

# UITLOGING EN VERSPREIDING VANUIT DEPOTS

Overzicht resultaten 2004 en 2005  
en doorkijk naar 2006

Augustus 2006

AKWA-rapport nr. 06.002



## Inhoudsopgave

Samenvatting .....	5
1. Inleiding.....	11
1.1 Aanleiding .....	11
1.2 Het UVD-project.....	11
1.3 Deze samenvattende rapportage.....	12
1.4 Leeswijzer.....	12
2. Inventarisatiefase .....	13
2.1 Werkwijze .....	13
2.2 Processen voor verspreiding via grondwater .....	13
2.3 Resultaten .....	15
2.3.1 Resultaten en ervaringen van monitoring bij depots.....	15
2.3.2 Nieuw(st)e inzichten .....	15
2.3.3 Resultaten modelberekeningen .....	16
2.4 Vertaling naar meetprogramma .....	18
3. Meetfase: meetprogramma 2005 .....	19
3.1 Inleiding .....	19
3.2 Locaties monstername .....	19
3.3 Monstername .....	20
3.3.1 Monstername IJsselooeg.....	20
3.3.2 Monstername Meers.....	21
3.3.3 Leerpunten monstername .....	21
3.4 Laboratoriumonderzoek.....	22
3.4.1 Meten van vrij of totaal opgeloste concentraties in het poriewater .....	22
3.4.2 Bepalen van de potentieel beschikbare fractie.....	23
3.4.3 Macrochemie; afbraak van organische stof.....	24
3.4.4 Retardatie van verontreinigingen in het WVP .....	24
3.4.5 Leerpunten laboratoriumonderzoek.....	25
4. Resultaten metingen 2005.....	27
4.1 Inleiding .....	27
4.2 Vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriewater .....	27
4.2.1 Organische verontreinigingen .....	27
4.2.2 Zware metalen.....	29
4.3 Potentieel beschikbare fractie.....	31
4.4 Macrochemie; afbraak van organische stof.....	32
4.5 Retardatie in het watervoerend pakket.....	34
5. Conclusies en doorkijk naar 2006 .....	37
5.1 Conclusies .....	37
5.1.1 Conclusies inventarisatiefase .....	37
5.1.2 Conclusies meetfase.....	37
5.2 Doorkijk naar 2006.....	38
5.2.1 Meetprogramma 2006.....	38
5.2.2 Handleiding uitloging en verspreiding uit depots .....	38
Referenties .....	41
Begrippenlijst.....	43
Afkortingen .....	45

Bijlage 1:	Betrokken partijen.....	47
Bijlage 2:	Boorbeschrijvingen.....	49
Bijlage 3:	Toelichting meettechnieken .....	55
Bijlage 4:	Resultaten SPS-metingen .....	65
Bijlage 5:	Resultaten SOFIE-metingen .....	73
Bijlage 6:	Resultaten Tenax-metingen .....	75
Bijlage 7:	Resultaten metingen macrochemie.....	79
Bijlage 8:	Resultaten retardatie metingen.....	81

# Samenvatting

## Inleiding

In 2004 is gestart met het project Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD). Uitloging betreft het uittreden van verontreinigingen uit het baggerspeciedepot en verspreiding is vervolgens de verplaatsing van de verontreinigingen in het watervoerend pakket. Aanleiding voor het project zijn de ervaringen bij gerealiseerde baggerspeciedepots en de resultaten van wetenschappelijk onderzoek, die aangeven dat uitloging en verspreiding uit depots achterblijven bij de in het huidige beleid (o.a. Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie) gedane aannamen.

De resultaten van het UVD-project zijn gerapporteerd in rapporten met een sterke technisch inhoudelijk karakter die met name bedoeld zijn voor specialisten. Deze samenvatting is bedoeld om de resultaten van het UVD-project en de toepassing van deze resultaten voor een breder publiek van 'niet-specialisten' toegankelijk te maken.

