Witteveen + Bos

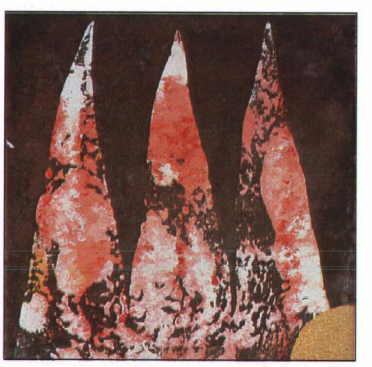
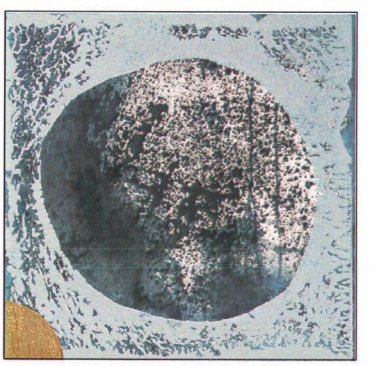
water
infrastructuur
milieu
bouw

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen

waterbodemverontreiniging en de haalbaarheid van ecologische streefbeelden

fase 1: brede oriëntatie op de problematiek

werkrapport

Witteveen+Bos
Van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44

Witteveen + Bos

water
infrastructuur
milieu
bouw

Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen

waterbodemverontreiniging en de haalbaarheid van ecologische streefbeelden

fase 1: brede oriëntatie op de problematiek

werkrapport

registratie	projectcode	status
SECI/PANH/rap.004	Edm22.1	definitief
projectleider	**projectdirecteur**	**datum**
drs. M. Klinge	drs. M.P. Grimm	2 november 2000

autorisatie	naam	paraaf
goedgekeurd	drs. M. Klinge	

van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44

Het kwaliteit management systeem van Witteveen+Bos is gecertificeerd volgens NEN-EN-ISO 9001 : 1994

©
Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van Witteveen + Bos Raadgevende ingenieurs b.v., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

1947578

INHOUDSOPGAVE

blz.

1. INLEIDING **1**
1.1. Aanleiding en doel 1
1.2. Vraagstelling 2
1.3. Leeswijzer 2

2. EVALUATIE DOELSTELLING EN KEUZE AANPAK **3**
2.1. Inleiding 3
2.2. Aanpak 5
2.2.1. Stap1: brede oriëntatie op locaties 5
2.2.2. Beslismoment: selectie kansrijke locaties 6
2.2.3. Stap 2: chronische toxiciteittesten en streefbeeldanalyse 6
2.2.4. Stap 3: evaluatie en rapport 6
2.2.5. Fase 2: inzet aanvullende technieken 6
2.3. Doel van deze fase van het project 6

3. EVALUATIE LOCATIES **7**
3.1. Inleiding 7
3.2. Beschouwing potentiële locaties 7
3.3. Bemonstering en fysisch-chemische analyses 10
3.3.1. Materiaal en methoden 10
3.3.2. Resultaten 11
3.3.3. Evaluatie locaties 11
3.4. Acute toxiciteittesten 12
3.4.1. Materiaal en methoden 12
3.4.2. Resultaten 13
3.4.3. Evaluatie locaties 14

4. ECOTOXICOLOGISCH ONDERZOEK **17**
4.1. Materiaal en methoden 17
4.1.1. Bioassay met *Daphnia magna* 17
4.1.2. Bioassay met *Chironomus riparius* 17
4.1.3. Bioaccumulatie 18
4.2. Resultaten 19
4.2.1. Bioassay met Daphnia magna 19
4.2.2. Bioaccumulatie 19
4.3. Discussie en conclusies 20

5. STREEFBEELD ILPERVELD EN THEORETISCHE GEVOELIGHEID **23**
5.1. Aanpak 23
5.1.1. Beschrijving streefbeeld en huidige situatie 23
5.1.2. Verzamelen toxicologische basisgegevens 24
5.2. Streefbeeld en huidige situatie 25
5.2.1. Beschrijving streefbeeld en typering huidige situatie 25
5.2.2. Selectie typerende soorten huidige situatie en streefbeeld. 27
5.3. Theoretische gevoeligheid 28
5.3.1. Theoretische gevoeligheid huidige situatie en streefbeeld 28
5.4. Overzicht studies met betrekking tot haalbaarheid streefbeeld 29
5.4.1. Gevoeligheid waterplanten versus fytoplankton 29
5.4.2. Groei waterplanten op verontreinigd sediment 30
5.4.3. Actief biologisch beheer 31
5.5. Evaluatie theoretische gevoeligheid streefbeeld 31

6. EVALUATIE EN CONCLUSIES **33**
6.1. Evaluatie 33
6.1.1. Ecotoxicologisch onderzoek 33
6.1.2. Gevoeligheid van het streefbeeld versus de huidige situatie 33
6.1.3. Elementen vervolgonderzoek 34
6.2. Conclusies 37
6.2.1. Vraag 1: vormen waterbodemverontreinigingen in de bestaande situaties een gevaar? 37
6.2.2. Globale verkenning vraag 2: staat de waterbodemverontreiniging het bereiken van de gewenste situatie in de weg? 37

7. VOORSTEL FASE 2 **39**

8. LITERATUUR **41**

laatste bladzijde 43

bijlagen		aantal bladzijden
I	Locaties	1
II	Resultaten acute bioassays	4
III	Resultaten chronische bioassays	3
IV	Resultaten bioaccumulatietest	2
V	Kenmerkende soorten huidige situatie en streefbeeld	3
VI	Toxiciteitgegevens kenmerken soorten huidige situatie en streefbeeld	10
VII	TU berekeningen waterplanten locaties Ilperveld	3

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding en doel

In het begin van de negentiger jaren is een overzicht gemaakt van de (chemische) kwaliteit van de waterbodems. In de boezems van het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen bleek 76% van de monsters in klasse 2 te vallen en 23% in klasse 3 en 4. Op Texel en in het noordelijk deel van het Hollands Noorderkwartier waren de waterbodems chemisch gezien schoner, alleen in het noordwestelijke deel zijn de waterbodems klasse 3. In het centrale deel van het beheergebied zijn de bodems in de polderwateren grotendeels klasse 0-2, alleen in de oudere bebouwde kommen en bij overstorten wordt klasse 3 en 4 aangetroffen. De waterbodems in het zuidelijk deel zijn duidelijk meer verontreinigd. Enerzijds door diffuse bronnen (koper), scheepvaart (PAK) en anderzijds door stortplaatsen, zoals in Ilperveld Westzaan en Volgermeer. In dit zuidelijke deel varieert de kwaliteit van de waterbodems, chemisch gezien, van zeer schoon tot zeer sterk vervuild met vooral metalen, maar ook andere componenten.

Waterbodems die in de klasse 3 en 4 vallen dienen volgens de huidige regelgeving verwijderd te worden en het te verwijderen materiaal wordt beschouwd als chemisch afval en dient als zodanig te worden behandeld. Deze in principe toe te juichen maatregel, zo zijn we gaan beseffen, is wel aan enige nuancering toe. Bijvoorbeeld in het geval van specifieke en gebiedsgebonden verontreinigingen. Een voorbeeld daarvan zijn de bodems met hoge arseengehalten in sommige veengebieden, en ook de zinkgehalten in Limburgse beken en beekdalen, waarmee weer een unieke flora is geassocieerd.

Ook in andere gevallen kan locatie- of verontreinigingspecifiek aan nuancering worden gedacht. Zo is het een actuele vraag of klasse 3 en 4 bodems in de Nederrijn die door recente sedimentatie met schoon slib zijn afgedekt wel moeten worden verwijderd. Ook kan betoogd worden dat verontreinigingen of een cocktail daarvan die kennelijk (biologisch en chemisch) inert in de bodem aanwezig zijn, gewoon op de locatie aanwezig kunnen blijven. Bijvoorbeeld door deze te laten liggen zoals ze zijn of (indien onderhoudsbaggeren nodig is) de verontreinigde bodems te bergen in locale verdiepingen die in de watergangen zelf zijn gemaakt.

Het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen stelt niet ter discussie dat verontreinigde bodems die een gevaar voor het leefmilieu van mens, plant of dier opleveren gesaneerd moeten worden. Wel vraagt zij zich af in hoeverre er sprake is van een bedreiging. Zo bestaat de mogelijkheid dat verontreinigingen door hun aard, de binding aan andere stoffen en/of door de invloed van de aanwezige levensgemeenschap niet of sterk verminderd biologisch beschikbaar zijn. Ook is het de vraag op welke schaal eventuele verontreinigingen effect hebben; is dit slechts op lokaal niveau of worden verontreinigingen via het voedselweb tot ver buiten het watersysteem getransporteerd?

Als beheerder van de waterbodems is het derhalve voor Uitwaterende Sluizen relevant om vast te stellen wat de aard en de bedreigingen van de verontreinigingen zijn. Dat geldt voor 2 situaties:

1. de huidige situatie die gekenmerkt wordt door een tamelijk simpel en ecologisch gezien weinig interessante levensgemeenschap van troebel tot kroosovergroeid water. Een door zwevende algen en enkele karperachtige vissoorten (brasem, blankvoorn) gedomineerd systeem met een soortenarme benthische fauna;
2. de gewenste situatie zoals die is beschreven in een streefbeeld (en in mogelijk nog additioneel te formuleren streefbeelden). Dat is meestal een gemeenschap van helder water dat deels overgroeid is met waterplanten: een rijke en gediversificeerde bentische fauna en een soortenrijke visgemeenschap.

In het eerste geval is er bijvoorbeeld geen sprake van mobilisatie van verontreinigingen door planten. In het tweede geval kan dat heel goed het geval zijn. Daardoor kan theoretisch de doorgifte

van stoffen aan van en op planten levende organismen (slakken, benthische cladoceren) ten opzichte van de eerste (qua streefbeeld minder gewenste situatie) hoger zijn.

Er is nog een interesse die de beheerder in dit geheel heeft. Dat is de invloed die verontreinigde bodems eventueel zouden kunnen hebben op de haalbaarheid van streefbeelden. Met andere woorden: kunnen organismen die als sleutelorganismen voor het ecologisch herstel worden beschouwd (zoals waterplanten of algenfilterende watervlooien) zo door de aanwezige verontreinigingen in hun vitaliteit achteruitgaan dat ecologisch herstel niet meer mogelijk is of niet meer gewenst is (dat laatste zou bijvoorbeeld het geval kunnen zijn wanneer alleen waterplanten de watergangen helder zouden moeten houden. De benodigde plantenbedekking kan dan dermate groot zijn dat de aan- en afvoerende functie van de watergangen in gevaar komt).

1.2. Vraagstelling

Het onderzoek naar de Nut en de Noodzaak van saneringsbaggeren en naar de mogelijkheid van lokaal bergen van bagger in verdiepingen die bijvoorbeeld in het kader van een streefbeeld gemaakt moeten worden, is dus gebaat bij antwoorden op de volgende drie vragen:

1. Vormen waterbodemverontreinigingen in de bestaande situatie een gevaar?
2. Staat de waterbodemverontreiniging het bereiken van de gewenste situatie in de weg?
3. Vormen waterbodemverontreinigingen in de gewenste situatie een gevaar?

Bovenstaande vragen zijn vervat in een gefaseerde onderzoeksaanpak:

- fase 1: onderzoeken vraag 1, globaal verkennen vraag 2;
- fase 2: nader onderzoeken vraag 2 en 3.

Het voorliggende rapport handelt over fase 1.

1.3. Leeswijzer

De volgorde die in dit rapport is aangehouden is gebaseerd op de in hoofdstuk 2 uitgewerkte aanpak van het project. De opbouw van het rapport sluit aan bij de volgorde van de stappen in het plan van aanpak. Voor vrijwel elke stap is in het rapport een hoofdstuk opgenomen.

In hoofdstuk 3 komt de evaluatie van de locaties aan bod. Uiteindelijk wordt op basis van een brede oriëntatie op de locaties een selectie gemaakt. Het ecotoxicologisch onderzoek, gericht op chronische effecten, voor de geselecteerde locaties is beschreven in hoofdstuk 4 Voor de geselecteerde locaties is een beschrijving van de huidige situatie en de gewenste ontwikkelingsrichting te vinden in hoofdstuk 5 Daarbij wordt een samenvatting gegeven van de toxiciteitgegevens die voor de huidige situatie als de gewenste ontwikkelingsrichting relevante soort(groep)en zijn gevonden. De resultaten van het ecotoxicologisch onderzoek en de literatuurstudie worden in hoofdstuk 6 geëvalueerd. Naar aanleiding van de evaluatie zijn in hetzelfde hoofdstuk uiteindelijk de conclusies van deze fase van het onderzoek beschreven. In hoofdstuk 7 is een aanzetvoor het projectplan voor het vervolgonderzoek uitgewerkt.

2. EVALUATIE DOELSTELLING EN KEUZE AANPAK

2.1. Inleiding

Vraag 1 van de vraagstelling (zie paragraaf 1.1.) is goed te onderzoeken met behulp van de TRIADE systematiek. Met de TRIADE benadering kunnen op basis van chemische analyses, bioassays en veldwaarnemingen uitspraken worden gedaan over de *actuele* ecologische risico's (voor de huidige situatie). De opzet en resultaten hiervan zijn onderdeel van dit rapport (zie hoofdstuk 2 en verder).

Voor het beantwoorden van **vraag 2** (zie paragraaf 1.1.) is de TRIADE benadering niet voldoende. De waterbodemverontreiniging is slechts een van de factoren die het bereiken van het streefbeeld in de weg kan staan. Er is nog een heel scala van andere factoren die eveneens een rol kunnen spelen, zoals de eutrofiëringgraad, de fysieke eigenschappen van de bodem (zoals mobiliteit, slapte e.d.), de aanwezigheid van voldoende zaden en sporen van waterplanten, de biomassa en samenstelling van de visstand etc. De eventuele invloed van verontreinigingen in de waterbodem dient derhalve gescheiden te worden van al deze andere factoren, hetgeen geen eenvoudige opgave is.

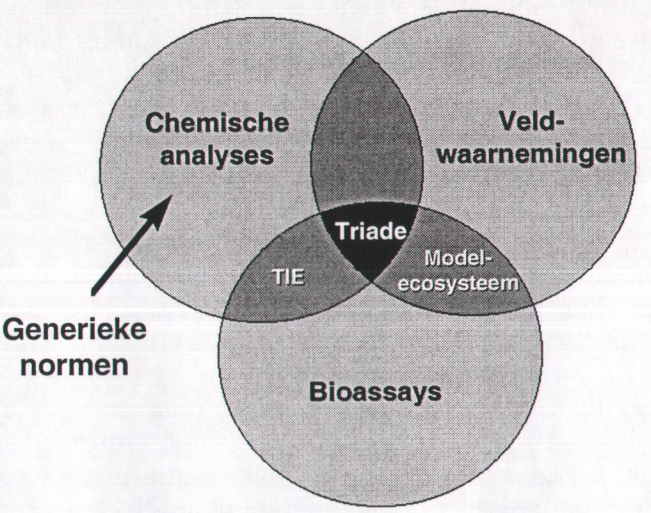
Een met deze studie vergelijkbare vraagstelling is reeds eerder getracht te beantwoorden in het o.a. met zware metalen verontreinigde Waal-uiterwaardengebied nabij Nijmegen: de 'Afferdensche en Deestsche Waarden' (Brils et al., 1997). Hier werd door RIZA de vraag gesteld of beoordeeld kon worden of deze verontreiniging een belemmerende invloed (toxische stress) kan hebben op de geplande natuurontwikkeling. Om dit te kunnen onderzoeken is gebruik gemaakt van een aantal standaardtechnieken uit de Triade-benadering (zie intermezzo). Met bioassays werden in het laboratorium toxische effecten gemeten en de veldinventarisatie wees uit dat de onderzochte locaties soortenarm waren met lage dichtheden van de aangetroffen soorten.

Geconcludeerd werd dat toxische stress *potentieel* aanwezig is en dus ook een bedreiging kan vormen voor de natuurontwikkeling. Een harde verbinding (oorzaak-effect-relatie) tussen de met bioassays gemeten toxiciteit en het geringe aantal soorten en de lage dichtheden kon in het project niet worden gelegd. Dit komt doordat de invloed van habitatkarakteristieken en toxische stress zeer lastig van elkaar kunnen worden gescheiden wanneer uitsluitend gebruik wordt gemaakt van de 'standaard' Triade-technieken 'bioassays' en 'veldwaarnemingen'.

In dergelijke studies wordt eigenlijk een vergelijkbare vraag gesteld: er is sprake van een *gevaar* in de *huidige situatie*. Dit gevaar wordt dan geconstateerd doordat chemisch een verontreiniging wordt gemeten en met bioassays eventueel ook nog toxiciteit wordt gemeten. De logische vervolgvraag is dan: wat is het *risico* van dat gevaar in een *nieuwe situatie*? Meer in algemene termen wordt er in internationale wetenschappelijke kringen dan ook gediscussieerd over hoe de doorvertaling van 'hazard' (gevaar) naar 'risk assessment' (inschatting van risico's) gemaakt zou moeten worden. De aanwezigheid van (water)bodemverontreiniging betekent een 'gevaar', maar wat het risico is van de aanwezigheid van die verontreiniging voor de gewenste situatie is niet zo eenvoudig te beantwoorden. Gezien eerdere ervaringen en zoals aangeduid is het te verwachten dat de inzet van standaard TRIADE technieken alléén, uiteindelijk niet zal leiden tot het vaststellen van een 'harde' oorzaak (verontreiniging) - gevolg (remming ontwikkeling streefbeeld) relatie.

Op basis van de informatie-uitwisseling met het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen is duidelijk geworden dat er binnen dit project gestreefd moet worden naar hardere uitspraken dan in de studie naar de Afferdense en de Deestsche Waarden. Technieken als Toxiciteit Identificatie en Evaluatie (TIE) en modelecosystemen kunnen aanvullend op de standaard Triadetechnieken worden ingezet, welke mogelijk wel kunnen leiden tot het vaststellen van een 'harde' oorzaak/ gevolg relatie. Deze technieken zijn gereserveerd voor fase 2 van het onderzoek. In fase 1 van het onderzoek is vraag 2 globaal onderzocht met behulp van een literatuurstudie (zie verder paragraaf 2.2.).

Intermezzo: de Triade-benadering (zie o.a. STOWA, 1997)
De toepassing van bioassays en veldwaarneming in combinatie met chemische analyses wordt Triade-benadering genoemd (zie figuur). Ieder van deze drie beoordelingscomponenten levert complementaire informatie, waarbij de informatie uit iedere component als gelijkwaardig wordt beschouwd. Het basale idee achter deze benadering is dat een vergelijkbaar antwoord uit de verschillende componenten leidt tot een meer gefundeerd oordeel over de toestand van de (water)bodem. De biologische componenten 'bioassays' en 'veldinventarisatie' geven hierbij respectievelijk inzicht in de potentiële en actuele effecten en de chemische component geeft inzicht in de mogelijke oorzaken. De brug tussen bioassays en chemische analyses wordt gevormd door de Toxiciteit Identificatie en Evaluatie (TIE)-benadering, en die tussen bioassays en veldwaarnemingen door de modelecosystemen.



Afbeelding: de Triade benadering

bioassays
Bioassays zijn gestandaardiseerde laboratorium- of veldexperimenten waarin organismen (planten, dieren en/of microorganismen) worden blootgesteld aan een milieumonster (porie-, oppervlakte grond- of afvalwater, waterbodem, grond etc.). Het doel van bioassays is het beoordelen of de aanwezige verontreinigingen in het monster in die mate biologisch beschikbaar zijn dat ze negatieve effecten veroorzaken bij deze organismen. Een negatief effect is bijvoorbeeld de remming van de groei of reproductie of in het uiterste geval sterfte. De in bioassays gehanteerde parameters zijn representatief voor organismen in het veld, voldoende onderscheidend, eenvoudig te meten, reproduceerbaar en relatief goedkoop en toepasbaar.

veldwaarnemingen
Onder veldwaarnemingen wordt het analyseren van de bodemlevensgemeenschap verstaan, zoals bijvoorbeeld het analyseren van de soortensamenstelling en de dichtheid van de voorkomende bodemorganismen. Hiermee wordt een direct inzicht in de ecologische kwaliteit van de bodem verkregen.

Toxiciteit Identificatie en Evaluatie (TIE)
Alleen op basis van het chemische analyseresultaat voor een aantal stoffen is het meestal niet mogelijk om de oorzaak van toxiciteit vast te stellen. In de vaak complexe milieumonsters kan de biologische beschikbaarheid en de gecombineerde toxiciteit van deze stoffen namelijk nauwelijks worden voorspeld. Mogelijk is de toxische component zelfs niet eens geanalyseerd. Voor het achterhalen van de oorzaak van de toxiciteit biedt de toepassing van de door de US EPA ontwikkelde Toxiciteit Identificatie en Evaluatie (TIE) procedure uitkomst (zie o.a. Brils, 1999). Uitgangspunt in de TIE benadering is het fysisch/chemisch manipuleren van een toxisch milieumonster waardoor meer of minder toxische fracties overblijven. TIE bestaat uit drie fasen: I) karakterisering van de aard van de toxiciteit, II) identificatie van de toxiciteit veroorzakende componenten/stoffen en III) bevestiging (confirmatie) van deze oorzaak. De manier van manipuleren zegt iets over het karakter van de toxische of niet toxische fractie (fase I). En na fractionering bevinden zich minder stoffen in een toxische fractie, waardoor het minder lastig is om de toxiciteit veroorzakende componenten en/of stoffen te identificeren (fase II en III).

modelecosystemen
Om de afstand tussen lab en veld te verkleinen, en de extrapoleerbaarheid van bioassaysresultaten te vergroten, kunnen testsystemen worden gebruikt, die aan de ene kant model staan voor een ecosysteem en enige mate van complexiteit vertonen, en aan de andere kant eenvoudig genoeg zijn om ze te reproduceren en manipuleren (zoveel mogelijk uitsluiten van de rol van habitatkarakteristieken). Deze modelecosystemen worden, afhankelijk van de afmetingen, micro-ecosystemen, microcosms of mesocosms genoemd. In dergelijke systemen zijn meer realistische interacties mogelijk tussen de toxische stoffen, de fysisch-chemische omgeving en tussen organismen, en het gedrag van de organismen is meer natuurlijk.

Voor het beantwoorden van **vraag 3** is onderzoek in de streefbeeldsituatie nodig. Het gaat daarbij om het vaststellen van zowel acute, chronische als door vergiftigingseffecten. Dit kan deels gebeuren in zogenaamde modelecosystemen, waarin een vereenvoudigde streefbeeldsituatie wordt ingericht. Daarnaast komen meer grootschalige proefgebieden (enclosures) in aanmerking waarin de streefbeeldsituatie zo goed mogelijk gerealiseerd wordt, waarna een meetprogramma uitgevoerd wordt. Deze activiteiten zijn eveneens voor fase 2 van het onderzoek gereserveerd. Dit rapport handelt over fase 1, waarvan de aanpak is uitgewerkt in paragraaf 2.2.

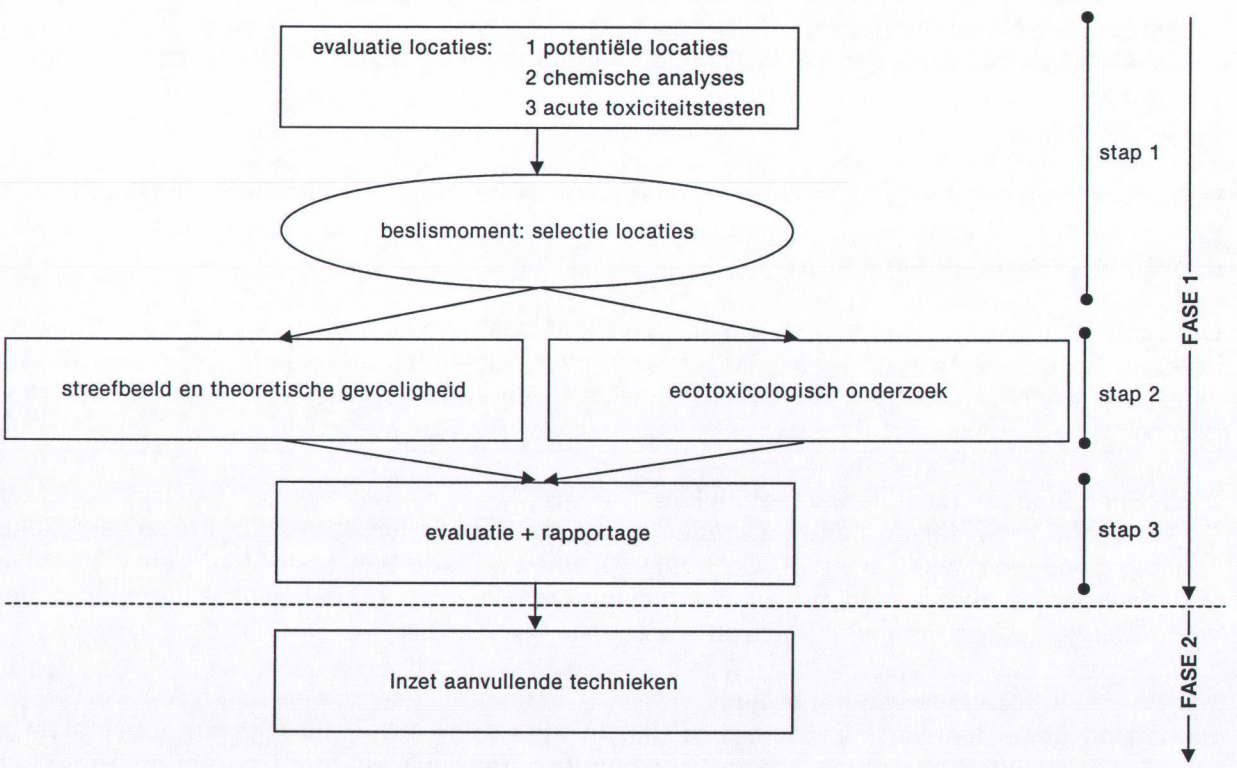
2.2. Aanpak

De eerste fase van het onderzoek bestaat uit de volgende onderdelen:

- Onderzoeken vraag 1:
  - evaluatie verontreinigde locaties (selectie, chemische analyses en acute toxiciteittesten);
  - uitvoering chronische toxiciteittesten op monsters van geselecteerde locaties;
- Globale verkenning vraag 2:
  - analyse van de ecotoxicologische gevoeligheid van het streefbeeld van helder en plantenrijk water op basis van literatuuronderzoek;
  - evaluatie en bepaling invulling fase 2.

