	73	23	20	509	868	131	45	143	79	202	212
<i>Pisidium casertanum ponderosum</i>																				
<i>Pisidium henslowianum</i>																				
<i>Pisidium moltesserlanum</i>																				
<i>Pisidium nitidum</i>	47	55			222	192			67	106	41	20	1680	2909	168	48	263	214	538	767
<i>Pisidium subtruncatum</i>																				
<i>Pisidium supinum</i>	21	24			243	183	75	53	85	110	272	186	677	1159	220	119	311	264	370	208
<i>Sphaerium corneum</i>																				
<i>Sphaerium solidum</i>																				
<i>Unio pictorum</i>																				
<i>Unio tumidus</i>																				
Chironomidae																				
<i>Ablabesmyia</i>																				
<i>Ablabesmyia longistyla</i>																				
<i>Chironomus</i>																				
<i>Chironomus acutiventris</i>																				
<i>Chironomus bernensis</i>																				
<i>Chironomus muratensis</i>																				
<i>Chironomus nuditarus</i>																				
<i>Chironomus plumosus agg</i>																				
<i>Cladotanytarsus</i>																				
<i>Clinotanytus nervosus</i>																				
<i>Cricotopus sylvestris</i>																				
<i>Cryptochironomus</i>																				
<i>Cryptotendipes</i>																				
<i>Dicrotendipes</i>																				
<i>Einfeldia carbonaria</i>																				
<i>Endochironomus dispar gr</i>																				
<i>Endochironomus tendens</i>																				
<i>Guttipelopia guttipennis</i>																				
<i>Harnischia</i>																				
<i>Limnophyes</i>	5	9	7	12			6	10	3	3	6	10			5	9			3	3
<i>Microtendipes chloris gr</i>																				
<i>Orthocladus s.s.</i>																				
<i>Parachironomus vitiosus gr</i>																				
<i>Paratendipes albimanus gr</i>	16					6	10	5	7	46	53	37	24	115	92	296	384	124	120	
<i>Paratendipes intermedius</i>																				
<i>Paratrichocladus rufiventris</i>																				
<i>Polypedilum birenatum gr</i>	5	9			131	134			34	65			21	24	73	18	17	28	32	
<i>Polypedilum nubeculosum agg</i>																				
<i>Polypedilum scalaenum</i>																				
<i>Procladius</i>																				
<i>Procladius olivacea</i>																				
<i>Tanytus</i>																				
<i>Tanytus kraatzi</i>																				
<i>Tanytus punctipennis</i>																				
<i>Tanytarsus</i>																				
Coleoptera																				
<i>Donacia</i>																				
<i>Haliplus</i>																				
<i>Platambus maculatus</i>																				
Crustacea																				
<i>Asellus aquaticus</i>	5	9							1	3										
<i>Corophium curvispinum</i>	10	18	7	12	490	540			127	242			5	9			545	630	137	271
<i>Dikerogammarus villosus</i>																				
Gammaridae																				
<i>Gammarus</i>	21	36	182	158			17	17	4	9	12	20	10	18					6	6
<i>Gammarus tigrinus</i>	47	57	189	207	100	64	17	30	51	88	23	40	84	107	10	9	35	46	38	32
<i>Neomysis integer</i>																				
Diptera																				
Ceratopogonidae																				
<i>Chaoborus flavicans</i>																				
<i>Chrysops relictus</i>																				
<i>Cyclorapha</i>	5	9			5	9			1	3					5	9	163	51	29	10
Dolichopodidae																				
Empididae																				
<i>Molophilus</i>																				
<i>Notiphila</i>																				
<i>Setacera micans</i>																				
<i>Tipula</i>																				

Bijlage V-A vervolg

	Lokatie 3				4				5				6							
	Monsterpunt	2		16		TOT		3		4		TOT		10		17		TOT		5
	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev
Bivalvia																				
<i>Anodonta anatina</i>			12	20	6	8														
<i>Corbicula</i>	29	27	31	54	30	1														
<i>Corbicula fluminalis</i>																				
<i>Corbicula fluminea</i>	359	309	116	56	238	172	493	126	220	53	356	193			10	9	5	7	26	18
<i>Dreissena polymorpha</i>	6	10	70	90	38	45	46	80	23	10	35	16								
<i>Musculium lacustre</i>													10	18			5	7		
<i>Pisidium</i>																				
<i>Pisidium amnicum</i>																				
<i>Pisidium casertanum</i>	6	10	1190	1182	598	837	44	38			22	31			10	18	5	7	707	123
<i>Pisidium casertanum plicatum</i>	6	10	240	119	123	165	12	20	46	20	29	25							609	96
<i>Pisidium casertanum ponderosum</i>			216	375	108	153			17	17	9	12							231	221
<i>Pisidium henslowanum</i>	17	30	216	128	117	141			12	20	6	8							21	36
<i>Pisidium moitessierianum</i>			240	119	120	169	16	16	6	10	11	7							294	145
<i>Pisidium nitidum</i>			1082	88	541	765	74	100	99	36	86	17							826	127
<i>Pisidium subtruncatum</i>																				
<i>Pisidium supinum</i>	29	36	1607	498	818	1116	860	665	574	362	717	202							525	182
<i>Sphaerium corneum</i>							10	18			5	7	5	9			3	4		
<i>Sphaerium solidum</i>			6	10	3	4	10	18	6	10	8	3							21	36
<i>Unio pictorum</i>	6	10			3	4	6	10			3	4								
<i>Unio tumidus</i>	23	20			12	16	6	10			3	4								
Chironomidae																				
<i>Ablabesmyia</i>																				
<i>Ablabesmyia longistyla</i>																				
<i>Chironomus</i>																				
<i>Chironomus acutiventris</i>													5	9			3	4	31	
<i>Chironomus bernensis</i>																			5	9
<i>Chironomus muratensis</i>																				
<i>Chironomus nuditaris</i>																				
<i>Chironomus plumosus agg</i>			6	10	3	4													583	57
<i>Cladotanytarsus</i>																			21	18
<i>Clinotanypus nervosus</i>																				
<i>Cricotopus sylvestris</i>																				
<i>Cryptochironomus</i>																				
<i>Cryptotendipes</i>																				5
<i>Dicrotendipes</i>																				9
<i>Einfeldia carbonaria</i>			12	20	6	8														
<i>Endochironomus dspar gr</i>													10	9			5	7		
<i>Endochironomus tendens</i>													5	9			3	4		
<i>Guttipeloplia guttipennis</i>													5	9			3	4		
<i>Harnischia</i>																				
<i>Limnophyes</i>																				
<i>Microtendipes chloris gr</i>																				
<i>Orthocladus s.s.</i>																				
<i>Parachironomus vittosus gr</i>																				
<i>Paratendipes albimanus gr</i>	12	20	87	80	49	53														
<i>Paratendipes intermedius</i>									6	10	3	4								
<i>Paratrichocladus rufiventris</i>									6	10	3	4								
<i>Polypedilum bicrenatum gr</i>																				
<i>Polypedilum nubeculosum agg</i>			29	27	14	20														
<i>Polypedilum scalaenum</i>			6	10	3	4														
<i>Procladius</i>	6	10	12	20	9	4							5	9			3	4	341	118
<i>Prodiamesa olivacea</i>	29	27	6	10	17	16														
<i>Tanypus</i>																				
<i>Tanypus kraatzi</i>																				5
<i>Tanypus punctipennis</i>																				9
<i>Tanytarsus</i>																				5
Coleoptera																				
<i>Donacia</i>																				
<i>Haliphus</i>													10	18			5	7		
<i>Platambus maculatus</i>																				
Crustacea																				
<i>Asellus aquaticus</i>									6	10	3	4	37	18			18	26		
<i>Corophium curvispinum</i>	249	148	127	191	188	86			12	20	6	8								
<i>Dikerogammarus villosus</i>																				
<i>Gammaridae</i>	12	20	435	453	223	299			6	10	3	4								
<i>Gammarus</i>																				10
<i>Gammarus tigrinus</i>	64	66	58	100	61	4													21	18
<i>Neomysis integer</i>																			5	9
Diptera																				
<i>Ceratopogonidae</i>																				
<i>Chaoborus flavicans</i>	6	10			3	4							5	9	5	9	5			
<i>Chrysops relictus</i>													42	9			21	30		
<i>Cyclorapha</i>																				
<i>Dolichopodidae</i>																	5	9	3	4
<i>Empididae</i>																	52	45	26	37
<i>Molophilus</i>																				
<i>Notiphila</i>													5	9			3	4		
<i>Setacera micans</i>																	5	9	3	4
<i>Tipula</i>																				