## Doelstellingen

Het UVD-project heeft drie hoofddoelstellingen:

1. Het verkrijgen van beter inzicht in de daadwerkelijke uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots op basis van metingen bij bestaande baggerspeciedepots. Met deze nieuwe inzichten kan in de toekomst de berekening van uitloging en verspreiding uit depots met behulp van modellen met minder onzekerheden plaatsvinden. Tevens kan monitoring van uitloging en verspreiding (t.b.v. nazorg van een depot) gericht en kostenefficiënter plaatsvinden.
2. Opstellen van een voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater, oppervlaktewater en monitoring. Dit gebeurt aan de hand van de (meet)resultaten van het UVD-project en de meest recente beleidsontwikkelingen op het gebied van (water)bodem. Met het nieuwe toetsingskader kan de mogelijke uitloging en verspreiding uit depots beter worden getoetst en beoordeeld. Het is de bedoeling dat dit nieuwe toetsingskader het toetsingskader uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie gaat vervangen.
3. Het communiceren van de nieuwe inzichten met betrekking tot uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots naar de maatschappij om de burgers beter inzicht te bieden in de werkelijke risico's van baggerspeciedepots.

In deze samenvatting wordt ingegaan op de eerste doelstelling van het project: het verkrijgen van beter inzicht in de daadwerkelijke uitloging en verspreiding uit bestaande baggerspeciedepots en de processen die hierbij een rol spelen.

## Werkwijze

Om beter inzicht te krijgen in de daadwerkelijke uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots heeft allereerst een inventarisatie plaatsgevonden van de beschikbare kennis. Hierbij is gekeken naar de bestaande onzekerheden (= kennishiaten) ten aanzien van uitloging en verspreiding uit depots (inventarisatiefase). Omdat het binnen het UVD-project niet mogelijk is om alle kennishiaten nader te beschouwen, zijn vier belangrijke kennishiaten geselecteerd, die met behulp van metingen bij bestaande baggerspeciedepots kunnen worden beantwoord. Deze vier prioritaire kennishiaten zijn vertaald in een meetprogramma, dat vervolgens is uitgevoerd bij twee bestaande depots (meetfase). De resultaten van de inventarisatiefase en van de meetfase worden hieronder besproken.

## Inventarisatiefase

Om de onzekerheden ten aanzien van de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots in kaart te brengen is in de inventarisatiefase is gekeken naar:

- de ervaringen die in de afgelopen 10 tot 15 jaar zijn opgedaan bij de modellering van uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots;
- de resultaten van en ervaringen met monitoring bij bestaande baggerspeciedepots;
- de nieuwste wetenschappelijke inzichten met betrekking tot de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots.

Hieruit kwam naar voren dat de onzekerheden (= kennishiaten) ten aanzien van de uitloging en verspreiding met name betrekking hebben op:

1. de werkelijke verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase, uitgedrukt in de verdelingscoëfficiënt. Alleen de verontreinigingen in de waterfase spelen een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
2. het deel van de verontreiniging dat in oplossing kan gaan (potentieel beschikbare fractie) versus het deel van de verontreiniging dat irreversibel is gebonden aan roetdeeltjes in de baggerspecie. Alleen de potentieel beschikbare fractie speelt een rol bij de verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase (zie kennishiaat 1) en dus bij uitloging en verspreiding uit depots;
3. het optreden van afbraak van organische stof in een depot en het effect hiervan op de uitloging en verspreiding van verontreinigingen;
4. de mate van vertraging (= retardatie) die opgeloste verontreinigingen ondervinden bij transport in het watervoerend pakket (WVP), onder andere ten gevolge van adsorptie aan bodemdeeltjes.