In afbeelding 2.1. zijn de werkstappen van het onderzoek is schematisch weergegeven.

Afbeelding 2.1. Schematische weergave van de aanpak van het project



Onderstaand volg een korte toelichting van de in afbeelding 2.1. genoemde stappen en fasen die in het project doorlopen zullen worden.

2.2.1. Stap1: brede oriëntatie op locaties

Voor het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen is geïnventariseerd voor welke locaties de in paragraaf 1.1. geformuleerde vraagstelling actueel is. Daartoe is

eerst een brede inventarisatie uitgevoerd van locaties waar een verdenking is op waterbodemverontreiniging. Voor deze locaties is vanuit de bestaande kennis van de beheerder op een rijtje gezet in hoeverre de locaties binnen de vraagstelling passen. Vervolgens zijn voor de geselecteerde locaties chemische analyses uitgevoerd op waterbodemmonsters. Op basis van de chemische analyses is een nadere selectie gemaakt van monsterpunten, waarvoor acute toxiciteittesten zijn uitgevoerd.

2.2.2. Beslismoment: selectie kansrijke locaties

De resultaten van de chemische analyses en de acute toxiciteittesten hebben uiteindelijk geresulteerd in een tweetal monsterpunten die het beste aansluiten bij de vraagstelling van deze studie. De opzet van het chronische toxiciteitonderzoek is afgestemd op de verwachten effecten gezien de resultaten van zowel de chemische analyses als de resultaten van het acute toxiciteitonderzoek voor die locaties.

2.2.3. Stap 2: chronische toxiciteittesten en streefbeeldanalyse

Tijdens deze stap zijn de in stap 1 voorgestelde chronische toxiciteittesten toegepast voor de geselecteerde monsterpunten. Daarnaast zijn de beschrijving van de huidige situatie en het gewenste ecologische situatie verder uitgewerkt. Op basis van deze beschrijving, waaraan ook een lijst met soorten gekoppeld kon worden, is gezocht naar toxiciteitgegevens van deze soorten en soortgroepen om een idee te krijgen van de theoretische gevoeligheid van de huidige situatie en gewenste ecologische situatie voor mogelijke waterbodemverontreiniging.

2.2.4. Stap 3: evaluatie en rapport

Stap 3 omvat de rapportage en evaluatie van de resultaten, waarbij de verschillende toegepaste methoden vergeleken en geëvalueerd worden. In concreto:

- Wat zegt de literatuurbenadering? (huidige situatie en gewenste ecologische situatie)?
- Wat zeggen de resultaten van de TRIADE testen? (huidige situatie en gewenste ecologische situatie)?

De resultaten van deze benaderingen worden met elkaar vergeleken en bediscussieerd in het licht van de centrale vraagstelling: in hoeverre wordt de gewenste ecologische situatie bedreigd door de waterbodemverontreiniging?

Op basis van de evaluatie van de resultaten dient besloten te worden of de vraagstelling in voldoende mate beantwoord is of dat de inzet van aanvullende technieken gewenst is. Witteveen+Bos en TNO brengen hiervoor een advies in de vorm van een voorstel voor het vervolgonderzoek.

2.2.5. Fase 2: inzet aanvullende technieken

De verwachting is dat de centrale vraagstelling met de binnen fase 1 ingezette technieken niet volledig beantwoord kan worden. Op basis van de evaluatie van fase 1 zal een voorstel worden gedaan voor de technieken die in een vervolgfase ingezet kunnen worden om uiteindelijk de vraagstelling zo goed mogelijk te beantwoorden.

2.3. Doel van deze fase van het project

Binnen dit onderdeel van het project zal het in afbeelding 2.1. weergegeven schema tot en met stap 4 worden doorlopen met als doel het beantwoorden van de in paragraaf 1.1. geformuleerde vraagstelling. Binnen dit project zullen 'standaard' TRIADE technieken worden ingezet. Gezien de eerdere ervaringen met een dergelijke vraagstelling is het zeer waarschijnlijk dat dit uiteindelijk niet leidt tot het maken van een 'harde' oorzaak-gevolg relatie. Het einddoel van dit onderdeel van het project bestaat daarom uit een advies met welke combinatie van aanvullende technieken vermoedelijk wel een harde oorzaak-gevolg relatie gelegd kan worden.

3. EVALUATIE LOCATIES

3.1. Inleiding

Voor het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen is geïnventariseerd voor welke locaties de in paragraaf 1.1. geformuleerde vraagstelling actueel is. Daartoe is eerst geïnventariseerd welke locaties potentieel in aanmerking komen. Vervolgens zijn voor de potentiële locaties chemische analyses uitgevoerd op waterbodemmonsters. Op basis van de chemische analyses is een nadere selectie gemaakt van monsterpunten, waarvoor acute toxiciteittesten zijn uitgevoerd. De resultaten van de acute toxiciteittesten hebben weer geresulteerd in een beperktere set locaties waarvoor een uitgebreider ecotoxicologisch onderzoek kon worden uitgevoerd. Hieruit is tevens bepaald welke technieken het beste voor deze locaties toegepast kunnen worden binnen fase 2 van het onderzoek.

3.2. Beschouwing potentiële locaties

Op locaties die potentieel voor dit onderzoek in aanmerking komen moet de centrale vraagstelling van dit onderzoek van toepassing zijn. Voor het selecteren van deze locaties zijn de volgende criteria gehanteerd:

- een duidelijke (verdenking op) waterbodemverontreiniging;
- een goede kans op het vinden van zowel vervuilde als (relatief) onvervuilde plekken;
- een gewenste ecologische ontwikkelingsrichting die duidelijk afwijkt van de huidige situatie en waarbij de waterbodem een potentieel belangrijke rol vervult.

De inventarisatie van potentiële locaties is zo breed mogelijk gehouden, waarbij vooral is gekeken naar aanwijzingen voor een verontreinigde waterbodem en de kans op het vinden van zowel vervuilde als onvervuilde plekken. Van de locaties die op basis van die twee criteria zijn geselecteerd is gekeken of de gewenste ecologische ontwikkeling duidelijk is, of deze afwijkt van de huidige situatie en of er aanwijzingen zijn die de gewenste ontwikkeling in de weg staan.

Uiteindelijk leverde deze inventarisatie zes locaties op, namelijk:

1. Polder Het Grootslag;
2. Het Ilperveld;
3. De Bergerringvaart;
4. De Doggervaart/ Middenvliet;
5. De Groote Sloot;
6. Het Noord-Hollands Kanaal bij Alkmaar.

In bijlage I zijn de onderzochte locaties op een kaart weergegeven. Onderstaand zullen deze zes locaties globaal worden besproken aan de hand van de genoemde selectiecriteria en op basis van informatie-uitwisseling met USHN.

Locatie 1: Polder Het Grootslag
Onderzoekslocatie: Kathoeksloot
Monsterpuntcode: 670126
Verdachte vervuiling: pesticiden

beschrijving locatie
Op de onderzoekslocatie is sprake van zeer veel waterbeweging door in- en uitlaten van water, hetgeen ook leidt tot sterke waterstandschommelingen. De taluds zijn steil, ook onder water en vrijwel alleen begroeid met gras. Het water is troebel door zwevend stof (waarschijnlijk veel opgewervelde kleideeltjes van de kleibodem) en circa 1,5 meter diep. Submerse vegetatie ontbreekt. De macrofauna is soortenarm en kan duiden op een gebrek aan structuren (oeverplanten, waterplanten) in het water. De visstand bestaat waarschijnlijk voor een groot deel uit bodemwoelers (brasem en karper), die op de kleibodem een hoge biomassa kunnen bereiken.

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
Een mogelijke ontwikkelingsrichting betreft een ontwikkeling in de richting van helder en plantenrijk water met flauwe taluds begroeid met emergente vegetatie. De in het gebied gelegen Kadijksloot (monsterpunt 670115) geeft deze potentiële mogelijkheid aan. Hier is het water minder troebel (40-60 cm zichtdiepte). De oevers zijn glooiend en begroeid met emergente vegetatie. Er zijn ondergedoken waterplanten (Grof Hoornblad, Smalle waterpest), de totale bedekking wordt geschat op minder dan 5%. Waarschijnlijk is dit het gevolg van de diepte (ruim 1,5 meter) waardoor lichtlimitatie heerst; in de ondiepere delen staan veel meer submersen. De macrofauna is soortenrijk.

Locatie 2: Ilperveld
Onderzoekslocatie: proefsloten
Monsterpuntcode: geen USHN-monsterpunt op deze locatie
Verdachte vervuiling: divers

beschrijving locatie
Het Ilperveld is een veenmoeras met erg troebel water door zwevende veendeeltjes. De diepte bedraagt 20 cm tot circa 1,5 meter. Er is sprake van grote hoeveelheden dunne bagger die deels vervuild is. De chemische omstandigheden in de bodem zijn sterk gereduceerd. De visstand is verbrasemd en groeit slecht (duidt op weinig zoöplankton en macrofauna). Er zijn geen/ nauwelijks ondergedoken waterplanten. Op de oevers staat tot 1 meter emergente vegetatie bestaande uit Lisdodde, Riet en Heen. De macrofauna is soortenarm; er zijn geen slakken (door gebrek aan vegetatie) en geen oligochaeten (houden niet van veen).

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
Een ontwikkeling in de richting van helder en plantenrijk water met een soortenrijke macrofauna- en visgemeenschap wordt voorgestaan. De potenties worden geïllustreerd in polder Wormer, Jisp en Nek, waar door baggeren en visstandbeheer deze situatie gedurende 5 jaar gerealiseerd is, waarna weer een omslag naar troebel en plantenloos water optrad.

Locatie 3: Bergerringvaart
Onderzoekslocatie: Bergerringvaart
Monsterpuntcode: 107202
Verdachte vervuiling: divers, zeer lokaal

beschrijving locatie
De Bergerringvaart is een boezem waarop duinwater (kalkrijk) vrij afwatert. De bodem is zandig, het doorzicht is 50-60 cm. Er groeien waarschijnlijk wel wat submerse waterplanten, die echter vermoedelijk regelmatig worden gemaaid. De waterdiepte is minder dan 80 cm, de bodem bevat ijzerrijk slib en kent sterk gereduceerde omstandigheden. De aanwezige macrofauna is erg soortenrijk (met watermijten, insecten) en er zijn ook veel amfibieën (salamanders, kikkers), hetgeen duidt op een zeer lage visbiomassa en een goede waterkwaliteit. Bodemvervuiling is erg lokaal en houdt mogelijk verband met riooloverstorten.

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
De onderzoekslocatie lijkt ecologisch al behoorlijk goed ontwikkeld. Een veel sterkere waterplantenontwikkeling kan de ecologische situatie nog wel verbeteren. De Roossloot (monsterpunt 407003), die in hetzelfde gebied ligt, is een voorbeeld van de ecologische potentie. De bedekking met submerse planten is op die locatie 80-100% (geen maaibeheer), de macrofauna is zeer soortenrijk en de oevers zijn begroeid.

Het vinden van een duidelijk vervuilde locatie is mogelijk een probleem in de Bergerringvaart. Het lijkt relatief eenvoudig om de gewenste ecologische situatie op de meeste plaatsen te realiseren door het stoppen van het maaibeheer en de herinrichting van de oevers. Het is echter nog wel

onduidelijk of de vermoedelijk vrij lokaal verspreide waterbodemverontreiniging de gewenste ecologische ontwikkeling in de weg kan staan.

Locatie 4: Doggersvaart/Middenvliet
Monsterpuntcode: 206004 (Doggersvaart) en 206003 (Middenvliet)
Verdachte vervuiling: bestrijdingsmiddelen uit de bollenteelt

beschrijving locatie
Net als de Bergerringvaart watert ook op deze locatie het duinwater (kalkarm) vrij af. De watergangen zijn circa 10 meter breed en 1,5 meter diep met een stijl talud. Er is weinig slib, weinig oevervegetatie en geen submerse vegetatie. Voor de bevloeiing van de bollenvelden wordt periodiek veel gebiedsvreemd water ingelaten waardoor de helderheid sterk wisselt. De macrofauna is erg soortenarm (geen waterpissenbedden (*Asellus sp.*) of vlokreeften (*Gammarus sp.*)) en duidt daarmee op toxische omstandigheden.

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
Een helder en plantenrijk water met flauwe taluds en goed begroeide oevers behoort in het gebied tot de mogelijkheden. Dit wordt geïllustreerd op monsterpunt 206060 (camping Noorder Sandt). Hier is meer dan 75% van de bodem bedekt met submersen en zijn flauwe oevers met een mooie begroeiing aanwezig. Naast een eventuele waterbodemverontreiniging is het gebiedsvreemde water een andere belangrijke andere factor die het bereiken van de gewenste ecologische situatie kan belemmeren. Het gebiedsvreemde water bereikt de tegen de duinen gelegen camping niet.

Locatie 5: De Groote Sloot
Monsterpuntcode: geen USHN-monsterpunt op deze locatie
Verdachte vervuiling: PAK's (lokaal)

beschrijving locatie
De Grootse Sloot is onderdeel van de Schermerboezem, 12 -16 meter breed en 60-80 cm diep. Er is zeer veel slib (>1 m). Momenteel wordt er om nautische redenen gebaggerd. Er is veel oeverbegroeiing met riet en lisdodde, maar deze staat (deels) achter een beschoeiing. Submerse waterplanten zijn recent verdwenen, mogelijk door het baggeren. Als gevolg hiervan loopt de soortenrijkdom van de macrofauna terug.

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
De mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting is vrij onduidelijk. De ontwikkeling van waterplanten wordt momenteel belemmert door de manier waarop de baggerwerkzaamheden worden uitgevoerd. Daarnaast staat de beschoeiing de optimale ontwikkeling van de oevervegetatie in de weg. Het verwijderen van de beschoeiing behoort vanwege de sterke waterbeweging waarschijnlijk niet tot de mogelijkheden.

Locatie 6: Noord-Hollands kanaal bij Alkmaar
Monsterpuntcode: 134603
Verdachte vervuiling: onbekend

beschrijving locatie
Er zijn vele vervuilingsbronnen die op het Noord-Hollands kanaal lozen. In hoeverre de waterbodem hierdoor verontreinigd is, is onbekend. Van een slibprobleem is door de sterke waterbeweging geen sprake; er spoelt veel weg. Ondergedoken waterplanten zijn afwezig.

mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting
De mogelijke ecologische ontwikkelingsrichting is vrij onduidelijk. Als referentie is het Noord-Hollands kanaal bij Oudorp genoemd, gelegen in een luw gedeelte.

evaluatie potentiële locaties
De zes geselecteerde locaties voldoen niet allemaal even goed aan de genoemde criteria. Voor een aantal locaties is geen duidelijke ecologische ontwikkelingsrichting te formuleren omdat bijvoorbeeld belangrijke inrichtingselementen een betere situatie zullen blijven belemmeren. Als het criterium voor de ecologische ontwikkelingsrichting erg strikt wordt gehanteerd, blijven er na deze stap erg weinig locaties over. Echter, USHN wilde van al deze locaties een duidelijker beeld krijgen van de verontreinigingssituatie. Daarom is besloten om op alle locaties chemische analyses uit te voeren op waterbodemmonsters. In overleg met medewerkers van USHN zijn daarom per locatie twee potentieel vieze en twee potentieel schone monsterpunten geselecteerd. De beschrijving van deze monsterpunten en de resultaten van de chemische analyses zijn weergegeven in paragraaf 3.3.

3.3. Bemonstering en fysisch-chemische analyses

3.3.1. Materiaal en methoden

Bemonstering
In week 43 en 44 van 1999 zijn monsters genomen van de waterbodem van de in paragraaf 2.2. genoemde locaties. De bemonstering is uitgevoerd door TNO in samenwerking met Uitwaterende Sluizen. Bij de bemonstering is ernaar gestreefd om per sublocatie zoveel mogelijk vergelijkbaar bodemmateriaal te bemonsteren. Op elke sublocatie is met een voor het betreffende waterbodemtype geschikte bodemhapper, een monster genomen van de bovenste 10 tot 15 cm van de waterbodem.

Ten behoeve van de bioassays zijn met deze happen in geval van veen- en slibbodems drie en in geval van zandbodems vijf plastic emmers van ieder 10 liter volledig afgevuld en daarna afgesloten. Tijdens deze bemonstering is ten behoeve van fysisch-chemische analyses, per sublocatie telkens een mengmonster samengesteld. Hiermee is een glazen pot van 1 liter volledig afgevuld en daarna direct afgesloten.

Hoewel het seizoen hiervoor niet optimaal was, zijn ook macrofaunamonsters genomen, om later, indien gewenst, de locaties kwalitatief met elkaar te kunnen vergelijken. Dit is gedaan door met de Ekman-Birge-happer per sublocatie 5 happen uit de waterbodem te nemen, waarbij iedere hap overeenkomt met een bemonsterd oppervlak van 0,0225 m2. Iedere afzonderlijke hap is in het veld over een 500 μm zeef uitgespoeld en alles > 500 μm is overgebracht in een glazen monsterpotje (dus 5 potten per sublocatie). Alvorens de potten af te sluiten, zijn de monsters geconserveerd door toevoeging van formaline (ca. 10 volume %).

Alle monsters zijn na het bemonsteren direct getransporteerd naar het laboratorium van TNO in Den Helder of het laboratorium van Uitwaterende Sluizen in Edam. Hier zijn de monsters tot gebruik, gekoeld en donker opgeslagen.

Fysische en chemische analyses
De fysische en chemisch analyses van de waterbodemmonsters zijn uitgevoerd door het Sterlab-gecertificeerde milieulaboratorium van Uitwaterende Sluizen in Edam en door Omegam in Amsterdam. Aan de waterbodemmonsters van alle sublocaties zijn de parameters uit het "standaard RIZA" pakket geanalyseerd, dit zijn: calciumcarbonaat, droge stof, totaal fosfor, korrelgroottefracties < 2, < 16, < 63 en < 210 μm, gloeirest, chemisch zuurstofverbruik, Kjeldahl-stikstof, metalen (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As en Hg), PAK's, PCB's, OCB's en minerale olie.

Op basis van deze resultaten is vervolgens door Uitwaterende Sluizen de verontreinigingsgraad beoordeeld door de analyseresultaten met behulp van BOOS te toetsen aan de Evaluatienota Water (ENW)-waterbodemnormen.

Op basis van het organische stofgehalte, het vochtgehalte en de korrelgrootte verdeling is tenslotte per monster het waterbodemtype (slib, zand, veen) gekarakteriseerd volgens de STOWA/RIZA methodiek (STOWA, 1997).

3.3.2. Resultaten

De resultaten van de fysische en chemische (water)bodemanalyses zijn samengevat weergegeven in afbeelding 3.1.

Afbeelding 3.1. Samenvattend overzicht fysische en chemische analyses (V = vieze sublocatie, S = schone sublocatie, OMIVE = organische microverontreiniging, negatieve waarden geven aan dat de detectielimiet bij de analyse boven de grens van de betreffende klasse lag)

locatiegegevens					fysische resultaten					verontreinigingsklasse							
	locatie		code USHN	monsterdatum	Droge stof (%)	OS (%)	< 63 µm (%)	<210 µm (%)	sediment type	Totaal oordeel	Metalen	som PAK's	som PCB's	som DDT	HCB	OMIVE	selectie
1	Polder Grootslag	V A	116318	03-nov-99	25,3	9,0	60,1	72,2	slib	1	0	0	0	1	0	1	
		V B	116319	03-nov-99	34,7	6,3	48,5	77,3	zandig slib	1	0	0	0	1	0	1	*
		S A	116320	03-nov-99	26,1	8,1	51,8	72,7	zandig slib	2	0	2	0	2	0	2	
		S B	116321	03-nov-99	44,9	4,5	58,2	77,2	slib	3	0	3	0	1	0	1	
2	Ilperveld	V A	116571	04-nov-99	10,9	33,3	24,2	36,7	veen	4	4	2	0	1	0	1	*
		V B	116572	04-nov-99	9,0	42,3	21,9	24,8	veen	4	4	2	3	3	0	3	*
		S A	116569	04-nov-99	5,9	57,6	24,6	28,8	veen	0	0	0	0	0	0	0	*
		S B	116570	04-nov-99	3,8	68,4	0,1	4,1	veen	1	2	0	0	0	0	0	*
3	Bergerringvaart	V A+B	116166	25-okt-99	59,3	1,8	1,8	34,1	matig grof zand	3	0	3	0	3	-2	3	*
		S A+B	116167	25-okt-99	47,9	4,5	5,2	31,7	matig grof zand	2	2	2	0	-2	0	0	*
4	Doggersvaart	V A	116168	26-okt-99	43,8	3,6	14,8	66,4	slibbig zand	2	0	2	0	1	-1	1	*
	Middenvliet	V B	116169	26-okt-99	47,1	3,6	8,4	69,2	fijn zand	3	0	3	0	-2	-1	1	*
	Noorderzand	S A	116170	26-okt-99	76,7	0,1	0,3	52,1	matig grof zand	0	0	0	0	-3	-2	0	
	Noorderzand	S B	116171	26-okt-99	76,3	0,1	0,9	55,0	matig grof zand	0	0	0	0	-3	-2	0	
5	Grootte Sloot	V A	116172	27-okt-99	19,7	10,8	48,6	68,3	zandig slib	2	0	2	0	0	3	3	*
		V B	116173	27-okt-99	25,4	9,0	29,2	56,9	slibbig zand	2	2	2	0	1	0	1	
		S A	116174	27-okt-99	26,2	9,0	53,5	75,2	zandig slib	2	1	2	0	0	0	0	
		S B	116175	27-okt-99	37,6	5,4	83,1	84,9	slib	4	1	4	0	1	0	1	*
6	N. Hollands kanaal	V A	116272	28-okt-99	54,2	2,7	8,3	57,8	fijn zand	2	0	2	0	-3	-1	0	*
		V B	116273	28-okt-99	27,8	9,0	34,7	49,4	slibbig zand	2	2	2	0	0	0	0	
		S A	116274	28-okt-99	22,0	12,6	42,0	58,8	zandig slib	2	2	2	0	1	0	1	
		S B	116275	28-okt-99	18,1	13,5	18,8	55,3	slibbig zand	2	2	2	0	0	0	0	

Uit de chemische analyses is gebleken dat niet alle van verontreinigingen verdachte locaties ook duidelijk verontreinigd waren (zoals de locaties VA en VB in de polder Grootslag). Daarnaast bleken enkele naar verwachting 'schone' locaties verontreinigd te zijn (zoals de locatie SB in de Groote Sloot). In het Noord-Hollands Kanaal is er gezien de klassen weinig onderscheid in de verwachte verontreinigde en 'schone' locaties. De locaties in het Ilperveld en Doggersvaart/ Middenvliet voldoen qua verontreinigingen aardig aan de verwachtingen. De S-locaties in het Noorderzand zijn echter niet goed vergelijkbaar met de locaties in de Doggersvaart en het Middenvliet, omdat het sediment een duidelijk andere samenstelling heeft.

3.3.3. Evaluatie locaties

Mede op basis van de chemische resultaten zijn een aantal monsters geselecteerd voor verdere screening met behulp van acute bioassays. De geselecteerde monsters zijn in afbeelding 3.1 in de laatste kolom gemarkeerd met een sterretje.

