

Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard, 2001

Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard, 2001

in opdracht van	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA
------------------------	---

uitvoering	S. Dalloessing; ing. C.M. Keijzers; Dr. J.F. Postma
namens opdrachtgever	de heer J. Oosterbaan

rapportnummer	code opdrachtgever	status
1665	38976/IHO	Eindrapport

autorisatie	naam	paraaf	datum
opgemaakt	ing. C.M. Keijzers		05-10-2001
goedgekeurd	Dr. J.F. Postma		05-10-2001



Citeren als: AquaSense (2004). Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard, 2001, - In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA. AquaSense rapportnummer: 1665.

AquaSense

Kruislaan 411a
Postbus 95125
1090 HC Amsterdam
telefoon 020-5922244
telefax 020-5922249

© AquaSense

Het copyright van deze notitie is uitdrukkelijk voorbehouden aan AquaSense. Niets uit dit rapport mag worden vermenigvuldigd op welke manier dan ook zonder schriftelijke toestemming van AquaSense, noch mag het worden gebruikt voor elk ander doel dan waarvoor het is vervaardigd zonder deze toestemming.

Inhoud

Inhoud	i
Samenvatting	1
1. Inleiding	3
2. Methoden	5
2.1. Bemonstering en voorbehandeling.....	5
2.2. Fysisch-chemische analyses	6
2.3. Bioassays.....	6
2.3.1. Acute test met <i>Vibrio fischeri</i>	7
2.3.2. ROTOXKIT F ä	8
2.3.3. Thamnotoxkit F ä	8
2.3.4. Chronische test met <i>Daphnia magna</i>	9
2.3.5. Chronische test met <i>Chironomus riparius</i>	11
2.3.6. Kwaliteitstesten testorganismen.....	12
2.4. TU-analyses	13
3. Resultaten en discussie	15
3.1. Fysisch-chemische analyses	15
3.1.1. Sedimentkarakterisering.....	15
3.1.2. Sedimentverontreinigingsgraad.....	16
3.2. Bioassays.....	16
3.2.1. Geldigheidscriteria en randvoorwaarden.....	16
3.2.2. Resultaten bioassays.....	19
3.2.3. TU-waarden sediment.....	22
3.3. Beoordeling volgens TRIADE-benadering.....	23
4. Overzicht 1998 t/m 2001	27
4.1. Directe effecten (spoor A).....	28
4.2. Indirecte effecten (spoor B).....	28
5. Literatuur	37

6. Bijlagen

39

Samenvatting

In opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) heeft AquaSense de toxiciteit van een aantal sedimenten afkomstig uit de Gamerense Waard bepaald met chemische en ecotoxicologische analyses.

De lokaties werden op 21 mei 2001 door Rijkswaterstaat bemonsterd. De sedimenten werden allereerst onderworpen aan enkele fysisch-chemische analyses om het sediment te karakteriseren en de verontreinigingsgraad te bepalen. Tevens werden met behulp van bioassays de mogelijke effecten van de sedimentmonsters op een vijftal organismen bestudeerd, namelijk de lichtgevende bacterie *Vibrio fischeri* (acute Microtox[®] test), het raderdiertje *Brachionus calyciflorus* (acute Rotoxkit F), de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus* (acute Thamnotoxkit F), de watervlo *Daphnia magna* en de muggenlarve *Chironomus riparius* (chronische testen).

De resultaten van het onderzoek zijn samengevat in de onderstaande tabel. Hieruit blijkt dat geen van de sedimentmonsters negatieve effecten veroorzaakte voor de Microtox en larven van de dansmug *C. riparius*, terwijl de bioassay met de watervlo in alle gevallen een negatief effect liet zien. Dit komt overeen met de verwachting op basis van de resultaten van de zogenaamde Toxic-Unit (TU) analyse. Er dient echter wel opgemerkt te worden dat negatieve effecten veroorzaakt door (lichte) overschrijdingen van het zuurstofgehalte gedurende de bioassay met *Daphnia magna* niet geheel zijn uit te sluiten. Uit de resultaten van de uitgevoerde toxkits blijkt dat alleen het monster G25 een (ernstig) negatief effect veroorzaakt op de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*.

Samenvattend blijkt uit de resultaten van de beoordeling (tabel 1), dat de eindbeoordeling matig toxisch is voor de monsters G6, G15 en G19, terwijl het sedimentmonster G25 ernstig toxische effecten veroorzaakte. Voor de monsters G6, G15 en G19 dient men zich echter te realiseren dat het waargenomen effect mogelijk (mede) veroorzaakt kan worden doordat er niet voldaan is aan de randvoorwaarde voor zuurstof. Hierom zijn de beoordelingen dan ook tussen haakjes weergegeven.

Tabel 1 Resultaten TRIADE-beoordeling (Maas *et al.*, 1993) voor *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* en voor *Brachionus calyciflorus* en *Thamnocephalus platyurus* volgens STOWA (1997). -: geen toxisch effect, geen overschrijding criterium 1; ±: matig toxisch effect, overschrijding criterium 1; +: ernstig toxisch effect, overschrijding criterium 2; (): effect mogelijk (mede) veroorzaakt door overschrijding van randvoorwaarde(n).

Test met:	Microtox	Rotokit F	Thamnotoxkit F	Watervlo chronisch		Muggelarf chronisch			
Testorganisme:	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	<i>Daphnia magna</i>		<i>Chironomus riparius</i>			
Testduur:	30 minuten	24 uur	24 uur	14-16 dagen		28 dagen			
Effectparameter	EC ₂₀	LC ₅₀	LC ₅₀	NOEC _{st}	NOEC _{repr}	Sterfte	Ontwikkeling	Drooggewicht	Eindoordeel
G 6	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 15	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 19	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 25	-	-	+	(+)	(+)	-	-	-	+

1. Inleiding

In het kader van een meerjarig onderzoek werd de toxiciteit van een aantal sedimenten afkomstig uit de Gamerense Waard bepaald. Om deze sedimenten te kunnen beoordelen, zijn in opdracht van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA) bioassays uitgevoerd met de lichtgevende bacterie *Vibrio fischeri* (voorheen *Photobacterium phosphoreum*), het raderdiertje *Brachionus calyciflorus* (Rotoxkit F), de kreeftachtige *Thamnocephales platyurus* (Thamnotoxkit F), de watervlo *Daphnia magna* en larven van de dansmug *Chironomus riparius*. De bioassays zijn uitgevoerd conform de TRIADE-richtlijn (Maas *et al.*, 1993). De toxkits werden uitgevoerd volgens het standaardprotocol behorende bij deze toxkits (Creasel, 1990 en 1992).

Tevens werd van elk sediment monster de verontreinigingsgraad vastgesteld door het uitvoeren van verschillende chemische analyses.

Naast een overzicht van de gebruikte methoden worden de resultaten van de bioassays weergegeven en kort bediscussieerd.

Tevens wordt een meerjarig overzicht gepresenteerd van de resultaten van eerder uitgevoerd ecotoxicologisch onderzoek aan sedimentmonsters afkomstig uit de Gamerense Waard.

2. Methoden

2.1. Bemonstering en voorbehandeling

De lokaties werden op 21 mei 2001 bemonsterd door Rijkswaterstaat, Directie Oost-Nederland in samenwerking met het RIZA. Per lokatie werd 50 liter sediment verzameld in 5 kunststof emmers met een inhoud van 10 liter. De monsters werden gekoeld opgeslagen bij Rijkswaterstaat. Nadat de monsters verzameld waren, werden de monsters naar AquaSense getransporteerd. Hier werden de monsters direct na binnenkomst geregistreerd en voorzien van een AquaSense monsternummer (Ecolims-nummer). De 5 emmers van ieder monster werden vervolgens bij elkaar gevoegd, mechanisch geroerd en weer over de emmers verdeeld, waarna één monster ten behoeve van chemische analyses werd genomen. Het bovenstaande water werd na 24 uur bezinken verwijderd. Tot het moment van gebruik werden de sedimentmonsters in het donker bij 5°C in een koelcel opgeslagen.

In tabel 2.1 worden de monsterdata en de Ecolimsnummers van de sedimentmonsters weergegeven. Voor een uitgebreide beschrijving van de sedimentmonsters wordt verwezen naar bijlage 3. Het bodemtype van de sedimentmonsters werd gekarakteriseerd op basis van fysisch/chemische analyses (zie tabel 3.1).

Tabel 2.1 Bijzonderheden van de sedimentmonsters.

Locatie	Monster- datum	Ecolims- nummer
G 6	21-05-2001	322024
G 15	21-05-2001	322025
G 19	21-05-2001	322026
G 25	21-05-2001	322027

In bijlage 3 worden de volgende bijzonderheden van de sedimentmonsters weergegeven:

- Monstercode RWS;
- AquaSense Ecolims-nummer;
- Monsterdatum;
- Type sediment;
- Manier van poriewaterwinning;
- Poriewateropbrengst;
- Datum waarop de testen zijn ingezet.

2.2. Fysisch-chemische analyses

Chemie bodem

De fysisch-chemische analyses betreffen de gehalten aan droge stof en organische stof (gloeiverlies), de korrelgrootte verdeling (fracties <2, <16, <63 en <210µm) als mede de concentraties van 8 metalen, 16 PAK's (EPA), 7 PCB's, OCB's, minerale olie, EOX, totaal N en P (bijlage 1). Op basis van de analyseresultaten werd de vervuilingsgraad bepaald volgens de 4de Nota Waterhuishouding Water (bijlage 2).