Deze vier kennishiaten zijn vertaald in een meetprogramma dat in 2005 is uitgevoerd bij twee depots. Invulling van de eerste drie kennishiaten geeft meer inzicht in het deel van de in een depot aanwezige verontreinigingen dat in aanmerking komt voor verspreiding. Alleen opgeloste verontreinigingen kunnen uitlogen en verspreiden. Invulling van het vierde kennishiaat geeft samen met de invulling van het eerste kennishiaat inzicht in de snelheid waarmee die uit een depot zijn uitgelooft zich verplaatsen in het watervoerend pakket. De snelheid waarmee verontreinigingen zich verplaatsen in het grondwater is lager dan de snelheid waarmee het grondwater zich verplaatst. Dit is onder andere het gevolg van de binding van verontreinigingen aan bodemdeeltjes.

Uit de inventarisatie kwamen ook de volgende beleidsmatige aandachtspunten naar voren:

- de risico's van verspreiding moeten worden beschouwd op tijdschalen die voor menselijke begrippen nog te bevatten zijn (dus op enkele tientallen tot honderden jaren en niet 10.000 jaar);
- de normen voor uitloging en verspreiding uit depots moeten beter aansluiten op andere nationale en internationale normkaders;
- er moet rekening worden gehouden met de autonome kwaliteit van het grondwater. Op dit moment wordt er bij berekeningen van uitloging en verspreiding uit depots vanuit gegaan dat het grondwater in de omgeving schoon is. Dit is bijna nooit het geval.

Deze aandachtspunten zijn meegenomen bij het opstellen van een voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater, oppervlaktewater en monitoring (tweede hoofddoelstelling van het UVD-project).

### Meetfase

Om invulling te geven aan de vier kennishiaten zijn in 2005 metingen uitgevoerd bij depot IJsseloog en bij depot Meers. IJsseloog is een omdijkt depot van Rijkswaterstaat IJsselmeergebied waarin klasse 3 en 4 materiaal wordt geborgen. Meers is een kleinschalig dekgronddepot langs de Grensmaas waarin gebiedseigen weerdgrond tot klasse 4 is geborgen.

### Veldwerk

Bij IJsseloog zijn 5 boringen verricht waarvan één in de ringdijk van het depot en vier in het depot. Van de boringen in het depot is één boring doorgezet tot in het watervoerend pakket (WVP) onder het depot de overige boringen zijn doorgezet tot de onderzijde van het depot. Bij Meers zijn 6 boringen tot in het WVP (= grindpakket) verricht.

### Laboratoriumonderzoek

Met het materiaal dat bij de boringen is verzameld zijn in het laboratorium de volgende metingen verricht:

1. Bepalen opgeloste concentraties en verdelingscoëfficiënten in het depot en in het WVP met behulp van:
  - a) SPS-methode : voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's).
  - b) SOFIE-methode : geschikt voor zware metalen. Er is gemeten in de monsters van het depot en de isolerende kleilaag onder het depot (bij IJsselooog). Meten in monsters uit het WVP was wegens technische problemen niet mogelijk.
2. Bepalen van de potentieel beschikbare fractie van organische verontreinigingen (PAK en PCB's) m.b.v. Tenax methode. Deze methode is niet geschikt voor (zware) metalen.
3. Bepalen van macrochemische condities in het poriewater in het depot en het WVP. De macrochemie is een maat voor de biologische activiteit en daarmee voor het optreden van biologische afbraakprocessen.
4. Bepalen van de retardatie van organische verontreinigingen (PAK en PCB's) in het WVP met behulp van kolomexperimenten. Uit deze metingen kan naast de retardatie ook de verdelingscoëfficiënt van stoffen worden afgeleid.

### Resultaten

#### 1. Vrij of totaal opgeloste concentraties en verdelingscoëfficiënten

Bij de metingen van de vrij opgeloste poriënwaterconcentraties voor PAK en PCB's met behulp van de SPS-methode zijn bij depot IJsselooog voor naftaleen en fenantreen verhoogde concentraties aangetroffen in zowel het depot als in het watervoerende pakket (WVP). Verspreiding van deze stoffen in het WVP kan dus plaatsvinden. Echter, de verdelingscoëfficiënten die uit de resultaten van de SPS-metingen voor het WVP zijn afgeleid, zijn voor PAK een factor 5 tot 35 keer hoger en voor PCB's een factor 10 tot 30 keer hoger dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij de modellering van verspreiding uit depots werden gehanteerd. Dit betekent dat de mobiliteit van PAK en PCB's in het WVP lager is dan eerder werd aangenomen. Een hogere verdelingscoëfficiënt betekent namelijk dat een kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig is en zich kan verspreiden. De verdelingscoëfficiënten die zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot zijn voor PAK een factor 2 tot 10 keer hoger en voor PCB's een factor 1,5 tot 4 hoger dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd.