Bijlage V-A vervolg

	Lokatie		13		14		15		TOT		7		8		9		TOT		
	Monsterpunt		gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	
Bivalvia																			
<i>Anodonta anatina</i>																			
<i>Corbicula</i>																			
<i>Corbicula fluminalis</i>																			
<i>Corbicula fluminea</i>																			
	53		31		42	18	94	109	54	29	5	9						2	3
<i>Dreissena polymorpha</i>																			
<i>Musculium lacustre</i>																			
<i>Pisidium</i>																			
<i>Pisidium amnicum</i>																			
<i>Pisidium casertanum</i>																			
	167		170	2184	1449	1668	1441	1181	912	511	242	283	300	203	116	332	160		
<i>Pisidium casertanum plicatum</i>																			
	6		10	1008	787	21	21	411	487	294	96	152	143	231	105	226	71		
<i>Pisidium casertanum ponderosum</i>																			
	235		130	126	218			148	111			21	36			7	12		
<i>Pisidium henslowanum</i>																			
	6		10	210	192	59	22	74	93	203	207	63	109	12	11	93	99		
<i>Pisidium moitessierianum</i>																			
	334		131	504	252	675	333	452	174	1358	944	1391	887	1143	371	1297	135		
<i>Pisidium nitidum</i>																			
	820		375	2478	1010	645	13	1192	861	770	651	136	158	107	63	338	375		
<i>Pisidium subtruncatum</i>																			
<i>Pisidium supinum</i>																			
				4451	477	655	339	1408	2049	147	131	84	36	87	22	106	35		
<i>Sphaerium corneum</i>																			
												21	36			7	12		
<i>Sphaerium solidum</i>																			
				5	9				7	10									
<i>Unio pictorum</i>																			
						5	9	1	3										
<i>Unio tumidus</i>																			
Chironomidae																			
<i>Ablabesmyia</i>																			
<i>Ablabesmyia longistyla</i>																			
<i>Chironomus</i>																			
								8	16	5	9	5	9	14	24	8	5		
<i>Chironomus acutiventris</i>																			
	6		10			241	46	63	119	115	33	142	27	47	32	101	49		
<i>Chironomus bernensis</i>																			
						5	9	1	3			37	24	42	73	26	23		
<i>Chironomus muratensis</i>																			
<i>Chironomus nuditaris</i>																			
<i>Chironomus plumosus agg</i>																			
	130		20	21	24	369	46	276	251	331	27	588	95	783	312	567	227		
<i>Cladotanytarsus</i>																			
	102		116			37	14	40	44	16	16	10	9			9	8		
<i>Clinotanytarsus nervosus</i>																			
<i>Cricotopus sylvestris</i>																			
														14	24	5	8		
<i>Cryptochironomus</i>																			
	8		14					2	4										
<i>Cryptotendipes</i>																			
						19	21	6	9										
<i>Dicrotendipes</i>																			
						5	9	1	3										
<i>Einfeldia carbonaria</i>																			
	1034		480			756	76	447	529	819	292	462	271	2321	575	1201	986		
<i>Endochironomus dispar gr</i>																			
<i>Endochironomus tendens</i>																			
<i>Guttipeloplia guttipennis</i>																			
<i>Harnischia</i>																			
<i>Limnophyes</i>																			
<i>Microtendipes chloris gr</i>																			
<i>Orthocladius s.s.</i>																			
<i>Parachironomus vitiosus gr</i>																			
<i>Paratendipes albimanus gr</i>																			
				16	16	5	9	5	7	16	27					5	9		
<i>Paratendipes intermedius</i>																			
<i>Paratrachocladius rufiventris</i>																			
						7	12	2	3										
<i>Polypedilum bicrenatum gr</i>																			
<i>Polypedilum nubeculosum agg</i>																			
						31	10	8	16	5	9	5	9			3	3		
<i>Polypedilum scalaenum</i>																			
				5	9			1	3										
<i>Procladius</i>																			
	98		80	89	87	530	123	265	212			21	24	33	8	18	17		
<i>Prodiamesa olivacea</i>																			
	14		12	5	9	19	21	10	9										
<i>Tanytarsus</i>																			
						33	26	10	16	5	9	10	18	69	30	28	35		
<i>Tanytarsus kraatzi</i>																			
<i>Tanytarsus punctipennis</i>																			
												16	16			5	9		
<i>Tanytarsus</i>																			
								1	3										
Coleoptera																			
<i>Donacia</i>																			
<i>Haliplus</i>																			
<i>Platambus maculatus</i>																			
Crustacea																			
<i>Asellus aquaticus</i>																			
				52	78			13	26										
<i>Corophium curvispinum</i>																			
<i>Dikerogammarus villosus</i>																			
<i>Gammaridae</i>																			
								3	5										
<i>Gammarus</i>																			
			5	9				7	10	5	9					2	3		
<i>Gammarus tigrinus</i>																			
			73	90	42	24	30	34	10	18	31	42	5	9	16	14			
<i>Neomysis integer</i>																			
						5	9	1	3			21	24		7	12			
Diptera																			
<i>Ceratopogonidae</i>																			
						42	9	10	21	5	9					2	3		
<i>Chaoborus flavicans</i>																			
<i>Chrysops relictus</i>																			
<i>Cyclorapha</i>																			
<i>Dolichopodidae</i>																			
<i>Empididae</i>																			
<i>Molophilus</i>																			
<i>Notiphila</i>																			
<i>Setacera micans</i>																			
<i>Tipula</i>																			

Bijlage V-A vervolg

	Lokatie 1				2																	
	11		12		18		19		TOT		1		6		20		21		TOT			
	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev		
Ephemeroptera																						
<i>Caenis horaria</i>					16	16			4	8												
Gastropoda																						
<i>Acroloxus lacustris</i>					14	24			3	7												
<i>Anisus leucostomus</i>					7	12			2	3												
<i>Bithynia leachi</i>												5	9						1	3		
<i>Bithynia tentaculata</i>			14	24	51	53			16	24												
<i>Ferrissia clessiniana</i>					28	48			7	14												
<i>Galba truncatula</i>																						
<i>Gyraulus albus</i>					297	325			74	149												
<i>Hippeutis complanatus</i>																						
<i>Lithoglyphus naticoides</i>													105	40						26	52	
<i>Mercuria confusa</i>																						
<i>Physa acuta</i>					178	282			45	89												
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>					40	57	6	10	12	19			5	9						1	3	
<i>Radix ovata</i>																						
<i>Stagnicola palustris-complex</i>	5	9							1	3												
<i>Valvata cristata</i>			28	48					7	14												
<i>Valvata piscinalis</i>			7	12	331	42			84	164	17	17	79	79	142	16	214	56	113	85		
<i>Viviparus viviparus</i>																						
Hirudinea																						
<i>Erpobdella octoculata</i>			7	12					2	3							6	10	1	3		
<i>Erpobdella testacea</i>																						
<i>Erpobdellidae</i>			28	12					7	14												
<i>Glossiphonia complanata</i>																						
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																						
<i>Helobdella stagnalis</i>					26	9	6	10	8	12				10	18	6	10	4	5			
<i>Hemiclepsis marginata</i>																						
<i>Piscicola geometra</i>					16	27	12	20	7	8							6	10	1	3		
<i>Trocheta pseudodina</i>	131	71							33	66												
Hydrachnellae																						
<i>Limnesia maculata</i>															21	36				5	10	
<i>Mideopsis orbicularis</i>															5	9				1	3	
<i>Piona alpicola</i>																						
Lepidoptera																						
<i>Acentria ephemerella</i>					5	9			1	3												
<i>Cataclysta lemnata</i>																						
Megaloptera																						
<i>Sialis lutaria</i>													5	9	5	9	17	17	7	7		
Odonata																						
<i>Coenagrionidae</i>					47	82			12	24												
<i>Libellulidae</i>					5	9			1	3												
Oligochaeta																						
<i>Aulodrilus plurisetus</i>															10	18				3	5	
<i>Branchiura sowerbyi</i>			35	12	21	36			14	17												
<i>Dero digitata</i>					55	51			14	27								83	44	21	42	
<i>Eiseniella tetraedra</i>			35	32					9	17												
<i>Enchytraeidae</i>			7	12					2	3												
<i>Ilyodrilus templetoni</i>																						
<i>Limnodrilus</i>																						
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>	154	95	49	68	405	46	52	17	165	167	70	35	345	188	451	376				216	216	
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	546	457	105	131	473	27	110	61	309	234	81	96	198	30	315	383	81	61	169	112		
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	94	27	140	128					58	70							8	13	2	4		
<i>Nais communis</i>					17	29			4	8												
<i>Nais elinguis</i>																						
<i>Nais pardalis</i>																						
<i>Ophidonais serpentina</i>					14	24			3	7												
<i>Potamothenis</i>																						
<i>Potamothenis hammoniensis</i>			182	215					45	91	17	30			94	137	41	56	38	41		
<i>Potamothenis moldaviensis</i>	5	9	14	24	732	636	52	46	201	355	145	56	301	85	126		187	126	190	78		
<i>Propappus volki</i>																						
<i>Psammoryctides</i>																						
<i>Psammoryctides albicola</i>	5	9	21	36					7	10					10	18				3	5	
<i>Psammoryctides barbatus</i>																	14	12	3	7		
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	21	24	7	12	97	32			31	44	99	142	72	87	1554	1823	272	312	499	709		
<i>Tubifex ignotus</i>			7	12					2	3					21	36				5	10	
<i>Tubifex tubifex</i>																						
<i>Tubificidae met haarborstels</i>			63	36	808	776	12	10	221	392	23	27	5	9	1491	757				380	741	
<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>	1677	1536	301	358	3688	841	278	46	1486	1607	713	268	1090	140	5994	3453	836	552	2158	2562		
Pisces																						
<i>Pisces</i>																						
Plathelminthes																						
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>					5	9			1	3												
<i>Dugesia lugubris/polychroa gr</i>					10	18			3	5												
<i>Dugesia tigrina</i>																		12	20	3	6	
Polychaeta																						
<i>Hypania invalida</i>			14	24			12	10	6	7	180	162	10	18	37	24	197	87	106	96		
Trichoptera																						
<i>Agraylea multipunctata</i>					16	27			4	8												
<i>Ecnomus tenellus</i>					21	24			5	10												
<i>Lype</i>																		6	10	1	3	
<i>Mystacides</i>					5	9			1	3								12	10	3	6	
<i>Oecetis</i>																						

Bijlage V-A vervolg

	Lokatie 3				4				5				6							
	Monsterpunt	2	16	TOT	3	4	TOT	10	17	TOT	5	5	5	5						
	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev						
Ephemeroptera																				
<i>Caenis horaria</i>																				
Gastropoda																				
<i>Acroloxus lacustris</i>									73	79			37	52						
<i>Anisus leucostomus</i>																				
<i>Bithynia leachi</i>									42	36			21	30						
<i>Bithynia tentaculata</i>							6	10			3	4								
<i>Ferrissia clessiniana</i>																				
<i>Galba truncatula</i>									5	9	5	9	5							
<i>Gyraulus albus</i>																				
<i>Hippeutis complanatus</i>									10	9			5	7						
<i>Lithoglyphus naticoides</i>			17	17	9	12								5	9					
<i>Mercuria confusa</i>													21	18	10	15				
<i>Physa acuta</i>																				
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>															275	164				
<i>Radix ovata</i>									5	9			3	4						
<i>Stagnicola palustris-complex</i>																				
<i>Valvata cristata</i>									52	55			26	37						
<i>Valvata piscinalis</i>			64	27	32	45					6	10	3	4						
<i>Viviparus viviparus</i>							6	10			3	4			52	66				
Hirudinea																				
<i>Erpobdella octoculata</i>																				
<i>Erpobdella testacea</i>									5	9			3	4						
Erpobdellidae																				
<i>Glossiphonia complanata</i>			17	17	9	12			5	9			3	4						
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																				
<i>Helobdella stagnalis</i>	6	10	6	10	6				5	9			3	4	5	9				
<i>Hemiclepsis marginata</i>			12	20	6	8														
<i>Piscicola geometra</i>																				
<i>Trocheta pseudodina</i>																				
Hydrachnellae																				
<i>Limnesia maculata</i>																				
<i>Mideopsis orbicularis</i>																				
<i>Piona alpicola</i>									5	9			3	4						
Lepidoptera																				
<i>Acentria ephemerella</i>																				
<i>Cataclysta lemnata</i>									5	9			3	4						
Megaloptera																				
<i>Sialis lutaria</i>																				
Odonata																				
Coenagrionidae																				
Libellulidae																				
Oligochaeta																				
<i>Aulodrilus plurisetus</i>																				
<i>Branchiura sowerbyi</i>	29	36	41	44	35	8														
<i>Dero digitata</i>																				
<i>Eiseniella tetraedra</i>											5	9	105	33	55	71				
Enchytraeidae													10	18	5	7				
<i>Ilyodrilus templetoni</i>																				
<i>Limnodrilus</i>																				
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	64	44	6	10	35	41	12	20			6	8	5	9	3	4	77	99		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	87	90	93	40	90	4	6	10	17	17	12	8	5	9	21	36	13	11	161	158
<i>Limnodrilus udekemianus</i>			23	10	12	16														
<i>Nais communis</i>																				
<i>Nais elinguis</i>																				
<i>Nais pardalis</i>																				
<i>Ophidonais serpentina</i>																				
<i>Potamothenix</i>																				
<i>Potamothenix hammoniensis</i>																				
<i>Potamothenix moldaviensis</i>	174	241	510	330	342	238	17	30	6	10	12	8							364	191
<i>Propappus volki</i>							435	708	17	17	226	295								
Psammoryctides																				
<i>Psammoryctides albicola</i>					3	4														
<i>Psammoryctides barbatus</i>	6	10																		
<i>Quistadrilus multisetosus</i>	6	10	41	27	23	25						5	9			3	4	336	73	
<i>Tubifex ignotus</i>																				
<i>Tubifex tubifex</i>													5	9			3	4		
Tubificidae met haarborstels			29	27	14	20	46	80	12	20	29	25							490	559
Tubificidae zonder haarborstels	214	184	464	326	339	176	226	306	133	36	180	66	10	9	10	18	10		5004	861
Pisces																				
<i>Pisces</i>			12	20	6	8														
Plathelminthes																				
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>																				
<i>Dugesia lugubris/polychroa gr</i>																				
<i>Dugesia tigrina</i>																				
Polychaeta																				
<i>Hypania invalida</i>	788	278	701	943	745	61	46	27	145	99	96	70							37	33
Trichoptera																				
<i>Agraylea multipunctata</i>																				
<i>Ecnomus tenellus</i>																				
<i>Lype</i>																				
<i>Mystacides</i>																				
<i>Oecetis</i>			12	20	6	8														