2.3. Bioassays

Volgens de TRIADE-benadering werden chronische bioassays met de muggenlarve *Chironomus riparius* en de watervlo (kreeftachtige) *Daphnia magna* uitgevoerd. De eerste soort betreft een sedimentbewonend (benthisch) organisme, de tweede soort een organisme dat in de waterkolom erboven leeft (pelagisch). Deze soorten worden op twee verschillende manieren blootgesteld: respectievelijk via een sediment/water-systeem en via geïsoleerd (porie)water. Poriewatertesten zijn in het algemeen goed bruikbaar voor het beoordelen van verontreinigde sedimenten omdat in een evenwichtssituatie de opname van stoffen uit het sediment veelal plaats vindt via de waterfase (Lahr, 1988, geciteerd in Maas *et al.* 1993).

Omdat sedimenten dermate sterk verontreinigd kunnen zijn dat acute toxiciteit kan worden aangetoond, werd conform de TRIADE-benadering ook een (acute) poriewatertest met de luminescerende bacterie *Vibrio fischeri* (voorheen *Photobacterium phosphoreum*) uitgevoerd. Daarnaast werden ook de acute screeningstesten met het raderdier *Brachionus calyciflorus* (Rotokit F) en de kreeftachtige *Thamnocephales platyurus* (Thamnotokit F) uitgevoerd.

In verband met mogelijke effecten van fysische en chemische parameters als zuurgraad, zuurstofgehalte, geleidbaarheid, nitriet en ammoniumgehalte op de organismen werden vlak voor het inzetten van de testen in het blanco- en het onverdunde testmedium (poriewater of boven het sediment staande water) de volgende fysische en chemische parameters semi-kwantitatief gemeten:

- Zuurgraad (met pH-meter);
- Zuurstofgehalte (met zuurstofelectrode);
- Nitrietgehalte (met Merck-testkit);
- Ammoniumgehalte (met Merck-testkit);
- Geleidbaarheid (met geleidbaarheidsmeter).

In de chronische testen (*D. magna* en *C. riparius*) werden deze parameters tenminste ook éénmaal per week gedurende de testen, bij het verversen van het medium (*D. magna*) en bij beëindiging van de testen gemeten.

Voor de testen met *V. fischeri*, *B. calyciflorus*, *T. platyurus*, *D. magna* en *C. riparius* zijn randvoorwaarden gesteld aan deze parameters als kwaliteitsborging. Indien aan deze randvoorwaarden wordt voldaan, worden geen effecten verwacht op de organismen.

Met de resultaten van de chemische analyses werden zogenaamde Toxic Unit (TU) berekeningen uitgevoerd om eventueel waargenomen effecten in de bioassays te verklaren.

Hieronder wordt per bioassay kort de werkwijze beschreven.

2.3.1. Acute test met *Vibrio fischeri*

Poriewater werd door middel van centrifugatie uit de voorbehandelde sedimentmonsters gewonnen. Binnen 4 uur na winnen werd met dit poriewater de acute test met de bacterie *Vibrio fischeri* uitgevoerd volgens ISO 11348-3 (1998) aangevuld met de TRIADE-methodebeschrijving (Maas *et al.*, 1993) en de WSC-notitie (den Besten & Schmidt, 1994).

In de Microtox-test werd met een lichtmeter (Microtox[®]) de afname van de bioluminescentie bij de bacterie beoordeeld na 5, 15 en 30 minuten blootstelling aan de 4 volgende concentraties testmedium: 45, 22.5, 11.25 en 5.625 volume%. De test- en incubatietemperatuur bedroeg 15°C. De analyses werden in duplo uitgevoerd, waarna per blootstellingsduur één gemiddelde EC₂₀-waarde en de bijbehorende TI-waarde (Toxiciteits Index) werd bepaald. Deze waarden werden

bepaald met behulp van de programmatuur behorende bij het Microtox-teststelsel.

De EC₂₀-waarde (Effect Concentratie) is gedefinieerd als de concentratie testmedium, waarbij na een gegeven blootstellingsduur een afname van 20% van de bioluminescentie t.o.v. de blanco (= verdunningsmedium) kan worden waargenomen. De TI-waarde wordt vervolgens berekend door 100 te delen door deze EC₂₀-waarde. De laagste van de op de 3 tijdstippen bepaalde EC₂₀-waarden, wordt gebruikt om de toxiciteit van het monster aan te geven.

Vlak voor het inzetten van de testen werden in het onverdunde poriewater de volgende fysische en chemische parameters semi-kwantitatief gemeten:

- Zuurstofgehalte (met gecombineerde zuurstof- en temperatuurelectrode);
- Zuurgraad (met pH-meter);
- Nitrietgehalte (met Merck-testkit);
- Amoniumgehalte (met Merck-testkit);
- Geleidbaarheid (met geleidbaarheidsmeter).

2.3.2. ROTOXKIT F ä

De acute test met de Rotoxkit FTM werd uitgevoerd volgens het standaardprotocol behorende bij deze toxkit (Creasel, 1990). Hierbij werd de sterfte bij juvenielen van het raderdier *Brachionus calyciflorus* beoordeeld na 24 uur blootstelling aan de 5 volgende concentraties testmedium: 100, 56, 32, 18 en 10 volume%. De verdunningen werden aangemaakt met het in de toxkit bijgeleverde standaard zoetwatermedium. De testen zijn uitgevoerd met gecentrifugeerde monsters. Het testvolume bedroeg 0,3 ml per testcupje. Als blanco werd 100% zoetwatermedium getest. De test werd in zeshoud uitgevoerd met in ieder testcupje 5 juvenielen. De temperatuur bedroeg $25 \pm 1^\circ\text{C}$, en de test werd in het donker uitgevoerd. Tijdens de test werden de proefdieren niet gevoerd.

Uit de resultaten werd volgens de getrimde Spearman-Kärber-methode met behulp van het ToxCalc-softwarepakket (Tidepool, 1995), de concentratie testmedium geschat die 50% sterfte geeft na 24 uur blootstelling (LC₅₀). Indien deze methode niet toepasbaar was, is een lineaire extrapolatie gebruikt.

Vlak voor het inzetten van de testen werden in het blanco- en het onverdunde poriewater enkele fysische en chemische parameters (semi-)kwantitatief gemeten (zie paragraaf 2.3).

2.3.3. Thamnotoxkit F ä

De acute test met de Thamnotoxkit FTM werd uitgevoerd volgens het standaardprotocol behorende bij deze toxkit (Creasel, 1992). Hierbij werd de sterfte bij juvenielen van de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus* beoordeeld na 24 uur blootstelling aan de 5 volgende concentraties testmedium: 100, 56, 32, 18 en 10 volume%. De verdunningen zijn aangemaakt met het in de toxkit bijgeleverde standaard zoetwatermedium. De testen zijn uitgevoerd met gecentrifugeerde monsters. Het testvolume bedroeg 1 ml per testcupje. Als blanco werd 100% zoetwatermedium getest. De test werd in drievoud uitgevoerd met in ieder testcupje 10 juvenielen. De temperatuur bedroeg $25 \pm 1^\circ\text{C}$, en de test werd in het donker uitgevoerd. Tijdens de test werden de proefdieren niet gevoerd.

Uit deze resultaten werd volgens de getrimde Spearman-Kärber-methode met behulp van het ToxCalc-softwarepakket (Tidepool, 1993), de concentratie testmedium geschat die 50% sterfte geeft na 24 uur blootstelling (LC₅₀). Indien deze methode niet toepasbaar was, is een lineaire extrapolatie gebruikt.

Vlak voor het inzetten van de testen werden in het blanco- en het onverdunde poriewater enkele fysische en chemische parameters (semi-)kwantitatief gemeten (zie paragraaf 2.3).

2.3.4. Chronische test met *Daphnia magna*

De bioassays met *Daphnia magna* zijn uitgevoerd conform de "Methodebeschrijving voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE benadering" (Maas *et al.*, 1993).

Poriewater werd door middel van centrifugeren gewonnen uit de voorbehandelde sedimentmonsters. Dit poriewater werd gefiltreerd over een 0,45 µm filter en tot gebruik hooguit 1 week gekoeld bewaard, in donkere afgesloten glazen potten. Alle gebruikte glasvezel- en membraanfilters werden voorgespoeld met 1 liter milli-Q water. Het poriewater werd belucht (>75 - 100%) indien het zuurstofgehalte vlak voor gebruik lager was dan 50 % van de verzadigingswaarde. Na beluchting werd nogmaals gemeten of aan dit criterium werd voldaan (zie §3.2-overschrijdingen randvoorwaarden voor meer informatie over zuurstofconcentraties tijdens de testen).

Door verdunning met Elendt-medium¹ werden de volgende 4 concentraties poriewater aangemaakt: 10, 32, 56 en 100 volume% poriewater. Per concentratie werden 10 testvatjes gevuld met 50 ml testmedium. Van monsters G 25 (zie bijlage 3) was te weinig poriewater

¹ Standaardmedium bestaande uit gedemineraliseerd water waaraan enkele zouten en vitaminen toegevoegd zijn. Dit medium wordt gebruikt bij het kweken van *D. magna*.

beschikbaar. Van dit monster is de test daarom uitgevoerd met 30 ml testmedium. Als blanco-testmedium werd Elendt-medium gebruikt. In ieder testvatje werd één watervlo (leeftijd < 24 uur) ingezet.

De testduur bedroeg 16 dagen. Gedurende de bioassays werd tweemaal per week het testmedium verversen en werd het aantal geproduceerde jongen geteld en verwijderd. Het tellen en verwijderen van de jongen werd tevens éénmaal per week tussen de beide verversingen uitgevoerd. Dagelijks werd de overleving van de ingezette watervloien gecontroleerd, eventuele reproductie genoteerd en werd gevoerd met een *Scenedesmus*-suspensie.