Uit de metingen van de totaal opgeloste concentraties van zware metalen en arseen met behulp van de SOFIE-methode blijkt dat in depot IJsselooog sprake van overschrijdingen van de streefwaarde voor grondwater ondiep voor arseen, chroom, nikkel, lood en zink. De overschrijdingen zijn voor chroom (factor 19) en arseen (factor 8) het grootst. In de klei-isolatie onder het depot wordt alleen voor chroom en arseen de streefwaarde overschreden. De meest waarschijnlijke verklaring hiervoor is dat de isolerende kleilaag van origine niet geheel schoon was. In het depot en in de klei-isolatie onder depot IJsselooog is (i.t.t. depot Meers) geen sprake van verhoogde mobiliteit van zware metalen door relatief zuurstofrijke omstandigheden. In het depot is sprake van zuurstofloze omstandigheden. De sulfidegehalten in het depot zijn hoog genoeg om bij deze omstandigheden metalen volledig te binden. De verhoogde concentraties metalen in het poriewater hebben dus een andere oorzaak. Er zijn twee mogelijkheden:

- de reductie van ijzer-metaal-(hydr)oxides onder zuurstofloze omstandigheden waarbij metalen in oplossing gaan. Deze metalen worden vervolgens weer gebonden aan sulfides, maar dit is een traag proces (ca. 10 jaar) zodat tijdelijke mobiliteit van metalen kan optreden.
- bij de afbraak van organische stof in een depot (zie ook ad 3) wordt opgelost organisch stof (DOC) gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriewater). Metalen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriewater. In depot IJsselooog zijn (sterk) verhoogde DOC concentraties gevonden. Omdat DOC weer wordt afgebroken zijn de verhoogde concentraties tijdelijk (enkele tientallen jaren volgens schattingen van andere onderzoeken).

De verhoogde concentraties metalen zijn dus tijdelijk (enkele tientallen jaren). Na deze periode zijn metalen gebonden als metaalsulfiden.

Bij depot Meers zijn geen verhoogde gehalten voor PAK en PCB's in het poriënwater gevonden. Het afleiden van betrouwbare verdelingscoëfficiënten was in verband met de lage concentraties niet mogelijk. Uit de metingen van de totaal opgeloste concentraties van zware metalen en arseen blijkt dat

de poriewaterconcentraties in depot Meers (m.u.v. lood en kobalt) de streefwaarde voor grondwater ondiep overschrijden. De overschrijdingen zijn voor chroom (factor 8) en koper (factor 4) het grootst. De verhoogde concentraties zware metalen en arseen zijn toe te schrijven aan de relatief zuurstofrijke omstandigheden in en onder het depot en de doorspoeling van het depot met regenwater. Meers is een dekgronddepot op of juist onder het grondwaterpeil. Het is bekend dat zware metalen onder relatief zuurstofrijke omstandigheden (tijdelijk) mobieler zijn. Deze verhoogde mobiliteit moet worden meegenomen bij de beoordeling van de uitloging en verspreiding uit dekgronddepots.

## 2. Potentieel beschikbare fractie van organische verontreinigingen

Met behulp van de Tenax-methode is worden bepaald welke deel van de PAK en PCB's snel, traag en zeer traag in oplossing gaat. De fractie die zeer traag in oplossing gaat kan worden beschouwd als de fractie die irreversibel is gebonden aan baggerspecie en dus geen rol speelt bij de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit baggerspeciedepots.