Uitgangspunten voor de selectie van monsters voor acute toxiciteittesten:

- screening van de acute toxiciteit van 12 sublocaties door het beoordelen van twee testconcentraties i.p.v. een volledige (5 concentraties) verdunningsreeks van poriewater;

- bij voorkeur tenminste 1 (potentieel toxische) sublocatie per locatie beoordelen om te bekijken of er een discrepantie bestaat tussen de chemische analyses en de resultaten van de acute toxiciteittesten;
- bij voorkeur ook een lokale referentie simultaan beoordelen.

Motivatie bij de selectie in afbeelding 3.1. aangekruiste monsterpunten:
A) verdacht o.b.v. resultaat huidige chemische analyse (> klasse 3);
B) lokale referentie: niet verdacht (< klasse 3) en zelfde bodemkarakteristieken als A;
C) verdacht o.b.v. historische waarnemingen;
D) nog niet hersteld c.q. nog niet gerealiseerd ecologisch gewenste situatie;
E) bij D passend, hersteld c.q. gerealiseerd ecologisch gewenste situatie;
F) relatief veel informatie beschikbaar over deze (sub)locatie.

Tabel 3.1. Geselecteerde sublocaties voor beoordeling van acute toxiciteit

locatie	omschrijving	volgnr.	sublocatie	motivatie (selectiecriteria)
1	Polder Grootslag	1	vies B	C, F
2	Ilperveld	2	vies A	A, D, F
		3	vies B	A, D, F
		4	schoon A	B, E, F
		5	schoon B	B, E, F
3	Bergerringvaart	6	vies A+B	A, F
		7	schoon A+B	B, F
4	Doggersvaart	8	vies B	C, F
	Middenvliet	9	vies B	A, F
5	Grootte Sloot	10	vies A	A
		11	schoon B	A
6	Noord-Hollands kanaal	12	vies A	C

3.4. Acute toxiciteittesten

3.4.1. Materiaal en methoden

Door middel van centrifugeren is poriewater gewonnen uit een geselecteerd aantal sedimentmonsters. Na filtratie (0.45 μm, glasvezel) zijn in dit onverdunde poriewater de volgende fysische en chemische parameters gemeten met de daarvoor geschikte elektrode of cuvettentest: zuurstof-, nitriet-, nitraat-, ammonium- en sulfidegehalte, zuurgraad, geleidbaarheid en temperatuur. Daarna is gecontroleerd of de voor deze parameters gestelde criteria (randvoorwaarden) niet worden overschreden. De acute toxiciteit van dit poriewater is vervolgens beoordeeld met bioassays met bacteriën (Microtox), met raderdiertjes (Rotoxkit F) en met kreeftachtigen (Thamnotoxkit F). De wijze van uitvoering van ieder van deze bioassays wordt hierna beknopt beschreven.

Microtox

De bioassay met de bacterie *Vibrio fischeri* is uit oogpunt van kosten-effectiviteit uitgevoerd volgens de 'één concentratie' methode zoals beschreven in het STOWA rapport "Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems" (STOWA, 1997). Een deel van de uit de stofwisseling (ademhalingscyclus) vrijkomende energie wordt door deze bacterie als licht afgegeven (bioluminescentie). Het principe van deze test is dat toxische stoffen deze bioluminescentie remmen. Met een lichtmeter (Microtox®) is ten opzichte van een simultaan getest blancomonster de afname van de bioluminescentie bij de bacterie beoordeeld na 30 minuten blootstelling aan 45 en 12,5 volume % poriewater. De test- en incubatietemperatuur bedroeg 15°C. De analyses zijn in drievoud uitgevoerd. Met behulp van de parametrische 'Bonferroni'-test is getoetst of de bioluminescentie in een van beide testconcentraties significant is geremd. Voor de statistische toetsing is gebruik gemaakt van het software pakket SPSS (Norusis, 1992). Indien de bioluminescentie bij blootstelling aan 45 volume % poriewater significant is geremd, is sprake van matige toxiciteit.

Bij significante remming na blootstelling aan 12,5 volume % poriewater is sprake van ernstige toxiciteit.

Rotoxkit F
De Rotoxkit F-test is uitgevoerd met juvenielen van de rotifeer *Brachionus calyciflorus* volgens het bij deze testkit bijgeleverde protocol (Creasel, 1990). De organismen zijn blootgesteld aan 100 en 56 volume % poriewater. Als blanco is het bij de testkit bijgeleverde zoetwatermedium getest. De test is in zesvoud uitgevoerd met per replica 5 juvenielen. De testtemperatuur bedroeg 25 + 1°C, en is in het donker uitgevoerd. Tijdens de test zijn de proefdieren niet gevoerd. Na 24 uur is het aantal dode dieren per testconcentratie geteld. Deze discontinue meetwaarden zijn arcsinus getransformeerd tot 'continue' meetwaarden waarna met de parametrische 'Bonferroni'-test is getoetst of er ten opzichte van de blanco significante verschillen in overleving zijn. Voor de statistische toetsing is gebruik gemaakt van het software pakket SPSS (Norusis, 1992). Indien de overleving bij blootstelling aan 100 volume % poriewater significant lager is, is sprake van matige toxiciteit. Bij significant lagere overleving na blootstelling aan 56 volume % poriewater is sprake van ernstige toxiciteit.

Thamnotoxkit F
De Thamnotoxkit F-test is uitgevoerd met juvenielen van de kreeftachtige *Thamnocephalus platyurus* volgens het bij deze testkit bijgeleverde protocol (Creasel, 1992). De organismen zijn blootgesteld aan 100 en 56 volume % poriewater. Als blanco is het bij de testkit bijgeleverde zoetwatermedium getest. De test is in drievoud uitgevoerd met per replica 10 juvenielen. De testtemperatuur bedroeg 25 + 1°C, en is in het donker uitgevoerd. Tijdens de test zijn de proefdieren niet gevoerd. Na 24 uur is het aantal dode dieren per testconcentratie geteld. Deze discontinue meetwaarden zijn arcsinus getransformeerd tot 'continue' meetwaarden waarna met de parametrische 'Bonferroni'-test is getoetst of er ten opzichte van de blanco significante verschillen in overleving zijn. Voor de statistische toetsing is gebruik gemaakt van het software pakket SPSS (Norusis, 1992). Indien de overleving bij blootstelling aan 100 volume % poriewater significant lager is, is sprake van matige toxiciteit. Bij significant lagere overleving na blootstelling aan 56 volume % poriewater is sprake van ernstige toxiciteit.

3.4.2. Resultaten
De resultaten van de acute bioassays zijn samengevat weergegeven in afbeelding 3.2. De ruwe data worden voor Microtox, Rotoxkit F en Thamnotoxkit F test weergegeven in respectievelijk bijlage II.

De geldigheidscriteria en de geconstateerde waarden voor de acute bioassays zijn weergegeven in bijlage II. Bij de acute bioassays is voldaan aan alle betreffende geldigheidscriteria. Hiermee is aangetoond dat deze bioassays goed zijn uitgevoerd en de resultaten dus gebruikt mogen worden om de toxiciteit van de geteste monsters te beoordelen. De gevoeligheid lag voor ieder organisme binnen de geldigheidsrange voor de betreffende stof en organisme. Hiermee is aangetoond dat de gevoeligheid van de gebruikte organismen goed was en dat de testen goed zijn uitgevoerd.

De analyseresultaten voor deze randvoorwaardenparameters worden voor de acute bioassays weergegeven in de bijlage II. Uit deze resultaten blijkt dat in alle gevallen wordt voldaan aan de gestelde criteria en worden derhalve géén negatieve effecten van deze parameters verwacht. Eventuele toxische effecten in deze monsters worden hier zeer waarschijnlijk veroorzaakt door verontreinigende stoffen.

Afbeelding 3.2. Samenvattend overzicht resultaten acute bioassays (acute toxiciteit: - = niet toxisch, +/- = matig toxisch, + = ernstig toxisch)

Locatiegegevens				Acute toxiciteit*		
locatie	volg nr.	sublocatie	omschrijving	Bacterie	Rotifeer	Kreeftachtige
1	1	V B	Polder Grootslag, Kathoeksloot B (670126)	+/-	-	-
2	2	V A	Ilperveld, proefsloot zuid, vak 4	-	-	+
	3	V B	Ilperveld, proefsloot noord, vak 2	-	-	+
	4	S A	Ilperveld, vak 6	+/-	+/-	-
	5	S B	Ilperveld, vak 9	-	-	-
3	6	V A+B	Bergerringvaart (107202)	-	-	+/-
	7	S A+B	Bergerringvaart, Roossloot (407003)	-	-	-
4	8	V A	Doggersvaart (206004)	-	+	+
	9	V B	Middenvliet (206003)	-	-	+
5	10	V A	Groote Sloot, brug Burgerweg	+/-	-	+/-
	11	S B	Groote Sloot, Camping Fleur	-	-	+/-
6	12	V A	Noordhollands kanaal, Alkmaar A	-	-	+

Uit de resultaten blijkt dat de test met de kreeftachtige (Thamnotoxkit) het vaakst een ernstig toxisch effect laat zien. In één geval (Doggersvaart VB) is een ernstig toxisch effect gevonden bij de test met een rotifeer (Rotoxkit F). Bij de test met de bacterie (Microtox) is in enkele gevallen een matige toxiciteit geconstateerd. Geen van de monsters was voor deze bacterie ernstig toxisch.

3.4.3. Evaluatie locaties

In het projectvoorstel is voorzien om na de beoordeling van de acute toxiciteit te vervolgen met het toepassen van chronische bioassays (muggenlarven en watervlooien) en met de bioaccumulatietest met aquatische oligochaeten. Dit op twee geselecteerde waterbodemmonsters: één verontreinigde/toxische locatie en één bijbehorende lokale referentielocatie. Gelet op de doelstelling van het onderzoek en op de resultaten van de chemische sedimentanalyse en de resultaten van de acute bioassays, is door het uitvoerende projectteam in overleg met Uitwaterende Sluizen besloten om hiervoor de locatie Ilperveld te nemen.

Twee belangrijke argumenten voor deze keuze zijn:
- op dit moment is alleen nog maar voor het Ilperveld een (redelijk) goed uitgewerkt ecologisch streefbeeld beschikbaar;
- er is een goede lokale referentie beschikbaar: deze is niet acuut toxisch, is niet/nauwelijks verontreinigd en het streefbeeld is hier reeds voor een deel gerealiseerd.

Uit de vier beoordeelde Ilperveld sublocaties zijn de sublocaties Vies B (proefsloot noord, vak 2) en Schoon B (vak 9) als locale referentie geselecteerd. Vies B is geselecteerd in plaats van Vies A omdat B nog iets ernstiger verontreinigd is (naast metalen klasse 4 ook klasse 3 voor PCB en DDT) en omdat blootstelling aan het poriewater van Vies B resulteert in hogere sterfte (dus hogere toxiciteit) dan blootstelling aan het poriewater van Vies A. Schoon B is geselecteerd in plaats van Schoon A omdat schoon B voor geen van de drie testorganismen (bacterie, rotifeer, kreeftachtige) acuut toxisch was, terwijl locatie A matig toxisch bleek voor zowel de bacterie als de rotifeer.

4. ECOTOXICOLOGISCH ONDERZOEK

4.1. Materiaal en methoden

De chronische toxiciteit van een geselecteerd aantal sedimentmonsters is beoordeeld met bioassays met watervlooien (*Daphnia magna*) en met muggenlarven (*Chironomus riparius*). Deze bioassays zijn uitgevoerd op de wijze zoals beschreven in de methodebeschrijvingen volgens Maas et al. 1993) en het STOWA rapport "Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems" (STOWA, 1997). De wijze van uitvoering is in de paragrafen 4.1.1. en 4.1.2. beknopt toegelicht.

4.1.1. Bioassay met *Daphnia magna*

De chronische bioassay met watervlooien is uitgevoerd met de watervlo *Daphnia magna* volgens de RIZA-methode (Maas et al., 1993). In deze bioassay zijn de watervlooien blootgesteld aan verschillende concentraties poriewater: 100 (onverdund), 56, 32 en 10 volume%. Per testconcentratie zijn 10 testvaatjes (replica's) met ieder een watervlo van minder dan 24 uur oud.

De testconcentraties zijn aangemaakt door verdunning met een gestandaardiseerd zoetwatermedium, dat tevens als blanco is meegetest. De testduur bedraagt minimaal 14 dagen, en is afhankelijk van het tijdstip waarop het 3e broedsel in de blanco is voltooid. Gedurende de test is regelmatig het medium ververst, zijn de "randvoorwaarden" parameters gecontroleerd en is het aantal geproduceerde jongen geteld en verwijderd.

Dagelijks is de overleving van de ingezette watervlooien (ouderdieren) gecontroleerd, eventuele reproductie genoteerd en zijn de dieren gevoerd met een gist/ groenalgsuspensie. Uit de resultaten is met behulp van een geschikte statistische methode bepaald bij welke testconcentratie ten opzichte van de blanco net géén (NOEC) significant lagere reproductie kan worden waargenomen. Verder is het effect op de overleving van de ouderdieren beoordeeld.

4.1.2. Bioassay met *Chironomus riparius*

De chronische bioassay met muggenlarven is uitgevoerd met de dans- of vedermuggensoort *Chironomus riparius* volgens de RIZA-methode (Maas et al., 1993). *C. riparius* is een sedimentbewonend (benthisch) organisme.

Om deze muggenlarve bloot te stellen wordt een sedimentmonster eerst een tijd door middel van schudden gemengd met een gestandaardiseerd (schoon) watermedium. Na bezinken van het sediment zijn 25 in het laboratorium gekweekte muggenlarven geïntroduceerd in het boven dit sediment staande water. De muggenlarven graven zich vervolgens in het sediment in en zijn aldus blootgesteld aan de verontreinigingen.

Dit testsysteem, bestaande uit een testvaatje met daarin een laagje sediment en daarboven water, wordt aangeduid als sediment/watersysteem. Per te beoordelen sedimentmonster zijn vier van deze systemen (replica's) ingezet. Gedurende de test is dit systeem regelmatig belucht, zijn regelmatig de "randvoorwaarden" parameters gecontroleerd en de organismen gevoerd met een 2% Trouvit-oplossing.

Na 21 dagen zijn de larven voorzichtig over een zeef uitgespoeld. Het aantal larven is geteld en van alle 4e stadium (L4) larven tezamen is vervolgens het drooggewicht bepaald. Hieruit is het gemiddelde drooggewicht per L4-larf berekend. Naast het te beoordelen, verontreinigde sedimentmonsters is tevens een referentiemonster, uit het gebied zelf, simultaan getest. Uit de resultaten is met behulp van een geschikte statistische methode bepaald of er tussen het verontreinigde monster en de referentie significante verschillen zijn in overleving, larvale ontwikkeling en groei (drooggewicht) van de muggenlarven.

4.1.3. Bioaccumulatie

De twee monsters die beoordeeld zijn met de chronische bioassay zijn ook beoordeeld met de bioaccumulatietest met oligochaeten op de wijze zoals beschreven in het STOWA rapport "Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems" (STOWA, 1997). De wijze van uitvoering wordt hierna beknopt toegelicht.

Voor deze test is de benodigde hoeveelheid waterbodemmonster (sediment) van iedere sublocatie gezeefd over een 500 µm zeef. Met dit gezeefde sediment is een mengsel aangemaakt bestaande uit 1 volumedeel (nat) sediment en 4 volumedelen Dutch Standard Water. Dit mengsel is gedurende 24 uur geschud. Na het schudden is het mengsel van iedere sublocatie uitgeschonken in twee glazen aquaria (replica's) van 5 liter. Tijdens het bezinken (2 dagen, bij 20 ± 2*C) is het water matig belucht. Na het bezinken is aan ieder aquarium ca. 20 gram (natgewicht) levende oligochaetenmassa toegevoegd. Voor het bepalen van de stoffenconcentraties in de oligochaeten aan het begin van de test (uitgangsmateriaal) is eenzelfde hoeveelheid oligochaetenmassa direct ingevroren.

De gebruikte oligochaeten zijn afkomstig van een dierenspeciaalzaak, waar ze worden verhandeld als visvoer onder de naam 'Tubifex'. Ter conditionering zijn deze organismen 1 week vóór het inzetten in een doorstroomsysteem gehouden waarin ze met leidingwater zijn schoongespoeld. Tijdens deze conditionering zijn de dieren gevoerd door toevoeging van een 10% Trouvit-suspensie. De oligochaeten zijn 1 dag voor het inzetten van de test in een schone bak overgebracht voor opschoning (uitscheiding van de darminhoud).

De bioaccumulatietesten zijn in afgedekte aquaria in het donker uitgevoerd bij een temperatuur van 20 ± 2*C. De verdampte hoeveelheid water is eens per week met gedemineraliseerd water aangevuld. Als voer voor de oligochaeten is aan ieder aquarium driemaal per week, 1 ml van een 10% Trouvit-oplossing toegevoegd. Vlak voor het inzetten en gedurende de test zijn met de daarvoor geschikte elektrode of cuvettentest de zuurgraad, de temperatuur, het zuurstofgehalte, het nitriet- en ammoniumgehalte en de geleidbaarheid gemeten.

Na 28 dagen zijn de testen beëindigd. Ter verzameling van de oligochaeten is de inhoud van de testbakken met behulp van leidingwater over een 300 µm zeef gespoeld. De op het zeef achtergebleven oligochaetenmassa is nogmaals gezeefd met een combinatie van een 500 en 300 µm zeef, waardoor een verdere opschoning van de oligochaeten plaatsvond. De oligochaetenmassa is daarna ingevroren.

Het uitgangsmateriaal en het materiaal na 28 dagen blootstelling is vanuit ingevroren toestand gevriesdroogd en tenslotte door het Sterlab-gecertificeerde milieulaboratorium Omegam te Amsterdam chemisch geanalyseerd. Hier zijn de volgende parameters geanalyseerd (alles uitgedrukt in mg/kg (vries)droge stof):

- Vetgehalte;
- Metalen: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As en Hg;
- PAK's: 16 van EPA;
- PCB's: 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180;
- OCB's (o.a. DDT en HCB).

Op basis van de chemische analyseresultaten zijn de zogenaamde biota-sedimentaccumulatiefactoren berekend (BSAF's). Voor metalen zijn deze berekend als de verhouding tussen de gehalten in de oligochaeten en het sediment (beide op basis van drooggewicht). Voor de organische microverontreinigingen zijn deze berekend als de verhouding tussen de gehalten in de oligochaeten op vetbasis en het gehalte in sediment op basis van organisch koolstof. Deze gemeten BSAF's worden vergeleken met de voorspelde BSAF op basis van de evenwicht-partitietheorie. Op basis hiervan kan een uitspraak worden gedaan over de biologische beschikbaarheid.

Verder worden de interne gehalten van een aantal stoffen vergeleken met de beschikbare Maximum Toelaatbaar Risico (MTR)-criteria (zie STOWA, 1997). Wanneer deze criteria worden overschreden, dan bestaat er voor de betreffende stof een doorvergiftigingsrisico voor predatoren: de consumptie van deze, verontreinigde oligochaeten kan leiden tot negatieve effecten bij organismen hoger in de voedselketen.

4.2. Resultaten

Bij de in deze paragraaf beschreven chronische bioassays is voldaan aan alle betreffende geldigheidscriteria. Hiermee is aangetoond dat deze bioassays goed zijn uitgevoerd en de resultaten dus gebruikt mogen worden om de toxiciteit van de geteste monsters te beoordelen.

De gevoeligheid lag voor ieder organisme binnen de geldigheidsrange voor de betreffende stof en organisme. Hiermee is aangetoond dat de gevoeligheid van de gebruikte organismen goed was en dat de testen goed zijn uitgevoerd.

Uit deze analyseresultaten voor de randvoorwaarden blijkt dat in alle gevallen is voldaan aan de gestelde criteria en worden derhalve géén negatieve effecten van deze parameters verwacht. Eventuele toxische effecten in deze monsters worden hier zeer waarschijnlijk veroorzaakt door verontreinigende stoffen.

De resultaten van de toetsing aan de geldigheidscriteria, de gevoeligheidscriteria en de randvoorwaarden voor de chronische toxiciteittesten zijn weergegeven in de bijlage VI en VII.

4.2.1. Bioassay met Daphnia magna

De resultaten voor de chronische bioassays uitgevoerd op de twee monsters uit het Ilperveld zijn samengevat weergegeven in tabel 4.1. De basale (ruwe) resultaten voor deze tabel zijn weergegeven in bijlage III.

Tabel 4.1. Samenvatting resultaten chronische bioassays (NOEC = hoogste testconcentratie met geen negatief effect, vol.% = volume % poriewater)

Ilperveld sublocatie		***Daphnia magna***		***Chironomus riparius***		
		reproductie (NOEC)	**overleving (NOEC)**	**larvale ontwikkeling**	**gewicht L4 larven**	**overleving**
schoon (vak 9)	resultaat:	56 vol.%	100 vol.%	geen effect	geen effect	geen effect
	toxiciteit:	matig	niet	niet	niet	niet
vies (proefsloot	resultaat:	56 vol.%	56 vol.%	geen effect	geen effect	geen effect
Noord, vak 2)	toxiciteit:	matig	matig	niet	niet	niet

Uit de resultaten van de chronische bioassays blijkt dat beide sedimentmonsters uit het Ilperveld niet toxisch zijn voor *Chironomus riparius*. Beide sedimentmonsters blijken wel matig toxisch te zijn voor *Daphnia magna*. Het 'vieze' monster is echter iets toxischer dan het 'schone' omdat blootstelling aan onverdunde, schone poriewater uitsluitend een negatief effect heeft op de reproductie, terwijl blootstelling aan het vieze poriewater op zowel de reproductie als op de overleving een negatief effect heeft.

4.2.2. Bioaccumulatie

De belangrijkste resultaten van de bioaccumulatietest uitgevoerd op de twee monsters uit het Ilperveld zijn samengevat weergegeven in tabel 4.2. De basale (ruwe) resultaten voor deze tabel zijn weergegeven in bijlage IV.

Tabel 4.2. Samenvatting belangrijkste resultaten bioaccumulatietest (BSAF = Biota Sediment Accumulatie Factor, G = gemeten, V = voorspeld op basis van evenwichtpartitie)

Iperveld sublocatie	vet-gehalte (%)	stof	Biologische beschikbaarheid BSAF G/V	beschikbaarheid	Doorvergiftigingsrisico's aantal x MTR	risico
bij inzet	14,0	-	-	-	-	-
schoon (vak 9)	12,0	cadmium	2,3	verhoogd	2,0	ja
		chroom	6,0	verhoogd	-	geen MTR
		koper	-	niet bepaalbaar*	-	geen MTR
		kwik	6,7	verhoogd	3,6	ja
		lood	40,0	sterk verhoogd	-	geen MTR
		zink	2,1	verhoogd	-	geen MTR
		PCB 153	-	niet bepaalbaar*	0,65	nee
		som DDT	-	niet bepaalbaar*	-	geen MTR
vies (proefsloot Noord, vak 2)	8,4	cadmium	3,6	verhoogd	12,0	ja
		chroom	0,6	verlaagd	-	geen MTR
		koper	-	niet bepaalbaar*	-	geen MTR
		kwik	0,4	verlaagd	2,2	ja
		lood	1,2	verhoogd	-	geen MTR
		zink	0,1	sterk verlaagd	-	geen MTR
		PCB 153	0,7	verlaagd	2,14	ja
		som DDT	< 0,1	sterk verlaagd	-	geen MTR

*: Niet bepaalbaar omdat gehalte in wormen bij inzetten hoger was dan bij het uithalen. Opmerkelijk is verder wel dat gehalte koper in wormen blootgesteld aan 'schoon' (60 mg/kg vers) hoger was dan in de aan 'vies' blootgestelde wormen (44 mg/kg vers).

Opmerkelijk is verder wel dat gehalte koper in wormen blootgesteld aan 'schoon' (60 mg/kg vers) hoger was dan in de aan 'vies' blootgestelde wormen (44 mg/kg vers).

Uit de resultaten van de bioaccumulatietest blijkt dat in zowel het 'vieze' als het 'schone' Ilperveld monster de biobeschikbaarheid van een aantal zware metalen hoger is dan op basis van de evenwicht-partitie-theorie wordt voorspeld. Met name de sterk verhoogde biobeschikbaarheid van lood in het schone Ilperveld monsters is erg opvallend. Opvallend is verder dat de biobeschikbaarheid van DDT (klasse 3) in het 'vieze' sedimentmonster juist sterk is verlaagd.

Naast deze verhoogde beschikbaarheid van cadmium en kwik is het gehalte van deze metalen in de 'schone' en in de 'vieze' oligochaeten aan het einde van de test zo hoog dat de $MTR_{doorvergiftiging}$ wordt overschreden. Dit indiceert dat er op beide locaties voor beide metalen een risico bestaat op doorvergiftiging voor organismen die deze oligochaeten consumeren. Het risico is het grootste op de 'vieze' locatie om dat hier de MTR voor cadmium met meer dan een factor 10 is overschreden en omdat hier ook nog een doorvergiftigingsrisico voor PCB153 bestaat.