Als maat voor de reproductiecapaciteit werd uit de "cohort life-table"² per poriewaterconcentratie de gemiddelde intrinsieke populatiegroeisnelheid (r_m) berekend (Maas *et al.*, 1993). Met name het moment van eerste reproductie (eerste worp) en de aantallen nakomelingen per worp zijn bepalend voor deze parameter. Met een parametrische test (bijv. Williams's) uit het ToxCalc-pakket (Tidepool, 1995) werd getoetst of de verschillen in de gemiddelde r_m -waarden per concentratie significant waren ten opzichte van de bij die serie behorende blanco. Indien zelfs na transformatie van de r_m -waarden niet kon worden voldaan aan de randvoorwaarden voor het mogen uitvoeren van de Williams-test³, werd gebruik gemaakt van een verdelingsvrije (niet-parametrische) rang-som-test. Op basis van deze statistische analyse werd de NOECreproductie-waarde bepaald. Bij niet-gelijke replica's werd de "Bonferoni adjusted T-test" gebruikt uit het TOXCALC-pakket (Tidepool, 1995). De NOECsterfte-waarde werd gelijk gesteld aan die testconcentratie waarbij $\leq 20\%$ sterfte optrad, mits sprake was van een trend in drie opeenvolgende verdunningen van poriewater (Maas *et al.*, 1993). Indien in hetzij de reproductie (r_m -waarde) hetzij de sterfte geen sprake was van een duidelijke trend in opeenvolgende verdunningen, werd een indicatieve NOEC-waarde vastgesteld aan de hand van de beschikbare informatie over het verloop binnen de geteste concentratiereeks. Tevens werd (indien mogelijk) de poriewater concentratie bepaald die aan het einde van de test 50% sterfte van de watervloien gaf (LC_{50}). Indien er voldaan werd aan de ANOVA-criteria werd voor de bepaling van de LC_{50} -waarde een parametrische methode (bijv. maximum likelihood probit) toegepast. Indien er niet voldaan werd aan de ANOVA-criteria werd een niet-parametrische methode (bijv. de getrimde Spearman-Kärber) toegepast.

Gedurende de testen werden in de blanco en het onverdunde testmedium enkele fysische en chemische parameters semi-kwantitatief gemeten. Deze parameters werden aan het begin en gedurende de test eenmaal per week (vóór en na verversen) bepaald:

² Tabel met daarin het aantal nakomelingen per ingezet vrouwtje gedurende de test (Begon *et al.*, 1986).

³ Voorwaarden voor de uitvoering van deze test zijn: normaal verdeelde waarnemingen en homogeniteit van varianties. Normaliteit en homogeniteit worden met Toxcalc getest met behulp van respectievelijk de Shapiro-Wilk's en de Bartlett's test (Tidepool, 1995).

- Zuurstofgehalte (met gecombineerde zuurstof- en temperatuur-electrode);
- Zuurgraad (met pH-meter);
- Nitrietgehalte (met Merck-testkit);
- Ammoniumgehalte (met Merck-testkit);
- Geleidbaarheid (met geleidbaarheidsmeter).

Indien de randvoorwaarden in de onverdunde poriewatermonsters werden overschreden, werden aanvullende metingen uitgevoerd in het verdunde testmedium.

2.3.5. Chronische test met *Chironomus riparius*

De chronische toxiciteitstest met *Chironomus riparius* werd uitgevoerd volgens de "Methodebeschrijving voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE benadering" (Maas *et al.*, 1993).

Voor deze test werd het benodigde sediment gezeefd over een 500 µm zeef. Met dit sediment werd een mengsel aangemaakt bestaande uit 1 volumedeel sediment en 4 volumedelen DSW-medium. Na 24 uur schudden werden 4 testvatjes gevuld met 50 ml van dit mengsel. Van het mengselrestant werd na drie dagen bezinken het elutriaat gewonnen, waarmee drie testvatjes tot ca. 100 ml werden gevuld. Per testvatje met elutriaat werden *ad random* 2 halve eipakketten (≤ 2 dagen oud) van *Chironomus riparius* ingezet. Na 4 dagen werd beoordeeld of beide eipakkethelften waren uitgekomen (met een nauwkeurigheid van circa 10%) en werden de uitgekomen larven gevoerd met een 2% Trouvit-oplossing. Na 7 dagen werden uit het elutriaat individuen van het 2^e larvale stadium gehaald. Per testvatje met sediment/DSW-mengsel werden 25 van deze larven ingezet. De sediment/DSW-mengsels werden continu belucht en drie maal per week werden de testvatjes gevoerd met een 2% Trouvit-oplossing. Na 28 dagen werden de larven voorzichtig over een zeef met een maaswijdte van 250 µm uitgespoeld. Het aantal larven werd geteld en van alle 4^e stadium (L4) larven tezamen werd vervolgens het drooggewicht bepaald. Hieruit werd het gemiddelde drooggewicht per L4-larf afgeleid.

Als referentie voor de beoordeling van de sedimentmonsters werd sediment uit de vaargeul van het Drontermeer (slib) getest.

Met behulp van de ANOVA- en de post-hoc Bonferoni T-test werd getoetst of de waarnemingen voor één van de volgende parameters significant ($P \leq 0,05$) verschilde van de referentie:

- gemiddelde sterfte;
- gemiddelde larvale ontwikkeling;
- gemiddeld drooggewicht van de L4-larven.

Hierbij werd gebruik gemaakt van het SPSS-softwarepakket (Norusis, 1992). Indien niet aan de voorwaarden voor parametrische testen werd voldaan, werden de gegevens log-getransformeerd. Indien ook na

transformatie niet kon worden voldaan aan de randvoorwaarden voor het mogen uitvoeren van parametrische testen, werd gebruik gemaakt van de verdelingsvrije (niet-parametrische) Kruskal-Wallis test.

Gedurende de testen werden enkele fysische en chemische parameters semi-kwantitatief gemeten in het elutriaat vóór het inzetten van de eipakketten en een week daarna. In het bovenstaande water van het sediment/DSW-mengsel werden deze parameters vóór het inzetten van de larven en daarna éénmaal per week gemeten:

- Zuurstofgehalte (met gecombineerde zuurstof- en temperatuur-electrode);
- Zuurgraad (met pH-meter);
- Nitrietgehalte (met Merck-testkit);
- Ammoniumgehalte (met Merck-testkit);
- Geleidbaarheid (met geleidbaarheidsmeter);

2.3.6. Kwaliteitstesten testorganismen

Vibrio fischeri

Ter controle van de gevoeligheid van de bacterie *Vibrio fischeri* is een test uitgevoerd met fenol als referentiestof. In deze test werd de fenolconcentratie bepaald waarbij na 5 minuten blootstelling 20 % afname van de bioluminescentie t.o.v. de blanco kon worden waargenomen.

De resultaten van de kwaliteitscontrole zijn weergegeven in bijlage 4. De gevoeligheid van *V. fischeri* voor fenol viel binnen de gestelde acceptatieranges.

Brachionus calyciflorus en *Thamnocephales platyurus*

Ter controle van de gevoeligheid van de testorganismen is een test uitgevoerd met kaliumdichromaat als referentiestof. In deze test werd de concentratie bepaald waarbij 50% van de organismen na 24 uur immobiel zijn (24u LC₅₀ waarde volgens batchinformatie van Creasel).

De resultaten van de kwaliteitscontrole zijn weergegeven in bijlage 4. De gevoeligheid van *B. calyciflorus* en *T. platyurus* voor kaliumdichromaat viel binnen de gestelde acceptatieranges.

Daphnia magna en *Chironomus riparius*

De laboratoriumkweken van *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* van AquaSense worden periodiek onderworpen aan een gevoeligheidstest. In deze test wordt de kaliumdichromaatconcentratie bepaald waarbij 50% van de watervlooien na 24 uur immobiel is (24u-EC₅₀ volgens ISO 6341, 1989), dan wel de concentratie waarbij 50% van de muggenlarven na 96 uur dood is (96u -LC₅₀ volgens Grootelaar & Mulder, 1991).

De resultaten van de gevoeligheidscontrole van de AquaSense kweken zijn weergegeven in bijlage 4. De gevoeligheid van *D. magna* en *C. riparius* voor kaliumdichromaat viel binnen de gestelde acceptatieranges.

2.4. TU-analyses

Om vast te kunnen stellen welke in het sediment gemeten contaminanten een mogelijke rol bij het tot stand komen van eventueel waargenomen negatieve effecten werd gebruik gemaakt van de resultaten van de op het sediment uitgevoerde chemische analyses en van toxiciteitsgegevens van het RIZA (den Besten, 1997 + enkele recente nog niet gepubliceerde data).

De berekeningen zijn uitgevoerd volgens het Toxic Unit (TU)-concept, om zo de totale toxiciteit van groepen verontreinigingen in de sedimentmonsters in te kunnen schatten. De Toxic Units zijn op basis van de chemische analyses uit bijlage 1 berekend (TU_{chemie}). De TU_{chemie} -waarde wordt berekend door de voor standaardbodem gecorrigeerde concentratie van een bepaalde verbinding te delen door de bijbehorende NOEC-waarde. Bij deze standaardisatie wordt niet gebruik gemaakt van de zogenaamde afkapgrenzen⁴. Door van individuele chemische verbindingen met eenzelfde werkingsmechanisme de bijbehorende TU_{chemie} -waarden voor één specifiek testorganisme op te tellen, wordt een gesommeerde TU-waarde voor deze stoffen in het sedimentmonster verkregen. Indien deze waarde groter is dan 1, bestaat er een matige kans op het waarnemen van effecten. Indien deze waarde groter is dan 3 is deze kans groot.