Uit de resultaten blijkt dat bij zowel depot IJsseloo als bij Meers globaal de helft van de in de depots aanwezige PAK en PCB's als potentieel beschikbaar moeten worden aangemerkt. Het overige deel is irreversibel gebonden aan baggerspecie en komt niet in aanmerking voor uitloging en verspreiding. Tot nu toe werd aangenomen dat alle in een depot aanwezige PAK en PCB's op termijn in oplossing gaan en daarmee voor uitloging beschikbaar zijn. Opgemerkt moet worden dat de spreiding bij de metingen (soms) groot is, en de potentieel beschikbare fractie van de mobiele PAK (naftaleen, fenantreen en antracene) kan oplopen tot bijna 80%. Bij Meers is de waarde van de gegevens beperkt is omdat de beschikbare concentraties vaak niet goed konden worden gemeten in verband met de detectielimiet.

## 3. Macrochemie; afbraak van organische stof

In het poriewater van (ongestoorde) monsters uit depot IJsseloo en Meers en het WVP onder deze depots is gekeken naar de macrochemie (pH, redox, anionen, kationen). De macrochemische condities zijn een indicatie voor het optreden van biologische afbraakprocessen. Dit kan de afbraak van organische stof (humus) zijn, maar ook de afbraak van organische verontreinigingen (PAK, PCB's etc.).

In depot IJsseloo is sprake van strikt zuurstofloze omstandigheden. Deze omstandigheden zijn minder gunstig voor de biologische afbraak van organische stof en organische verontreinigingen. Afbraak van organische verontreinigingen verloopt voor veel stoffen onder zuurstofloze omstandigheden (veel) langzamer dan onder zuurstofrijke condities. Uit de verhoogde concentraties DOC in het poriewater blijkt dat wel afbraak van organische stof optreedt. Dit leidt tot verhoogde concentraties metalen in het poriewater (zie ad 1). De zuurstofloze omstandigheden zijn wel weer gunstig voor de binding van metalen aan sulfides (zie ad 1).

Uit de metingen blijkt dat in depot Meers sprake is van relatief zuurstofrijke omstandigheden. Deze omstandigheden zijn gunstig voor de biologische afbraak van organische verontreinigingen. Dit wordt bevestigd door de lage concentraties organische verontreinigingen die in het depot worden gevonden. De zuurstofrijke condities zijn weer minder gunstig voor de binding van metalen aan sulfidecomplexen. Metaalfixatie in depot Meers zal vooral via de in het depot aanwezige ijzer(hydr)oxiden verlopen.

## 4. Retardatie in het watervoerend pakket

Met behulp van kolomexperimenten met ongestoord materiaal uit het WVP is bij beide depots de retardatie van PAK en PCB's in het WVP bepaald. Dit is zowel in de vaste fase als in het poriewater gebeurt. Op basis van de resultaten van de retardatiebepaling zijn ook verdelingscoëfficiënten voor PAK en PCB's berekend.

Uit de meetresultaten blijkt dat de gemeten retardatiefactor in de *opgeloste fase* overeen komt met de retardatiefactor die in het verleden is gebruikt bij de modelberekeningen van uitloging en verspreiding uit depots. De verdelingscoëfficiënten die op basis van deze gegevens zijn berekend zijn lager dan de verdelingscoëfficiënten die momenteel worden gebruikt bij het modelleren van uitloging en verspreiding uit depots. Dit wil zeggen dat een groter deel van de verontreinigingen in de opgeloste fase voorkomt (en dus kan verspreiden).

De gemeten retardatie in de *vaste fase* is een factor 10 tot 100 lager dan de tot nu toe gehanteerde retardatie parameters. Dit wil zeggen dat de verontreinigingen een factor 10 tot 100 minder mobiel



zijn. De verdelingscoëfficiënten die op basis van deze gegevens zijn berekend zijn hoger dan de verdelingscoëfficiënten die momenteel worden gebruikt bij het modelleren van uitloging en verspreiding uit depots en zijn vergelijkbaar met de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald met de SPS-metingen. Dit wil dus zeggen dat een kleiner deel van de verontreinigingen in de opgeloste fase voorkomt (en dus kan verspreiden).