Het vetgehalte van de oligochaeten die blootgesteld zijn aan het 'vieze' Ilperveldmonster (8,4% op basis van drooggewicht) is beduidend lager dan de oligochaeten die zijn blootgesteld aan het 'schone' Ilperveld monster (12% vet). Dit kan een indicatie zijn dat de ingezette oligochaeten (14% vet) meer last hebben ondervonden van blootstelling aan het 'vieze' dan aan het 'schone' sedimentmonster.

4.3. Discussie en conclusies

De chronische test met Daphnia magna op het verontreinigde monster bevestigd de gevonden acute toxiciteit voor kreeftachtigen op die locatie. De gevonden toxiciteit, 50% sterfte binnen 3 dagen, duidt ook op acute toxiciteit van het monster. De referentielocatie, die veel minder was

verontreinigd bleek bij de chronische test met de watervlo ook matig toxisch te zijn, want het onverdunde poriewater gaf een significante remming van de reproductie. Aangezien zowel het verontreinigde monster als het referentiemonster verontreinigd was met zware metalen, is het goed mogelijk dat deze stofgroep verantwoordelijk is voor de gevonden chronische en acute toxische stress in beide monsters.

Uit onderzoek in de periode 1998-1999 blijkt dat de gehalten van verontreinigingen in de waterkolom, ten opzichte van de gehalten in de waterbodems gering zijn (van Dokkum et al, 2000). Helder worden van het water gaat samen met een lagere koperconcentratie wat erop wijst dat resuspensie van bodemmateriaal een belangrijke bron van metalen voor de waterkolom is. Zowel in helder als in troebel water in het Ilperveld komen o.a. watervlooien en vlokreeften voor. In de periode 1998-1999 zijn in de waterkolom in-situ bioassays met watervlooien en driehoeksmosselen uitgevoerd. Hierin werd geen significante sterfte waargenomen. In de nazomer leidden lage zuurstofconcentraties echter tot sterfte van driehoeksmosselen. Ondanks de klasse 4 waterbodem lijken de effecten van verontreiniging op organismen in de waterkolom dus gering.

De chronische test met Chironomus riparius was met name interessant vanwege de klasse 3 DDT verontreiniging in het sediment van de verontreinigde locatie. Tijdens de test bleek dit sediment echter niet toxisch voor de mug. Het is echter goed mogelijk dat de biobeschikbaarheid van DDT zeer beperkt is door de grote hoeveelheden organisch materiaal in het sediment.

Het vermoeden dat zware metalen mogelijk een bijdrage hebben geleverd aan de acute en aan de chronische toxiciteit van het verontreinigde monster wordt verder versterkt door de resultaten van de bioaccumulatietest. Bij die test is een verhoogde biobeschikbaarheid van een aantal zware metalen geconstateerd. De verhoogde beschikbaarheid voor een aantal metalen tot sterk verhoogde beschikbaarheid voor lood in het refenentiemonster uit het Ilperveld kan er op duiden dat de reproductieremming van watervlooien wordt veroorzaakt door zware metalen, terwijl de chemische kwaliteit dat niet doet vermoeden (klasse 2 voor metalen).

Naast een verhoogde beschikbaarheid van metalen is er bij het bioaccumulatie-experiment juist een verlaagde biobeschikbaarheid van DDT gevonden. Dit is een duidelijke aanwijzing waarom er geen toxische effecten op muggenlarven zijn waargenomen bij het verontreinigde sediment, terwijl die op basis van de DDT gehalten wel werden verwacht.

5. STREEFBEELD ILPERVELD EN THEORETISCHE GEVOELIGHEID

5.1. Aanpak

In dit hoofdstuk is de beschrijving van de huidige situatie en het gewenste ecologische situatie verder uitgewerkt voor de geselecteerde locatie (Ilperveld). Hierbij is een soortgerichte benadering gevolgd. Per situatie is een lijst met doelsoorten opgesteld, waarvoor is gezocht naar toxiciteitgegevens van deze soorten en soortgroepen om een idee te krijgen van de theoretische gevoeligheid van de huidige situatie en gewenste ecologische situatie is voor waterbodemverontreiniging.

De eerste stap van dit onderdeel is het opstellen van lijsten met doelsoorten voor het streefbeeld en de huidige situatie. De methode die hierbij is gehanteerd is uitgewerkt in paragraaf 5.1.1. en de resultaten zijn weergegeven in paragraaf 5.2. Vervolgens is gezocht naar relevante toxiciteitgegevens voor deze twee situaties. Een beschrijving van de geraadpleegde databases is weergegeven in paragraaf 5.1.2. en de resultaten zijn samengevat in paragraaf 5.3.

Naast de hiervoor beschreven studie naar de theoretische gevoeligheid van de huidige situatie versus het streefbeeld zijn er ook andere studies die van belang zijn bij de beeldvorming over de haalbaarheid van het streefbeeld en factoren die daarbij een rol kunnen spelen. Hiertoe zijn de van belang zijnde resultaten van diverse studies weergegeven in paragraaf 5.4.

De evaluatie en de conclusies van de bevindingen van dit onderdeel zijn tot slot weergegeven in paragraaf 5.5. van dit hoofdstuk.

5.1.1. Beschrijving streefbeeld en huidige situatie

Het analyseren van de theoretische gevoeligheid voor verontreinigingen van het streefbeeld ten opzichte van de huidige situatie wordt in eerste instantie gedaan aan de hand van kenmerkende soorten voor deze twee situaties. De kenmerkende soorten voor de gewenste situatie (streefbeeld) zijn vooral geselecteerd op basis van de literatuur. Voor de huidige situatie is ook gekeken naar de nu aanwezige soorten op basis resultaten van door USHN uitgevoerde biologische bemonsteringen in het Ilperveld, welke zijn aangevuld en onderbouwd op basis van expert judgement en literatuur. Er zijn drie relevante literatuurbronnen gevonden die bruikbaar zijn voor een ecologische beschrijvingen van het gebied en daarvoor zijn gebruikt:

- beschrijvingen gemeenschapstypen, uit Verdonschot et al. (1997);
- stelsel Ecologische Normdoelstellingen (SEND-stelsel, Provincie Noord-Holland, 1999);
- streefbeelden voor de functie vissenwater, opgesteld door Witteveen+Bos (1999) voor USHN.

In Verdonschot et al. (1997) worden beschrijvingen gegeven van de levensgemeenschappen in regionale wateren in Nederland. De gemeenschapstypen die in dit rapport worden beschreven zijn gebaseerd op literatuur en analyse van ecologische gegevens.

Voor de Noord-Hollandse situatie is het Stelsel Ecologische Normdoelstellingen van toepassing. In het Waterhuishoudingsplan van de provincie zijn op basis van dit stelsel per gebied normen voor diverse abiotische factoren van toepassing, afhankelijk van de functie van een bepaald gebied en het gewenste watertype in dat bepaald gebied (Provincie Noord-Holland, 1998). In het SEND-stelsel wordt bij de beschrijvingen van de watertypen een sterke nadruk op waterplanten gelegd.

In opdracht van USHN zijn door Witteveen+Bos streefbeelden voor de functie vissenwater opgesteld voor de boezemwateren in het beheersgebied (Witteveen+Bos, 1999). Hierin wordt per watersysteem een vissenstreefbeeld beschreven.

Beschrijving streefbeeld

De lijst met kenmerkende soorten voor de gewenste situatie is opgesteld aan de hand van de genoemde soorten bij van toepassing zijnde gemeenschapstypen, SEND-watertype en streefbeeld

voor vissenwater. Voor macrofauna is daarbij vooral uitgegaan van de in Verdonschot et al. (1997) genoemde gemeenschapstypen, aangezien voor de afleiding van deze gemeenschapstypen een accent ligt op macrofauna. Voor de kenmerkende vegetatie is vooral uitgegaan van de genoemde soorten bij het SEND-watertype, omdat bij die beschrijvingen juist een accent ligt op vegetatie. De oeverplanten zijn daarbij buiten beschouwing gelaten. De kenmerkende vissoorten zijn gebaseerd op de streefbeelden voor de functie vissenwater (Witteveen+Bos, 1999).

Typering huidige situatie
Op een aantal locaties in het Ilperveld worden door USHN met enige regelmaat biologische bemonsteringen uitgevoerd. Hoewel deze locaties niet dezelfde zijn als de locaties waarvoor bij dit onderzoek chemische analyses zijn uitgevoerd, geven ze toch een beeld van de ecologische situatie van de wateren in het Ilperveld. De kenmerkende soorten voor de huidige situatie zijn gebaseerd op de in het gebied gevonden soorten en taxa.

De soorten of taxa zijn als kenmerkend in de lijst opgenomen als ze in de literatuur zijn aangeduid als kenmerkend voor een gemeenschaps- of watertype dat afwijkt van het gewenste gemeenschaps- of watertype. De in de lijst opgenomen taxa voor fytoplankton en macrofauna zijn overgenomen uit Verdonschot et al. (1997). De kenmerkende waterplanten voor de huidige situatie zijn gebaseerd op de in provincie Noord-Holland (1999) genoemde watertype 'Algemene polderwateren'. Visstandgegevens van wateren in het Ilperveld zijn zeer beperkt en de lijst met typerende soorten is daarom vooral gebaseerd op expert judgement (persoonlijke mededeling M. Klinge, 1999).

Van kenmerkende soorten naar een zoeklijst voor toxicologische basisgegevens
Met de bovengenoemde methode werd de lijst met soorten is te lang om voor alle taxa binnen de beschikbare tijd toxiciteitgegevens te zoeken. Er is daarom besloten om vooral aandacht te besteden aan fytoplankton, waterplanten, macrofauna en vissen omdat deze groepen een dominante rol spelen in het huidige voedselweb en de gewenste ecologische situatie.

Van de kenmerkende fytoplanktontaxa voor de huidige situatie zijn alleen de taxa in beschouwing genomen die daadwerkelijk in het gebied zijn aangetroffen. Dit geldt eveneens voor de in beschouwing genomen waterplanten voor de huidige situatie. Van de kenmerkende waterplanten voor het streefbeeld zijn alleen de soorten in beschouwing genomen die genoemd zijn voor het matige en hoge ambitieniveau (m,h) in het SEND-stelsel en daarvan vooral de ondergedoken waterplanten en de soorten die in het sediment wortelen.

5.1.2. Verzamelen toxicologische basisgegevens
Voor de bij de huidige situatie en het streefbeeld horende organismen zijn toxicologische gegevens verzameld. Hiertoe zijn tot nu toe vier bronnen met toxicologische gegevens geraadpleegd, namelijk:
- INS-gegevens;
- ECOTOX van EPA (AQUIRE);
- ISIS/ RISKLINE;
- Medusa's head (TNO).

In het kader van het project **Integrale Normstelling Stoffen** is door RIVM voor een groot aantal stoffen acute en chronische toxiciteitgegevens verzameld. De resultaten van dit project, waaronder tabellen met toxiciteitgegevens voor verschillende soorten per stof, zijn gerapporteerd in diverse rapporten en later nog eens gebundeld in een aantal klappers (RIVM, 1999 a-c). Van deze gegevens is dus alleen een hardcopy beschikbaar. Een deel van deze gegevens zijn door Witteveen+Bos in het kader van het project OMEGA (Durand, 1999) opgenomen in een gegevensbestand. Hierin zijn tot nu toe vooral chronische toxiciteitgegevens opgenomen voor alle door INS in beschouwing genomen stoffen. Er is in het kader van dit project een analyse gemaakt van de

soorten die in het OMEGA-gegevensbestand (gebaseerd op de INS-gegevens) in vergelijking met de lijsten met soorten voor de huidige situatie en het streefbeeld.

Een grote database met toxiciteitgegevens voor aquatische organismen, genaamd **AQUIRE**, is beschikbaar via de internet site van de Environmental Protection Agency van de Verenigde Staten (EPA). Per zoekactie kan tegelijk op vijf taxa worden gezocht. Daarnaast is alleen gezocht naar de stoffen waarvan in het gebied hoge gehalten zijn aangetroffen (voornamelijk metalen).

De CD-rom **ISIS/RISKLINE** is opgesteld voor bedrijven en overheidsinstanties die de risico's van het gebruik, vervoer ed. van gevaarlijke stoffen moeten kunnen beoordelen. Naast verschillende (milieu)chemische karakteristieken van een groot scala aan stoffen zijn er voor deze stoffen ook toxicologische gegevens beschikbaar. De herkomst van deze toxicologische gegevens is echter onduidelijk en voor het grootste deel gaat het om gegevens van meer dan 10 jaar geleden. De bij de CD-rom beschikbare documentatie geeft hier geen uitsluitsel over.

Het gegevensbestand **Medusa's Head** is opgesteld en in beheer voor en door TNO. Het gegevensbestand wordt regelmatig ge-update met toxiciteitgegevens die is gepubliceerd in bij TNO beschikbare literatuur. De aandacht bij het verzamelen van deze gegevens gaat vooral uit naar mariene soorten.

Gebruikte criteria
De mate van toxische stress als gevolg van blootstelling aan een stof wordt bij verschillende organismen op verschillende manier(en) bepaald. Bekende parameters op basis waarvan toxiciteit bepaald kan worden zijn bij voorbeeld sterfte, voortplanting en groei. In de hierboven genoemde gegevensbestanden zijn ook voor diverse factoren waarden opgenomen. Voor de selectie van toxiciteitgegevens voor kenmerkende soorten is hieruit per geraadpleegd gegevensbestand zonodig een selectie gemaakt op basis van de criteria zoals deze in INS-kader ook zijn gehanteerd voor de selectie van gegevens (Sloof, 1992). Samengevat zijn die criteria als volgt:
- alleen de parameters die betrekking hebben op beïnvloeding van de soort op populatieniveau zijn in beschouwing genomen;
- als er voor een soort meerdere gegevens zijn die zijn gebaseerd op dezelfde parameter, dan is van deze waarden het geometrisch gemiddelde bepaald;
- als er voor een soort meerdere gegevens zijn die zijn gebaseerd op verschillende parameters, dan is de laagste waarde in beschouwing genomen;
- in enkele gevallen zijn er gegevens van verschillende levensstadia. Hierbij worden het gegevens voor het gevoeligste stadium in beschouwing genomen.

5.2. Streefbeeld en huidige situatie
Zoals in paragraaf 3.2. is omschreven is het Ilperveld een veenmoeras. De diepte van de in beschouwing genomen wateren zijn 20 cm tot 1,5 m diep. Het is een laagveenmoerasgebied met petgatencomplexen, vaarten en sloten die door menselijk handelijk zijn ontstaan. Het Ilperveld wordt gevoed door boezemwater uit de Waterlandse boezem en staat daarmee direct in verbinding. Watergangen zoals in het Ilperveld zijn van nature voedselrijk door de dikke organische veenlaag en hebben een licht brak karakter. In paragraaf 5.2.1. is aangegeven welke beschrijvingen uit de in paragraaf 5.1.1. genoemde literatuurbronnen op dit gebied van toepassing kunnen zijn. Op basis van de beschrijving van het streefbeeld en typering van de huidige situatie worden lijsten met typerende soorten opgesteld, waarvoor naar toxicologische basisgegevens is gezocht. Deze lijsten zijn weergegeven in paragraaf 5.2.2.

5.2.1. Beschrijving streefbeeld en typering huidige situatie
Zoals reeds in hoofdstuk 3 is weergegeven, komen in het Ilperveld nauwelijks ondergedoken waterplanten voor. De wateren worden gedomineerd door algen en de macrofaunasamenstelling is soortenarm. Onderstaand volgen op basis van de in paragraaf 5.1.1. genoemde literatuurbronnen

beschrijvingen van situaties die aansluiten bij de gewenste ecologische situatie voor het Ilperveld, en een vergelijking van de aangetroffen soorten met de beschrijvingen in de literatuur.

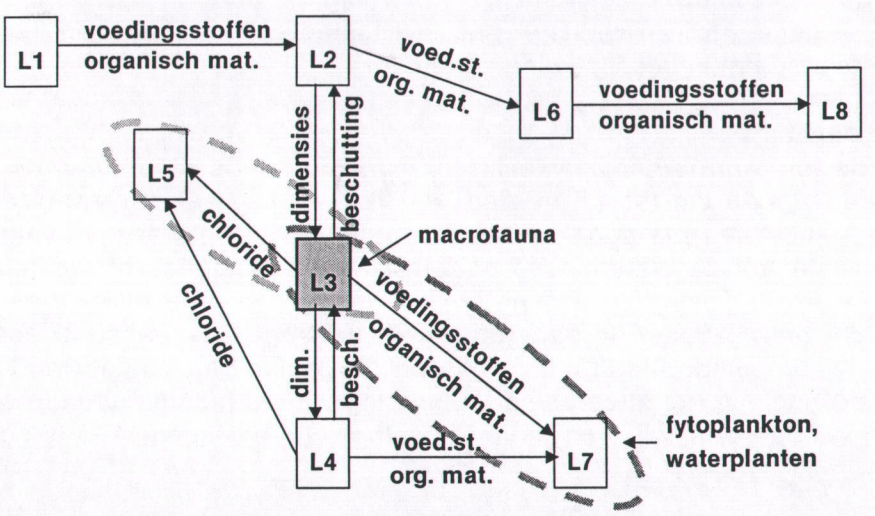
Gemeenschapstypen
Door Verdonschot et al. (1997) zijn binnen laagveenmoerasgebieden een vijftal aquatisch-ecologische gemeenschapstypen onderscheiden en een drietal beïnvloedingsstadia. Voor het Ilperveld zijn de volgende in dat rapport genoemde gemeenschapstypen van belang:
- meso- tot eutrofe petgaten, vaarten en sloten en luwe zijde van laagveenmeren (L3);
- meso- tot eutrofe sloten (L4);
- licht brakke petgaten en sloten (L5).

Het gemeenschapstype L3 sluit het meest aan bij de gewenste ecologische situatie.

Onder invloed van een overmatige toevoer van nutriënten zijn in veel gevallen eutrofe tot hypertrofe laagveensloten en petgaten ontstaan. In een dergelijke eutrofe situatie zijn de ondergedoken waterplanten vegetaties verdwenen, evenals verlandingsvegetaties. In plaats daarvan worden de wateren overheerst door bloei van vooral filamenteuze blauwalgen. Bij de visfauna is een duidelijke overheersing van brasem. De geëutrofieerde petgaten en sloten worden in Verdonschot et al. (1997) aangeduid als L7.

Op basis van de fytoplanktonsamenstelling lijken de biologische bemonsterde locaties het meest op het gemeenschapstype voor geëutrofieerde petgaten en laagveensloten. De waargenomen macrofaunasoorten en de schaarse waterplanten worden voor een groot deel als typerende soorten genoemd bij gemeenschapstype L3: Meso- to eutrofe petgaten, vaarten en sloten en luwe zijde van laagveenmeren. In de meeste biologisch bemonsterde watergangen is *Gammarus tigrinus* gevonden, die bij de typerende macrofaunasoorten van licht brakke petgaten en sloten wordt genoemd. De typering van de locaties in het Ilperveld ten opzichte van de in Verdonschot et al. (1997) beschreven gemeensschapstypen is schematisch weergegeven in afbeelding 5.1.

Afbeelding 5.1. Netwerk van gemeenschapstypen in laagveenwateren (naar: Verdonschot et al., 1997), waarin de termen bij de pijlen aangeven welke factoren van belang zijn bij verschuiving van het ene type naar een ander type. In de figuur is aangegeven dat de huidige situatie qua macrofauna het meest lijkt op L3 (en daarnaast een beetje op L5) en qua fytoplankton en waterplanten het meest lijkt op L7 (en klein beetje op L3)



Stelsel Ecologische Normdoelstellingen
Op het Ilperveld is het watertype 'verzoetende polderwateren' van toepassing. Voor het grootste deel van het gebied geld het hoge ambitieniveau, omdat het gebied grotendeels een natuurfunctie heeft.

De verzoetende polderwateren waren van oudsher brak, maar door het ontstaan van de diepe droogmakerijen in Noord-Holland is de invloed van zout water sterk afgenomen. De wateren worden nu vooral beïnvloed door zoet regenwater. Op geïsoleerde plaatsen worden echter nog wel brakwatergemeenschappen aangetroffen die zijn blijven bestaan door gebrek aan concurrentie door andere soorten. De overgang van brak naar zoet water heeft echter op veel plaatsen een achteruitgang van de levensgemeenschap veroorzaakt, die weer interessanter kunnen worden bij voldoende lage nutriëntengehalten.

Een belangrijke bedreiging voor met name de onderwatervegetatie van dit watertype is de dichtslibbing van watergangen met bagger. Dit veroorzaakt een geringer doorzicht die de groei en de kieming van waterplanten belemmert. Een maatregelenpakket van baggeren, afdammen van watergangen en visstandbeheer wordt specifiek bij de beschrijving van dit watertype genoemd om vertroebeling tegen te gaan (Prov. NH, 1999). Daarnaast is het voor vis van belang dat er diepere delen zijn waar ze zich 's winters kunnen terugtrekken.

Van de gevonden water- en oeverplanten komen slechts sporadisch enkele soorten overeen met de lijst die is weergegeven bij het watertype 'Verzoetende polderwateren'. Het gaat bij de overeenkomstige soorten vooral om oeverplanten. De gevonden water- en oeverplanten zijn voor een groot deel wel genoemd bij het watertype 'Algemene polderwateren'. De typerende soorten voor dit watertype worden in de beschrijving aangeduid als 'soorten die tegen een stootje kunnen'.

Streefbeelden voor de functie vissenwater
Aangezien de watergangen in het Ilperveld in directe verbinding staan met de Waterlandse boezem, is het streefbeeld voor de VNRK-boezem van toepassing. Voor de boezemwateren wordt gestreefd naar een ruisvoorn-snoek of snoek-blankvoorntype. De kenmerkende vissoorten zijn snoek, ruisvoorn, zeel, kroeskarper, baars, bittervoorn, kolblei en blankvoorn. Veel van deze (limnofiele) soorten zijn voor de voortplanting afhankelijk van vegetatie. In principe is in deze boezem een zeer diverse (emergente en submerse vegetatie) mogelijk.

Van de watergangen in het Ilperveld zijn vrijwel geen visstandgegevens beschikbaar. Vermoedelijk wordt het systeem op dit moment gedomineerd door brasem (*Abramis brama*), pos (*Gymnocephalus cernua*) en snoekbaars (*Stizostedion lucioperca*) (persoonlijke mededeling M. Klinge, 1999). In Veenstra (1995) wordt dit beeld bevestigd op basis van informatie van de plaatselijke beroepsvisser. Het streefbeeld voor de watersystemen van het Ilperveld komen overeen met de soorten uit het vissenstreefbeeld dat door Witteveen+Bos (1999) voor de VRNK boezem is gedefinieerd.

5.2.2. Selectie typerende soorten huidige situatie en streefbeeld.
De totale lijst met kenmerkende soorten voor het streefbeeld en de huidige situatie is opgenomen in bijlage V. Hierin zijn voor het streefbeeld alle fytoplankton, zooplankton en macrofaunasoorten opgenomen die zijn genoemd bij de gemeenschapstypen L3, L5 en L4 uit Verdonschot et al. (1997), de typerende waterplanten voor verzoetende polderwateren van het SEND-stelsel (Provincie Noord-Holland, 1999) en de typerende vissoorten voor het streefbeeld voor de VNRK-boezem (Witteveen+Bos, 1999). Voor de huidige situatie zijn alle fytoplankton, zooplankton en macrofaunasoorten opgenomen die bij het gemeenschapstype L7 zijn genoemd in Verdonschot et al. (1997). Daarnaast zijn uit het SEND-stelsel de typerende waterplanten voor de algemene polderwateren opgenomen, voor zover deze overeenkomen met de in het gebied gevonden soorten. De genoemde vissoorten voor de huidige situatie zijn vermoedelijk de dominerende soorten op dit moment.

In tabel 5.1. is de lijst met soorten opgenomen waarvoor naar toxiciteitgegevens is gezocht. Dit is een subselectie van de in bijlage V weergegeven lijst, waarin ook de Nederlandse namen zijn opgenomen (voor zover deze bekend zijn). Van de fytoplanktontaxa en de macrofauna zijn alleen de soorten/ families opgenomen die bij de biologische bemonstering in het gebied aangetroffen. Voor waterplanten zijn voor de huidige situatie alleen soorten opgenomen die in het gebied zijn aangetroffen. Soorten die wel typerend zijn voor type 'Algemene polderwateren', maar die niet zijn aangetroffen, zijn voor de huidige situatie buiten beschouwing gelaten. Voor zoöplankton zijn er in Verdonschot et al. (1997) geen kenmerkende soorten genoemd die aansluiten bij de huidige of de gewenste situatie.