Bijlage V-A vervolg

	Lokatie		13		14		15		TOT		7		8		9		TOT	
	Monsterpunt		gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev	gem	stdev
Ephemeroptera																		
<i>Caenis horaria</i>																		
Gastropoda																		
<i>Acroloxus lacustris</i>																		
<i>Anisus leucostomus</i>																		
<i>Bithynia leachi</i>																		
<i>Bithynia tentaculata</i>																		
<i>Ferrissia clessiniana</i>																		
<i>Galba truncatula</i>																		
<i>Gyraulus albus</i>																		
<i>Hippeutis complanatus</i>																		
<i>Lithoglyphus naticoides</i>																		
<i>Mercuria confusa</i>																		
<i>Physa acuta</i>																		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>																		
<i>Radix ovata</i>																		
<i>Stagnicola palustris-complex</i>																		
<i>Valvata cristata</i>																		
<i>Valvata piscinalis</i>																		
<i>Viviparus viviparus</i>																		
Hirudinea																		
<i>Erpobdella octoculata</i>																		
<i>Erpobdella testacea</i>																		
<i>Erpobdellidae</i>																		
<i>Glossiphonia complanata</i>																		
<i>Glossiphonia heteroclita</i>																		
<i>Helobdella stagnalis</i>																		
<i>Hemiclepsis marginata</i>																		
<i>Piscicola geometra</i>																		
<i>Trocheta pseudodina</i>																		
Hydrachnellae																		
<i>Limnesia maculata</i>																		
<i>Mideopsis orbicularis</i>																		
<i>Piona alpicola</i>																		
Lepidoptera																		
<i>Acentria ephemerella</i>																		
<i>Cataclysta lemnata</i>																		
Megaloptera																		
<i>Sialis lutaria</i>																		
Odonata																		
<i>Coenagrionidae</i>																		
<i>Libellulidae</i>																		
Oligochaeta																		
<i>Aulodrilus plurisetus</i>																		
<i>Branchiura sowerbyi</i>																		
<i>Dero digitata</i>																		
<i>Eiseniella tetraedra</i>																		
<i>Enchytraeidae</i>																		
<i>Ilyodrilus templetoni</i>																		
<i>Limnodrilus</i>																		
<i>Limnodrilus claparedeianus</i>																		
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>																		
<i>Limnodrilus udekemianus</i>																		
<i>Nais communis</i>																		
<i>Nais elinguis</i>																		
<i>Nais pardalis</i>																		
<i>Ophidonais serpentina</i>																		
<i>Potamothenis</i>																		
<i>Potamothenis hammoniensis</i>																		
<i>Potamothenis moldaviensis</i>																		
<i>Propappus volki</i>																		
<i>Psammoryctides</i>																		
<i>Psammoryctides albicola</i>																		
<i>Psammoryctides barbatus</i>																		
<i>Quistadrilus multisetosus</i>																		
<i>Tubifex ignotus</i>																		
<i>Tubifex tubifex</i>																		
<i>Tubificidae met haarborstels</i>																		
<i>Tubificidae zonder haarborstels</i>																		
Pisces																		
<i>Pisces</i>																		
Plathelminthes																		
<i>Dendrocoelum romanodanubiale</i>																		
<i>Dugesia lugubris/polychroa gr</i>																		
<i>Dugesia tigrina</i>																		
Polychaeta																		
<i>Hypania invalida</i>																		
Trichoptera																		
<i>Agraylea multipunctata</i>																		
<i>Ecnomus tenellus</i>																		
<i>Lype</i>																		
<i>Mystacides</i>																		
<i>Oecetis</i>																		

Bijlage V-B Resultaten macrofauna inventarisatie in de Sliedrechtse Biesbosch
Samenvattende parameters voor aantal soorten, dichtheden en biomassa, weer-
gegeven als gemiddelde waarde per monsterpunt en als gemiddelde waarde +
standaard deviatie per lokatie

	Locatie Monsterpunt	1				1		2		2		2	
		11 gem	12 gem	18 gem	19 gem	gem	stdev	gem	gem	20 gem	21 gem	gem	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	163	133	1562	776	659	672	933	4850	1113	1526	2105	1847
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	26	21	614	46	177	292	585	131	1181	632	632	430
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	5	0	1	3	0	0	0	6	1	3
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	84	385	590	35	273	262	35	100	10	666	203	311
Dichtheid <i>Diptera</i> (excl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	5	7	73	0	21	35	0	5	163	35	51	76
Dichtheid <i>Ephemeroptera</i>	n/m ²	0	0	16	0	4	8	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	5	49	947	6	252	464	17	194	142	214	142	89
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	131	35	42	17	56	51	0	0	10	17	7	9
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	7	13
Dichtheid <i>Lepidoptera</i>	n/m ²	0	0	5	0	1	3	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Megaloptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	5	5	17	7	7
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	52	0	13	26	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	2503	966	6309	504	2570	2635	1147	2024	10068	1522	3690	4267
Dichtheid <i>Pisces</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Plathelminthes</i>	n/m ²	0	0	16	0	4	8	0	0	0	12	3	6
Dichtheid <i>Polychaeta</i>	n/m ²	0	14	0	12	6	7	180	10	37	197	106	96
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	0	42	0	10	21	0	0	0	17	4	9
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	2503	945	6223	504	2538	2603	1147	2024	10068	1522	3690	4267
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	660	764	15273	26279	10744	12425	2874	22659	9525	6333	10348	8645
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	323	532	9405	26274	9133	12186	2741	20983	6645	4424	8698	8344
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	337	232	5868	5	1610	2842	133	1676	2880	1909	1649	1138
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	1	7	703	20	183	347	347	69	1787	179	596	803
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		3	3	11	5	6	4	12	6	12	6	9	3
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	26	21	614	46	177	292	585	131	1181	632	632	430
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	1	7	703	20	183	347	347	69	1787	179	596	803
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus bernensis</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	0	0	0	0	40	1	0	0	0	0
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus muratensis</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus nudatarsus</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus plumosus agg</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	27	0	0	0	5	2	81	0	0	0
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	11	8	4	7	3	5	4	8	7	6	2
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	2503	966	6309	504	2570	2635	1147	2024	10068	1522	3690	4267
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	2503	945	6223	504	2538	2603	1147	2024	10068	1522	3690	4267
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	1428	1627	2731	359	1536	972	495	1442	1965	1758	1415	650
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	1429	1634	3434	379	1719	1269	843	1511	3752	1937	2011	1245
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		4	2	11	9	7	4	10	11	10	11	11	1
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		4	1	8	5	5	3	9	7	8	9	8	1
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	323	532	9405	26274	9133	12186	2741	20983	6645	4424	8698	8344
Biomassa <i>Bivalvia</i> (< 3,3cm)	mg AVDG/m ²	323	532	9405	16216	6619	7671	2741	12744	3562	4424	5868	4635
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	0	0	0	0	0	0	767	0	0	192	383
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	0	338	649	15860	4212	7770	510	60	97	798	366	353
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	0	281	31	78	136	52	0	531	31	153	253
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	323	194	4214	325	1264	1968	2180	11918	2586	3068	4938	4667
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	323	194	4496	356	1342	2103	2231	11918	3117	3099	5091	4570
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	0	4260	10058	3579	4763	0	8239	3431	527	3049	3774
Biomassa kleine <i>Anadonta</i> + <i>Unio</i> (< 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	0	0	4260	0	1065	2130	0	0	347	527	218	263
Biomassa grote <i>bivalven</i> (> 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	0	0	0	10058	2514	5029	0	8239	3084	0	2831	3887
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		1	3	8	1	3	3	1	4	1	1	2	2
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	5	49	947	6	252	464	17	194	142	214	142	89
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	337	232	5868	5	1610	2842	133	1676	2880	1909	1649	1138
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	0	4	0	1	2	0	0	0	2	1	1
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	0	58	0	14	29	0	0	0	17	4	9
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	1	2	7	3	3	3	22	2	10	17	13	9
d. <i>Olig.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	93	86	74	38	73	25	43	29	81	41	49	23
d. <i>Bivalvia</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	6	12	19	59	24	24	35	69	9	42	39	25
d. <i>Chiron.</i> /d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>		-	0.00	0.42	0.00	0.14	0.24	0.72	0.23	0.79	0.00	0.44	0.38
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>		0.01	0.02	0.09	0.08	0.05	0.04	0.34	0.06	0.10	0.29	0.20	0.14
<i>Chir.</i> /totaal	%	1	1	6	3	3	2	20	2	9	13	11	8
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	6	8	15	56	21	23	32	66	9	31	35	24