Aangezien er geen volledige set NOEC-waarden bekend zijn voor de testorganismen *Thamnocephalus platyurus* (Thamnotoxkit) en *Brachionus calyciflorus* (Rotoxkit) wordt voor deze toxkits gebruik gemaakt van het Trefkans programma van STOWA (1997).

⁴ Binnen WABOOS wordt gestandaardiseerd op basis van het org. stof gehalte en het lutumgehalte. Als het org. stof gehalte <2% of >30% wordt echter met deze grenswaarden gerekend. Hetzelfde geldt voor een lutumgehalte <3%. Deze afkapgrenzen zijn niet gebruikt voor de TU-berekening.

3. Resultaten en discussie

3.1. Fysisch-chemische analyses

3.1.1. Sedimentkarakterisering

In tabel 3.1 worden de fysisch-chemische analysegegevens weergegeven, waarmee de waterbodems van de onderzochte locaties tot bodemtypen zijn gekarakteriseerd. De ruwe gegevens staan in bijlage 1.

Tabel 3.1 Sedimentkarakterisering op basis van de criteria van Den Besten (1997).
O.S.= organische stof; D.S. = droge stof.

Locatie	O.S. (% D.S.)	< 16 µm (% D.S.)	< 63 µm (% D.S.)	> 210 µm (% D.S.)	Vocht (%)	tot. fosfaat (mg/kg)	Kj-N (mg/kg)	Algemene karakterisering
G 6	4,5	17,8	28,1	24,5	46,2	610	1600	stabiel slib
G 15	3,7	14,5	25,2	21,9	43,1	600	1600	stabiel slib
G 19	7,7	47,3	59,7	24,7	68,5	760	3700	instabiel slib
G 25	6,6	9,8	15,1	51,5	43,8	1700	1800	stabiel slib

3.1.2. Sedimentverontreinigingsgraad

De ruwe resultaten van de chemische analyses van de sedimenten zijn opgenomen in bijlage 1. De resultaten van de chemische analyse en van de toetsing van de gehalten van toxicanten volgens de waterbodemonormering uit de 4de Nota Waterhuishouding zijn weergegeven in tabel 3.2 (zie ook bijlage 2). In deze tabel worden tevens de klasse-bepalende verontreinigingen aangegeven.

Tabel 3.2 Verontreinigingsgraad van het sediment volgens de 4 de Nota Waterhuishouding.

Locatie	Metalen	Chloorbenzenen	PCB's	OCB's	PAK's	Olie	Eind	Klasse bepalende verontreinigingen bij klasse 3 en 4
G 6	2	2	2	2	2	1	2	
G 15	2	2	2	3 ¹	2	1	2	
G 19	2	2	2	2	2	1	2	
G 25	2	3	3	2	3	1	3	HCB, PCB, PAK

¹: verontreinigingen (a-endosulfan) vallen in een hogere klasse in vergelijking tot de eindbeoordeling. Dit wordt veroorzaakt doordat bij de eindbeoordeling gebruik wordt gemaakt van een toetsingsregel.

3.2. Bioassays

Het tijdstip van de uitvoering van de bioassays is te vinden in bijlage 3. De ruwe resultaten van de bioassays met *Vibrio fischeri*, *Brachionus calyciflorus*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* worden weergegeven in bijlagen 6-15 en worden in de volgende paragrafen samengevat.

3.2.1. Geldigheidscriteria en randvoorwaarden

Geldigheidscriteria

De gehanteerde richtlijnen geven criteria aan voor de geldigheid van de toxiciteitstesten. In tabel 3.3 zijn deze criteria en de geconstateerde waarden per test weergegeven voor de toegepaste bioassays.

Bij alle testen werd voldaan aan de betreffende geldigheidscriteria.

Tabel 3.3 Geldigheidscriteria voor de toxiciteitstesten.

Parameters	Criterium	Geconstateerde waarden
Microtox (ISO 11348-3, 1998)		
Afname luminescentie in de blanco's (Rt)	$0,6 < Rt < 1,3$	0,8 - 0,9
Rotoxkit FTM (Creasel, 1990)		
% sterfte in de blanco's	≤ 10	0
Thamnotoxkit FTM (Creasel, 1992)		
% sterfte in de blanco's	≤ 10	0
Daphnia magna (Maas <i>et al.</i> , 1993; OECD 202, 1993)		
sterftepercentage ouderdieren in blanco	≤ 20	0
geboorte eerste nakomelingen in blanco	≤ 9 dagen	8 - 9
gemiddeld aantal nakomelingen per ouderdier in de blanco	≥ 30	50
variatiecoëfficiënt van het gemiddeld aantal geproduceerde jongen in blanco	≤ 25 %	6,9
Chironomus riparius (Maas <i>et al.</i> , 1993)		
sterftepercentage in slibrijk referentiesediment	≤ 10	0
larvale stadium in slibrijk referentiesediment \geq L4	≥ 80 %	95
gemiddelde drooggewicht L4-larven in slibrijk referentiesediment (mg)	$\geq 0,3$	0,4

Randvoorwaarden

De resultaten van de semi-kwantitatieve controle van enkele fysische en chemische parameters (zie §2.3) worden voor *Vibrio fischeri*, *Brachionus calyciflorus*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* weergegeven in respectievelijk bijlage 5, 7, 9, 11 en 14.

Door Postma *et al* (2001, in prep) zijn criteria (randvoorwaarden) voor deze parameters opgesteld. Wanneer gedurende de bioassays wordt voldaan aan deze randvoorwaarden, worden géén negatieve effecten van deze parameters verwacht. De randvoorwaarden voor deze parameters worden eveneens vermeld in de genoemde bijlagen.

Acute test met *Vibrio fischeri* (bijlage 5)

Voor alle monsters kon voor de gemeten parameters worden voldaan aan de gestelde randvoorwaarden.

Acute test met *Brachionus calyciflorus* (bijlage 7)

Voor alle monsters kon voor de gemeten parameters worden voldaan aan de gestelde randvoorwaarden.

Acute test met *Thamnocephalus platyurus* (bijlage 9)

Voor alle monsters werd een lichte overschrijding van de randvoorwaarde voor geleidbaarheid geconstateerd. Er werd echter alleen voor het monster G 25 een negatief effect waargenomen. Hier werd tevens een overschrijding voor de randvoorwaarde van ammonium vastgesteld. De randvoorwaarden gemeten in de 56 volume% poriewater voldeden wel aan de gestelde criteria. Ook in deze concentratie werden negatieve effecten op *T. platyurus* waargenomen. Dit negatieve effect wordt dan ook niet veroorzaakt door randvoorwaarde overschrijdingen.

Voor de overige gemeten parameters kon worden voldaan aan de gestelde randvoorwaarden.

Chronische test met *Daphnia magna* (bijlage 11)

Bij de bioassay met *D. magna* werd in het poriewater van alle vier de monsters een onderschrijding van de randvoorwaarde voor zuurstof in het onverdunde poriewater geconstateerd. Alhoewel op het moment van inzetten alle poriewatermonsters aan de randvoorwaarde voldeden, bleek de zuurstofconcentratie in de monsters tijdens de bioassays sterk te dalen. Om de mogelijke problemen met de zuurstofconcentratie zoveel mogelijk te beperken is het poriewater voor inzetten in eerste instantie belucht. Indien er tijdens de test nog steeds onderschrijdingen van het zuurstofgehalte geconstateerd werden is de watervlo uit de desbetreffende buis gehaald, waarna deze kort en heftig werd geschud. Hierdoor stijgt de zuurstofconcentratie naar de verzadigingswaarde, waarna de watervlo weer in de buis geplaatst werd. Ondanks deze handelingen werden er evengoed een aantal (lichte) onderschrijdingen geconstateerd. Het valt dan ook niet uit te sluiten dat de waargenomen negatieve effecten in de monsters G 6, G 15, G 19 en G 25 (mede) veroorzaakt zijn door het lage zuurstofgehalte. Er dient echter wel opgemerkt te worden dat in eerder door AquaSense uitgevoerde onderzoeken met sedimenten geen negatieve effecten op watervlooien werden waargenomen bij vergelijkbare (lichte) onderschrijdingen van het zuurstofgehalte.

Daarnaast werd voor het monster G 19 een lichte overschrijding van de randvoorwaarde voor het ammoniumgehalte geconstateerd. De effecten in dit monster zouden mogelijk door deze overschrijding veroorzaakt kunnen zijn.

Chronische test met *Chironomus riparius* (bijlage 14)

In de eerste week van de bioassays worden de eieren en larven van *C. riparius* alleen via de waterfase (elutriaat) blootgesteld. Na deze eerste week worden de larven blootgesteld in sediment/water systemen. De randvoorwaarden worden in dit geval gemeten in het bovenstaande water.

Zowel het elutriaat als het bovenstaande water van de sediment/water systemen bleek voor alle parameters aan de gestelde randvoorwaarden

te voldoen.

3.2.2. Resultaten bioassays

De "ruwe" testresultaten van de bioassays worden voor *Vibrio fischeri*, *Brachionus calyciflorus*, *Thamnocephalus platyurus*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* weergegeven in respectievelijk bijlage 6, 8, 10, 12, 13 en 15. Deze resultaten zijn beknopt samengevat in de tabel 3.4.

Acute test met *Vibrio fischeri*

Bij de Microtox-test is sprake van een acuut effect indien de EC₂₀-waarde lager is dan 45 volume% (=hoogste test concentratie).