Tabel 5.1. Zoeklijst typerende soorten huidige situatie en streefbeeld (in vet de taxa waar toxiciteitgegevens voor zijn gevonden)

groep	huidige situatie	streefbeeld
fytoplankton	***Anabaena sp.***	*Cryptomonas sp.*
	Ankistrodesmus sp.	
	Microcystis sp.	
	Oscillatoria sp.	
	Scenedesmus sp.	
macrofauna		***Asellus aquaticus***
		Cyrnus cretacornis
		Erythromma najas
		Gammarus tigrinus
		Glyptotendipes sp.
		Haliplus lineatocollis
		Ischnura elegans
vissen	***Abramis brama***	*Blicca bjoerkna*
	Gymnocephalus cernua	***Carassius carassius***
	Stizostedion lucioperca	***Esox lucius***
		Perca fluviatilis
		Rhodeus sericeus amarus
		Rutilus rutilus
		Scardinius erythrophthalmus
		Tinca tinca
waterplanten	***Lemna sp.***	*Chara sp.*
	Potamogeton pectinatus	*Equisetum sp.*
	Scirpus maritima	***Myriophyllum spicatum***
		Najas sp.
		Nitella sp.
		Nuphar sp.
		Nymphaea sp.
		Potamogeton lucens
		Riccia sp.
		Scirpus lacustris
		Stratiotes sp.

5.3. Theoretische gevoeligheid

5.3.1. Theoretische gevoeligheid huidige situatie en streefbeeld

Er zijn slechts voor en klein aantal van de in bijlage III aangegeven taxa toxiciteitgegevens gevonden. Dit betreft vooral taxa waarvoor gestandaardiseerde toxiciteittesten beschikbaar zijn, zoals *Scenedesmus quadricauda*, *Lemna sp.* en *Myriophyllum spicatum*. Bij het zoeken naar gegevens voor de kroeskarper (*Carassius carassius*) in AQUIRE werden de toxiciteitgegevens voor een familielid, de goudvis (*Carassius auratus*) weergegeven. Aangezien deze soort sterk vergelijkbaar

is, zijn de gevonden gegevens wel opgenomen in het gegevens bestand. De gevonden toxiciteitgegevens voor de verschillende taxa zijn weergegeven in bijlage VI.

Uit bijlage VI blijkt dat de beschikbare toxiciteitgegevens voor kenmerkende soorten voor de huidige situatie en het streefbeeld zeer beperkt zijn. Een vergelijking op basis van deze gegevens is erg moeilijk, omdat niet duidelijk is of de gevonden toxiciteitgegevens relatief gevoelige of ongevoelige taxa betreft. Alleen voor metalen zijn er in de meeste gevallen zowel toxiciteitgegevens voor kenmerkende soorten van het streefbeeld als van de huidige situatie. In tabel 5.2. en 5.3. zijn per stof de laagste waarden voor respectievelijk de chronische en de acute toxiciteitgegevens weergegeven voor de huidige situatie en het streefbeeld. In bijlage VI is gearceerd weergegeven met welke data de in tabellen 5.2. en 5.3. weergegeven waarden corresponderen.

Tabel 5.2. Laagste acute toxiciteitgegevens (L(E)C50's) voor de huidige situatie en het streefbeeld

stof	huidig		streefbeeld	
	waarde (µg/l)	aantal	waarde (µg/l)	aantal
arseen	2.746	2	0,7	2
cadmium	60	3	28,7	4
chroom	190	3	660	2
koper	130	3	308	1
kwik	240	3	0,7	2
nikkel	450	1		0
lood	3.270	3	1.660	2
zink	10.000	3	3.800	4

Tabel 5.3. Laagste chronische toxiciteitgegevens (NOEC's) op basis van INS-gegevens voor de huidige situatie en het streefbeeld

stof	huidig		streefbeeld	
	waarde (µg/l)	aantal	waarde (µg/l)	aantal
arseen	11000	1	88	1
cadmium	9	4	1,1	4
chroom	35	5	100	2
koper	5	4	3,3	2
kwik	2,5	3	20	1
nikkel	5	4		0
lood	240	6	250	2
zink	95	3		0

De beschikbaarheid van toxiciteitgegevens is vrij beperkt (vaak info over toxiciteit van 1 - 3 soorten per stof), waardoor het niet echt mogelijk is om verschillen te ontdekken in toxicologische gevoeligheid van kenmerkende soorten voor de huidige situatie ten opzichte van het streefbeeld. Voor de probleemstoffen (Cu, Pb) op de geselecteerde locatie lijkt op basis van deze gegevens gevoeligheid voor de huidige situatie als het streefbeeld in dezelfde grootte-orde te liggen.

5.4. Overzicht studies met betrekking tot haalbaarheid streefbeeld

5.4.1. Gevoeligheid waterplanten versus fytoplankton

Door AquaSense is voor kenmerkende soorten voor het Westzanerveld gezocht naar toxiciteitgegevens. Bij die studie bleek het eveneens dat er voor het streefbeeld kenmerkende nauwelijks gegevens beschikbaar waren Aquasense (1999). In dat rapport is er uiteindelijk voor gekozen om voor enkele algemene waterplanten toxiciteitgegevens te verzamelen. Er zijn bij deze studie voor-

al gegevens gevonden voor metalen. Deze zijn middels vuistregels omgerekend naar NOEC's voor sediment, wat een goede maat is voor de chronische toxiciteit. Uit de NOEC-waarden voor drie taxa is een selectie gemaakt van de laagste waarde per stof.

De hoogste concentraties voor de verontreinigingen zijn vergeleken met de laagste NOEC's door het quotiënt (de TU) hiervan te berekenen. De berekening van een TU (toxic unit) gaat dus als volgt:

$$TU = \frac{[X]}{NOEC_{Y,X}}$$

waarbij: TU = toxic unit
[X] = concentratie toxicant X;
NOEC = No Observed Effect Concentration van soort Y voor toxicant X

Deze TU-waarde is een indicatie voor het te verwachten effect, waar bij een waarde <1 geen effecten te verwachten zijn. Als vuistregel wordt een TU van 3 gehanteerd als waarde waarboven ernstige effecten zijn te verwachten. Daarvan uitgaande indiceert een waarde tussen 1 en 3 dan de mogelijkheid dat er een matig effecten worden gevonden. Voor een groep van stoffen met een op elkaar gelijkend werkingsmechanisme is de som van deze TU-waarden een indicatie voor het gecombineerde effect.

Uitgaande van de chemische analyses van de 'vieze' locatie waarvoor chronische testen zijn uitgevoerd en de waarden uit AquaSense (1999), is er geen indicatie dat er effecten te verwachten zijn van individuele stoffen waarvoor een TU-berekening mogelijk is. De som van de TU-waarden voor de verschillende metalen indiceert wel de mogelijkheid op toxische effecten, aangezien de som-TU een waarde heeft van 2,15. (bijlage VII)

De laagste NOEC's zijn voor de meeste stoffen gebaseerd op toxiciteitgegevens voor *Lemna sp.* (kroos). Aangezien dit op het wateroppervlak drijft wordt dit alleen indirect beïnvloed door de kwaliteit van de waterbodem. Waterpest (*Elodea canadensis*) en aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) worden onder natuurlijke omstandigheden veel directer beïnvloed door de waterbodem omdat ze er in (kunnen) wortelen. Waterpest lijkt, gezien de in AquaSense (1999) genoemde toxiciteitgegevens voor deze soorten, gevoeliger voor de meeste metalen dan Aarvederkruid. Een van de kenmerkende soorten voor de huidige situatie is daarmee gevoeliger voor de aanwezige verontreinigingen dan een kenmerkende soort van het streefbeeld.

Aangezien ondergedoken waterplanten op zich al wenselijk zijn voor het streefbeeld is ook apart een TU berekend met de laagste NOEC's van de ondergedoken waterplanten. Voor de 'vieze' locatie komt de gesommeerde TU-waarde voor de metalen uit op 1,22, wat een indicatie is dat het ook voor de ondergedoken waterplanten alleen mogelijk is dat de verontreinigingen een effect veroorzaken hoewel deze organismen minder gevoelig zijn.

5.4.2. Groei waterplanten op verontreinigd sediment

Door een stagiaire bij TNO-MEP is een onderzoek uitgevoerd naar mogelijk herstel van waterplantenvegetaties in het Ilperveld (van Dokkum et al., 2000). De aanleiding voor dit onderzoek was dat enkel de proefsloten in het Ilperveld met vervuilde waterbodems na diverse maatregelen het water wel helder werd, maar dat de waterplanten niet terugkwamen. De hypothese van het onderzoek was dat de verontreinigingen in de waterbodem de terugkeer van waterplanten verhinderde.

Om deze hypothese te testen is de groei van vier soorten waterplanten gevolgd in vier testsystemen, waarvan twee met verontreinigd en twee met referentiesediment. Het bovenstaande water was voor twee systemen afkomstig van de referentielocatie en voor de andere twee systemen van

een verontreinigde locatie. In totaal zijn er vier verschillende combinaties van sediment en bovenstaand water gemaakt. Op de referentielocatie kwamen wel waterplanten voor. De bij het experiment gebruikte planten zijn kenmerkend voor het gebied (Schedefonteinkruid, Aarvederkruid, Waterpest, Grof hoornblad en Bultkroos).

De oorzaken van de gevonden verschillen bleek voor slechts één soort (Schedefonteinkruid) een mogelijke relatie te hebben met de verontreinigingen. Voor de andere soorten leken de verschillen, voor zover ze al significant waren, eerder een relatie te hebben met de waterkwaliteit. De experimenten met Waterpest waren, vermoedelijk door externe oorzaken, niet succesvol. Er is bij dit onderzoek niet gekeken naar de kieming van waterplanten, wat mogelijk een gevoeliger stadium is in de ontwikkeling van waterplanten dan groei.

5.4.3. Actief biologisch beheer

In diverse bronnen (Provincie Noord-Holland, 1999; Oranjewoud, 1995; Veenstra, 1995) is aangegeven dat vooral ook de aanwezigheid van losse bagger en de aanwezige vissoorten belemmerend zijn voor de realisatie van het streefbeeld in het Ilperveld. Het water is zowel door de losse bagger als door de invloed van onder andere brasem niet helder, waardoor de kieming en groei van waterplanten wordt belemmerd. Daarnaast is het substraat door de losse bagger niet geschikt voor de kieming van waterplanten.

In Veenstra (1995) wordt een kleinschalig proefproject beschreven waarbij in het Ilperveld enkele proefvakken zijn gebaggerd en/of leeggevist. In de proefvakken zonder bodemwoelende vis ontstonden waterplanten.

In de polder Wormer, Jisp en Nek, een met het Ilperveld vergelijkbaar gebied is door USHN een praktijkproef uitgevoerd waarbij gekeken is naar de effecten van baggeren en visstandbeheer op de ecologische kwaliteit van sloten. Baggeren in combinatie met afdammen bleek helder water te geven, evenals een reductie van het zwevend stof, minder algen en de groei van waterplanten. Visstandbeheer als aanvulling op baggeren en afdammen bleek nog een extra verbetering van de ecologische kwaliteit te geven (Hovenkamp-Obbema, 2000).

5.5. Evaluatie theoretische gevoeligheid streefbeeld

Op basis van de beperkt beschikbare toxiciteitgegevens voor kenmerkende soorten voor de huidige situatie en het streefbeeld is niet duidelijk af te leiden dat de gevoeligheid voor verontreinigingen verschillend is. Voor de probleemstoffen (koper en lood) op de geselecteerde verontreinigde locatie in het Ilperveld ligt de gevoeligheid voor de huidige situatie en het streefbeeld in dezelfde orde van grootte.

Uit de studie van AquaSense blijkt dat fytoplankton gevoeliger is voor verontreiniging met metalen dan waterplanten. Waterplanten worden echter wel directer beïnvloed door verontreinigingen uit de waterbodem dan algen. Het is niet bekend in welke mate de waterkwaliteit op de geselecteerde locatie wordt beïnvloed door de verontreinigingen in de waterbodem, maar vermoedelijk is de beschikbaarheid van de verontreinigingen niet erg groot. De beschikbaarheid van de verontreinigingen in de waterbodem blijkt uit de bioaccumulatietest (hoofdstuk 4). Dit is tevens een indicatie van de beschikbaarheid van de verontreinigingen via het wortelstelsel van waterplanten. De bij TNO uitgevoerde studie naar de groei van waterplanten indiceert echter dat de beschikbaarheid van de verontreinigingen hiervoor niet belemmerend is. Het effect op de kieming van waterplanten is echter niet bekend, en hiervoor zijn ook geen duidelijke gegevens gevonden in de toxicologische gegevensbestanden.

Uit diverse rapporten blijkt dat in ieder geval de aanwezigheid van de grote hoeveelheden losse bagger een belangrijke belemmering is voor een ecologische ontwikkeling in de richting van het streefbeeld (Provincie Noord-Holland, 1998; Oranjewoud, 1995; Veenstra, 1995). Dergelijk materiaal is niet geschikt voor de kieming van waterplanten. Daarnaast kan vooral brasem, een van de in de

huidige situatie voorkomende soorten, door bodemwoelen het lichtklimaat negatief beïnvloeden. Het lichtklimaat zal sterk verbeteren als brasem wordt weggevist, zodat waterplanten beter tot ontwikkeling kunnen komen. Om een optimaal habitat te verkrijgen voor vissen dienen er binnen het watersysteem stukken te zijn die dieper zijn dan 80 cm.

6. EVALUATIE EN CONCLUSIES

In dit hoofdstuk worden de binnen dit project uitgevoerde onderdelen geëvalueerd in het licht van de vragen van dit onderzoek (zie paragraaf 1.2.). Daarbij wordt vooral gekeken in hoeverre vraag 1 en vraag 2 beantwoord zijn en wat er voor nodig is om de alle vragen volledig te kunnen beantwoorden. Dit vormt de basis voor het projectplan voor fase 2 van het onderzoek, waarvoor in hoofdstuk 7 op hoofdlijnen een voorstel is uitgewerkt. De conclusies van deze fase van het onderzoek worden kort samengevat in paragraaf 6.2.

6.1. Evaluatie

De evaluatie van dit onderzoek is gericht op de bijdrage van het uitgevoerde onderzoek op de beantwoording van de vraagstelling. Binnen dit onderzoek is voor één locatie, het Ilperveld, uitgebreid ecotoxicologisch onderzoek uitgevoerd (voor het beantwoorden van vraag 1) en is er gekeken naar de theoretische gevoeligheid van het streefbeeld versus de huidige situatie (als oriëntatie op vraag 2). Deze twee onderdelen worden in afzonderlijke paragrafen (6.1.1. en 6.1.2.) geëvalueerd op hun bijdrage tot de beantwoording van vraag 1 en 2. In paragraaf 6.1.3. wordt geëvalueerd welke elementen nodig zijn om de onderzoeksvragen volledig te kunnen beantwoorden.

6.1.1. Ecotoxicologisch onderzoek

Aangezien er zowel bij de acute als bij de chronische toxiciteittesten en bij zowel het verontreinigde als het referentiemonsters effecten zijn waargenomen is het vrij duidelijk dat er op diverse locaties in het beheergebied van Uitwaterende Sluizen toxische stress kan optreden. Uit de resultaten blijkt eens te meer dat met chemische analyses alleen nog niets zeggen over de ecologische risico's en daarmee is ecotoxicologisch onderzoek een waardevolle stap bij de evaluatie van de risico's op een verontreinigde locatie.

De gevonden toxische stress in het Ilperveld wordt waarschijnlijk veroorzaakt door metalen, die in het gehele Ilperveld als verontreiniging in de waterbodem zijn te vinden. De toxische stress was op de verontreinigde locatie sterker aanwezig dan op de referentielocatie, maar ook op de schone delen moet terdege rekening gehouden worden met doorvergiftigingsrisico's van zware metalen en op verontreinigde delen bestaat er ook een doorvergiftigingsrisico door PCB's.

De waargenomen toxische stress speelt mogelijk een rol bij het realiseren van de streefbeelden in het Ilperveld, evenals het risico op doorvergiftiging. Dit geldt echter niet alleen voor de verontreinigde, maar ook voor de referentielocatie in het Ilperveld. Over de mate waarin er bij het streefbeeld, of anders in de huidige situatie, mogelijk toxische stress zal optreden is met de resultaten geen antwoord te geven.

6.1.2. Gevoeligheid van het streefbeeld versus de huidige situatie

Voor de binnen deze fase onderzochte locatie (Ilperveld) zijn er geen theoretische aanwijzingen gevonden dat het streefbeeld gevoeliger is voor de verontreinigingen dan de huidige situatie. Dit theoretische spoor levert voor deze locatie te weinig op door beperkte beschikbaarheid van toxiciteitgegevens in relatie tot typerende soorten voor de huidige situatie en het streefbeeld. Het is zeer waarschijnlijk dat ook voor andere locaties, met andere streefbeelden, eveneens de beschikbaarheid van toxiciteitgegevens te beperkt is om voor een specifieke situatie de gevoeligheid voor toxische stoffen te screenen.

De vraag naar dergelijke gegevens is echter zeer actueel. Er wordt namelijk door waterbeherend Nederland steeds meer gewerkt met streefbeelden/ doelsoorten en bestaat er een sterke wens om bijvoorbeeld de monitoring hierop af te stemmen. Met een op doelsoorten afgestemde monitoring kunnen de beheerstaken, waar deze doelsoorten een centrale rol spelen, beter worden geëvalueerd. Met de huidige beschikbaarheid van toxiciteitgegevens zijn de mogelijkheden daartoe zeer beperkt.

Deze theoretische benadering waarbij wordt nagegaan wat potentieel gevoelige aspecten zijn van het streefbeeld zou een koppeling kunnen vormen tussen een meer generieke inschatting van de risico's naar de keuze van gevoelige soortgroepen voor monitoring van de actuele risico's. Voor het maken van een dergelijke koppeling is bij RIZA het model OMEGA in ontwikkeling (Durand, 1999). In OMEGA zijn vooralsnog alleen chronische toxiciteitgegevens opgenomen.

Uit een studie van TNO bleek dat diverse waterplanten (inclusief doelsoorten) kunnen groeien op verontreinigd sediment uit het Ilperveld. Deze waterplanten vormen een belangrijke basis voor het bij het streefbeeld horende voedselweb. De aanleiding voor dit onderzoek bij TNO was dat de ontwikkeling van waterplanten in het veld niet spontaan optrad ondanks het helder worden van het water na het wegbaggeren van de losse bagger. Dit experiment laat zien dat de groei van de meeste soorten waterplanten niet significant wordt geremd door de waterbodemverontreiniging. Echter, binnen het onderzoek is de kieming van waterplanten niet onderzocht, wat in het veld de spontane ontwikkeling belemmerd kan hebben. Het is goed mogelijk dat dit stadium in de ontwikkeling van de gewenste soorten waterplanten gevoeliger is voor verontreinigingen, hoewel daar geen concrete aanwijzingen voor zijn gevonden.

Op veel locaties in het beheergebied van Uitwaterende Sluizen is de aanwezigheid van waterplanten wenselijk voor het beter functioneren van het ecosysteem. Uit de gevonden toxiciteitgegevens lijkt op te maken dat de groep waterplanten niet direct het gevoeligst is voor verontreinigingen. Een verontreinigde waterbodem zal wellicht in veel meer gevallen niet de belangrijkste belemmerende factor zijn voor de groei van waterplanten. De kieming van waterplanten is mogelijk een kwetsbaarder stadium in de ontwikkeling. Daarnaast zijn er op veel locaties in het beheergebied van Uitwaterende Sluizen ook andere abiotische factoren aan te wijzen die de ontwikkeling van het gewenste ecosysteem mogelijk belemmeren.

Specifiek voor het Ilperveld bleek nog eens uit diverse rapporten dat de aanwezigheid van grote hoeveelheden losse bagger en bodemwoelende vis hoe dan ook een belangrijke belemmerende factor is voor het in gang zetten van een positieve ecologische ontwikkeling in de richting van het streefbeeld. Ook deze twee factoren zijn in sloten en boezemwateren op andere locaties een belangrijke factor die positieve ontwikkelingen in de weg staat.

6.1.3. Elementen vervolgonderzoek

De evaluatie van de resultaten biedt verschillende aanknopingspunten voor vervolgonderzoek waarmee de drie vragen van dit onderzoek vollediger beantwoord kunnen worden. Allereerst is er voor de locatie Ilperveld een vrij duidelijke aanwijzing dat de waargenomen toxische stress wordt veroorzaakt door metalen. Met het instrument TIE kan dit vermoedelijk reeds in fase I van de procedure worden geverifieerd. In het algemeen is het TIE zinvol om de oorzaak van de toxiciteit vast te stellen. Daarmee is het mogelijk om aan te wijzen welke stof of groep van stoffen toxische stress veroorzaakt.

Echter, met duidelijkheid over de oorzaak van toxische stress is nog geen duidelijkheid te geven over de toxische stress voor het streefbeeld of voor de huidige situatie. Tijdens fase 1 van deze studie is duidelijk gebleken dat voor het Ilperveld op basis van een vergelijking van typerende soorten specifiek voor de huidige situatie of het streefbeeld eigenlijk niks valt te zeggen over de gevoeligheid voor verontreinigingen van deze twee situaties door een gebrek aan toxiciteitgegevens. Ook in andere situaties levert een theoretische vergelijking van twee situaties waarschijnlijk net zo weinig specifieke informatie door een gebrek aan specifieke toxiciteitgegevens. Een vergelijking van de gevoeligheid van testsoorten uit de literatuur met typerende soorten voor het ecosysteem is daardoor niet mogelijk. De testresultaten kunnen daarmee niet worden doorvertaald naar die twee situaties.

Maar ook met de gestandaardiseerde ecotoxicologische testen die op dit moment in Nederland veel worden toegepast is niet goed een doorvertaling te maken van gevonden effecten naar een

specifieke situatie. De werkelijke consequenties van toxische stress op regelmatig toegepaste testsoorten op het functioneren van het gehele ecosysteem is moeilijk te voorspellen. Hoewel de regelmatig toegepaste testorganismen binnen de meeste ecosystemen belangrijke groepen vertegenwoordigen, is niet te voorspellen of er speciale gewenste soorten binnen die groepen juist wel of juist niet de toxische stress aan kunnen.

Het voedselweb dat hoort bij het streefbeeld, helder en plantenrijk water, is op veel locaties in het Hollands Noorderkwartier (zo ook in grote delen van het Ilperveld) totaal anders dan het huidige voedselweb. Er is niet alleen sprake van veel andere soorten, maar nog veel belangrijker: er is sprake van sterk verschillende stofstromen van voedingsstoffen en waarschijnlijk ook van verontreinigingen door het voedselweb heen. Het grote verschil wordt veroorzaakt door de waterplanten. Deze nemen de rol van de nu dominerende zwevende algen als belangrijkste primaire producent in het water over. Anders dan algen bieden waterplanten echter plaats aan een groot aantal andere organismen, zoals allerlei epifytische algen (algen, die op de waterplanten groeien), muggenlarven, wormen, slakken, kokerjuffers etc. Waterplanten wortelen daarbij in de bodem en nemen daar allerlei stoffen inclusief verontreinigingen uit op. Deze stoffen kunnen vervolgens (deels) doorgegeven worden aan de organismen die op en van de planten leven. Van daaruit kunnen de stoffen verder verspreid worden naar vissen, vogels e.d.

Een meer door planten gedomineerd ecosysteem is dus totaal anders van opbouw is dan een door algen gedomineerd systeem. Een door algen gedomineerd watersysteem is te typeren als een 2-dimensionaal ecosysteem, met het sediment en de waterfase als twee dimensies. De organismen in het ecosysteem leven òf in het water (zoals algen), òf in het sediment (zoals macrofauna). Een ecosysteem waar ook waterplanten voorkomen is te typeren als een 3-dimensionaal systeem, waarbij de waterplanten de derde dimensie vormen. In een dergelijk ecosysteem leven diverse organismen die afhankelijk zijn van waterplanten, niet alleen als voedsel maar ook als substraat ('woonplaats' ofwel habitat).

De aanwezigheid van waterplanten kan daarnaast de structuur van de waterbodem sterk verbeteren omdat de dunne bagger minder snel in suspensie gaat. Voor waterbodemorganismen biedt dit substraat ook een betere habitat, waardoor er mogelijk een grotere soortenrijkdom ontstaat. Afgestorven delen van waterplanten bieden bovendien weer een uitstekende voedselbron voor deze organismen.

Over de kwetsbaarheid van waterplanten of de daaraan gerelateerde organismen voor waterbodemverontreiniging binnen een plantenrijk ecosysteem is erg weinig bekend. De ontwikkeling of nadere protocollisering van bioassays waarmee de toxische stress van een verontreiniging op waterplanten mee in beeld gebracht kan worden, sluit wellicht goed aan bij watersystemen waarbij gestreefd wordt naar een meer plantenrijk systeem. Echter, de doorvertaling van bioassays naar de situatie in het veld blijft daarbij een moeilijke opgave.