Bijlage V-B vervolg

	Locatie Monsterpunt	3		3	4		4	5		5			
		gem	gem	gem	stdev	gem	gem	gem	stdev	gem	gem	stdev	
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	481	5024	2752	3212	1577	1002	1290	406	16	21	18	4
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	46	156	101	78	0	12	6	8	31	0	16	22
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	5	7
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	325	620	472	209	0	23	12	16	37	0	18	26
Dichtheid <i>Diptera</i> (excl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	6	0	3	4	0	0	0	0	52	68	60	11
Dichtheid <i>Ephemeroptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	0	81	41	57	12	6	9	4	189	26	108	115
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	6	35	20	20	0	0	0	0	16	0	8	11
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	4
Dichtheid <i>Lepidoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	3	4
Dichtheid <i>Megaloptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	579	1205	892	443	742	185	464	393	37	147	92	78
Dichtheid <i>Pisces</i>	n/m ²	0	12	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Plathelminthes</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Polychaeta</i>	n/m ²	788	701	745	61	46	145	96	70	0	0	0	0
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	12	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	579	1205	892	443	307	168	238	98	31	31	31	0
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	27399	45402	36400	12730	30063	12920	44165	44186	1610	195	902	1000
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	27399	44719	36059	12247	29948	12811	21379	12118	31	36	34	4
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	0	683	342	483	116	109	112	51	1579	159	869	1004
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	20	39	30	14	0	1	0	1	11	0	5	7
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>		3	7	5	3	0	2	1	1	5	0	3	4
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	46	156	101	78	0	12	6	8	31	0	16	22
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	3	20	39	30	14	0	1	0	1	11	0	5
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus bernensis</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0			0	0			0	0		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus muratensis</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0			0	0			0	0		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus nuditarus</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0			0	0			0	0		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus plumosus agg</i> aantal met mentumafwijking	%	0	1			0	0			0	0		
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		6	6	6	0	4	4	4	0	5	3	4	1
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	579	1205	892	443	742	185	464	393	37	147	92	78
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	579	1205	892	443	307	168	238	98	31	31	31	0
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	690	1309	999	438	67	38	52	20	33	8	20	18
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	710	1348	1029	451	67	39	53	19	43	8	26	25
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		8	12	10	3	11	9	10	1	2	2	2	0
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		4	8	6	3	7	7	7	0	1	1	1	0
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	27399	44719	36059	12247	29948	12811	21379	12118	31	36	34	4
Biomassa <i>Bivalvia</i> (< 3,3cm)	mg AVDG/m ²	18651	18398	18524	178	17923	12811	15367	3615	31	36	34	4
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	231	5691	2961	3861	2267	1558	1913	501	0	0	0	0
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	16537	5108	10822	8082	10841	8596	9718	1588	0	24	12	17
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	0	44	22	31	916	312	614	427	19	0	9	13
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	165	10227	5196	7115	2625	2345	2485	198	0	12	6	9
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	165	10270	5218	7146	3541	2656	3099	625	19	12	15	5
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	10466	23650	17058	9322	13298	0	6649	9403	0	0	0	0
Biomassa kleine <i>Anadonta</i> + <i>Unio</i> (< 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	1718	0	859	1214	1274	0	637	901	0	0	0	0
Biomassa grote <i>bivalven</i> (> 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	8749	26320	17535	12425	12025	0	6012	8503	0	0	0	0
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		0	2	1	1	2	1	2	1	6	2	4	3
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	0	81	41	57	12	6	9	4	189	26	108	115
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	0	683	342	483	116	109	112	51	1579	159	869	1004
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	12	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	4	2	3	1	0	1	0	1	37	0	19	27
d. <i>Olig.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	52	19	36	24	32	15	24	12	44	88	66	31
d. <i>Bivalvia</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	44	79	61	25	68	84	76	11	19	12	16	4
d. <i>Chiron.</i> /d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>		0.00	0.33	0.17	0.24	-	-	-	0.50	-	0.50		
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>		0.07	0.11	0.09	0.03	0.00	0.06	0.03	0.05	0.50	0.00	0.25	0.357
<i>Chir.</i> /totaal	%	2	2	2	0	0	1	0	1	8	0	4	5,58
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	22	64	43	30	66	73	70	5	4	8	6	2,87

Bijlage V-B vervolg

	Locatie Monsterpunt	6				6		7		7		
		5 gem	13 gem	14 gem	15 gem	gem	stdev	gem	gem	gem	gem	stdev
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	n/m ²	3260	1681	11018	3823	4945	4149	3288	2220	1783	2430	774
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	997	1393	136	2059	1146	803	1312	1297	3322	1977	1165
Dichtheid <i>Coleoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Crustacea</i>	n/m ²	37	0	131	47	54	55	16	52	5	24	25
Dichtheid <i>Diptera</i> (exl. <i>Chironomidae</i>)	n/m ²	0	0	0	42	10	21	5	0	0	2	3
Dichtheid <i>Ephemeroptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	332	35	194	52	154	139	325	68	59	151	151
Dichtheid <i>Hirudinea</i>	n/m ²	5	0	5	0	3	3	5	0	0	2	3
Dichtheid <i>Hydrachnellae</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Lepidoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Megaloptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Odonata</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	6432	1042	635	6417	3632	3229	12535	17348	13612	14498	2526
Dichtheid <i>Pisces</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Plathelminthes</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Polychaeta</i>	n/m ²	37	32	782	1079	482	532	5	0	0	2	3
Dichtheid <i>Trichoptera</i>	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	6432	1042	635	6417	3632	3229	12514	17180	13591	14428	2443
Biomassa <i>Mollusca</i>	mg AVDG/m ²	7253	3000	26992	6245	10872	10898	9616	4017	3763	5799	3308
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	6433	2366	24757	5395	9738	10161	4590	3159	2890	3546	914
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	820	634	2234	850	1135	739	5026	859	874	2253	2402
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	2100	495	63	1613	1068	949	1262	2170	3172	2201	956
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>	n/m ²	7	7	5	13	8	3	7	8	7	7	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	n/m ²	997	1393	136	2059	1146	803	1312	1297	3322	1977	1165
Biomassa <i>Chironomidae</i>	mg AVDG/m ²	2100	495	63	1613	1068	949	1262	2170	3172	2201	956
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus bernensis</i> aantal met mentumafwijking	%	1	0	0	6			22	27	4		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus muratensis</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	0	1			0	7	5		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus nudatarsus</i> aantal met mentumafwijking	%	0	0	0	0			0	0	0		
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus plumosus agg</i> aantal met mentumafwijking	%	111	20	4	58			63	112	71		
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>		4	4	8	5	5	2	5	8	5	6	2
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	n/m ²	6432	1042	635	6417	3632	3229	12535	17348	13612	14498	2526
Dichtheid <i>Tubificidae</i>	n/m ²	6432	1042	635	6417	3632	3229	12514	17180	13591	14428	2443
Biomassa <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	1259	272	326	1489	837	628	2179	4007	2220	2802	1044
Biomassa <i>Chironomidae</i> + <i>Oligochaeta</i>	mg AVDG/m ²	3358	766	389	3102	1904	1543	3441	6177	5392	5003	1409
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>		9	7	10	8	9	1	7	9	6	7	2
Aantal soorten <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i>		8	6	8	6	7	1	6	9	6	7	2
Biomassa <i>Bivalvia</i>	mg AVDG/m ²	6433	2366	24757	5395	9738	10161	4590	3159	2890	3546	914
Biomassa <i>Bivalvia</i> (< 3,3cm)	mg AVDG/m ²	6433	2366	23793	5395	9497	9686	4590	3159	2890	3546	914
Biomassa <i>Dreissena</i>	mg AVDG/m ²	0	0	1347	0	337	674	0	0	0	0	0
Biomassa <i>Corbicula</i>	mg AVDG/m ²	570	130	113	185	250	216	17	0	0	6	10
Biomassa <i>Sphaerium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	112	0	11	0	31	54	0	46	0	15	26
Biomassa <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	5751	2235	23285	5169	9110	9575	4573	3113	2890	3525	914
Biomassa <i>Sphaerium</i> + <i>Pisidium</i> -soorten	mg AVDG/m ²	5863	2235	23297	5169	9141	9567	4573	3159	2890	3541	904
Biomassa <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i>	mg AVDG/m ²	0	0	0	42	10	21	0	0	0	0	0
Biomassa kleine <i>Anodonta</i> + <i>Unio</i> (< 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	0	0	0	42	10	21	0	0	0	0	0
Biomassa grote <i>bivalven</i> (> 3,3 cm)	mg AVDG/m ²	0	0	964	0	241	482	0	0	0	0	0
Aantal soorten <i>Gastropoda</i>		3	1	2	3	2	1	6	2	2	3	2
Dichtheid <i>Gastropoda</i>	n/m ²	332	35	194	52	154	139	325	68	59	151	151
Biomassa <i>Gastropoda</i>	mg AVDG/m ²	820	634	2234	850	1135	739	5026	859	874	2253	2402
Aantal bijzondere soorten: <i>Eph.</i> + <i>Trich.</i> + <i>Plec.</i>		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dichtheid bijzondere soorten	n/m ²	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	9	34	1	17	15	14	8	6	18	11	6
d. <i>Olig.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	60	25	5	52	36	25	73	83	73	76	6
d. <i>Bivalvia</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Olig.</i> + <i>Bivalvia</i>	%	4	31	41	94	31	49	30	19	11	9	13
d. <i>Chiron.</i> /d. <i>Chiron.</i> + <i>Procladius</i>		0.64	0.58	0.19	0.54	0.49	0.20	1.00	0.97	0.96	0.98	0.02
d. <i>Chir.</i> /d. <i>Chir.</i> + <i>Tubificidae</i>		0.13	0.57	0.18	0.24	0.28	0.20	0.09	0.07	0.20	0.12	0.07
<i>Chir.</i> /totaal	%	9	33	1	15	15	14	8	6	18	10	6
<i>Bivalvia</i> /totaal	%	29	40	85	28	46	27	19	11	9	13	5

Standaardwaarden (klassegrenzen) voor classificatie van parameters uit veldinventarisaties in het benedenrivierengebied, gegeven in opeenvolgende klassen (oordeel "+", ernstig effect / "±", matig effect / "-", geen effect). Waarden afkomstig uit Den Besten [1997].

Parameter	Type sediment ¹⁾				
	stabiel of consoliderend slib ondiep	stabiel of consoliderend slib diep	matig consoliderend (instabiel) slib in gebieden met weinig dynamiek (diep/ondiep)	zand in ondiepe delen	zand in diepe delen
Aantal soorten Chironomiden	0-4 / 5-10 / ≥ 11	0-4 / 5-10 / ≥ 11	0-2 / 3-7 / ≥ 8	0-4 / 5-7 / ≥ 8	0-2 / 3-6 / ≥ 7
Aantal soorten Oligochaeten	0-4 / 5-9 / ≥ 10	0-4 / 5-9 / ≥ 10	0-2 / 3-7 / ≥ 8	0-2 / 3-4 / ≥ 5	0-2 / 3-4 / ≥ 5
Aantal soorten Bivalven	0-3 / 4-8 / ≥ 9	0-3 / 4-6 / ≥ 7	0-2 / 3-5 / ≥ 6	0-3 / 4-8 / ≥ 9	0-3 / 4-6 / ≥ 7
Som aantal soorten Haften, Steenvliegen en Kokerjuffers	0 / 1-2 / ≥ 3	niet toepasbaar	0 / 1-2 / ≥ 3 (alleen toepasbaar voor ondiepe zones)	0 / 1-2 / ≥ 3	niet toepasbaar
Dichtheid Chironomiden	< 500 / 500-1500 / ≥ 1500	< 500 / 500-1500 / ≥ 1500	< 100 / 100-1500 / ≥ 1500	< 100 / 100-500 / ≥ 500	< 100 / 100-500 / ≥ 500
Dichtheid Oligochaeten	< 300 / 300-1000 / ≥ 1000	< 300 / 300-1000 / ≥ 1000	< 300 / 300-1000 / ≥ 1000	< 200 / 200-1000 / ≥ 1000	< 200 / 200-1000 / ≥ 1000
Dichtheid Bivalven	< 200 / 200-800 / ≥ 800	< 200 / 200-800 / ≥ 800	< 5 / 5-100 / ≥ 100	< 200 / 200-1000 / ≥ 1000	< 200 / 200-1000 / ≥ 1000
Populatie-aandeel Chironomiden (%)	< 10 / 10-75 / ≥ 75	< 10 / 10-75 / ≥ 75	< 10 / 10-75 / ≥ 75	-----	-----
Populatie-aandeel Bivalven (%)	-----	-----	-----	< 15 / 15-30 / ≥ 30	< 15 / 15-30 / ≥ 30
Verhouding Chironomus/ Chironomus + Procladius (CCP index; waarde tussen 0 en 1)	< 0.3 / 0.3-0.8 / ≥ 0.8	< 0.3 / 0.3-0.8 / ≥ 0.8	< 0.3 / 0.3-0.8 / ≥ 0.8	-----	-----
Verhouding Chironomiden/ Chironomiden + Tubificiden (CCT index; waarde tussen 0 en 1)	< 0.1 / 0.1-0.5 / ≥ 0.5	< 0.1 / 0.1-0.5 / ≥ 0.5	< 0.1 / 0.1-0.2 / ≥ 0.2	< 0.2 / 0.2-0.6 / ≥ 0.6	< 0.2 / 0.2-0.6 / ≥ 0.6
Percentage kaakafwijkingen muggelarven (%) goed/matig/ slecht	< 10 / 10-20 / ≥ 20	< 10 / 10-20 / ≥ 20	< 10 / 10-20 / ≥ 20	< 10 / 10-20 / ≥ 20	< 10 / 10-20 / ≥ 20