In geen van de vier poriewatermonsters werd een acuut toxisch effect gemeten met de Microtox[®] toets. De EC₂₀-waarde van alle monsters was hoger dan 45 volume-%, hetgeen overeenkomt met een toxiciteitsindex (TI) kleiner dan 2.

Rotokit Fä

Bij de Rotokit-testen is sprake van een acuut effect indien de LC₅₀-waarde en/of de NOEC_{sterfte} lager is dan 100 vol.%.

Uit de resultaten (tabel 3.4) blijkt dat geen van de sediment monsters een significant negatief effect heeft.

Thamnotoxkit Fä .

Voor de Thamnotoxkit-testen geldt ook dat er sprake is van een acuut effect indien de LC₅₀-waarde en/of de NOEC_{sterfte} lager is dan 100 volume%.

Uit de resultaten (tabel 3.4) blijkt dat alleen het monster G 25 een negatief effect veroorzaakte op de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*. Hier werd een LC₅₀-waarde waargenomen van 48 volume%

Chronische test met *Daphnia magna*

Bij de chronische bioassay met *D. magna* is sprake van een toxisch effect indien de NOEC_{reproductie} en/of de NOEC_{sterfte} kleiner is dan 100 vol%.

Uit de resultaten blijkt dat alle vier de sedimentmonsters negatieve effecten veroorzaakten op de reproductie van de watervlo *Daphnia magna*. Er werd een significante verlaging van de r_m-waarde vastgesteld, welke vooral werd veroorzaakt door een afname in het aantal jongen (met name bij de lokaties G 19 en G 25) en/of een vertraging in de produktie van het eerste broedsel (met name de lokaties

G 6 en G 15). Het monster G 25 veroorzaakte naast een effect in de reproductie ook een aanzienlijke sterfte van de watervlooien. In zowel de 56 volume% als de 100 volume% stierven bijna alle watervlooien.

Tabel 3.4. Resultaten van de bioassays (d.w. = drooggewicht; n.v.t. = niet van toepassing). Waar sprake is van een onder- of overschrijding van de randvoorwaarden zijn de gegevens schuingedrukt weergegeven

organisme	Acuut					Chronisch						
	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>		<i>Thamnocephalus platyurus</i>		<i>Daphnia magna</i>			<i>Chironomus riparius</i>			
testduur	5, 15 en 30 minuten	24 uur		24 uur		14-17 dagen			28 dagen			
effect-parameter	laagste EC ₂₀ (vol. %)	NOEC sterfte (vol. %)	LC ₅₀ (vol. %)	NOEC sterfte (vol. %)	LC ₅₀ (vol. %)	NOEC reproductie (vol. %)	NOEC sterfte (vol. %)	LC ₅₀ (vol. %)	sterfte (%)	% larven in stadium L2, L3 of dood	d.w L4-larven (mg)	d.w. % t.o.v. referentie
slib-referentie									0	5	0,41	n.v.t.
G 6	> 45	100	> 100	100	> 100	56	100	> 100	7	8	0,71	73
G 15	> 45	100	> 100	100	> 100	32	100	> 100	18	18	0,72	75
G 19	> 45	100	> 100	100	> 100	nb/56	100	> 100	3	5	0,67	63
G 25	> 45	100	> 100	32	48,4	10	10	34,6	9	10	0,54	32

nb: Onduidelijke dosis-effect relatie. De weergegeven NOEC is indicatief.

Chronische test met *Chironomus riparius*

Bij de chronische bioassay met *C. riparius* is sprake van een toxisch effect indien een statistisch significant verschil voor een van de bepaalde parameters wordt aangetoond in vergelijking met de waarde in het referentiesediment.

Wanneer de resultaten van de sedimentmonsters vergeleken worden met de resultaten van het referentiesediment, dan blijkt geen van de sediment monsters een significant negatief effect te hebben.

3.2.3. TU-waarden sediment

Uit de resultaten van de uitgevoerde toxiciteitstesten (tabel 3.4) blijkt dat geen van de sedimentmonsters negatieve effecten veroorzaakte voor de Microtox en larven van de dansmug *C. riparius*, terwijl de bioassay met de watervlo in alle gevallen een negatief effect liet zien. Dit komt overeen met de resultaten van de TU-analyses (bijlage 16, tabel 3.5). Er dient echter wel opgemerkt te worden dat negatieve effecten veroorzaakt door (lichte) onderschrijdingen van het zuurstofgehalte gedurende de bioassay met *Daphnia magna* niet zijn uit te sluiten. Op basis van de resultaten van de TU-analyse werden wel effecten verwacht van sedimentmonster G 25 voor de Microtoxtest en *C. riparius* en dan vooral als gevolg van de concentraties aan PAK's. Hier was de berekende TU-waarde als gevolg van de PAK concentraties voor de bioassay met *C. riparius* boven de 3, de waarde waarboven sterke aanwijzingen bestaan voor het optreden van toxische effecten. Bij deze TU-analyse dient gerealiseerd te worden, dat de berekeningen worden uitgevoerd met de laagst aangetroffen NOEC-waarden en niet bijv. geometrisch gemiddelde waarden als er meerdere testresultaten bekend zijn. Dit betekent, dat monsters waarbij de Σ TU-waarden groter is dan 1, terwijl er geen effecten worden aangetroffen, niet onverwacht zijn (er wordt een worst - case benadering gevolgd).

De effecten in de Thamnotoxkit waargenomen in lokatie G25 kunnen met behulp van het Trefkans programma van STOWA (1997) toegeschreven worden aan de in het sediment aanwezige PAK concentraties. Hierbij dient echter wel opgemerkt te worden dat hierbij gebruik wordt gemaakt van toxiciteitsgegevens voor de watervlo *Daphnia magna* onder de aanname dat de gevoeligheid van beide kreeftachtigen vergelijkbaar is (STOWA, 1997). Uit de berekening blijkt dat voor de metalen waarschijnlijk geen effecten te verwachten zijn. Hierbij is wel gebruik gemaakt van gegevens specifiek voor *Thamnocephalus platyurus*.

Tabel 3.5. Overzicht van de per testorganisme en sedimentmonster berekende $\Sigma TU_{\text{chemie}}$ -waarden op basis van de geanalyseerde verbindingen. Alle TU's zijn op basis van NOEC-waarden in mg/kg sediment. $\Sigma TU_{\text{chemie}}$ -waarden > 1 zijn onderstreept weergegeven. $\Sigma TU_{\text{chemie}}$ -waarden > 3 zijn onderstreept en vet gedrukt weergegeven. $\Sigma TU_{\text{chemie}}$ -waarden < 0.5 zijn niet weergegeven. Individuele TU-waarden < 0.1 zijn niet in de berekening meegenomen.

test met:		<i>Vibrio fischeri</i> (acuut)	<i>Daphnia magna</i> (chronisch)	<i>Chironomus riparius</i> (chronisch)
Locatie	Stofgroep			
G 6	Metalen PAK's		<u>1.03</u> <u>1.15</u>	0,58
G 15	Metalen PAK's		<u>1.09</u> <u>1.77</u>	0,59 0,53
G 19	Metalen PAK's		<u>1.31</u> 0,54	0,66
G 25	Metalen PAK's	<u>1.78</u>	<u>1.45</u> <u>7.17</u>	0,78 <u>3.22</u>

3.3. Beoordeling volgens TRIADE-benadering

Voor de organismen *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* zijn de gegevens beoordeeld met de criteria volgens de TRIADE-beoordelingsmethode (tabel 3.6 conform Maas *et al.*, 1993). Voor de toxkits is gebruik gemaakt van de door STOWA (1997) vermelde criteria. Deze criteria worden als volgt gehanteerd. Indien criterium 1 niet wordt overschreden is er geen sprake van een toxisch effect. Er is sprake van een matig toxisch effect, indien criterium 1 wel wordt overschreden, terwijl er sprake is van een ernstig toxisch effect indien criterium 2 wordt overschreden. De resultaten van deze kwalitatieve beoordeling zijn weergegeven in tabel 3.7.

Tabel 3.6. Criteria ter beoordeling van bioassay resultaten voor *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* volgens de TRIADE-beoordeling (Maas *et al.*, 1993) en voor *Brachionus calyciflorus* en *Thamnocephalus platyurus* volgens STOWA (1997).

Test met:	Microtox	Rotoxkit F	Thamnotoxkit F	Watervlo chronisch		Muggelarf chronisch		
Testorganisme:	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	<i>Daphnia magna</i>		<i>Chironomus riparius</i>		
Testduur:	30 minuten	24 uur	24 uur	14-16 dagen		28 dagen		
Effectparameter	EC ₂₀	LC ₅₀	LC ₅₀	NOEC _{st}	NOEC _{repr}	Sterfte	Ontwikkeling	Drooggewicht
Criterium 1	50 %	<100 % ¹	<100 % ¹	100 %	100 %	10 %	10 %	10 %
Criterium 2	10 %	<56 % ¹	<56 % ¹	10 %	10 %	50 %	50 %	25 %

¹: De STOWA specificeert meerdere criteria (ook voor bijv. NOEC waarden). Hier is alleen die grens opgenomen, die voor de betreffende monsters 'klasse bepalend' werkt.

Uit de kwalitatieve beoordeling van de resultaten volgens deze criteria (tabel 3.7) blijkt dat de sedimenten niet toxisch waren voor *V. fischeri*, *B. calyciflorus* en *C. riparius*.