Binnen het TRIADE-onderzoek is het de bedoeling om naast chemische analyses en bioassays, ook een veldinventarisatie uit te voeren. Een dergelijke veldinventarisatie is gericht op het voorkomen en de abundantie van macrofauna. Water- en oeverplanten worden daarbij echter niet in beschouwing genomen. Het is echter in veel gevallen moeilijk om een goede referentielocatie te vinden waarmee de verontreinigde locatie vergeleken kan worden. Voor rijkswateren is er een goede literatuurreferentie waarmee een inschatting gemaakt kan worden van de mate waarin er effecten in het veld zijn opgetreden. Voor regionale wateren ontbreekt een dergelijke literatuurreferentie en moet er dus een goede referentielocatie worden gezocht. Het is daarbij van belang, dat er op de te onderzoeken locatie niet ook ander abiotische factoren dan de verontreiniging een belangrijke rol spelen.

Een veldinventarisatie, zoals deze nu binnen de TRIADE gebruikelijk is, levert voor een locatie voor een deel van de levensgemeenschap een beeld op in hoeverre de locatie reeds voldoet aan

de ecologisch gewenste situatie. Een dergelijke veldinventarisatie kan worden uitgebreid met het inventariseren van andere groepen organismen, zoals waterplanten, zodat een vollediger beeld ontstaat van de mate waarin de huidige situatie lijkt op de ecologisch gewenste situatie (het streefbeeld).

Voor het Ilperveld is nog geen veldinventarisatie uitgevoerd omdat de bemonsteringsperiode niet optimaal was. Er zijn wel monsters voor de veldinventarisatie genomen en geprepareerd Deze kunnen nog nader geanalyseerd worden en zullen daarmee meer informatie geven over het functioneren van de benthische levensgemeenschap op de verontreinigde en de referentielocatie. De resultaten van dit onderdeel zeggen bij het Ilperveld vooral iets over de huidige situatie, omdat de huidige abiotische omstandigheden niet optimaal zijn voor de realisatie van het streefbeeld. Het leggen van een relatie tussen de gevonden effecten bij de bioassays en de veldinventarisatie is vaak geen eenvoudige opgave. Regelmatig spreken de resultaten van deze twee onderdelen van de TRIADE elkaar tegen. Het onderzoeken van de testorganismen in meer natuurlijke omstandigheden kan het beste met proeflocaties in het veld in combinatie met gestandaardiseerde modelecosystemen (laboratoriumopstelling).

De effecten van de aanwezigheid van andere abiotische factoren zoals losse bagger en de aanwezigheid van bodemwoelende vis kan het beste in het veld worden onderzocht. In het veld kunnen voldoende grote enclosures gemaakt worden om de effecten van bijvoorbeeld de aan- of afwezigheid van bodemwoelende vis en losse bagger te onderzoeken op verontreinigde en niet verontreinigde locaties. Grote vissen spelen een belangrijke rol in het ecosysteem, maar deze kunnen niet binnen een microcosm experiment worden meegenomen. Binnen een in volume groot experiment is het ook beter mogelijk om diverse onderdelen van het ecosysteem te monitoren. Een dergelijk veldexperiment biedt mogelijkheden om een doorvertaling te maken van een onderzoek met modelecosystemen (gebaseerd op de gewenste ecologische situatie) naar de werkelijke ecologische situatie in het veld.

Het is goed mogelijk dat de waargenomen verhoogde biobeschikbaarheid van metalen binnen een plantenrijk ecosysteem relatief meer effecten veroorzaken dan binnen het huidige ecosysteem. Door verschillende onderzoekers is waargenomen dat planten goed metalen kunnen opnemen (Dushenko et al, 1995; Jackson, 1994). Metalen uit het sediment kunnen zo in de voedselketen terecht komen (Jackson, 1994). Hoe deze routes lopen is echter meestal niet bekend (Jackson, 1998). Voor de organismen die op en in waterplanten leven en de organismen die waterplanten eten kan dit echter grote consequenties hebben. Mogelijk staan deze waterplanten-gerelateerde organismen door de mobilisatie van metalen bloot aan een grotere toxische stress dan organismen binnen een algen gedomineerd systeem.

Een belangrijke vraag voor het vervolg van dit project is dus wat de biobeschikbaarheid van toxische stoffen in een door waterplanten gedomineerd systeem is en wat de invloed van het ecosysteem daarop is. Mogelijk kan het zuurstofgehalte daarbij eveneens een rol spelen. Het zuurstofgehalte is in de huidige situatie is in het grootste deel van het oppervlaktewater in het Hollands Noorderkwartier vrij constant is gedurende het etmaal. In een systeem met waterplanten zal het zuurstofgehalte over het etmaal sterk variëren, met als gevolg een sterk veranderend zuurstof- en redoxprofiel in de waterbodem, die weer van invloed kunnen zijn op de beschikbaarheid van de verontreinigingen.

Voor het monitoren van dergelijke preferente routes van verontreinigingen is een vrij omvangrijk testsysteem nodig. Een gestandaardiseerd modelecosysteem (laboratoriumopstelling) is hiervoor waarschijnlijk te klein, omdat de te bemonsteren hoeveelheden biota te klein zijn om interne gehalten te meten. Binnen een veldexperiment is het wel mogelijk om op verschillende momenten te monitoren. Bij een modelecosysteem zou dit alleen mogelijk zijn bij de 'ontmanteling' van het experiment.

6.2. Conclusies

6.2.1. Vraag 1: vormen waterbodemverontreinigingen in de bestaande situaties een gevaar?

Duidelijk is geworden dat ook voor het beheergebied van het Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen chemische resultaten alleen niet zo veel zeggen over de risico's van de aanwezigheid van deze verontreinigingen. Bij sommige duidelijk verontreinigde locaties was geen (Bergerringvaart, SA+B, klasse 2) tot matige (Grootte Sloot SB, Bergerringvaart VA+B) toxische stress aanwezig bij de acute testen, terwijl juist bij enkele relatief schone locaties (zoals Doggersvaart VA) duidelijk wel toxische stress aanwezig is.

Voor het Ilperveld, waar ook chronische toxiciteittesten zijn uitgevoerd, is er zowel bij de relatief schone als bij de verontreinigde locatie in het laboratorium sprake van toxische stress van poriewater voor *Daphnia magna*. Deze wordt bij die locatie waarschijnlijk veroorzaakt door metalen, waarvoor een verhoogde beschikbaarheid is gevonden in een bioaccumulatietest. Er is geen toxische stress geconstateerd voor muggenlarven.

De resultaten met de bioassays duiden er op dat in de huidige situatie in een aantal gevallen sprake is van toxische stress (en dus van een gevaar van de waterbodemverontreiniging). Daarbij wordt echter aangetekend dat de TRIADE-benadering niet volledig is gevolgd. Veldinventarisaties moeten uitgevoerd worden om de veronderstelde risico's beter te kunnen inschatten.

6.2.2. Globale verkenning vraag 2: staat de waterbodemverontreiniging het bereiken van de gewenste situatie in de weg?

Voor de kenmerkende soorten voor de huidige situatie en het streefbeeld voor het Ilperveld zijn er op basis van de beperkte toxiciteitgegevens geen duidelijke verschillen in gevoeligheid te ontdekken. Dit betekent dat we de onderzoeksvraag op basis van deze resultaten niet kunnen beantwoorden.

Duidelijk is dat de bagger zelf, en de troebelheid van het water de ontwikkeling van het streefbeeld in ieder geval belemmert, getuige de resultaten van diverse onderzoeken in Wormer, Jisp en Nek (Hovenkamp-Obbema, 2000). Er lijken goede mogelijkheden te bestaan om met behulp van actief biologisch beheer, eventueel aangevuld met specifieke andere maatregelen, helder water te bewerkstelligen waarin waterplanten zich kunnen ontwikkelen. De waterplanten vormen de basis voor een verdere ontwikkeling in de richting van het streefbeeld. Welk voedselweb zich op deze basis verder zal ontwikkelen, of deze verdere ontwikkeling belemmerd wordt door waterbodemverontreiniging en welke doorgifteroutes eventueel belangrijk zijn, dient in fase 2 onderzocht te worden.

7. VOORSTEL FASE 2

Zoals aangegeven (zie hoofdstukken 1 en 2 van dit rapport) bestaat het doel van fase twee uit het beantwoorden van de onderzoeksvragen 2 en 3:

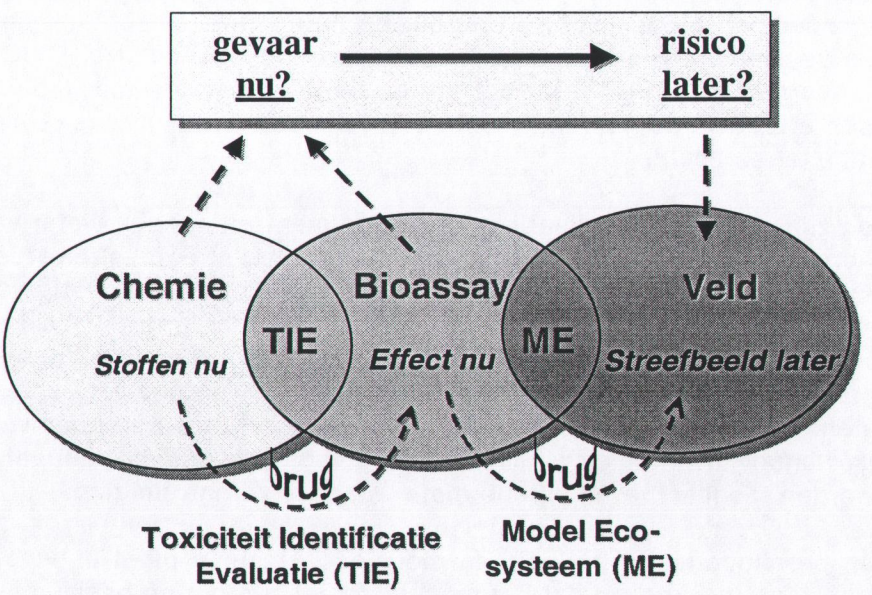
2) Staat de waterbodemverontreiniging het bereiken van de gewenste situatie in de weg?
3) Vormen waterbodemverontreinigingen in de gewenste situatie een gevaar?

Onderzoeksvraag 2 is vooral praktisch/beheersmatig van aard. Kan de streefsituatie wel gehaald worden als de waterbodemverontreiniging blijft liggen? Het probleem hierbij is dat de eventuele invloed van waterbodemverontreiniging gescheiden moet worden van de invloed van diverse andere factoren die het bereiken van het streefbeeld in de weg kunnen staan, zoals de eutrofiëringsgraad, de waterdiepte, bodemwoelende vissen, zwevende stof, de fysieke waterbodemstructuur etc. Een combinatie van veldonderzoek op proeflocaties en onderzoek met modelecosystemen op lab-schaal moet voorkomen dat we van alles zien gebeuren, maar vervolgens niet begrijpen waarom dit gebeurt.

Onderzoeksvraag 3 is ecotoxicologisch van aard en komt voort uit het risico-denken. Als ik de waterbodemverontreiniging laat liggen, is de streefsituatie dan gevaarlijker dan de huidige situatie? De situatie zal in ieder geval anders zijn, omdat een door waterplanten gedomineerd voedselweb gekenmerkt wordt door andere routes waarlangs verontreinigingen zich kunnen verspreiden. Meten is weten is hier het credo; ga meten in de streefsituatie en vergelijk dit met de huidige situatie. Deze vraag kan beantwoord worden in het kielzog van het onderzoek dat nodig is voor het beantwoorden van vraag 1.

Voor fase 2 wordt een combinatie van praktisch/pragmatisch en meer fundamenteel getint onderzoek voorgesteld, zoals schematisch is weergegeven in afbeelding 5.1.

Afbeelding 7.1. Schematische weergave van het fase 2 onderzoek



De combinatie van praktisch/ pragmatisch en meer fundamenteel onderzoek bestaat uit twee onderdelen:

- een praktisch/pragmatisch getint onderzoek in proeflocaties in het veld (VELD);
- een onderzoek met modelecosystemen (ME).

Onderzoek op proeflocaties in het veld
Het onderzoek op proeflocaties speelt zich af in het meest rechter vak (Veld) van afbeelding 7.1. Hier wil je uiteindelijk (later) je streefbeeld realiseren. Vanuit de gedachte "leren door doen", wordt voorgesteld om in het veld een aantal proeflocaties in te richten. Deze locaties bestaan bijvoorbeeld uit geïsoleerde trajecten van sloten, petgaten of andere watergangen. De combinaties worden ingezet zoals is weergegeven in tabel 7.1.

Tabel 7.1. In te zetten combinaties bij de proeflocaties in het veld

kwaliteit waterbodem	behandeling	
	huidige situatie (niks doen)	inrichten cf. streefsituatie
schoon	X	X
vies	X	X

In twee trajecten, een schone en een verontreinigde, wordt niets gedaan (blanco's). In twee andere trajecten (een schone en een verontreinigde) wordt een ontwikkeling in de richting van het streefbeeld in gang gezet, door toepassing van actief biologisch beheer (zie de gunstige resultaten in de polder Wormer, Jisp en Nek, Hovenkamp-Obbema, 2000) en eventuele andere maatregelen (bijvoorbeeld het enten van waterplanten). Vervolgens worden de ecologische en ecotoxicologische ontwikkelingen op de locaties nauwkeurig gevolgd middels een programma van begeleidend onderzoek (monitoring ontwikkeling ecosysteem, monitoring toxische stress middels bioassays, bioaccumulatiemetingen e.d.).

Teneinde zeker te zijn dat verschillen tussen de schone en verontreinigde locaties het gevolg zijn van waterbodemverontreinigingen is het nodig aanvullend gebruik te maken van modelecosystemen.

Onderzoek met modelecosystemen
Parallel aan het hierboven beschreven pragmatische onderzoek wordt voorgesteld om meer fundamenteel getint onderzoek uit te voeren, waarbij als belangrijkste techniek gebruik wordt gemaakt van modelecosystemen. Hiermee is reeds veel ervaring opgedaan bij TNO in Den Helder. Modelecosystemen vormen de brug tot inzicht in de relatie tussen het met bioassays waargenomen *gevaar* (toxisch effect) in de *huidige* situatie, en het daadwerkelijke *risico* van dit gevaar in de *latere* veldsituatie (streefbeeld).

Modelecosystemen zijn grote bakken waarin schoon sediment en schoon water van de veldproeflocatie worden gebracht en welke zo goed mogelijk conform het streefbeeld worden ingericht met waterplanten, macrofauna en eventueel vissen. Het sediment wordt kunstmatig verontreinigd met de middels TIE geïdentificeerde 'gevaarlijke' verontreiniging, zodanig dat er bakken variërend van klasse 0 tot klasse 4+ worden verkregen. Vervolgens worden de ontwikkelingen nauwgezet gevolgd en worden regelmatig bioassays uitgevoerd en analyses verricht aan waterplanten en fauna. Omdat de systemen uniform zijn ingericht, en de aangebrachte waterbodemverontreiniging de enige variabele is, kunnen eventuele verschillen in ecologische ontwikkeling of effecten op de biota dus direct worden toegeschreven aan de mate van deze verontreiniging.

De combinatie van proeflocaties in het veld en modelecosystemen moet antwoord geven op onderzoeksvraag 2 en 3. Ook denken we dat het mogelijk moet zijn om op basis van het combinatieonderzoek een relatief eenvoudig instrument te ontwikkelen, waarmee waterbeheerders ecologische risico's en ecologische 'gebruiksmogelijkheden' van verontreinigde waterbodems kunnen inschatten.

De situatie en de beleidsmatige ontwikkelingen in het Ilperveld bieden een goede gelegenheid voor het uitvoeren van bovenstaand onderzoek. In principe kan het onderzoek echter ook op andere locaties uitgevoerd worden.

8. LITERATUUR

AquaSense, 1999
Ecologische risico's van waterbodemverontreiniging bij brakke natuurontwikkeling in de Polder Westzaan. Fase 1: waterplanten en algen.
In opdracht van: Provincie Noord-Holland, Afdeling Milieubeheer en Bodemsanering. Rapportnummer 1464a., Amsterdam

Bos, S.; J.J.H.van den Akker; L.M.M. Bakker; H.P. van Dokkum; F Enninga; R. Kampf; B. Kruijsen; E. Labee en G.C. Stefess, 2000.
Ecologische risicoreductie van stortplaatsen door isolatie met gebiedseigen verontreinigd baggerslib, Eindrapport Proefproject `Vuilstorten en baggerspecie`.
Deventer/ Gouda:TAUW / NOBIS. NOBIS-project 97-1-21:1-56.

Brils, J.M.; P.J. den Besten, 1995.
Bioassays: het orakel van de ecotoxicologie?
In opdracht van: Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW), Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). AquaSense rapport 94.0681

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.

Dokkum, H.P. van; R. Kampf, en B. Kruijsen, 2000
Monitoring proefsloten Ilperveld 1998-1999.
Den Helder:TNO-MEP. samenvatting van TNO rapporten R99/250 en R00/122:1-7

Durand, A.M., 1999
Handleiding en achtergronden OMEGA123 en OMEGA45.
Door Witteveen+Bos in opdracht van RIZA, RIZA werkdocumentnummer 99-173X, Deventer

Dushenko, W.T.; D.A. Bright; K.J. Reimer, 1995.
Arsenic bioaccumulation and toxicity in aquatic macrophytes exposed to gold-mine effluent relationships with environmental partitioning, metal uptake and nutrients.
Aquat. Bot. 50: 141-158

EPA, 2000
ECOTOX database
EPA, http//www.epa.gov/ecotox

Haskoning; KEMI, 1998
ISIS/RISKLINE. An international database of Health, Safety and Environmental Data.
Haskoning, Nijmegen

Hovenkamp-Obbema, I.R.M., 2000
Effect van baggeren en visstandbeheer op de ecologische kwaliteit in veenweide sloten. Polder Wormer, Jisp en Nek.
Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen in Hollands Noorderkwartier, Edam

Jackson, L.J.; D.J. Rowan; R.J. Cornett, J. Kalff, 1994

Myriophyllum spicatum pumps essential and nonessential trace elements from sediments to epiphytes.
Can. J. Fish. aquat. Sci. 51: 1769-1773

Jackson, L.J., 1998
Paradigms of metal accumulation in rooted vascular plants.
Sci. Total. Envir. 219:223-231

Klinge. M., 1999
Persoonlijke mededelingen
Witteveen+Bos, Deventer

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.
RIZA Notanummer 93.027, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.

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

Oranjewoud, 1995
Integraal onderzoek naar mogelijkheden voor natuurbeheer en natuurontwikkeling in het Ilperveld.
In opdracht van Stichting het Noordhollands Landschap, Projectnr. 24774, Almere

Provincie Noord-Holland, 1998
Stilstaan bij stromen. Waterhuishoudingsplan provinvie Noord-Holland 1998-2000.
Provincie Noord-Holland, Haarlem

Provincie Noord-Holland, 1999
Stilstaan bij waterkwaliteit. Een achtergronddocument over het Stelsel Ecologische Normdoelstellingen behorende bij het tweede waterhuishoudingsplan provincie Noord-Holland 1998-2002.
Provincie Noord-Holland, Haarlem

Ritsema, H. , 2000.
Proefproject vuilstorten en bagger Ilperveld, Eindevaluatie.
Haarlem:Afvalzorg Deponie BV, 37 p.

RIVM, 1999a
Environmental Risk Limits in The Netherlands. Part I Procedure. Part II Risk Limits.
RIVM report no. 601640 001, Bilthoven

RIVM, 1999b
Environmental Risk Limits in The Netherlands. Part III Data.
RIVM report no. 601640 001, Bilthoven

RIVM, 1999c
Environmental Risk Limits in The Netherlands. RIVM report.
RIVM report no. 601640 001, Bilthoven

Sloof, W., 1992
RIVM guidance document. Ecotoxicological assessment: Deriving Maximum Tolerable Concentrations (MTC) from single species toxicity data.

RIVM report no. 719102 018,, Bilthoven

Stevens, E., 1999.
Een onderzoek naar de oorzaak van het geringe voorkomen van hogere waterplanten in het Ilperveld.
Den Helder:TNO - MEP, stagerapport. 1-119, 1999

STOWA, 1997.
Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems.
Stichting voor Toegepast Onderzoek Waterbeheer rapport nr. 97-42. RIZA nota nr. 97.085. ISBN 90.5773.013.8.

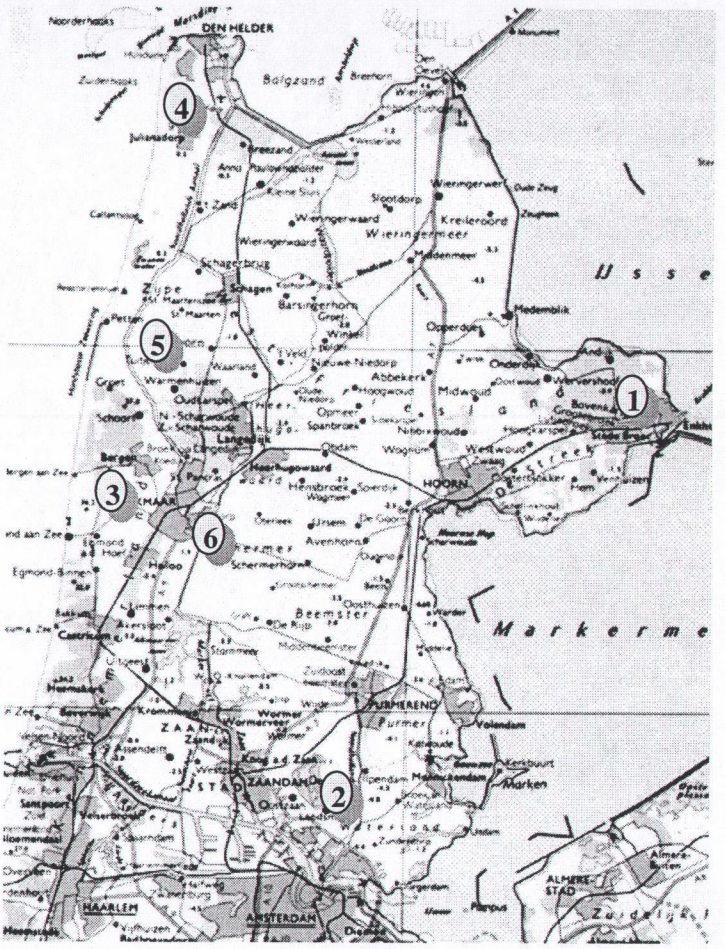
TNO, 2000
Medusa's Head. Database toxiciteitgegevens.
In beheer bij TNO-MEP, Den Helder.

Veenstra, S.O., 1995
Knelpuntenanalyse aquatisch ecosysteem Ilperveld. Een inventarisatie van de toestand van het aquatisch ecosysteem in het Ilperveld, en mogelijkheden voor herstel en ontwikkeling.
Stageverslag, Stichting Het Noordhollands Landschap, Castricum

Verdonschot, P.; E.T.H.M. Peeters; J. Schot, G.Arts, J.W.H. van der Straten, M. van den Hoorn, 1997
Waternatuur in de regionale blauwe ruimte. Gemeenschapstypen in regionale oppervlaktewateren Achtergronddocument 2a.
IKC Natuurbeheer, Wageningen

Witteveen+Bos, 1999
Naar streefbeelden voor de functie 'vissenwater' voor de boezemwateren van Hollands Noorderkwartier.
In opdracht van het Hoogheemraadschap USHN, projectcode Edm18.1, Witteveen+Bos, Deventer.

Bemonsterde locaties



V: Verwacht A: Aangetroffen

1. Polder Grootslag
   V: pesticiden (landbouw)
   A: 3 PAK

2. Ilperveld
   V: divers (stort)
   A: 4 metaal en 3 DDT

3. Bergerringvaart
   V: divers (riool)
   A: 3 PAK en DDT

4. Doggersvaart/Middenvliet
   V: kwik en pesticiden (bollen)
   A: 3 PAK en 0 kwik

5. Groote Sloot
   V: metaal en PAK
   A: 4 PAK en 2 metaal

6. Noord-Hollands Kanaal
   V: onbekend (diverse bronnen)
   A: 2 metaal en PAK

BIJLAGE II Resultaten acute bioassays

II.1. Randvoorwaarden

Voor een aantal sedimentspecifieke, fysische en chemische parameters, zoals zuurgraad, zuurstof-, nitriet-, ammonium-, ammoniak- en chloridegehalte of geleidbaarheid, zijn door het RIZA criteria (randvoorwaarden genaamd) opgesteld waaraan het poriewater of het bovenstaande water in een sediment/water-systeem moet voldoen om geschikt te zijn als testmedium (zie STOWA, 1997). Bij overschrijding van de gestelde randvoorwaarde voor één of meerdere van deze abiotische parameters kan een acuut effect worden verwacht van deze parameter(s) (Brils en Den Besten, 1995).