¹⁾ Indeling sedimenten:

- A - zand: als fractie (< 63 mm) minder dan 10%.
- slib (rivierslib): korrelfractie < 63 mm gelijk aan of meer dan 10%.
- B Verdere onderverdeling slib in stabiel/instabiel slib: stabiel als watergehalte > 50%, of die sedimenten die meer dan 50% water bevatten maar een K_s hebben van < -1 met bijbehorende regressiecoëfficiënt van ≥ 0.7 (het sediment is dan consoliderend, en dus ook stabiel te noemen); overige slibrijke sedimenten met watergehalte > 50% en een K_s hoger dan -1 (dus minder negatief, of zelfs positief), en/of een regressieconstante van < 0.7 worden als instabiel gekarakteriseerd.
- C Grof zand kan bv. worden gekarakteriseerd aan de hand van de fractie > 210 mm: meer dan 50%.
- D Ondiep < 2 m waterdiepte; diep > 2 m.

Bijlage V-D Resultaten macrofauna inventarisatie in de Sliedrechtse Biesbosch
Samenvattende parameters inclusief beoordeling in effect klassen

Lokatie Monsterpunt	1		18		19		1		2		2		3		3	
	11	12	18	19	gem	stdev	1	6	20	21	gem	stdev	2	16	gem	stdev
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>	3	3	11	5	6	4	12	6	12	6	9	3	3	7	5	3
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	26	21	614	46	177	292	585	131	1181	632	632	430	46	156	101	78
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>	6	11	8	4	7	3	5	4	8	7	6	2	6	6	6	0
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	2503	966	6309	504	2570	2635	1147	2024	10068	1522	3690	4267	579	1205	892	443
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>	4	2	11	9	7	4	10	11	10	11	11	1	8	12	10	3
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	163	133	1562	776	659	672	933	4850	1113	1526	2105	1847	481	5024	2752	3212
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>	0	0	4	0	1	2	0	0	0	2	1	1	0	1	1	1
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)	1	2	7	3	3	3	22	2	10	17	13	9	4	2	3	1
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)	93	86	74	38	73	24	43	29	81	41	49	23	52	19	36	23
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)	6	12	19	59	24	24	35	69	9	42	39	25	44	79	62	25
Verhouding <i>Chironomus</i> / <i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i> (CCP) ¹⁾	-	0.00	0.42	0.00	0.41		0.72	0.23	0.79	0.00	0.64		0.00	0.33	0.25	
Verhouding <i>Chironomiden</i> / <i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i> (CCT)	0.01	0.02	0.09	0.08	0.05	0.04	0.34	0.06	0.10	0.29	0.20	0.14	0.07	0.11	0.09	0.03
Totaal aantal (werkelijk geteld) <i>Chironomus</i>	0	0	28	0	82	%	45	3	81	0	20	%	0	1		
aantal met mentumafwijking	0	0	23	0			6	0	20	0			0	0		

Kwalitatieve beoordeling	1		18		19		1		2		2		3		3	
	11	12	18	19	gem ³⁾		1	6	20	21	gem		2	16	gem	
Karakterisatie sediment	consol slib ondiep	stab. slib ondiep	instab slib ondiep	zand ondiep			stab. slib ondiep	consol slib ondiep	consol slib ondiep	consol slib ondiep			instab slib diep	instab slib diep		
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>	+	+	-	±	±		-	±	-	±	±		±	±	±	
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	+	+	±	+	+		±	+	±	±	±		+	±	±	
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>	±	-	-	±	±		±	+	±	±	±		±	±	±	
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	-	±	-	±	±		-	-	-	-	-		±	-	±	
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>	±	+	-	-	±		-	-	-	-	-		-	-	-	
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	+	+	-	±	±		-	-	-	-	-		-	-	-	
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>	+	+	-	+	+		+	+	+	±	±					
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>	+	+	+		+		±	+	±	±	±		+	+	+	
Populatieaandeel <i>bivalven</i>			-	-												-
Verhouding <i>Chironomus</i> / <i>Chironomus</i> + <i>Procladius</i> (CCP) ¹⁾		+	±		+		±	+	±	+	±		+	±	+	
Verhouding <i>Chironomiden</i> / <i>Chironomiden</i> + <i>Tubificidae</i> (CCT)	+	+	+	+	+		±	+	±	±	±		+	±	+	
Kaakafwijkingen (%) ¹⁾					+						+					

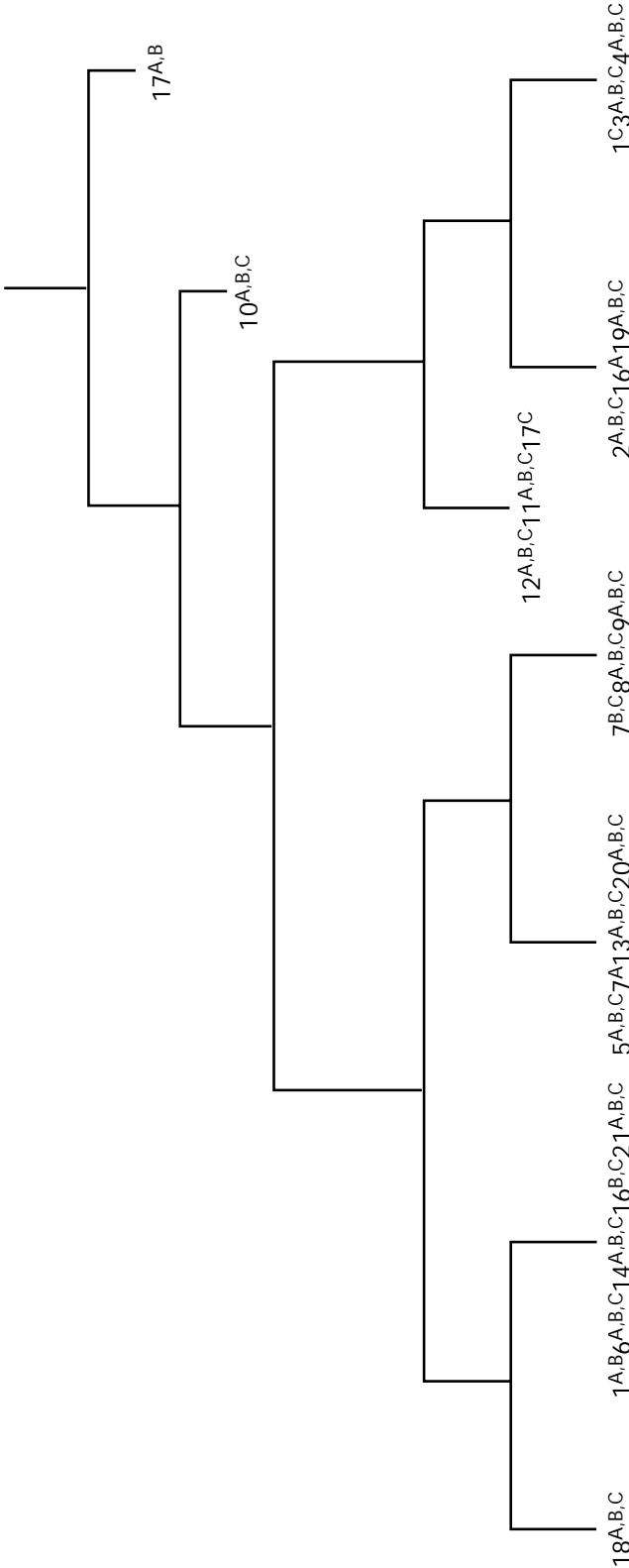
1) Lokatie gemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.
2) Door het ontbreken van geschikte criteria kunnen de resultaten niet worden beoordeeld.
3) Gemiddelde oordeel is gebaseerd op het oordeel per afzonderlijk monsterpunt i.v.m. verschillende sediment karakteristieken.

	Lokatie 4				5				6				7						
	Monsterpunt	3	4	gem	'stdev'	10	17	gem	'stdev'	5	13	14	15	gem	stdev	7	8	9	gem
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>	0	2	1	1	5	0	3	4	7	7	5	13	8	3	7	8	7	7	1
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	0	12	6	8	31	0	16	22	997	1393	136	2059	1146	803	1312	1297	3322	1977	1165
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>	4	4	4	0	5	3	4	1	4	4	8	5	5	2	5	8	5	6	2
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	742	185	464	393	37	147	92	78	6432	1042	635	6417	3632	3229	12535	17348	13612	14498	2526
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>	11	9	10	1	2	2	2	0	9	7	10	8	9	1	7	9	6	7	2
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	1577	1002	1290	406	16	21	18	4	3260	1681	11018	3823	4945	4149	3288	2220	1783	2430	774
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Populatieaandeel <i>chironomiden</i> (%)	0	1	0	1	37	0	19	26	9	34	1	17	15	14	8	6	18	10	6
Populatieaandeel <i>oligochaeten</i> (%)	32	15	24	12	44	88	66	31	60	25	5	52	36	25	73	83	73	76	6
Populatieaandeel <i>bivalven</i> (%)	68	84	76	11	19	12	16	5	31	41	94	31	49	30	19	11	9	13	5
Verhouding <i>Chironomus</i> / <i>Chironomus + Procladius</i> (CCP) ¹⁾	-	-		0.50	-	0.50		0.64	0.58	0.19	0.54	0.57		1.00	0.97	0.96	0.98		
Verhouding <i>Chironomiden</i> / <i>Chironomiden + Tubificidae</i> (CCT)	0.00	0.06	0.03	0.05	0.50	0.00	0.25	0.35	0.13	0.57	0.18	0.24	0.28	0.20	0.09	0.07	0.20	0.12	0.07
Totaal aantal (werkelijk geteld)	0	0		0	0			112	21	4	97	15	%	85	146	80	17	%	
<i>Chironomus</i>				0	0			12	5	3	15			18	26	8			
aantal met mentumafwijking	0	0																	