De sedimenten G6, G15 en G19 blijken op grond van een effect op de reproductie matig toxisch voor *D. magna* te zijn. Het sediment G25 blijkt naast een effect op de reproductie ook een effect op de sterfte voor *D. magna* te veroorzaken. Beide effecten veroorzaakt door dit sedimentmonster worden als ernstig toxisch bestempeld. Hiernaast werd voor sediment G25 ook een ernstig toxisch effect waargenomen voor *T. platyurus*. Voor de monsters G6, G15 en G19 kan het waargenomen effect mogelijk (mede) veroorzaakt worden doordat er niet voldaan is aan de randvoorwaarde voor zuurstof. Deze beoordelingen staan daarom weergegeven tussen haakjes.

NB. Op basis van de ervaring met eerder, vergelijkbaar onderzoek, als mede op basis van een vergelijking tussen de hier geteste sedimentmonsters, lijkt het niet geheel waarschijnlijk dat de ernstige effecten op de watervlooiën blootgesteld aan het sedimentmonster G25 alleen zijn veroorzaakt door de (lichte) onderschrijding van het zuurstofgehalte. De negatieve effecten zijn namelijk aanzienlijk, terwijl de mate van eventueel zuurstofgebrek vergelijkbaar of zelfs iets minder is dan in monster G15, waar slechts matige effecten werden geconstateerd.

Tabel 3.7 Resultaten TRIADE-beoordeling (Maas *et al.*, 1993) voor *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* en *Chironomus riparius* en voor *Brachionus calyciflorus* en *Thamnocephalus platyurus* volgens STOWA (1997). -: geen toxisch effect, geen overschrijding criterium 1; ±: matig toxisch effect, overschrijding criterium 1; +: ernstig toxisch effect, overschrijding criterium 2; (): effect mogelijk (mede) veroorzaakt door overschrijding van randvoorwaarde(n).

Test met:	Microtox	Rotoxkit F	Thamnotoxkit F	Watervlo chronisch		Muggelarf chronisch			
Testorganisme:	<i>Vibrio fischeri</i>	<i>Brachionus calyciflorus</i>	<i>Thamnocephalus platyurus</i>	<i>Daphnia magna</i>		<i>Chironomus riparius</i>			
Testduur:	30 minuten	24 uur	24 uur	14-16 dagen		28 dagen			
Effectparameter	EC ₂₀	LC ₅₀	LC ₅₀	NOEC _{st}	NOEC _{repr}	Sterfte	Ontwikkeling	Drooggewicht	Eindoordeel
G 6	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 15	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 19	-	-	-	(±)	-	-	-	-	(±)
G 25	-	-	+	(+)	(+)	-	-	-	+

4. Overzicht 1998 t/m 2001

Tot nu toe werden de resultaten van het onderzoek gerapporteerd conform de TRIADE-benadering (Maas *et al.*, 1993). Hierbij worden fysisch-chemische parameters en biologische effectparameters (bioassays en veldinventarisatie) gecombineerd om de risico's van de waterbodemverontreiniging voor het milieu te beoordelen. Hiervoor zijn in de TRIADE-richtlijn criteria geformuleerd waarmee op basis van iedere afzonderlijke parameter een sedimentmonster kan worden ingedeeld in een klasse. Recent is echter ook een concept voor een nieuwe "Richtlijn Nader Onderzoek" gereed gekomen (van Elswijk, 2000). De in deze richtlijn voorgestelde beoordeling verschilt enigszins van de tot nu toe gehanteerde werkwijze. Deze verschillen zijn niet zozeer in de beoordelingscriteria van de testresultaten gelegen (zie Maas *et al.*, 1993), maar meer in de manier waarop deze gepresenteerd worden. Eén van de punten is bijvoorbeeld dat een duidelijk onderscheid wordt aangebracht tussen de beoordeling van directe en indirecte effecten. Ook de verklaarbaarheid van de effecten heeft een meer herkenbare plaats gekregen. Ook voor het huidige overzicht in dit rapport is deze nieuwe werkwijze aangehouden. In tabel 4.1 wordt de beoordeling weergegeven per bemonsteringsjaar terwijl in tabel 4.2 de resultaten worden ingedeeld in de verschillende lokaties.

4.1. Directe effecten (spoor A)

Het eindoordeel van de bioassay-resultaten is per monster gelijkgesteld aan het toetsingsresultaat van de (voor dat monster) gevoeligste parameter. De verklaarbaarheid van de in bioassays waargenomen effecten 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. 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 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).

4.2. Indirecte effecten (spoor B)

De risico's die optreden als gevolg van bioaccumulatie in voedselketens (risico's voor effecten op toppredatoren) zijn beoordeeld op basis van gemeten gehalten in bioaccumulatie testen. Gemeten bioaccumulatie-niveau's in oligochaeten zijn vergeleken met MTR's zoals beschreven in Den Besten (1997). Overschrijding van de MTR met een factor van meer dan 10 is aangeduid met "ernstig risico". Ook in het geval van de risico's via bioaccumulatie wordt in principe gekeken naar de "verklaarbaarheid": in hoeverre wordt onder de geldende locatie-specifieke omstandigheden de waterbodemkwaliteit verantwoordelijk geacht voor de opname van contaminanten in de voedselketen. Dit is echter vooral van belang indien gebruik gemaakt wordt van organismen die in het veld zijn verzameld. Bij het uitvoeren van bioaccumulatie-testen wordt gewerkt met schoon bovenstaand water en is eventuele bioaccumulatie noodzakelijkerwijs het gevolg van de in het sediment aanwezige verontreinigingen.

Tabel 4.1 Resultaten van de uitgevoerde beoordeling c.f. van Elswijk (2000) gepresenteerd per bemonsteringsjaar. (): effect mogelijk (mede) veroorzaakt door overschrijding van randvoorwaarde(n).

Jaar	Locatie	Directe effecten				Risico's voor doorvergiftiging		
		Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaarbaarheid	Actueel risico ?	Risico voor toppredatoren ¹⁾	Verklaarbaarheid ²⁾	Actueel risico ? ³⁾
1998	W5Z	?	+	ja				
	W7M	?	-	n.r.				
	O31/2M	?	±	nee				
	S1	?	±	nee				
	S2	?	+	nee				
	W3Z	?	-	n.r.		±	ja*	verhoogd
	W3N	?	±	ja		±	ja	verhoogd
	W4N	?	+	ja		+	ja*	ernstig
	O5Z	?	±	ja		+	ja	ernstig
1999	G6	?	±	ja ⁴		+	ja	ernstig
	G15	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
	G19	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
	G25	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
2000	W2N	?	-	n.r.		+	ja*	ernstig
	W4N	?	-	n.r.		+	ja*	ernstig
	O5Z	?	-	n.r.		±	ja	verhoogd
	O32Z	?	-	n.r.		+	ja	ernstig
2001	G6	?	(±)	ja				
	G15	?	(±)	ja				
	G19	?	(±)	ja				
	G25	?	+	ja ⁴				

?: macrofauna analyses zijn door het RIZA uitgevoerd

n.r.: niet relevant voor de huidige monsters wegens ontbreken van effecten

1) ernstig risico (+) wanneer bioaccumulatie-niveau's de MTR-waarde meer dan 10x overschrijden; verhoogd risico (±) indien deze MTR-waarde minder dan 10* wordt overschreden

2) verklaarbaarheid van risico voor doorvergiftiging is vooral van belang indien gewerkt wordt met metingen uit het veld, aangezien daar een oorzakelijk verband met de in het sediment aanwezige verontreinigingen aannemelijk moet worden gemaakt. In dit geval gaat het om laboratorium experimenten, waar de eventueel opgetreden bioaccumulatie noodzakelijkerwijs uit het sediment afkomstig is. Toch is het ook in dat geval van belang om de relatie met de in de bodem aanwezige verontreinigingen in beeld te brengen.

3) ernstig risico (+) van bioaccumulerende stoffen is geconcludeerd indien de gemeten accumulatie-niveaus uitwijzen dat het betreffende MTR-niveau in organismen met minimaal een factor 10 wordt overschreden én aannemelijk kan worden gemaakt dat een aanzienlijk deel van deze opgenomen toxicanten afkomstig is uit de bodem. Hiertoe is als aanvullende eis gesteld, dat op de betreffende lokaties ook a) het totaal gehalte in het sediment het MTR-niveau (rekening houdend met doorvergiftiging) met minimaal een factor 10 moet overschrijden, dan wel b) het ER-niveau (rekening houdend met doorvergiftiging) wordt overschreden. Indien daarentegen het gehalte in het organisme het betreffende MTR-niveau overschrijdt en indien tevens het MTR-niveau in de bodem wordt overschreden, maar deze overschrijding minder dan een factor 10 is, dan wordt er niet over ernstige maar over verhoogde risico's (±) gesproken.

4) effect waargenomen in de acute bioassay met de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*. Voor de verklaarbaarheid is gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens voor *Daphnia magna* met de aanname dat de gevoeligheid van beide kreeftachtigen vergelijkbaar is (conform STOWA, 1997).

ja*: er bestaat een doorvergiftigingsrisico, maar het gehalte in de bodem overschreed het MTR-niveau niet. Aangezien de doorvergiftiging in bioaccumulatie proeven werd vastgesteld, wordt toch gesproken van voldoende verklaarbaarheid.

Tabel 4.2 Resultaten van de uitgevoerde beoordeling c.f. van Elswijk (2000) gepresenteerd per lokatie. (): effect mogelijk (mede) veroorzaakt door overschrijding van randvoorwaarde(n).