Waarnemingen aan 100 volume % poriewater (p.w.).

	omschrijving	sub-locatie	pH	O_2 (mg/l)	NO_2 (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	S_2^- (mg/l)	Geleid-baarheid (µS/mm)	Kleur na filtratie over glasvezelfilter
1	Polder Grootslag	vies B	7,6	7,3	0,023	0,8	0,03	198	helder
2	Ilperveld	vies A	7,7	7,7	0,023	10,0	0,02	243	helder
3		vies B	7,2	6,9	0,021	7,2	0,02	246	helder/licht geel
4		schoon A	6,6	6,7	0,141	2,8	0,27	80	bruin/geel
5		schoon B	7,5	7,2	0,022	4,4	0,03	168	helder
6	Bergerringvaart	vies A+B	7,7	8,5	0,063	2,5	0,07	92	licht geel
7		schoon A+B	7,6	7,0	0,051	2,0	0,07	88	licht geel
8	Doggersvaart	vies A	7,2	7,4	0,030	2,4	0,03	756	licht geel
9	Middenvliet	vies B	7,8	7,5	0,036	5,0	0,04	282	licht geel
10	Grootte Sloot	vies A	7,1	6,1	0,023	4,2	0,03	202	helder
11		schoon B	7,6	5,4	0,023	4,8	0,05	183	helder/licht geel
12	N. Hol. kanaal	vies A	7,7	6,9	0,072	4,8	0,09	144	licht geel
Vibrio fischeri			**5-9**	**≥ 3**	**≤ 50**	**n.k.**	**n.b**	**n.v.t.**	**⇐ Criteria**
Thamnocephalus platyurus			**5-11**	**≥ 3**	**≤ 9**	**≤ 40**	**n.b**	**≤ 385**	**⇐ Criteria**
Brachionus calyciflorus			**5-9**	**≥ 3**	**≤ 52**	**≤ 46**	**n.b**	**≤ 385**	**⇐ Criteria**

n.k = niet kritisch
n.v.t. = niet van toepassing
n.b. = niet bekend

II.2. Geldigheidscriteria

De richtlijnen, volgens welke de bioassays worden uitgevoerd, geven de minimumspecificaties (criteria) aan, waaraan de referentie- of blancotestresultaten moeten voldoen om te kunnen spreken van een geldige test. Geldigheidscriteria hebben betrekking op het functioneren van het biologisch materiaal onder niet-toxische condities. Afhankelijk van het testorganisme (ieder organisme is anders en heeft daardoor specifieke criteria) kan het geldigheidscriterium een minimum-overlevingspercentage, een bepaald aantal nakomelingen of een maximale variatie tussen meetgegevens zijn (Brils en den Besten, 1995).

Ter controle van testprocedure en van de gevoeligheid van de gebruikte testorganismen is met ieder organisme een kwaliteitstest uitgevoerd met een in de betreffende richtlijn genoemde referentiestof.

testorganisme	parameter	criterium	geconstateerd
Vibrio fischeri	20 minuten EC_{50} Zn^{2+}	$2,1 \leq EC_{50} \leq 8,5$ mg/l	2,8 mg/l
	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven
Brachionus calyciflorus	24 uur LC_{50} $K_2Cr_2O_7$	$9,6 \leq LC_{50} \leq 17,8$ mg/l	16,1 mg/l
	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven
	% sterfte in de blanco	$\leq$ 10 %	1,1 %
Thamnocephalus platyurus	24 uur LC_{50} $K_2Cr_2O_7$	$0,09 \leq LC_{50} \leq 0,15$ mg/l	0,11 mg/l
	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven
	% sterfte in de blanco	$\leq$ 10 %	0,6 %

Conclusie

In alle testen wordt voldaan aan *alle* geldigheidscriteria.
Uitzondering is echter monster Vies A uit de Doggersvaart. De geleidbaarheid (zoutgehalte) is hier te hoog voor zowel *Thamnocephalus* als *Brachionus*. Eventuele negatieve effecten waargenomen bij deze organismen na blootstelling aan het poriewater van dit monster worden mogelijk (mede) veroorzaakt door het te hoge zoutgehalte.

II.3.Resultaten per testorganisme

Tabel A Resultaten ***Vibrio fischeri*** (test in: 23-12-99)
Significantie (sign.): - = niet significant geremd t.o.v. blanco, * = significant ($P \leq 0,05$) geremd

nr.	monster		concentratie p.w. (vol.%)	It 30 min. per replica 1	2	3	gemid.	s.d.	Gamma 30 min. per replica 1	2	3	gemid.	s.d.	sign.
A	Blanco		0,00	95	91	93	**93,0**	2,00	-0,02	0,02	0,00	**0,00**	0,02	-
1	Polder Grootslag	vies B	45,00	68	71	73	**70,7**	2,52	0,37	0,31	0,27	**0,32**	0,05	*
2	Ilperveld	vies A	45,00	101	100	102	**101,0**	1,00	-0,08	-0,07	-0,09	**-0,08**	0,01	-
3	Ilperveld	vies B	45,00	105	101	100	**102,0**	2,65	-0,11	-0,08	-0,07	**-0,09**	0,02	-
4	Ilperveld	schoon A	45,00	81	82	82	**81,7**	0,58	0,15	0,13	0,13	**0,14**	0,01	*
														-
A	Blanco		0,00	102	97	102	**100,3**	2,89	-0,02	0,03	-0,02	**0,00**	0,03	-
1	Polder Grootslag	vies B	12,50	63	101	102	**88,7**	22,23	0,59	-0,01	-0,02	**0,19**	0,35	-
2	Ilperveld	vies A	12,50	105	106	108	**106,3**	1,53	-0,04	-0,05	-0,07	**-0,06**	0,01	-
3	Ilperveld	vies B	12,50	105	110	104	**106,3**	3,21	-0,04	-0,09	-0,04	**-0,06**	0,03	-
4	Ilperveld	schoon A	12,50	92	97	96	**95,0**	2,65	0,09	0,03	0,05	**0,06**	0,03	-
														-
B	Blanco		0,00	93	87	90	**90,0**	3,00	-0,03	0,03	0,00	**0,00**	0,03	-
5	Ilperveld	schoon B	45,00	114	118	116	**116,0**	2,00	-0,21	-0,24	-0,22	**-0,22**	0,01	-
6	Bergerringvaart	vies A+B	45,00	119	114	112	**115,0**	3,61	-0,24	-0,21	-0,20	**-0,22**	0,02	-
7	Bergerringvaart	schoon A+B	45,00	110	109	113	**110,7**	2,08	-0,18	-0,17	-0,20	**-0,19**	0,02	-
8	Doggersvaart	vies A	45,00	143	151	142	**145,3**	4,93	-0,37	-0,40	-0,37	**-0,38**	0,02	-
														-
B	Blanco		0,00	88	90	83	**87,0**	3,61	-0,01	-0,03	0,05	**0,00**	0,04	-
5	Ilperveld	schoon B	12,50	90	104	98	**97,3**	7,02	-0,03	-0,16	-0,11	**-0,10**	0,07	-
6	Bergerringvaart	vies A+B	12,50	93	94	94	**93,7**	0,58	-0,06	-0,07	-0,07	**-0,07**	0,01	-
7	Bergerringvaart	schoon A+B	12,50	102	94	94	**96,7**	4,62	-0,15	-0,07	-0,07	**-0,10**	0,04	-
8	Doggersvaart	vies A	12,50	115	113	108	**112,0**	3,61	-0,24	-0,23	-0,19	**-0,22**	0,03	-
														-
C	Blanco		0,00	93	93	87	**91,0**	3,46	-0,02	-0,02	0,05	**0,00**	0,04	-
9	Middenvliet	vies B	45,00	126	120	117	**121,0**	4,58	-0,28	-0,24	-0,22	**-0,25**	0,03	-
10	Grootte Sloot	vies A	45,00	47		43	**45,0**	2,83	0,94		1,12	**1,03**	0,13	*
11	Grootte Sloot	schoon B	45,00	109	106	109	**108,0**	1,73	-0,17	-0,14	-0,17	**-0,16**	0,01	-
12	N. Hollands kanaal	vies A	45,00		108	109	**108,5**	0,71		-0,16	-0,17	**-0,16**	0,01	-
														-
C	Blanco		0,00	86	86	88	**86,7**	1,15	0,01	0,01	-0,02	**0,00**	0,01	-
9	Middenvliet	vies B	12,50	90	92	90	**90,7**	1,15	-0,04	-0,06	-0,04	**-0,04**	0,01	-
10	Grootte Sloot	vies A	12,50		83	92	**87,5**	6,36		0,04	-0,06	**-0,01**	0,07	-
11	Grootte Sloot	schoon B	12,50	86	80	91	**85,7**	5,51	0,01	0,08	-0,05	**0,01**	0,07	-
12	N. Hollands kanaal	vies A	12,50	87	89	90	**88,7**	1,53	0,00	-0,03	-0,04	**-0,02**	0,02	-

Tabel B Resultaten ***Brachionus calyciflorus*** (test in: 23-12-99 test uit: 24-12-99)
Significantie (sign.): - = niet significant afwijkend van blanco, * = significant (P ≤ 0,05) afwijkend
Effectclasificatie: - = niet toxisch, +/- = matig toxisch, + = ernstig toxisch

			concentratie	aantal overlevend per replica									totaal overlevend		effect-
	omschrijving	sub-locatie	(vol. % p.w.)	A	B	C	D	E	F	gem.	s.d.	sign.	aantal	%	clasificatie
0	blanco	-	0	5	5	5	5	5	5	4,9	0,2	n.v.t.	178	98,9%	n.v.t.
			0	5	4	5	5	5	5						
			0	5	5	5	5	5	5						
			0	5	5	5	4	5	5						
			0	5	5	5	5	5	5						
			0	5	5	5	5	5	5						
1	Polder Grootslag	vies B	100	5	5	5	5	4	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	4	5	5	5	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	
2	Ilperveld	vies A	100	5	5	5	5	5	4	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
3	Ilperveld	vies B	100	4	5	5	5	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
4	Ilperveld	schoon A	100	0	4	0	5	2	0	1,8	2,2	*	11	36,7%	+/-
			56	5	5	5	5	4	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	
5	Ilperveld	schoon B	100	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	5	5	4	5	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	
6	Bergerringvaart	vies A+B	100	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
7	Bergerringvaart	schoon A+B	100	5	5	5	4	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
8	Doggersvaart	vies A	100	1	2	1	2	1	0	1,2	0,8	*	7	23,3%	+
			56	5	4	5	4	4	5	4,5	0,5	*	27	90,0%	
9	Middenvliet	vies B	100	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
10	Grootte Sloot	vies A	100	5	4	5	5	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
11	Grootte Sloot	schoon B	100	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	5	5	5	5	5	5	5,0	0,0	-	30	100,0%	
12	N. Hollands kanaal	vies A	100	5	5	5	5	4	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	-
			56	4	5	5	5	5	5	4,8	0,4	-	29	96,7%	

Tabel C Resultaten ***Thamnocephalus platyurus*** (test in: 23-12-99 test uit: 24-12-99)
Significantie (sign.): - = niet significant afwijkend van blanco, * = significant (P ≤ 0,05) afwijkend
Effectclasificatie: - = niet toxisch, +/- = matig toxisch, + = ernstig toxisch

	omschrijving	sub-locatie	concentratie (vol. % p.w.)	aantal overlevend per replica A	B	C	gem.	s.d.	sign.	totaal overlevend aantal	%	effect-clasificatie
0	blanco	-	0	10	10	10	9,9	0,2	n.v.t.	179	99,4%	n.v.t.
			0	10	10	10						
			0	10	10	10						
			0	10	10	9						
			0	10	10	10						
			0	10	10	10						
1	Polder Grootslag	vies B	100	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	
2	Ilperveld	vies A	100	3	3	5	3,7	1,2	*	11	36,7%	+
			56	9	8	3	6,7	3,2	*	20	66,7%	
3	Ilperveld	vies B	100	0	0	0	0,0	0,0	*	0	0,0%	+
			56	0	0	0	0,0	0,0	*	0	0,0%	
4	Ilperveld	schoon A	100	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	-
			56	10	9	10	9,7	0,6	-	29	96,7%	
5	Ilperveld	schoon B	100	10	10	9	9,7	0,6	-	29	96,7%	-
			56	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	
6	Bergerringvaart	vies A+B	100	8	9	8	8,3	0,6	*	25	83,3%	+/-
			56	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	
7	Bergerringvaart	schoon A+B	100	9	10	9	9,3	0,6	-	28	93,3%	-
			56	10	10	10	10,0	0,0	-	30	100,0%	
8	Doggersvaart	vies A	100	0	0	0	0,0	0,0	*	0	0,0%	+
			56	7	5	6	6,0	1,0	*	18	60,0%	
9	Middenvliet	vies B	100	1	4	2	2,3	1,5	*	7	23,3%	+
			56	6	4	5	5,0	1,0	*	15	50,0%	
10	Grootte Sloot	vies A	100	6	6	8	6,7	1,2	*	20	66,7%	+/-
			56	10	10	8	9,3	1,2	-	28	93,3%	
11	Grootte Sloot	schoon B	100	7	8	9	8,0	1,0	*	24	80,0%	+/-
			56	10	10	9	9,7	0,6	-	29	96,7%	
12	N. Hollands kanaal	vies A	100	4	5	6	5,0	1,0	*	15	50,0%	+
			56	9	9	9	9,0	0,0	*	27	90,0%	

BIJLAGE III Resultaten chronische bioassays

III.1. Randvoorwaarden

Voor een aantal sedimentspecifieke, fysische en chemische parameters, zoals zuurgraad, zuurstof-, nitriet-, ammonium-, ammoniak- en chloridegehalte of geleidbaarheid, zijn door het RIZA criteria (randvoorwaarden genaamd) opgesteld waaraan het poriewater of het bovenstaande water in een sediment/water-systeem moet voldoen om geschikt te zijn als testmedium (zie STOWA, 1997). Bij overschrijding van de gestelde randvoorwaarde voor één of meerdere van deze abiotische parameters kan een acuut effect worden verwacht van deze parameter(s) (Brils en Den Besten, 1995).

Daphnia magna overzicht van diverse metingen en waarnemingen aan onverdunde poriewaters.

Monster code	laagste O_2 mg/l	pH[1)]	geleidbaarheid mS/cm	NH_4^+ mg/l [2)]	NO_2^- mg/l [2)]	NO_3^- mg/l [2)]
TNO sloot (referentie)	7.9	7,6 - 8,4	0,979	5 / 0	0 / 0	0 / 0
Ilperveld vuil	7.0	7,6 - 8,4	2,490	60 / 40	0 / 5	0 / 20
Ilperveld schoon	7.8	7,1 - 8,8	1,778	10 / 10	0 / 0	0 / 0
criteria:	$\geq$ 3	5,5 - 9	$\leq$ 7,5	$\leq$ 100	$\leq$ 48	-

[1)] Laagste en hoogste waarde gemeten tijdens de proef.

[2)] Gemeten op t = 0d en t = 17d.

Chironomus riparius overzicht van diverse metingen en waarnemingen aan onverdunde testmedia.

Monster code	O_2 mg/l [1)]	pH [1)]	geleidbaarheid mS/cm	NH_4^+ mg/l [1)]	NO_2^- mg/l [1)]	NO_3^- mg/l [1)]
Elutriaat						
TNO sloot (referentie)	8,0 - 9,2	8,0 - 8,0	1,2	0 - 0	0 - 2	0 - 0
Ilperveld vuil	5,2 - 9,0	7,6 - 8,0	1,2	0 - 0	0 - 15	0 - 50
Ilperveld schoon	7,6 - 8,1	7,5 - 8,0	0,9	0 - 0	0 - 0	0 - 0
criteria:	$\geq$ 3	5 - 9	$\leq$ 3	$\leq$ 32	$\leq$ 20	-
Bovenstaande water						
TNO sloot (referentie)	6,3 - 8,7	7,3 - 7,8	0,2	0 - 0	0 - 0	0 - 0
Ilperveld vuil	5,0 - 7,4	7,1 - 7,7	1,3	0 - 0	0 - 0	0 - 0
Ilperveld schoon	7,1 - 7,7	7,1 - 7,8	0,7	0 - 0	0 - 0	0 - 0
criteria:	$\geq$ 3	5 - 9	$\leq$ 12	$\leq$ 32	$\leq$ 20	-

[1)] Laagste en hoogste waarde gemeten tijdens de proef.

III.2. Geldigheidscriteria

De richtlijnen, volgens welke de bioassays worden uitgevoerd, geven de minimumspecificaties (criteria) aan, waaraan de referentie- of blancotestresultaten moeten voldoen om te kunnen spreken van een geldige test. Geldigheidscriteria hebben betrekking op het functioneren van het biologisch materiaal onder niet-toxische condities. Afhankelijk van het testorganisme (ieder organisme is anders en heeft daardoor specifieke criteria) kan het geldigheidscriterium een minimumoverlevingspercentage, een bepaald aantal nakomelingen of een maximale variatie tussen meetgegevens zijn (Brils en den Besten, 1995).

Ter controle van testprocedure en van de gevoeligheid van de gebruikte testorganismen is met ieder organisme een kwaliteitstest uitgevoerd met een in de betreffende richtlijn genoemde referentiestof.

testorganisme	parameter	criterium	geconstateerd
Daphnia magna	48 uur EC_{50} $K_2Cr_2O_7$	$0,6 \leq EC_{50} \leq 1,5$ mg/l	1,2 mg/l
	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven
	In blanco:		
	% sterfte ouder dieren	$\leq$ 20 %	5 %
	eerste juvenielen	$\leq$ 9 dagen	7 dagen
	# juvenielen	$\geq$ 30 in 3 broedsels	77

	Variatiecoëfficiënt # juvenielen	$\leq$ 25 %	17 %
Chironomus riparius	96 uur LC_{50} $K_2Cr_2O_7$	20 $\leq$ LC_{50} $\leq$ 75 mg/l	40 mg/l
	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven
	In referentie (TNO sloot):		
	% sterfte	$\leq$ 10 %	0 %
	% larven in stadium $\geq$ L4	$\geq$ 80 %	100 %
	gemiddeld drooggewicht L4 larven	$\geq$ 0,30 mg	0,39 mg

Conclusie:
In alle testen voldaan aan *alle* geldigheidscriteria.

III.3. Resultaten per testorganisme

Resultaten van de *Daphnia magna* toetsen met poriewaters: **overleving**.

	Overleving	**% overlevende ouderdieren op t = 17 dagen**				
	NOEC vol.%	**0 vol.%**	**10 vol%**	**32 vol%**	**56 vol%**	**100 vol%**
Blanco (= DSWL-E)	n.v.t.	95	-	-	-	-
Ilperveld vuil	56	-	100	100	100	50
Ilperveld schoon	100	-	100	100	100	90

Resultaten van de *Daphnia magna* toetsen met poriewaters: **reproduktie**.

Monstercode	**Overleving**	**Reproduktie**					
	NOEC vol%	**NOEC vol %**	**aantal jongen per daphnia in controle**	**% reproduktie van de DSWL-E (blanco) bij verschillende poriewater verdunningen**			
				10 vol%	**32 vol%**	**56 vol%**	**100 vol%**
Blanco (= DSWL-E)	n.v.t.	n.v.t.	77	-	-	-	-
Ilperveld vuil	56	56[1)]	-	125	132	124	82
Ilperveld schoon	100	56	-	123	110	86	2*

[1)] Alle overlevende dieren hadden een normale reproduktie; daarom is de NOEC voor reproduktie gelijkgesteld aan die voor overleving.
*: significant t.o.v. de referentie (p = 0.05)

Resultaten van de groeitoetsen met *Chironomus riparius* larven bij blootstelling aan elutriaten (dag 0 tot dag 7) en sediment/watersystemen (dag 7 tot en met 28).

Monstercode	**aantal larven op t = 8 dagen**	**aantal dieren op t = 28 dagen**						
		totaal	**larve**			**pop**	**mug**	**gemiddeld gewicht (in mg)**
			L2	**L3**	**L4**			
Referentie (TNO sloot)	normaal	100	0	0	100	0	0	0,39
Ilperveld vuil	gelijk referentie	99	0	0	99	0	0	0,38
Ilperveld schoon	gelijk referentie	98	0	0	98	0	0	0,40

*: significant t.o.v. de referentie (p = 0.05)

BIJLAGE IV Resultaten bioaccumulatietest

IV.1 Randvoorwaarden

Voor een aantal sedimentspecifieke, fysische en chemische parameters, zoals zuurgraad, zuurstof-, nitriet-, ammonium-, ammoniak- en chloridegehalte of geleidbaarheid, zijn door het RIZA criteria (randvoorwaarden genaamd) opgesteld waaraan het poriewater of het bovenstaande water in een sediment/water-systeem moet voldoen om geschikt te zijn als testmedium (zie STOWA, 1997). Bij overschrijding van de gestelde randvoorwaarde voor één of meerdere van deze abiotische parameters kan een acuut effect worden verwacht van deze parameter(s) (Brils en Den Besten, 1995).

Overzicht van diverse metingen en waarnemingen aan het boven het sediment staande water.

Monster code	laagste O_2 volume %	pH [1]	geleidbaarheid µS/mm	NH_4^+ mg/l [1]	NO_2^- mg/l [1]
Ilperveld vuil	27%	7,1 - 8,0	102	1,2 - 1,6	0,20 - 0,21
Ilperveld schoon	53%	7,3 - 7,8	135	1,4 - 1,8	0,13 - 0,38
criteria:	**≥ 0**	**5 - 9**	**≤ 750**	**≤ 110**	**niet bekend**

[1] Laagste en hoogste waarde gemeten tijdens de proef

IV.2. Geldigheidscriteria

De richtlijnen, volgens welke de bioassays worden uitgevoerd, geven de minimumspecificaties (criteria) aan, waaraan de referentie- of blancotestresultaten moeten voldoen om te kunnen spreken van een geldige test. Geldigheidscriteria hebben betrekking op het functioneren van het biologisch materiaal onder niet-toxische condities. Afhankelijk van het testorganisme (ieder organisme is anders en heeft daardoor specifieke criteria) kan het geldigheidscriterium een minimum-overlevingspercentage, een bepaald aantal nakomelingen of een maximale variatie tussen meetgegevens zijn (Brils en den Besten, 1995).

Ter controle van testprocedure en van de gevoeligheid van de gebruikte testorganismen is met ieder organisme een kwaliteitstest uitgevoerd met een in de betreffende richtlijn genoemde referentiestof.

testorganisme	parameter	criterium	geconstateerd
Oligochaeten	voldoen aan randvoorwaarden	zie hierboven	zie hierboven

Conclusie

In de testen is voldaan aan alle geldigheidscriteria.