	Lokatie 4				5				6				7						
	Monsterpunt	3	4	gem	10	17	gem	'stdev'	5	13	14	15	gem	stdev	7	8	9	gem	stdev
Karakterisatie sediment	zand diep	zand diep			consol slib oever	stab slib oever			instab slib ondiep	consol slib ondiep	stab slib ondiep	consol slib ondiep			stab slib ondiep	consol slib ondiep	consol slib ondiep		
Aantal soorten <i>Chironomidae</i>	+	+	+		2)	2)	2)		±	±	±	-	±		±	±	±	±	±
Dichtheid <i>Chironomidae</i>	+	+	+						±	±	+	-	±		±	±	-	-	-
Aantal soorten <i>Oligochaeta</i>	±	±	±						±	+	±	±	±		±	±	±	±	±
Dichtheid <i>Oligochaeta</i>	±	+	±						-	-	±	-	-		-	-	-	-	-
Aantal soorten <i>Bivalvia</i>	-	-	-						-	±	-	±	-		±	-	±	±	±
Dichtheid <i>Bivalvia</i>	-	-	-						-	-	-	-	-		-	-	-	-	-
Aantal soorten <i>Eph. + Trich. + Plec.</i>									+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
Populatieaandeel <i>chironomiden</i>									+	±	+	±	±		+	+	±	±	±
Populatieaandeel <i>bivalven</i>	-	-	-																
Verhouding <i>Chironomus</i> / <i>Chironomus + Procladius</i> (CCP) ¹⁾									±	±	+	±	±		-	-	-	-	-
Verhouding <i>Chironomiden</i> / <i>Chironomiden + Tubificidae</i> (CCT)	+	+	+						±	-	±	±	±		+	+	±	±	±
Kaakafwijkingen (%) ¹⁾															±				±

1) Lokatie gemiddelde is gebaseerd op een gewogen waarde.
 2) Door het ontbreken van geschikte criteria kunnen de resultaten niet worden beoordeeld.

Bijlage V-E Resultaten Twinspan-analyse van macrofauna inventarisatie



Lokatie	Type sediment: slib of zand	Monsterpunt	<i>Daphnia magna</i>				<i>Chironomus riparius</i>					Microtox		Eindoordeel bioassays ¹⁾	
			Sterfte in onverdund binnen 48 uur	NOEC voor sterfte	NOEC voor effect op reproductie	Oordeel <i>Daphnia</i> ²⁾	% uitkomst eipakket	sterfte vanaf L ₂	% vertraagde ontwikkeling	Drooggewicht	Oordeel <i>Chironomus</i> ²⁾	TI Microtox	Oordeel Microtox		
1	a	slib	SBB11	0	100	100	-	100	1	6	0.87	-	< 2	-	
		slib	SBB12	10	100	100	-	90	19 ⁴⁾	21	0.93	-	17,9	+	
	b	slib	SBB18	0	100	100	-	80	0	13	0.62	-	< 2	-	
	c	zand	SBB19	0	56	100	±	100	0	10	0.67	-	< 2	-	
			Gemiddeld				-								-
2		slib	SBB01	0	100	100	-	100	0	8	0.66	-	< 2	-	
		slib	SBB06	10	100	100	-	80	0	18	0.83	-	< 2	-	
		slib	SBB20	0	100	100	-	100	0	5	0.67	-	< 2	-	
		slib	SBB21	0	100	100	-	90	9	9	0.71	-	< 2	-	
			Gemiddeld				-								-
3		slib	SBB02	0	100	100	-	90	0	28 ⁴⁾	1,01	-	3,6	±	
		slib	SBB16	0	100	100	-	100	0	31	0.67	±	3,4	±	
			Gemiddeld				-					±		±	±
4		zand	SBB03	0	100	100	-	90	0	33	0.45	±	8,0	±	
		zand	SBB04	0	100	100	-	90	0	63	0.38	+	< 2	-	
			Gemiddeld				-					+		±	+
5		slib	SBB10	0	100	100	-	90	0	0	1,11	-	4,9	±	
		slib	SBB17	10	32	56	±	80	17 ⁴⁾	25 ⁴⁾	0.71	-	< 2	-	
			Gemiddeld				±					-		±	±
6		slib	SBB05	0	100	100	-	80	23 ⁴⁾	43 ⁴⁾	0.84	-	4,2	±	
		slib	SBB13	nb ³⁾			-	100	0	4	0.85	-	< 2	-	
		slib	SBB14	0	56	100	±	100	8	19	0.69	-	8,1	±	
		slib	SBB15	0	100	100	-	90	0	18	0.63	-	4,2	±	
			Gemiddeld				-					-		±	±
7		slib	SBB07	0	100	100	-	100	0	6	0.53	-	< 2	-	
		slib	SBB08	0	100	100	-	90	50	50	0.76	+	< 2	-	
		slib	SBB09	0	100	100	-	90	23 ⁴⁾	28 ⁴⁾	1.12	-	14,2	+	
			Gemiddeld				-					±		±	±

1) Eindoordeel bioassays = gevoeligste oordeel.

2) Afleiden van het gemiddeld oordeel geschiedt door binnen een test horizontaal het oordeel te baseren op de gevoeligste parameter en vervolgens verticaal het gemiddelde van de monsterpunten te bepalen.

3) Nb = niet bepaald / niet bepaalbaar.

4) Effect niet significant door hoge variatie tussen replicaties.

Bijlage VI-B Classificatie bioassay-resultaten

Overschrijding van criterium 1 of 2 resulteert in classificatie in resp. toxiciteitsklassen "matig" en "ernstig" effect. Wanneer geen criterium wordt overschreden wordt de bioassay-respons geassocieerd als "geen effect".

Waternlo	Parameters (gelijkwaardig, dwz: slechtste score bepaalt klasse)			
.....	NOEC-sterfte (in % verdunning porie-water)	Sterfte in hoogste concentratie	NOEC-reproductie	Remming reproductie in hoogste concentratie
Criterium 1	NOEC < 100% NOEC > 10%	-----	NOEC < 100% NOEC > 10%	remming > 10% remming < 50%
Criterium 2	NOEC ≤ 10%	sterfte ≥ 50% binnen 48h	NOEC ≤ 10%	remming ≥ 50%
Muggelarf	Parameters (gelijkwaardig, dwz: slechtste score bepaalt klasse)			
.....	Sterfte eieren voor het inzetten v.d. larven	Sterfte larven	Remming v.d. ontwikkeling	Effect op gewichtstoename
Criterium 1	sterfte > 25%	sterfte > 10% sterfte < 50%	remming > 10% remming < 50%	effect > 10% effect < 25%
Criterium 2	sterfte ≥ 50%	sterfte ≥ 50%	remming ≥ 50%	effect ≥ 25%
Microtox	parameter: 1/EC ₂₀			
.....			
Criterium 1	1/EC ₂₀ > 2			
Criterium 2	1/EC ₂₀ ≥ 10			

Bijlage VII-A Gehalten van contaminanten in weke delen van zoetwatermosselen

Stof	Corbicula uit Sliedrechtse Biesbosch			Dreissena uit Sliedrechtse Biesbosch	Dreissena uit IJsselmeer ¹⁾²⁾
	SBB02	SBB03	SBB19	SBB03	Afzonderlijke meting(en)
<i>Zware metalen (mg/kg ds.)</i>					
Cadmium	1.4	1.0	1.2	3.7	1.0 (0.43)
Kwik	0.17 ³⁾	< 0.2	0.16 ³⁾	0.11	0.07 (0.14)
Koper	45	36	37	33	17 (13)
Nikkel	3.6 ³⁾	<6	4.7 ³⁾	28	57
Lood	11	4.1	7.1	12	3.2 (1.5)
Zink	490	258	352	431	175
Chroom	8.9	1.8 ³⁾	9.0	7.4	2.7 (1.9)
<i>PCB's (mg/kg vet)</i>					
PCB 28	0.35	0.15	0.25	0.18	
PCB 52	1.64	1.02	1.39	0.68	
PCB 101	3.60	2.39	2.94	1,24	
PCB 118	2.44	1.46	2.06	0.46	
PCB 138	3.00	1.89	2.89	0.84	
PCB 153	7.20	4.13	6.11	1.38	
PCB 180	0.92	0.57	0.78	0.39	
Σ _{7standaard} -PCB's	19.15	11.61	16.42	5.17	0.3 (0.6)
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (mg/kg vet)</i>					
Dieldrin	0.096	0.054	0.072	0.095	0.022
Endrin	< 0.023	< 0.020	< 0.133	< 0.058	
pp-DDT	< 0.052	< 0.041	0.128	< 0.038	
op-DDT	< 0.004	< 0.005	< 0.007	< 0.013	
pp-DDE	0.600	0.370	0.556	0.213	
op-DDE	< 0.124	< 0.163	< 0.211	< 0.038	
pp-DDD	0.996	0.602	0.850	0.289	0.024 (0.010)
op-DDD	0.116	0.063	0.094	< 0.138	
alfa-HCH	< 0.008	< 0.010	0.017 ³⁾	< 0.019	< 0.024
beta-HCH	< 0.092	< 0.152	< 0.200	< 0.225	
gamma-HCH (lindaan)	0.056	0.043	0.072	0.045 ³⁾	
Heptachloor	< 0.048	< 0.061	< 0.078	< 0.038	
cis-Heptachl.epoxide	0.200	0.096	0.239	0.063	< 0.024
trans-Heptachl.epoxide	< 0.004	< 0.005	< 0.007	< 0.013	
Drooggewicht (%)	9	20	20	17	5,0
Vet (%)	2.5	4.6	1.8	0.8	0.5

1) Gegevens afkomstig uit Den Besten, 1997.

2) Gegevens tussen haakjes ontleend aan Van der Valk *et al* [1989, via Den Besten, 1997]. Het lage drooggewicht % en het lage vetgehalte zijn waarschijnlijk veroorzaakt doordat veel aanhangend vocht bij het referentiemateriaal is terechtgekomen; het vetgehalte is op drooggewichtbasis 10%.

3) Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben.