Jaar	Locatie	Directe effecten				Risico's voor doorvergiftiging		
		Effecten op benthos	Effecten in bioassays	Verklaarbaarheid	Actueel risico ?	Risico voor toppredatoren ¹⁾	Verklaarbaarheid ²⁾	Actueel risico ? ³⁾
Westelijke kleine geul								
1998	W5Z	?	+	ja				
	W7M	?	-	n.r.				
	W3Z	?	-	n.r.		±	ja*	verhoogd
	W3N	?	±	ja		±	ja	verhoogd
	W4N	?	+	ja		+	ja*	ernstig
2000	W2N	?	-	n.r.		+	ja*	ernstig
	W4N	?	-	n.r.		+	ja*	ernstig
Oostelijke kleine geul								
1998	O31/2M	?	±	nee				
	O5Z	?	±	ja		+	ja	ernstig
2000	O5Z	?	-	n.r.		±	ja	verhoogd
	O32Z	?	-	n.r.		+	ja	ernstig
Grote geul / Strang								
1998	S1	?	±	nee				
	S2	?	+	nee				
1999	G6	?	±	ja ⁴		+	ja	ernstig
	G15	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
	G19	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
	G25	?	±	ja ⁴		±	ja	verhoogd
2001	G6	?	(±)	ja				
	G15	?	(±)	ja				
	G19	?	(±)	ja				
	G25	?	+	ja ⁴				

?: macrofauna analyses zijn door het RIZA uitgevoerd

n.r.: niet relevant voor de huidige monsters wegens ontbreken van effecten

1) ernstig risico (+) wanneer bioaccumulatie-niveaus de MTR-waarde meer dan 10x overschrijden; verhoogd risico (±) indien deze MTR-waarde minder dan 10* wordt overschreden

2) verklaarbaarheid van risico voor doorvergiftiging is vooral van belang indien gewerkt wordt met metingen uit het veld, aangezien daar een oorzakelijk verband met de in het sediment aanwezige verontreinigingen aannemelijk moet worden gemaakt. In dit geval gaat het om laboratorium experimenten, waar de eventueel opgetreden bioaccumulatie noodzakelijkerwijs uit het sediment afkomstig is. Toch is het ook in dat geval van belang om de relatie met de in de bodem aanwezige verontreinigingen in beeld te brengen.

3) ernstig risico (+) van bioaccumulerende stoffen is geconcludeerd indien de gemeten accumulatie-niveaus uitwijzen dat het betreffende MTR-niveau in organismen met minimaal een factor 10 wordt overschreden en aannemelijk kan worden gemaakt dat een aanzienlijk deel van deze opgenomen toxicanten afkomstig is uit de bodem. Hiertoe is als aanvullende eis gesteld, dat op de betreffende lokaties ook a) het totaal gehalte in het sediment het MTR-niveau (rekening houdend met doorvergiftiging) met minimaal een factor 10 moet overschrijden, dan wel b) het ER-niveau (rekening houdend met doorvergiftiging) wordt overschreden. Indien daarentegen het gehalte in het organisme het betreffende MTR-niveau overschrijdt en indien tevens het MTR-niveau in de bodem wordt overschreden, maar deze overschrijding minder dan een factor 10 is, dan wordt er niet over ernstige maar over verhoogde risico's (±) gesproken.

4) effect waargenomen in de acute bioassay met de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*. Voor de verklaarbaarheid is gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens voor *Daphnia magna* met de aanname dat de gevoeligheid van beide kreeftachtigen vergelijkbaar is (conform STOWA, 1997).

ja*: er bestaat een doorvergiftigingsrisico, maar het gehalte in de bodem overschreed het MTR-niveau niet. Aangezien de doorvergiftiging in bioaccumulatie proeven werd vastgesteld, wordt toch gesproken van voldoende verklaarbaarheid.

Westelijke kleine geul

1998

Als naar het gemiddelde beeld gekeken wordt dan blijken er op meerdere lokaties effecten in bioassays te zijn waargenomen. Dit betreft effecten op zowel larven van de dansmug *Chironomus riparius*, de watervlo *Daphnia magna* als de bacterie *Vibrio fischeri*. Gemiddeld worden deze effecten als matig geklassificeerd, alhoewel ook ernstige effecten zijn waargenomen. Op basis van de chemische analyses aan gehalten van verontreinigingen in het sediment worden de waargenomen effecten als ‘verklaarbaar’ beoordeeld. Vooral de concentraties van de aanwezige metalen en PAKs kunnen aan de effecten hebben bijgedragen.

Door de gehalten van stoffen in oligochaeten wormen (blootgesteld aan het sediment) te vergelijken met specifiek opgestelde MTR (Maximaal Toelaatbaar Risico)-waarden (Den Besten, 1997), kunnen de doorvergiftigingsrisico's voor hogere organismen bepaald worden. Voor alle sedimentmonsters waarmee een bioaccumulatie-test werd uitgevoerd werd een risico op doorvergiftiging voor cadmium, kwik en PCB-153 vastgesteld. Gemiddeld worden deze risico's als matig geklassificeerd.

De relatie tussen waargenomen effecten en de in het sediment aanwezige verontreinigingen wordt in belangrijke mate beïnvloed door de mate waarin de toxicanten beschikbaar zijn. Deze biologische beschikbaarheid van stoffen in het sediment wordt beoordeeld op basis van de biota-sedimentaccumulatiefactor (BSAF). De experimenteel bepaalde BSAF (middels bioaccumulatie proeven met oligochaete wormen) wordt vergeleken met een theoretisch verwachte BSAF. Met name voor een aantal metalen was de gemeten BSAF hoger dan de voorspelde BSAF. Vooral kwik, lood en chroom waren in 1998 verhoogd tot sterk verhoogd beschikbaar. Daarentegen waren de aanwezige PAKs veelal verlaagd beschikbaar. De beschikbaarheid van de OCBs en PCBs kon niet beoordeeld worden, doordat de gehalten van deze stofgroepen in het sediment veelal onder de detectielimiet lagen.

2000

In tegenstelling tot in 1998 zijn in de twee monsters uit 2000 geen effecten waargenomen in de bioassays. Voor beide sedimentmonsters werden daarentegen wel ernstige risico's voor toppredatoren als gevolg van doorvergiftiging vastgesteld. Dit geldt wederom met name voor cadmium, (methyl)kwik en PCB 153 (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking).

Als gekeken wordt naar de mate waarin de stoffen biologisch beschikbaar zijn, dan blijkt (voor zover de vergelijking gemaakt kon worden ivm detectiegrenzen) dat de situatie in 2000 niet wezenlijk verschilt met die in 1998. Vooral binnen de groep der metalen zijn er enkele stoffen (kwik, lood en chroom) waar een verhoogde beschikbaarheid voor wordt vastgesteld. Wel dient er voor wat betreft

lood en chroom een kanttekening gemaakt te worden. De theoretisch verwachte waarde zou namelijk beter onderbouwd kunnen worden.

Oostelijke kleine geul

1998

Beide sedimentmonsters van 1998 afkomstig uit de oostelijke kleine geul vertoonden matige effecten in de bioassays met de muggenlarve *Chironomus riparius*. Op basis van de chemische analyses kunnen de waargenomen effecten in 1 van beide monsters aan de PAK gehalten in het sediment toegeschreven worden. Voor één van de twee lokaties is de biologische beschikbaarheid van de verschillende stoffen en de risico's op doorvergiftiging voor hogere organismen bepaald met behulp van een bioaccumulatietest met oligochaeten. Hieruit bleek de beschikbaarheid van het metaal lood sterk verhoogd te zijn. De in het sediment aanwezige concentraties aan cadmium, kwik, chroom en een aantal PCBs zijn verhoogd beschikbaar, terwijl ook hier de beschikbaarheid van PAKs juist lager is dan verwacht.

Met name door het in het sediment aanwezige cadmium en PCB-153 bestaan er verhoogde tot ernstige risico's voor doorvergiftiging naar toppredatoren.

2000

In 2000 veroorzaakten de sedimentmonsters afkomstig uit de oostelijke kleine geul net zo min effecten op muggenlarven, watervlooien of bacteriën als de monsters uit de westelijke kleine geul. Ook hier lijkt dus sprake van een afname in de mate van effect ten opzichte van 1998.

De biologische beschikbaarheid van enkele metalen (cadmium, kwik, lood, chroom en zink) is verhoogd tot sterk verhoogd. Ook de beschikbaarheid van enkele PCBs is hoger dan hetgeen wordt verwacht (factor 1.5-2). De beschikbaarheid van PAKs kon moeilijk beoordeeld worden daar de oligochaeten in de meeste gevallen geen bioaccumulatie van PAK ten opzichte van de beginsituatie voorafgaand aan het experiment lieten zien.

Ernstige doorvergiftigingsrisico's werden vastgesteld voor cadmium en PCB-153. Hiernaast werden voor kwik verhoogde risico's vastgesteld.

Strang en Grote Geul

1998/1999

Alle bemonsterde lokaties in de Strang of de Grote Geul laten effecten in sommige bioassays zien. Gemiddeld, op basis van de 6 monsters, worden deze effecten als matig geklassificeerd. In de strang, bemonsterd in 1998, werden naast matige effecten ook ernstige effecten

in de bioassays waargenomen. Deze effecten kwamen tot uiting in de bioassay met de muggelarve *Chironomus riparius*. Voor “De Grote Geul”-lokaties, bemonsterd in 1999, betrof dit in alle gevallen effecten in de Thamnotoxkit test en in één geval tevens in de Rotoxkit F test. Deze effecten konden op basis van de verontreinigingen in het sediment worden toegeschreven aan de PAK concentraties. Aangezien er geen volledige set NOEC-waarden bekend is voor de testorganismen *Thamnocephalus platyurus* (Thamnotoxkit) en *Brachionus calyciflorus* (Rotoxkit) werd hiervoor gebruik gemaakt van het Trefkans programma van STOWA (1997). Hierbij dient echter wel opgemerkt te worden dat hierbij gebruik wordt gemaakt van toxiciteitsgegevens voor de watervlo *Daphnia magna* met de aanname dat de gevoeligheid van beide kreeftachtigen vergelijkbaar zijn. Uit de berekening blijkt dat voor de metalen waarschijnlijk geen effecten te verwachten zijn. Hierbij is wel gebruik gemaakt van gegevens specifiek voor *Thamnocephalus platyurus*.