De verschillen tussen de metingen in de vaste en opgeloste fase worden waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge (poriewater)stroomsnelheden (8 meter/dag) waarbij de kolomexperimenten zijn uitgevoerd. Dit komen overeen met een stroomsnelheid van rond de 1000 m per jaar<sup>1</sup>. Bij deze hoge stroomsnelheid krijgen de verontreinigingen onvoldoende tijd om te binden aan de bodemdeeltjes waardoor een snellere verplaatsing in de waterfase optreedt en geen evenwicht ontstaat. In hoeverre de stroomsnelheid van het WVP van invloed is op de retardatie van verontreinigingen is nog niet bekend.

### Conclusies

De belangrijkste conclusies van de meetfase zijn als volgt:

- De verdelingscoëfficiënten die zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot IJsseloog zijn voor PAK een factor 2 tot 10 keer hoger en voor PCB's een factor 1,5 tot 4 hoger dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Bij depot Meers was het afleiden van betrouwbare verdelingscoëfficiënten in verband met de lage concentraties niet mogelijk.
- Bijna de helft van de sediment gebonden PAK en PCB's is niet voor uitloging beschikbaar. Dit betekent dat de hoeveelheid PAK en PCB's die uit een depot kunnen uitlogen lager is dan tot nu toe bij modellering van uitloging uit een depot werd aangenomen.
- In een zuurstofloos depot met een hoog organisch stofgehalte kan tijdelijke uitloging van metalen optreden. DOC speelt waarschijnlijk een rol bij deze tijdelijke uitloging die gedurende enkele tientallen jaren kan optreden. In (relatief) zuurstofrijke (dekgrond)depots is bij de berging van (anaërobe) baggerspecie sprake van een verhoogde mobiliteit van metalen waardoor uitloging kan optreden. Bij berging van (zuurstofrijk) dekgrondmateriaal in (dekgrond)depots treedt deze verhoogde mobiliteit van metalen niet op.
- Zowel in zuurstofrijk dekgronddepot (Meers) als in zuurstofloos omdijkt depot (IJsseloog) treedt afbraak van organische stof op. De afbraak van organische stof gaat samen met wijziging van de redoxpotentiaal en vorming van DOC, die grote invloed hebben op de mobiliteit van met name zware metalen en arseen.
- De verdelingscoëfficiënten voor PAK en PCB's zijn in het watervoerend pakket een factor 5 tot 35 hoger (lagere opgeloste concentratie & geringere mobiliteit) dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe werden gehanteerd bij modellering van uitloging en verspreiding uit depots. Dit betekent dat een kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig en dus dat de verspreiding in het WVP kleiner is dan tot nu toe bij modellering van verspreiding werd aangenomen.
- Retardatie in het watervoerend pakket is afhankelijk van de stroomsnelheid van het grondwater. Bij een hoge stroomsnelheid wordt minder geadsorbeerd en is de retardatie lager dan bij een lage snelheid. Dit heeft te maken met de sorptiekinetiek van verontreinigingen. In hoeverre de natuurlijke grondwaterstroomsnelheid de retardatie beïnvloedt moet nog nader onderzocht worden.

---

<sup>1</sup> Ter vergelijking: bij depot IJsseloog is de stroomsnelheid ca. 10 m/jaar. Bij Meers is de stroomsnelheid ca. 100 m/jaar

Samenvattend kan worden gesteld dat door de sterke binding van organische verontreinigingen aan baggerspecie niet alle organische verontreinigingen beschikbaar voor uitloging. Daarnaast zijn de verdelingscoëfficiënten voor PAK en PCB's in depot hoger dan tot nu toe werd aangenomen. Beide aspecten zorgen er voor dat de uitloging van organische verontreinigingen uit depots kleiner is dan tot nu toe werd aangenomen. Voor metalen is in de eerste tientallen jaren sprake van een hogere uitloging dan tot nu toe werd aangenomen. Het betreft een tijdelijk verhoogde uitloging. Voor de organische verontreinigingen die zijn uitgelogd uit een depot geldt dat de verspreiding in het WVP kleiner is dan tot nu toe werd aangenomen. Dit komt door de sterke binding van organische verontreinigingen aan de bodem (hogere verdelingscoëfficiënt). Hierdoor neemt de retardatie toe.