Bijlage VII-B Gehalten van contaminanten in oligochaeten

Stof	Oligochaeten uit Sliedrechtse Biesbosch									MM-Dijk ¹⁾	MM-BvK ¹⁾
	SBB01	SBB02	SBB03	SBB04	SBB05	SBB06	SBB07	SBB08	Drontermeer		
<i>Zware metalen (mg/kg ds.)</i>											
Cadmium	0.12	0.28	0.04	0.32	0.38	0.80	0.13	0.53	< 0.02	0.07	0.33
Kwik	0.17	0.20	<0.08	< 0.08	0.14	0.21	0.23	0.18	0.10	0.10	0.07
Koper	32,1	33.1	30.3	28.0	26,9	40.8	30.7	33.5	29.7	13.0	10.0
Nikkel	< 1.4	3.7	6.8	4.0	1.8	3,5	2.3	2.5	< 1.4	4.6	< 2.5
Lood	15	28	15	48	23	35	22	24	7.9	12	4,4
Zink	213	240	202	226	226	298	227	261	200	211	179
Chroom	1.6	5.2	3.8	2.2	2.5	7.2	1.6	3.9	< 0.3	5.8	< 0.4
<i>PCB's (µg/kg vet)</i>											
PCB 28	397	1310	5	128	183	149	168	237	49		
PCB 52	1062	2678	137	441	593	528	612	790	146		
PCB 101	1293	2791	188	725	988	960	1070	1365	181		
PCB 118	739	1481	120	480	593	576	662	790	181		
PCB 138	878	1424	180	725	840	912	968	1221	181		
PCB 153	1432	2621	302	1060	1186	1344	1427	1796	252		
PCB 180	462	741	143	395	479	480	510	661	62		
Σ _{7standaard} -PCB's	6263	13046	1075	3954	4861	4948	5417	6860	1054	1606	278
<i>PAK's (µg/kg vet)</i>											
Naftaleen	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
Acenafyleen	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
Acenafteen	333	456	<	<	<	<	<	<	<		
Fluoreen	296	302	211	201	262	240	219	366	236		
Benzo(a)anthraceen	2864	4444	37	2622	2272	1344	1580	2011	925		
Benzo(ghi)peryleen	785	558	86	669	889	413	510	646	200		
Benzo(a)pyreen	1386	1310	77	1395	1334	720	662	934	185		
Fenantreen	1709	1424	456	1450	1037	1056	1121	1221	874		
Anthraceen	1201	2791	742	329	543	312	382	488	175		
Benzo(k)fluorantheen	785	855	86	837	840	528	561	718	149		
Chryseen	3095	5184	354	3068	2174	1680	1835	2011	976		
Fluorantheen	5081	10824	1540	5188	4940	2736	3822	4382	3905		
Benzo(b)fluorantheen	1709	1766	14	1897	1828	1200	1325	1724	391		
Indeno(123cd)pyreen	831	627	770	669	494	1104	662	682	540		
Pyreen	5543	10824	1312	5523	5434	3168	4026	4597	3032		
Dibenzo(ah)antracene	171	211	2225	134	173	22	102	40	31		
Som 16 PAK's	25788	41576	7911	23983	22220	14520	16807	19821	11618	825	3967
<i>Organochloorbestrijdingsmiddelen (µg/kg vet)</i>											
Dieldrin	9	80	<	21	9	13	<	13	10		
Endrin	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
pp-DDT	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
op-DDT	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
pp-DDE	152	194	26	112	124	125	138	172	53	468	< 21
op-DDE	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
pp-DDD	125	239	21	151	163	139	122	144	58	< 38	< 28
op-DDD	41	74	11	54	54	58	48	59	16		
alfa-HCH	12	23	<	<	<	17	<	<	22	<	
beta-HCH	<	<	<	34	<	<	<	<	<		
gamma-HCH (lindaan)	<	<	<	<	<	<	<	<	<	35	32
Heptachloor	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
cis-Heptachl.epoxide	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
trans-Heptachl.epoxide	<	<	<	<	<	<	<	<	<		
HCB	83	182	52	106	109	120	92	115	18	< 15	< 11
Drooggewicht (%)	17	18	18	19	18	16	17	16	16	11	14
Vet (% op natgewicht)	2.2	1.8	1.8	1.8	2.0	2.1	2.0	1.4	2.3	1.1	1.1

1) MM-Dijk = Markermeer, in de hoek bij de dijk Lelystad-Enkhuizen.

MM-BvK = Markermeer, Blocq van Kuffeler.

< Waarden onder de detectielimiet.

Soort	Zware metalen mg/kg versgewicht										
	Gebied	Monsterpunt	% drooggew.	% vet	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Cr	Ni
<i>Schelpdieren</i>											
Corbicula	Sliedrechtse Biesbosch	SBB02	9	2.5	0.02 ²⁾	0.13	0.99	4.05	44.10	0.80	0.32 ²⁾
Corbicula	Sliedrechtse Biesbosch	SBB03	20	4.6	< 0.04	0.20	0.82	7.20	51.60 ²⁾	0.36	< 1.20
Corbicula	Sliedrechtse Biesbosch	SBB19	20	1.8	0.03 ²⁾	0.24	1.42	7.40	70.40	1.80	0.94 ²⁾
Dreissena	Sliedrechtse Biesbosch	SBB03	17	0.8	0.02 ²⁾	0.63	2.04	5.61	73.27	1.26	4.76
Dreissena ¹⁾	IJsselmeer	IJsselm.	5	0.5	< 0.01	0.05	0.16	1.34	8.77	0.13	2.87
<i>Oligochaeten</i>											
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB01	17	2.2	0.03	0.02	2.55	5.46	36.21	0.27	< 0.24
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB02	18	1.8	0.04	0.05	5.04	5.96	43.20	0.94	0.67
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB03	18	1.8	< 0.01	0.01	2.70	5.45	36.36	0.68	1.22
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB04	19	1.8	< 0.02	0.06	9.12	5.32	42.94	0.42	0.76
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB05	18	2.0	0.03	0.07	4.14	4.84	40.68	0.45	0.32
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB06	16	2.1	0.03	0.13	5.60	6.53	47.68	1.15	0.56
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB07	17	2.0	0.04	0.02	3.74	5.22	38.59	0.27	0.39
Oligochaeten	Sliedrechtse Biesbosch	SBB08	16	1.4	0.03	0.09	3.84	5.36	41.76	0.62	0.40
Oligochaeten ¹⁾	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen	11	1.1	0.01	0.01	1.32	1.38	22.70	0.63	0.49
Oligochaeten ¹⁾	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler	14	1.1	0.01	0.05	0.60	1.37	24.10	< 0.06	< 0.34
Oligochaeten	Drontermeer		16	2.3	0.02	< 0.01	1.26	4.75	32.00	< 0.05	< 0.22

1) Gegevens afkomstig uit Den Besten, 1997.

2) Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben.
< d.l. Waarden onder de detectielimiet.

Soort	PCB's (µg/kg versgewicht)								
	Gebied	Monsterpunt	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
<i>Schelpdieren</i>									
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB02	9	41	90	61	75	180	23
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	7	47	110	67	87	190	26
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB19	5	25	53	37	52	110	14
Dreissena	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	1	5	10	4	7	11	3
Dreissena ¹⁾	IJsselmeer	IJsselm.						< 1	
<i>Oligochaeten</i>									
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB01	9	23	28	16	19	32	10
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB02	24	48	50	27	26	47	13
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	< 1	2	3	2	3	5	3
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB04	2	8	13	9	13	19	7
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB05	4	12	20	12	17	24	10
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB06	3	11	20	12	19	28	10
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB07	3	12	21	13	19	29	10
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB08	3	11	19	11	17	25	9
Oligochaeten ¹⁾	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen						7	
Oligochaeten ¹⁾	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler						2	
Oligochaeten	Drontermeer		1	3	4	4	6	4	1

Soort	Organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB's) µg/kg versgewicht																	
	Gebied	Monsterpunt	HCb	Heptachloor	Octachloorst.	op-DDE	pp-DDE	op-DDD	pp-DDD	op-DDT	pp-DDT	a-HCH	b-HCH	g-HCH	cis-HEPO	trans-HEPO	Dieldrin	Endrin
<i>Schelpdieren</i>																		
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB02	6.2	< 1.2	< 1.2	< 3.1	15.0	2.9	24.9	< 0.10	< 1.3	< 0.19	< 2.3	1.4	5.0	< 0.10	2.4	< 0.58
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	5	< 2.8	< 2.8	< 7.5	17.0	2.9	27.7	< 0.23	< 1.9	< 0.47	< 7.0	2.0	4.4	< 0.23	2.5	< 0.94
Corbicula	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB19	3.8	< 1.4	< 1.4	< 3.8	10.0	1.7	15.3	< 0.12	2.3	0.3 ²⁾	< 3.6	1.3	4.3	< 0.12	1.3	< 2.4
Dreissena	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	1.1	< 0.30	< 0.61	< 0.30	1.7	< 1.1	2.3	< 0.10	< 0.30	< 0.15	< 1.8	0.36 ²⁾	0.5	< 0.10	0.8	< 0.46
Dreissena	IJsselmeer	IJsselm.	< 0.03	< 0.04	< 0.02	< 0.08	0.1	< 0.15	< 0.19	< 0.08	< 0.12	0.1	< 1.1	0.1	< 0.06	< 0.06	0.1	< 0.15
<i>Oligochaeten</i>																		
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB01	2	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3	1	3	< d.l.	< d.l.	0.3	< d.l.	< d.l.			0.2	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB02	3	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3	1	4	< d.l.	< d.l.	0.4	< d.l.	< d.l.			1.0	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB03	1	< d.l.	< d.l.	< d.l.	1	0.2	0.4	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.			< d.l.	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB04	2	< d.l.	< d.l.	< d.l.	2	1	3	< d.l.	< d.l.	< d.l.	1	< d.l.			0.4	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB05	2	< d.l.	< d.l.	< d.l.	2	1	3	< d.l.	< d.l.	0.3	< d.l.	< d.l.			0.2	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB06	3	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3	1	3	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.			0.3	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB07	2	< d.l.	< d.l.	< d.l.	3	2	1	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.			< d.l.	< d.l.
Oligochaeten	Sliebrechtsche Biesbosch	SBB08	2	< d.l.	< d.l.	< d.l.	2	1	2	< d.l.	< d.l.	0.30	< d.l.	< d.l.			0.2	< d.l.
Oligochaeten	Markermeer	MM-dijk Enkhuizen	< 0.17	< 0.22	< 0.16	< 0.45	5.29	< 0.58	< 1.84	< 1.99	< 1.98	< 0.48	< 3.8	< 0.59	< 1.3	< 2.19	< 1.03	2.47
Oligochaeten	Markermeer	MM-Blocq v Kuffeler	< 0.12	< 0.16	< 0.12	< 0.32	< 0.23	< 0.41	< 0.12	< 0.14	< 0.14	< 0.03	< 0.2	0.15	< 0.08	< 0.13	< 0.06	< 0.11
Oligochaeten	Drontermeer		< 0.1	< d.l.	< d.l.	< d.l.	1	< 0.1	1	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.			< 0.1	< d.l.

1) Gegevens afkomstig uit Den Besten, 1997.

2) Gehaltes tussen aantoonbaarheidsgrens en onderste bepalingsgrens die daarmee een grotere onzekerheidsmarge hebben.

< d.l. Waarden onder de detectielimiet.