IV.3. Resultaten

Zie volgende pagina

	Gehalte in oligochaeten (mg/kg)												Gehalte in sediment (mg/kg)				BSAF (G = ger	
monster:	uitgang	vies	schoon	uitgang	vies	schoon	uitgang	vies	schoon	MTR	vies	schoon	vies	vies	schoon	schoon	vies	schoor
op basis van:	droog	droog	droog	vet	vet	vet	vers	vers	vers	vers	x MTR	x MTR	droog	O.C.	droog	O.C.	G	G
arseen	2,4	9,3	3,3	-	-	-	0,48	1,86	0,66	-	-	-	47	-	18	-	0,20	0,18
cadmium	0,02	0,60	0,10	-	-	-	0,004	0,12	0,02	0,01	12,00	**2,00**	4,2	-	1,1	-	0,14	0,09
chroom	0,2	1,5	5,8	-	-	-	0,04	0,30	1,16	-	-	-	90	-	32	-	0,02	0,18
koper*	490	220	300	-	-	-	98	44	60	-	-	-	610	-	46	-	-	
kwik	*0,05*	0,11	0,18	-	-	-	*0,01*	0,022	0,036	0,01	**2,20**	**3,60**	3	-	0,3	-	0,04	0,60
lood	9,3	33	180	-	-	-	1,86	6,60	36,00	-	-	-	940	-	150	-	0,04	1,20
nikkel	0,5	3,5	4,4	-	-	-	0,10	0,70	0,88	-	-	-	63	-	15	-	0,06	0,29
zink	230	290	250	-	-	-	46	58	50	-	-	-	3300	-	150	-	0,09	1,67
pcb no. 28	0,034	*0,101*	*0,168*	0,24	*1,20*	*1,40*	0,007	*0,020*	*0,034*	-	-	-	0,014	0,056	*0,001*	*0,002*	-	
pcb no. 52	0,102	0,042	*0,012*	0,73	0,50	*0,10*	0,020	0,008	*0,002*	-	-	-	0,058	0,233	*0,001*	*0,002*	-	
pcb no. 101	0,120	0,101	0,036	0,86	1,20	0,30	0,024	0,020	0,007	-	-	-	0,189	0,760	*0,001*	*0,002*	1,58	
pcb no. 118	0,101	0,042	0,012	0,72	0,50	0,10	0,020	0,008	0,002	-	-	-	0,111	0,446	*0,001*	*0,002*	1,12	
pcb no. 138	0,084	0,109	0,024	0,60	1,30	0,20	0,017	0,022	0,005	-	-	-	0,249	1,001	0,002	0,005	1,30	
pcb no. 153	0,101	0,118	0,036	0,72	1,40	0,30	0,020	0,024	0,007	0,011	**2,14**	0,65	0,257	1,033	0,005	0,012	1,36	
pcb no. 180	0,031	0,034	*0,012*	0,22	0,40	*0,10*	0,006	0,007	*0,002*	-	-	-	0,134	0,539	0,002	0,005	0,74	
heptachloor	*0,008*	*0,017*	*0,024*	*0,06*	*0,2*	*0,2*	*0,002*	*0,003*	*0,005*	0,125	*0,03*	*0,04*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
trans-heptachl.epoxide	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,300	*0,01*	*0,01*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
o,p-DDE	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	-	-	-	-	-	-	-	-	
p,p-DDE	*0,056*	*0,034*	*0,012*	*0,40*	*0,40*	*0,1*	*0,011*	*0,007*	*0,002*	0,021	*0,32*	*0,11*	-	-	-	-	-	
o,p-DDD	*0,011*	*0,017*	*0,012*	*0,08*	*0,2*	*0,1*	*0,002*	*0,003*	*0,002*	-	-	-	-	-	-	-	-	
p,p-DDD	0,032	*0,017*	*0,012*	0,23	*0,2*	*0,1*	0,006	*0,003*	*0,002*	0,015	*0,22*	*0,16*	-	-	-	-	-	
o,p-DDT	*0,004*	*0,017*	*0,012*	*0,03*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,693	*0,00*	*0,00*	-	-	-	-	-	
p,p-DDT	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,029	*0,12*	*0,08*	-	-	-	-	-	
som DDT	*0,109*	*0,118*	*0,072*	*0,780*	*1,400*	*0,600*	*0,022*	*0,024*	*0,014*	-	-	-	0,314	1,262	*0,006*	*0,015*	< 1,11	
beta HCH	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	8,700	*0,00*	*0,00*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
gamma HCH	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,022	*0,15*	*0,11*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
HCB	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,069	*0,05*	*0,03*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
dieldrin	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,039	*0,09*	*0,06*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
endrin	*0,003*	*0,017*	*0,012*	*0,02*	*0,2*	*0,1*	*0,001*	*0,003*	*0,002*	0,018	*0,19*	*0,13*	*0,001*	*0,004*	*0,001*	*0,002*	-	
overige OCB's	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	-	-	-	< d.l.	-	< d.l.	-	-	
som 10 PAK's	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	< d.l.	-	-	-	21,83	87,73	1,68	4,18	-	

Cursief: getal = detectielimiet (d.l.), werkelijke waarde dus lager dan aangegeven getal
BSAF = (gehalte in oligo) / (gehalte in sediment) Voor metalen beide o.b.v. droog, voor org. micro's: oligo o.b.v. vet, sediment o.b.v. O.C.)
BSAF voorspeld: zie den Besten, 1996
MTR vers: zie STOWA, 1997
**: koper niet verder geevalueerd omdat uitgangsmateriaal meer bevat dan na t=28 d*

BIJLAGE V Kenmerkende soorten huidige situatie en streefbeeld

Familienaam	Soortnaam	Ndl. naam	groep	streefbeeldnr	Meegenomen	Gezocht naar
Anabaena	sp.		fytoplankton	7	X	Anabaena sp.
Ankistrodesmus	falcatus		fytoplankton	7	X	Ankistrodesmus sp.
Aphanizomenon	flos-aquae		fytoplankton	7		
Aulacoseira	granulata		fytoplankton	7		
Aulacosira	granulata		fytoplankton	4		
Chrysophyceeën			fytoplankton	4		
Closterium	sp.		fytoplankton	4		
Cosmarium	sp.		fytoplankton	4		
Cryptomonas	sp.		fytoplankton	4	X	Cryptomonas sp.
Cyclotella	meninghiniana		fytoplankton	5		
Cyclotella	sp.		fytoplankton	7		
Dynobryon	sp.		fytoplankton	4		
Fragilaria	berolinensis		fytoplankton	7		
Fragilaria	crotonensis		fytoplankton	4		
Fragilaria	ulna var. acus		fytoplankton	4		
Kirchneriella	lunaris		fytoplankton	7		
Mallomonas	akrokomos		fytoplankton	4		
Microcystis	aeruginosa		fytoplankton	7	X	Microcystis sp.
Oscillatoria	agardhii		fytoplankton	7	X	Oscillatoria sp.
Oscillatoria	limnetica		fytoplankton	7		
Oscillatoria	redekei		fytoplankton	7		
Rhodomonas	sp.		fytoplankton	4		
Scenedesmus	ecornis		fytoplankton	7	X	Scenedesmus sp.
Scenedesmus	quadricauda		fytoplankton	7		
Staurastrum	sp.		fytoplankton	4		
Stephanodiscus	astrea		fytoplankton	7		
Stephanodiscus	hanzchii		fytoplankton	5		
Synura	sp.		fytoplankton	4		
Anisus	vorticulus		macrofauna	4		
Arrenurus	globator		macrofauna	4		
Asellus	aquaticus		macrofauna	53	X	Asellus aquaticus
Bathyophalus	contortus		macrofauna	47		
Chironomus	gr.halophilus		macrofauna	5		
Chironomus	thummi		macrofauna	5		
Columbetes	fuscus		macrofauna	5		

Familienaam	Soortnaam	Ndl. naam	groep	streefbeeldnr	Meegenomen	Gezocht naar
Cyrnus	cretacornis		macrofauna	3	X	Cyrnus cretacornis
Erythromma	najas		macrofauna	3	X	Erythromma najas
Gammarus	duebeni		macrofauna	5		
Gammarus	tigrinus		macrofauna	53	X	Gammarus tigrinus
Gammarus	zaddachi		macrofauna	5		
Glyptotendipes	caulicola		macrofauna	4		
Glyptotendipes	sp.		macrofauna	53	X	Glyptotendipes sp.
Haliplus	lineatocollis		macrofauna	53	X	Haliplus lineatocollis
Holocentropus	picicornis		macrofauna	4		
Hygrotus	inaequalis		macrofauna	4		
Ischnura	elegans		macrofauna	53	X	Ischnura elegans
Limnesia	connata		macrofauna	4		
Limnesia	fulgida		macrofauna	7		
Limnodrilus	profundicola		macrofauna	5		
Lymnea	stagnalis		macrofauna	7		
Notonecta	viridis		macrofauna	5		
Planorbarius	corneus		macrofauna	7		
Viviparus	contectus		macrofauna	7		
Abramis	brama	brasem	vissen	7	X	Abramis brama
Blicca	bjoerkna	kolblei	vissen	3	X	Blicca bjoerkna
Carassius	carassius	kroeskarper	vissen	3	X	Carassius carassius
Esox	lucius	snoek	vissen	3	X	Esox lucius
Gymnocephalus	cernua	pos	vissen	7	X	Gymnocephalus cernua
Perca	fluviatilis	baars	vissen	3	X	Perca fluviatilis
Rhodeus	sericeus amarus	bittervoorn	vissen	3	X	Rhodeus sericeus amarus
Rutilus	rutilus	blankvoorn	vissen	3	X	Rutilus rutilus
Scardinius	erythrophthalmus	ruisvoorn	vissen	3	X	Scardinius erythrophthalmus
Stizostedion	lucioperca	snoekbaars	vissen	7	X	Stizostedion lucioperca
Tinca	tinca	zeelt	vissen	3	X	Tinca tinca
Chara	globuralis		waterplanten	4		
Chara	vulgaris	gewoon kransblad	waterplanten	3 h	X	Chara sp.
Eleocharis	palustris	gewone waterbies	waterplanten	7		
Equisetum	fluviatile	holpijp	waterplanten	3 m	X	
Hydrocharis	morsus-ranae	kikkerbeet	waterplanten	3 l		
Lemna	minor	klein kroos	waterplanten	7	X	Lemna sp.

Familienaam	Soortnaam	Ndl. naam	groep	streefbeeldnr	Meegenomen	Gezocht naar
Lemna	trisulca	puntkroos	waterplanten	7	X	
Myriophyllum	spicatum	aarvederkruid	waterplanten	3 m, ook Pa	X	
Najas	marinae	groot nimfkruid	waterplanten	3 h	X	
Nitella	flexilis	buigzaam glanswier	waterplanten	3 h	X	Nitella sp.
Nitella	translucens	doorschijnend glanswier	waterplanten	3 h		
Nuphar	lutea	gele plomp	waterplanten	3 h	X	
Nymphaea	alba	witte waterlelie	waterplanten	3 h	X	
Potamogeton	lucens	glanzig fonteinkruid	waterplanten	3 h	X	Potamogeton sp.
Potamogeton	pectinatus	schedefonteinkruid	waterplanten	7	X	
Ranunculus	circinatus	stijve waterranonkel	waterplanten	3 l		
Riccia	fluitans	watervorkje	waterplanten	3 m, drijvend	X	
Ruppion	maritimae		waterplanten	5		
Scirpus	lacustris	mattenbies	waterplanten	3 h	X	Scirpus sp.
Scirpus	maritima	heen	waterplanten	7	X	
Spirodela	polyrhiza	veelwortelig kroos	waterplanten	3 l, drijvend		
Stratiotes	aloides	krabbescheer	waterplanten	3 h	X	
Alona	sp.		zoöplankton	4		
Ceriodaphnia	pulchella		zoöplankton	4		
Pleuroxus	sp.		zoöplankton	4		
Polyphemus	pediculus		zoöplankton	4		
Sida	sp.		zoöplankton	4		

Uitleg codes streefbeeldnr.

3	Meso- tot eutrofe petgaten, vaarten en sloten en luwe zijde van laagveenmeren (L3)
4	Meso- tot eutrofe sloten (L4)
5	Licht brakke petgaten en sloten (L5)
7	Geëutrofieerde petgaten en sloten (L7)
l	laag ambitieniveau
m	midden ambitieniveau
h	hoog ambitieniveau
Pa	Algemene polderwateren

Met name 3 en 5, maar soms ook 4 wordt beschouwd als streefbeeld.
Streefbeeldnummer 7 wordt beschouwd als huidige situatie

BIJLAGE VI Toxiciteitgegevens kenmerken soorten huidige situatie en streefbeeld

Toxiciteitsgegevens uit AQUIRE voor kenmerkende soorten (L(E)C50-waarden, µg/l)

groep	Soort	Type	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
fytoplankton	Anabaena sp.	7		320						
fytoplankton	Ankistrodesmus sp.	7								
fytoplankton	Aphanizomenon flos-aquae	7								
fytoplankton	Cryptomonas sp.	4								
fytoplankton	Microcystis sp.	7								
fytoplankton	Oscillatoria sp.	7								
fytoplankton	Scenedesmus sp.	7	61000		190	61,7	240		12160	
macrofauna	Asellus aquaticus	53		28,7						
macrofauna	Cyrnus cretacornis	3								
macrofauna	Erythromma cretacornis	3								
macrofauna	Gammarus tigrinus	53								
macrofauna	Glyptotendipes sp.	53								
macrofauna	Haliplus lineatocollis	53								
macrofauna	Ischnura elegans	53								
vissen	Abramis brama	7								
vissen	Blicca bjoerkna	3								
vissen	Carassius carassius	3	0,7	48,9	660		0,7		1660	
vissen	Esox lucius	3								
vissen	Gymnocephalus cernua	7								
vissen	Perca fluviatilis	3								
vissen	Rhodeus sericeus amarus	3								
vissen	Rutilus rutilus	3								
vissen	Scardinius erythrophthalmus	3								
vissen	Stizostedion lucioperca	7								
vissen	Tinca tinca	3								
waterplanten	Chara sp.	3								
waterplanten	Equisetum fluviatilis	4								
waterplanten	Lemna sp.	7		60	35000	130	8000	450	3270	
waterplanten	Myriophyllum spicatum	3,7	2746	10394		308	3795		541575	21247
waterplanten	Najas marinae	3								
waterplanten	Nitella sp.	3								
waterplanten	Nuphar lutea	3								
waterplanten	Nymphaea alba	3								
waterplanten	Potamogeton sp.	3,7								
waterplanten	Riccia fluitans	3								
waterplanten	Scirpus sp.	3,7								
waterplanten	Stratiotes aloides	3								

Toxiciteitsgegevens uit AQUIRE voor kenmerkende soorten (L(I

groep	Soort	Type	ANT	FLU	BAP	PCB'S	DDT
fytoplankton	Anabaena sp.	7					
fytoplankton	Ankistrodesmus sp.	7					
fytoplankton	Aphanizomenon flos-aquae	7					
fytoplankton	Cryptomonas sp.	4					
fytoplankton	Microcystis sp.	7					
fytoplankton	Oscillatoria sp.	7					
fytoplankton	Scenedesmus sp.	7					
macrofauna	Asellus aquaticus	53					
macrofauna	Cyrnus cretacornis	3					
macrofauna	Erythromma cretacornis	3					
macrofauna	Gammarus tigrinus	53					
macrofauna	Glyptotendipes sp.	53					
macrofauna	Haliplus lineatocollis	53					
macrofauna	Ischnura elegans	53					
vissen	Abramis brama	7					
vissen	Blicca bjoerkna	3					
vissen	Carassius carassius	3					
vissen	Esox lucius	3					
vissen	Gymnocephalus cernua	7					
vissen	Perca fluviatilis	3					
vissen	Rhodeus sericeus amarus	3					
vissen	Rutilus rutilus	3					
vissen	Scardinius erythrophthalmus	3					
vissen	Stizostedion lucioperca	7					
vissen	Tinca tinca	3					
waterplanten	Chara sp.	3					
waterplanten	Equisetum fluviatilis	4					
waterplanten	Lemna sp.	7	2000				
waterplanten	Myriophyllum spicatum	3,7					
waterplanten	Najas marinae	3					
waterplanten	Nitella sp.	3					
waterplanten	Nuphar lutea	3					
waterplanten	Nymphaea alba	3					
waterplanten	Potamogeton sp.	3,7					
waterplanten	Riccia fluitans	3					
waterplanten	Scirpus sp.	3,7					
waterplanten	Stratiotes aloides	3					

Toxiciteitsgegevens uit Medusa's Head voor kenmerkende soorten (L(E)C50-waarden, µg/l)

groep	subgroep	Soort	Type	Cd	Cu	Hg	Zn	NAF	PCP
fytoplankton	Greenalg	Cosmarium sublateriundatum	4				14000		
fytoplankton	Chrysoph	Isochrysis galbana	4			90	800		
fytoplankton	Autotrophic	Microcystis aeroginosa	7						
fytoplankton	Chrysoph	Pavlova lutheri	4						
fytoplankton	Chrysoph	Pseudoisochrysis paradoxa	4	167000					
fytoplankton	Greenalg	Scenedesmus quadricauda	7						80
macrofauna	Isopod	Asellus aquaticus	53				26400		
macrofauna	Amphipod	Gammarus tigrinus	53						
macrofauna	Snails	Lymnaea stagnalis	7						
vissen	CarpHeZo	Abramis brama	7				14300		
vissen	CarpHeZo	Carassius carassius	3						87
vissen	Salmon	Esox lucius	3						45
vissen	FishPel	Perca fluviatilus	3				16000		
vissen	CarpHeZo	Rutilus rutilus	3				17300		38
waterplanten	Monocot	Lemna minor	7				10000		

Toxiciteitsgegevens uit RISKLINE voor kenmerkende soorten (L(E)C50-waarden, µg/l)

groep	Soort	Type	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
fytoplankton	Anabaena flos-aquae	7							
fytoplankton	Scenedesmus quadricauda	7							
macrofauna	Asellus aquaticus	53		230					
vissen	Carassius auratus	3							
vissen	Tinca tinca	3							
waterplanten	Lemna minor	7			35000	1100	450	8000	10000
waterplanten	Myriophyllum spicatum	4	3250	37000	17400	700		725000	3800
waterplanten	Potamogeton crispus	4						25000	

Toxiciteitsgegevens INS voor kenmerkende soorten huidige situatie (NOEC-waarden, µg/l)

stof	Anabaena sp__	Ankistrodesmus falcatus	Ankistrodesmus sp__	Kirchneriella sp__	Lemna minor	Lemna sp__	Microcystis aeruginosa
antimoon							23000
arseen							11000
barium							
beryllium							15
cadmium	39					9	70
chroom VI					35	35	83
cobalt							
koper	5						
kwik anorg							2,5
lood		500	500				450
molybdeen							
nikkel	25						5
seleen	1000	5					4700
tin		260					
zink				95			
antraceen						300	
fenantreen						600	
fluoranteen						200	
pentachloorfenol					1000	1000	1000
dichloormethaan							
ethylbenzeen							17000
hexachloorbenzeen							
hexachloorethaan							
1,1,1-trichloorethaan							180000
1,1,2-trichloorethaan							180000
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen							
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen							
1,2,3-trichloorbenzeen							
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen							
1,2,4-trichloorbenzeen							
1,2-dichloorbenzeen							
1,2-dichloorethaan							53000
1,3,5-trichloorbenzeen							
1,3-dichloorbenzeen							
1,4-dichloorbenzeen							
2-xyleen							
3-xyleen							

Toxiciteitsgegevens INS voor kenmerkende soorten huidige situatie (NOEC-waarden, µg/l)

stof	Anabaena sp__	Ankistrodesmus falcatus	Ankistrodesmus sp__	Kirchneriella sp__	Lemna minor	Lemna sp__	Microcystis aeruginosa
4-xyleen							
benzene							
pentachloorbenzeen							
tetrachlooretheen							
tetrachloormethaan							
tolueen							
trichlooretheen							32000
trichloormethaan							93000
vinylchloride							
2,4-D	68000				200000	200000	
atrazine	270						3
azinfos-methyl							
cyanazine							
DDD							
DDT							
dichloorvos							
dimethoaat					32000	32000	32000
dinoseb	12						5700
diuron						2,3	
DNOC					320	320	690
fenitrothion	100	320					
heptenophos							
isoproturon							
linuron		2,5					
metabenzthiazuron							
metamitron							
metobromuron							
metolachloor							5000
parathion-ethyl							34
propoxur							
simazine							
thiram							
tolclofos-methyl							
triazofos							
tributyltinverbindingen							
trichloorfon	7900						
trifenyltinverbindingen		1					

Toxiciteitsgegevens INS voc

stof	Potamogeton pectinatus	Scenedesmus quadricauda	Scenedesmus sp__	Stizostedion sp__	Viviparus sp__
antimoon					
arseen					
barium					
beryllium					
cadmium				9	
chroom VI		580	86		
cobalt			500		
koper		33	33	10	
kwik anorg		35	9		45
lood		1300	500	240	
molybdeen			27000		
nikkel		1300	1300		
seleen		260	50		
tin					
zink		250	250		
antraceen					
fenantreen					
fluoranteen					
pentachloorfenol					
dichloormethaan			278010,45		
ethylbenzeen			8071,62		
hexachloorbenzeen			130		
hexachloorethaan			2534,16		
1,1,1-trichloorethaan			37479,03		
1,1,2-trichloorethaan			122948,51		
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen			858,64		
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen			825,3		
1,2,3-trichloorbenzeen			1942,26		
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen			929,42		
1,2,4-trichloorbenzeen			2321,18		
1,2-dichloorbenzeen			6420,17		
1,2-dichloorethaan			205407,26		
1,3,5-trichloorbenzeen			1759,17		
1,3-dichloorbenzeen			5266,8		
1,4-dichloorbenzeen			6294,29		
2-xyleen			8565,66		
3-xyleen			7310,73		

Toxiciteitsgegevens INS voc

stof	Potamogeton pectinatus	Scenedesmus quadricauda	Scenedesmus sp__	Stizostedion sp__	Viviparus sp__
4-xyleen			8071,62		
benzene			39747,2		
pentachloorbenzeen			340		
tetrachlooretheen			7685		
tetrachloormethaan			22040,06		
tolueen			14288,97		
trichlooretheen			42402,88		
trichloormethaan		550000	93922,13		
vinylchloride			119861,58		
2,4-D	30				
atrazine					
azinfos-methyl			1800		
cyanazine		5	5		
DDD					
DDT					
dichloorvos			4700		
dimethoaat			100000		
dinoseb		1300	1300		
diuron		10	0,77		
DNOC		13000	10000		
fenitrothion			100		
heptenophos			25000		
isoproturon			4,34		
linuron			5,6		
metabenzthiazuron			18		
metamitron			100		
metobromuron			100		
metolachloor			2		
parathion-ethyl		390	390		
propoxur			1000		
simazine		5	5		
thiram			250		
tolclofos-methyl		32	32		
triazofos			100		
tributyltinverbindingen			32		
trichloorfon		8300	8300		
trifenyltinverbindingen		20	20		

Toxiciteitsgegevens INS voor kenmerkende soorten streefbeeld (NOEC-waarden, µg/l)

stof	Asellus aquaticus	Asellus sp__	Carassius sp__	Chara vulgaris	Esox lucius	Gammarus sp__	Ischnura sp__	Myriophyllum spicatum	Perca sp__
arseen						88			
cadmium				1,1	4,2	1,2			
chroom VI									
koper					35	3,3			
kwik anorg				20					
lood				2100	250				
2,4-D			5100					20	
aldrin									
atrazine						60			
azinfos-methyl	0,25					0,1			
carbofuran									
chloordaan									
DDT									
diazinon						0,2			
heptachloor									
lindaan						4,3			
malathion			170			0,008			
parathion-ethyl	1								

Toxiciteitsgegev

stof	Potamogeton sp__	Spirodela polyrhiza	Spirodela sp__			
arseen						
cadmium			6,9			
chroom VI		100	100			
koper						
kwik anorg						
lood						
2,4-D	30					
aldrin						
atrazine						
azinfos-methyl						
carbofuran						
chloordaan						
DDT						
diazinon						
heptachloor						
lindaan						
malathion						
parathion-ethyl						

BIJLAGE VII TU berekeningen waterplanten locaties Ilperveld

Stofgroep/stof	waterplanten tot (mg/kg)	Elodea canadensis	Myriophyllum spicatum	laagste NOEC emersen	fytoplankton tot (µg/l)
Metalen					
Cadmium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kwik	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Koper	0,04	0,04	0,01	0,04	0,02
Nikkel	0,28	0,00		0,00	0,01
Lood	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zink	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Chroom	0,02		0,00	0,00	0,00
Arseen	0,02	0,02	0,00	0,02	0,00
TU metalen	**0,37**	**0,06**	**0,01**	**0,06**	**0,05**
PAK					
Naftaleen	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Anthraceen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,01
Fenantreen	0,00	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,00
Fluorantheen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,00
Benzo(a)pyreen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,00
OCB's					
Dieldrin	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Endrin	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
DDT	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
alpha-HCH	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
beta-HCH	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
gamma-HCH (lindaan)	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Heptachloor	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Pentachloorfenol	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Hexachloorbenzeen	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!

Stofgroep/stof	Laagst gevonden NOEC waterplanten tot (mg/kg)	Elodea canadensis	Myriophyllum spicatum	laagste NOEC emersen	EC50 fytoplankton tot (µg/l)
Metalen					
Cadmium	751	110933	213778	110933	40
Kwik	9067	9067	45333	9067	800
Koper	500	500	2778	500	40
Nikkel	112	385600		385600	500
Lood	341333	2030933	51626667	2030933	500
Zink	59400	59400	510889	59400	60
Chroom	3093		638000	638000	1660
Arseen	567	567	5778	567	400
PAK					
Naftaleen					33000
Anthraceen					6
Fenantreen	1179				180
Fluorantheen					54000
Benzo(a)pyreen					2,5
OCB's					
Dieldrin					25000
Endrin					1920
DDT					1,6
alpha-HCH					2000
beta-HCH					4000
gamma-HCH (lindaan)					2000
Heptachloor					28,2
Pentachloorfenol	10,9				
Hexachloorbenzeen					30

Stofgroep/stof	waterplanten tot (mg/kg)	Elodea canadensis	Myriophyllum spicatum	laagste NOEC emersen	fytoplankton tot (µg/l)
Metalen					
Cadmium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Kwik	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Koper	1,09	1,09	0,20	1,09	0,40
Nikkel	0,88	0,00		0,00	0,04
Lood	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Zink	0,06	0,06	0,01	0,06	0,80
Chroom	0,04		0,00	0,00	0,00
Arseen	0,08	0,08	0,01	0,08	0,02
TU metalen	**2,15**	**1,22**	**0,21**	**1,22**	**1,27**
PAK					
Naftaleen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,00
Anthraceen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,08
Fenantreen	0,00	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,01
Fluorantheen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,00
Benzo(a)pyreen	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	0,02
OCB's					
Dieldrin	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Endrin	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
DDT	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	#DEEL/0!	3,06
alpha-HCH	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
beta-HCH	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
gamma-HCH (lindaan)	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Heptachloor	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Pentachloorfenol	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!
Hexachloorbenzeen	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!	#WAARDE!