Opvallend genoeg werden in 1999 geen effecten waargenomen in noch de test met de watervlo noch met de muggelarve, terwijl deze chronische testen over het algemeen gevoeliger reageren op verontreinigingen dan testen met een kortdurende blootstelling zoals beide genoemde Toxkits.

Gemiddeld (op basis van 4 monsters) werd een verhoogd risico voor doorvergiftiging vastgesteld. In alle gevallen betrof dit het gehalte aan PCB-153. Ook werd er op één lokatie een doorvergiftigingsrisico van DDD vastgesteld. Voor cadmium en kwik werden geen doorvergiftigingsrisico's vastgesteld.

In de “Grote Geul”-lokaties is de biologische beschikbaarheid van lood sterk verhoogd. Daarnaast is er een verhoogde biologische beschikbaarheid van een aantal PCBs gevonden. Voor PAKs is de biologische beschikbaarheid in twee van de vier lokaties niet verhoogd en mogelijk zelfs verlaagd.

2001

Alle bemonsterde lokaties in de Grote Geul laten effecten in de bioassay met de watervlo zien. Hiernaast werd in één geval een effect waargenomen in de toxkit met de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*. Gemiddeld, op basis van de 4 monsters, worden deze effecten als matig geklassificeerd. Naast matige effecten werden ook ernstige effecten in de bioassays waargenomen. Dit betrof effecten op de overleving en reproductie van de watervlo *Daphnia magna* en op de overleving van de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus*. De effecten in de bioassay met de watervlo konden op basis van de TU-analyses worden toegeschreven aan de in het sediment aanwezige concentraties PAK's en zware metalen. Er dient echter wel opgemerkt te worden dat negatieve effecten veroorzaakt door (lichte) overschrijdingen van het zuurstofgehalte gedurende de bioassay met *Daphnia magna* niet geheel zijn uit te sluiten. Hierom zijn de beoordelingen dan ook tussen haakjes weergegeven. Net als in 1999 konden de effecten in de Thamnotoxkit test worden toegeschreven aan

de PAK concentraties. Hiervoor werd weer gebruik gemaakt van het Trefkans programma van STOWA (1997).

Vergelijking 1998 en 2000

Er zijn twee lokaties die zowel in 1998 als in 2000 zijn bemonsterd, namelijk W4N en O5Z. In 1998 werden matige tot ernstige effecten waargenomen in de bioassays, welke verklaard kunnen worden door de in de sedimenten aanwezige PAK-concentraties. In 2000 werden echter geen effecten meer waargenomen in de bioassays. De risico's van de bodemverontreiniging als gevolg van directe effecten op de benthische fauna lijken dan ook te zijn afgenomen. De indirecte risico's voor doorvergiftiging blijven daarentegen wel bestaan, hoewel het sediment in 2000 iets minder verontreinigd is.

Vergelijking 1999 en 2001

Ook in 2001 zijn een aantal lokaties bemonsterd welke al in een voorgaand onderzoek getest waren. Het gaat hier om de lokaties G6, G15, G19 en G25 bemonsterd in de Grote Geul. Alle bemonsterde lokaties in de Grote Geul laten effecten in sommige bioassays zien. Gemiddeld worden deze effecten als matig geklassificeerd. In 1999 betrof dit in alle gevallen effecten in de Thamnotoxkit test en in één geval tevens in de Rotoxkit F test. Deze effecten konden worden verklaard door de in de sedimenten aanwezige PAK-concentraties. Daarentegen werden in 2001 de negatieve effecten over het algemeen waargenomen in de chronische bioassay met de watervlo *Daphnia magna*. Bij deze experimenten valt echter niet uit te sluiten dat overschrijdingen van de randvoorwaarde van het zuurstofgehalte (mede) verantwoordelijk zijn voor het waargenomen effect. De effecten in de sedimenten kunnen voor de watervlo op basis van de TU-analyses worden toegeschreven aan de in het sediment aanwezige concentraties PAK's en zware metalen. Sediment van lokatie G25 laat in 2001 net als in 1999 een negatief effect in de Thamnotoxkit zien. Ook deze effecten konden door de in het sediment aanwezige PAK concentraties worden verklaard.

Samenvatting

Directe risico's

In 1998 is de situatie in de Gamerense Waard verstoord door graafwerkzaamheden in verband met de aanleg van nevengeulen. Dit lijkt zich tezamen met de in het sediment aanwezige verontreinigingen op meerdere lokaties te uiten in matige tot ernstige negatieve effecten in bioassays. Het betreft effecten in 45% van de uitgevoerde bioassays, waarbij het om zowel effecten op larven van de dansmug *Chironomus riparius*, de watervlo *Daphnia magna* als de bacterie *Vibrio fischeri* gaat. Uit de TU-analyse blijken deze effecten met name door PAKs en in mindere mate ook door de concentraties zware metalen in het sediment verklaard te kunnen worden. De lokaties bemonsterd in 1999 vertonen alleen negatieve effecten in de acute test met de kreeftachtige *T. platyurus* en niet in de chronische bioassays. In 25% van de uitgevoerde experimenten werden effecten waargenomen. In 2000 lijkt de situatie in de kleine geulen zich te hebben gestabiliseerd en worden geen negatieve effecten in de bioassays waargenomen. Daarentegen bleken sedimenten afkomstig uit de Grote Geul bemonsterd in 2001

negatieve effecten te veroorzaken in de chronische bioassay met *Daphnia magna* en in de acute test met de kreeftachtige *T. platyurus*. De negatieve effecten waargenomen in de bioassay met *D. magna* kunnen mogelijk (mede) veroorzaakt worden doordat er niet voldaan is aan de randvoorwaarde voor zuurstof.

Indirecte risico's

Voor alle lokaties bemonsterd in 1998, 1999 of 2000 werden verhoogde of ernstige risico's voor doorvergiftiging naar toppredatoren vastgesteld. Dit betrof vooral de risico's van doorvergiftiging van cadmium, kwik en PCB (als gidsstof voor stoffen met een dioxine-achtige werking). Voor deze risico's lijken er weinig verschillen tussen de jaren op te treden.

5. Literatuur

- AquaSense (1998). Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard - 1998a
- In opdracht van: Dames & Moore B.V., Rijswijk. Rapport nr. 98.1191.
- AquaSense (1998). Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard - 1998b
- In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad. Rapport nr. 98.1248b.
- AquaSense (1999). Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard - 1999 -
In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad. Rapport nr. 99.1425.
- AquaSense (2000). Ecotoxicologisch onderzoek in de Gamerense Waard - 2000 -
In opdracht van: Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad. Rapport nr. 1607.
- Creasel (1990). ROTOXKIT F™. Rotifer toxicity screening test for freshwater, standard operational procedure. V071090.
- Creasel (1992). THAMNOTOXKIT F™. Crustacean toxicity screening test for freshwater, standard operational procedure. V241092.
- Den Besten, P. (1997). Biotisch effectonderzoek Hollandsch Diep en Dordtsche Biesbosch. Nader onderzoek waterbodempkwaliteit. Rapportnr 97.098, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Elswijk, M. van (2000). Richtlijn Nader Onderzoek. Ernst- en urgentiebepaling van verontreinigde waterbodems. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling. Nota in voorbereiding.
- Grootelaar E.E.M. & R. Mulder (1991). Handleiding voor het kweken van de muggelarve *Chironomus riparius*. S.O.P. AOCE/06 uitgave nr 3., Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- ISO 6341 (1989). Water quality - Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (*Cladocera*, *Crustacea*).
- ISO 11348-3 (1998) Water quality- Determination of inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri*, Part 3 method with freeze dried bacteria.
- Lahr, J. (1988). De bioaccumulatie van chloorbenzenen in larven van *Chironomus plumosus* (Diptera: *Chironomidae*) in een kunstmatig sediment/water systeem. Stageverslag, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.

- Maas, J.L., C. van de Guchte & F.C.M. Kerkum (1993). Methodebeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE-benadering. Methodebeschrijvingen voor enkele bioassays, bioaccumulatiemetingen en veldstudies. Notanr. 93.027, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1994). Evaluatienota Water. Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 21 250, nrs. 27-28.
- Norusis, M.J. (1992). SPSS[®] for Windows[™]. Base System User's Guide, Release 5.0. SPSS Inc., Chicago.
- OECD (1993). Draft OECD test guideline 202 part II, *Daphnia magna* reproduction test to be used in the final ring test. Organization for Economic Co-operation and Development, Parijs.
- Postma, J.F., S. de Valk, M. Dubbeldam, J.L. Maas, M. Tonkes, C.A. Schipper and B.J. Kater (2001). Confounding factors in bioassays with freshwater and marine organisms. In prep.
- RIZA (2001). Waterbodem Beoordeling Ondersteunend Systeem, Waterbodem BOOS, versie 0,8. Gebruikers handleiding. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad.
- STOWA - Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. STOWA nr. 97-42, RIZA Nota nr.: 97.085, ISBN nr. 90.5773.013.8.
- Tidepool (1995). ToxCalc programme, version 5.0.12N. Tidepool Scientific Software.

6. Bijlagen