Bijlage VII-D Criteria voor de beoordeling van risico's op doorvergiftiging

MTR's voor de beoordeling van de risico's van doorvergiftiging van vogels, berekend voor specifieke typen voedsel

Type voedsel	MTR gehanteerd op basis van gehalte in graan (Vd Plassche <i>et al</i> 1994; Beek 1995)	MTR voor kleine vis met laag vet% corr 0.35x	MTR voor matig vette vis corr 0.45x	MTR voor mossel corr 0.19x	MTR voor muggelarven of wormen corr 0.14x	MTR voor plant assimil. efficiency 40% i.p.v. 75% corr 0.06x
energie inhoud	13.7 kJ/g	4.8 kJ/g	6.2 kJ/g	2.6 kJ/g	1.9 kJ/g	1.5 kJ/g
Contaminant (mg/kg vers voedsel)						
pp-DDT	0.21	0.074	0.095	0.040	0.029	0.012
op-DDT	5	1,8	2.3	0.9	0.7	0.3
pp-DDE	0.15	0.053	0.068	0.028	0.021	0.009
pp-DDD	0.11	0.039	0.050	0.021	0.015	0.006
lindaan	0.16	0.056	0.072	0.030	0.022	0.009
beta-HCH	63	22,1	29	12	8.7	3.7
aldrin	0.005	0.002	0.002	0.0009	0.0007	0.0003
dieldrin	0.29	0.102	0.131	0.055	0.040	0.017
cadmium	0.041	0.014	0.019	0.008	0.006	0.002
methyl-Hg	0.093	0.033	0.042	0.018	0.013	0.005
Hg	0.4	0.140	0.181	0.076	0.055	0.023
HCB	0.5	0.175	0.226	0.095	0.069	0.029
PCB-153	2	0.701	0.905	0.380	0.277	0.117
TCDD (ng/kg)	-	1.5	2.0	0.839	0.613	0.258
PCB-153*	-	0.005	0.006	0.005	0.004	0.0017
endosulfan	8.1	2.8	3.7	1.5	1.1	0.5
endrin	0.13	0.046	0.059	0.025	0.018	0.008
heptachloor	0.9	0.315	0.407	0.171	0.125	0.053
heptachloorepoxide	0.002	0.001	0.001	0.0004	0.0003	0.0001
pentachloorfenol	25	8.8	11	4.7	3.5	1.5

* PCB-153 als gidsstof voor PCB's met dioxine-achtige werking.

Bijlage VIII

Risicogrenzen en ernstig-risicogrenzen uitgedrukt als interne concentraties in vogels (mg/kg lichaamsgewicht). Waarden afkomstig uit Den Besten [1997], behalve de waarden voor methyl-kwik die nog niet eerder zijn gepresenteerd.

Vogel / Stof	Kritisch niveau	Ernstig-risiconiveau
<i>Aalscholver</i>		
Cadmium (mg/kg)	0.05	4.3
Methyl-kwik (mg/kg)	1.2	58
DDT+DDE (mg/kg)	4.7	90
PCB-153 (als indicator voor PCB's met dioxine-achtige werking; mg/kg)	0.3	3
<i>Fuut, Kuifeend, Scholekster</i>		
Cadmium (mg/kg)	0.05	4.3
Methyl-kwik (mg/kg)	0.5	22
DDT+DDE (mg/kg)	1.8	35
PCB-153 (als indicator voor PCB's met dioxine-achtige werking; mg/kg)	0.1	1

MTR-waarden voor concentraties in de bodem rekening houdend met doorvergiftigingsrisico's

Stof	Kritisch niveau
Cadmium (mg/kg)	1.2 ¹⁾
Kwik (mg/kg)	0.24 ¹⁾
PCB-153 (als indicator voor PCB's met dioxine-achtige werking; mg/kg)	0.0009 ²⁾

1) Waarden deels gebaseerd op gegevens uit RIVM rapport 601501009.

2) Waarden gebaseerd op gegevens uit RIVM rapport 601501006, waar een norm voor PCB-118 wordt voorgesteld (0.3 µg/kg). Deze is vervolgens omgerekend in een norm voor PCB-153 op basis van de gem. verhouding tussen 118 en 153 zoals die in de Sliedrechtse Biesbosch is vastgesteld.

Bijlage IX-A Lijst met NOEC-waarden

Lijst met NOEC-waarden (laagste gerapporteerde) voor de berekening van Toxic Units
Bron: Mulder [1994], Den Besten [1997]

Stof	NOEC Bioassay met <i>Daphnia</i> (mg/kg sediment)	NOEC Bioassay met <i>Chironomus</i> (mg/kg sediment)	NOEC Microtox-test (mg/kg sediment)
As	4200	238	6533
Cd	6.9	32	22533
Cr	967	266	259067
Cu	196.7	320	867
Hg	8.2	11.5	657
Pb	3840	4228	25600
Ni	53.3	153 ¹⁾	3200
Zn	3080	5605	9093
PCB28	> 19 ¹⁾		
PCB52	> 39 ¹⁾		
PCB101	> 40 ¹⁾		
PCB118	> 360 ¹⁾	24.9 ¹⁾	
PCB138	> 77 ¹⁾		
PCB153	> 110 ¹⁾		
PCB180	> 160 ¹⁾		
Fluorantheen	22.48	32.4	125 ²⁾
Benzo(k)fluorantheen	7.5		
Benzo(b)fluorantheen			105.9
Benzo(a)pyreen	18.4	7.4	59133 ²⁾
Benzo(ghi)peryleen	0.77		22.1
Indeno(123cd)pyreen			
Naftaleen	3.3	15.6	7.1 ²⁾
Antraceen	8.28	3.1	28.6 ²⁾
Pyreen	15.2	9.5	350 ²⁾
Dibenzo(ah)antraceen	1.17		11.2
Chryseen	37.2		4349 ²⁾
Fenantreen	21.3	49.6	3 ²⁾
Benzo(a)antraceen	28.5		773 ²⁾
α -HCH	17.8		
β -HCH	138.3		
γ -HCH (lindaan)	4.6	0.037	275
Heptachloor	15.6	2.49	
Heptachloorepoxide	42.1	7.0	17630
Aldrin	2359	0.217	11793307
Dieldrin	1587	4.96	592309
Endrin	0.387	0.016	
DDD	22.3	121	
DDE	0.12	596	
DDT	1.94	11	68548
HCB	6.1	18.9	849.9
α -endosulfan	2.5	0.488	
Hexachloorbutadieën	17.2		13.8
Pentachloorbenzeen	37.5	2	
Chloordaan	178		167142
Pentachloorfenol	2.73	19.05	51.5

1) Waarde afkomstig uit Den Besten, 1997.

2) Waarde recent vastgesteld maar nog niet gepubliceerd.

NB Alleen TU's > 0.1 bij elkaar opgeteld

Locatie	Monsterpunt	Bioassay: <i>Daphnia</i>			Bioassay: <i>Chironomus</i>			Bioassay: Microtox			
		TU's-metalen	TU's-OCBs	TU's-PAK	TU's-metalen	TU's-OCBs	TU's-PAK	TU's-metalen	TU's-OCBs	TU's-PAK	
1	a	SBB11	3.99	0.00	0.24	2.59	0.00	0.00	0.28	0.00	0.00
		SBB12	3.14	0.00	0.56	1.95	0.00	0.00	0.24	0.00	0.16
	b	SBB18	4.21	0.00	1.95	2.55	0.00	0.61	0.26	0.00	0.41
	c	SBB19	1.19	0.00	0.59	0.54	0.00	0.24	0.00	0.00	0.22
		<i>Gem ± SD</i>	<i>3.13 ± 1.37</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.84 ± 0.76</i>	<i>1.91 ± 0.96</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.21 ± 0.29</i>	<i>0.20 ± 0.13</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.20 ± 0.17</i>
2		SBB01	1.90	0.00	0.65	0.97	0.00	0.40	0.00	0.00	0.30
		SBB06	2.30	0.00	0.39	1.42	0.00	0.21	0.00	0.00	0.20
		SBB20	2.38	0.00	0.63	1.45	0.98	0.13	0.12	0.00	0.27
		SBB21	2.58	0.00	1.52	1.60	0.00	0.68	0.11	0.00	0.35
		<i>Gem ± SD</i>	<i>2.29 ± 0.29</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.80 ± 0.50</i>	<i>1.36 ± 0.27</i>	<i>0.25 ± 0.49</i>	<i>0.36 ± 0.24</i>	<i>0.06 ± 0.07</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.28 ± 0.06</i>
3		SBB02	3.67	0.00	0.60	2.16	0.00	0.23	0.12	0.00	0.34
		SBB16	1.88	0.00	0.11	0.83	0.00	0.34	0.00	0.00	0.19
		<i>Gem</i>	<i>2.78</i>	<i>0.00</i>	<i>0.36</i>	<i>1.50</i>	<i>0.00</i>	<i>0.29</i>	<i>0.06</i>	<i>0.00</i>	<i>0.27</i>
4		SBB03 ¹⁾	0.28	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		SBB04 ¹⁾	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		<i>Gem</i>	<i>0.28</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	<i>0.05</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>	<i>0.00</i>
5		SBB10	8.06	0.00	0.32	5.53	0.00	0.00	0.31	0.00	0.25
		SBB17	2.82	0.14	0.92	1.82	0.00	0.30	0.12	0.00	0.22
		<i>Gem</i>	<i>5.44</i>	<i>0.07</i>	<i>0.62</i>	<i>3.68</i>	<i>0.00</i>	<i>0.15</i>	<i>0.22</i>	<i>0.00</i>	<i>0.24</i>
6		SBB05	3.05	0.00	0.50	1.76	0.00	0.34	0.13	0.00	0.28
		SBB13	3.26	0.00	0.00	1.89	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00
		SBB14	2.18	0.00	0.42	1.28	0.00	0.15	0.00	0.00	0.22
		SBB15	2.99	0.00	0.36	1.82	0.00	0.13	0.13	0.00	0.23
		<i>Gem ± SD</i>	<i>2.87 ± 0.47</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.32 ± 0.22</i>	<i>1.69 ± 0.28</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.16 ± 0.14</i>	<i>0.10 ± 0.06</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.18 ± 0.12</i>
7		SBB07	2.65	0.00	0.58	1.61	0.00	0.23	0.11	0.00	0.24
		SBB08	2.72	0.00	0.38	1.61	0.00	0.16	0.11	0.00	0.25
		SBB09	2.65	0.00	0.54	1.59	0.00	0.24	0.11	0.00	0.26
		<i>Gem ± SD</i>	<i>2.67 ± 0.04</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.50 ± 0.11</i>	<i>1.60 ± 0.01</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.21 ± 0.04</i>	<i>0.11 ± 0</i>	<i>0.00 ± 0.00</i>	<i>0.25 ± 0.01</i>

¹⁾ Organisch stofgehalte ligt onder de detectiegrens. Gerekend met een gehalte van 0.25% (=1/2 van de detectiegrens).

Colofon

Auteurs:

J.F. Postma en P.J. den Besten

Opdrachtgever:

Rijkswaterstaat, directie Zuid-Holland

Toeleverende diensten c.q. bedrijven:

- * Rijkswaterstaat, Directie Zuid-Holland
- * Rijkswaterstaat, RIZA
- * Waterloopkundig laboratorium
- * AquaSense
- * Bureau Waardenburg
- * Instituut voor Milieuvraagstukken, VU
- * Witteveen en Bos

Leden van de werkgroep Biotisch Effectonderzoek (BEO) Sliedrechtse Biesbosch (1998-2001)

):

Mw M. Ohm (RWS-ZH, APS)

J. Oosterbaan (RIZA, WSE)

Mw C.A. Schmidt (RIZA, WSC)

C. van de Guchte (RIZA, WSC)