#### Wat is er met de resultaten van UVD gedaan?

De resultaten van de inventarisatiefase en de meetfase zijn gebruikt om een nieuw (toetsings)kader voor de beoordeling van de uitloging en verspreiding van verontreinigingen vanuit baggerspeciedepots naar het grondwater en het oppervlaktewater op te stellen. In dit nieuwe kader worden ook criteria voorgesteld op basis waarvan kan worden vastgesteld of effecten op grond- en oppervlaktewater toelaatbaar zijn. Tevens worden aanbevelingen gedaan voor monitoring van verspreidingsprocessen die vanuit baggerspeciedepots kunnen optreden.

Het is de bedoeling dat het nieuwe toetsingskader, beschreven in de "Handleiding uitloging en verspreiding uit depots" het huidige toetsingskader uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb) gaat vervangen. Het toetsingskader uit het Bvb stamt uit 1993 en is door beleidsontwikkelingen en nieuwe kennis m.b.t. uitloging en verspreiding uit depots aan vervanging toe.

In de nieuwe handleiding zijn de volgende bevindingen en resultaten van het UVD-project meegenomen:

- de focus m.b.t. de mogelijke risico's van verspreiding naar grondwater richt zich op en tijdschaal die voor menselijke begrippen nog te bevatten is: maximaal 1000 jaar;
- De generieke verdelingscoëfficiënten geven geen goed beeld van de concentraties van verontreinigingen in het poriewater. Uit de resultaten van UVD blijkt bijvoorbeeld dat de werkelijke verdelingscoëfficiënten in het watervoerend pakket onder een depot meestal hoger zijn dan de generieke verdelingscoëfficiënten en dat in een depot niet alle fracties van een verontreiniging beschikbaar zijn voor verspreiding. Daarom wordt in het voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater en oppervlaktewater ingezet op het meten van poriewaterconcentraties;
- er wordt in het voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater rekening gehouden met de autonome kwaliteit van het grondwater;
- bij de monitoring van verspreiding wordt ingezet op functioneel monitoren waarbij een belangrijke rol is weggelegd voor de monitoring van macrochemie als gidsparameters voor de verspreiding van verontreinigingen uit depots.

De resultaten van de inventarisatiefase en meetfase worden verder gebruikt om het meetprogramma voor 2006 verder te verbeteren.

# 1. Inleiding

## 1.1 Aanleiding

In 2004 is gestart met het project Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD). In dit project wordt gekeken naar de werkelijke risico's van depots. Aanleiding zijn de ervaringen bij gerealiseerde depots en resultaten van wetenschappelijk onderzoek dat uitloging en verspreiding uit depots achterblijft bij de in het huidige beleid (o.a. Beleidsstandpunt Verwijdering Baggerspecie) gedane aannamen.

In 2004 heeft in het kader van het project een inventarisatie van beschikbare kennis en de onzekerheden (=kennishiaten) ten aanzien van uitloging en verspreiding uit depots plaatsgevonden. In 2005 zijn metingen uitgevoerd om de benoemde kennishiaten (deels) in te vullen. Deze metingen waren met name gericht op de toepassingen in de praktijk en dienen als ondersteuning bij de ontwikkeling van nieuw beleid. De metingen zijn in mindere mate gericht op de ontwikkeling van fundamenteel wetenschappelijke kennis.

De resultaten van de inventarisatie uit 2004 en van de metingen in 2005 zijn gerapporteerd in rapporten die met name bedoeld zijn voor specialisten [1, 5, 6]. Deze samenvatting is bedoeld om de resultaten van het UVD-project en de toepassing van deze resultaten voor een breder publiek van niet-specialisten toegankelijk te maken.

## 1.2 Het UVD-project

Begin 2004 is het kennisproject Uitloging en Verspreiding uit Depots (UVD) gestart. In dit project werkt het Advies- en Kenniscentrum Waterbodems (AKWA) van Rijkswaterstaat als opdrachtgever samen met een consortium van adviesbureaus (zie bijlage 1). Het project dient de volgende hoofddoelen:

1. Het verkrijgen van beter inzicht in de daadwerkelijke uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots op basis van metingen bij bestaande baggerspeciedepots. Met deze nieuwe inzichten kan in de toekomst de berekening van uitloging en verspreiding uit depots met minder onzekerheden plaatsvinden. Tevens kan monitoring van uitloging en verspreiding (t.b.v. nazorg van depot) gericht en kostenefficiënter plaatsvinden.
2. Opstellen van een voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater, oppervlaktewater en monitoring. Dit gebeurt aan de hand van de (meet)resultaten van het UVD-project en de meest recente beleidsontwikkelingen op het gebied van (water)bodem. Met het nieuwe toetsingskader kan de uitloging en verspreiding uit depots worden getoetst en beoordeeld. Het is de bedoeling dat het toetsingskader uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie gaat vervangen.
3. Het communiceren van de nieuwe inzichten met betrekking tot uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots naar de maatschappij om de burgers beter inzicht te bieden in de werkelijke risico's van baggerspeciedepots.

Om deze doelstellingen te bereiken is het project opgebouwd uit drie fasen:

1. *inventarisatiefase* waarin de beschikbare kennis maar vooral ook de bestaande onzekerheden (=kennishiaten) ten aanzien van uitloging en verspreiding uit depots in kaart wordt gebracht.
2. *meetfase* waarin door middel van metingen bij depots wordt getracht om invulling te geven aan de kennishiaten die een groot deel van de onzekerheden met betrekking tot de uitloging en verspreiding veroorzaken en tevens op korte termijn met behulp van metingen bij bestaande baggerspeciedepots kunnen worden beantwoord.
3. *vertaalfase* waarin de resultaten van de meetfase en de inventarisatiefase worden vertaald naar een nieuw toetsingskader voor de beoordeling van uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots. Dit gebeurt voor uitloging en verspreiding naar grondwater en oppervlaktewater. Tevens wordt aandacht besteed aan monitoring en nazorg.

Bij al deze fasen speelt communicatie een belangrijke rol. Deze samenvatting vormt een onderdeel van de communicatie van de resultaten van het UVD-project. In deze samenvatting worden de activiteiten in het kader van communicatie niet verder besproken.

### 1.3 Deze samenvattende rapportage

In deze samenvattende rapportage worden de resultaten van de inventarisatiefase en de meetfase besproken. Tevens wordt een doorkijk gegeven naar de vertaalfase van het project en wordt ingegaan op het meetprogramma voor 2006.

### 1.4 Leeswijzer

Deze samenvatting is als volgt opgebouwd:

- In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de inventarisatie van de kennishiaten ten aanzien van de uitloging en verspreiding uit depots. Deze inventarisatie is gebeurd aan de hand van onderzoek dat is uitgevoerd in de afgelopen 10 jaar en de ervaringen die zijn opgedaan bij (de monitoring van) gerealiseerde baggerspeciedepots.
- In hoofdstuk 3 wordt het meetprogramma voor 2005 beschreven. In dit meetprogramma zijn bij een tweetal depots (Ijsseloog en Meers) metingen verricht om aan een aantal prioritaire kennishiaten invulling te geven.
- In hoofdstuk 4 worden de resultaten van het meetprogramma toegelicht.
- In hoofdstuk 5 wordt beschreven wat met de resultaten van het UVD-project wordt gedaan. Daarnaast wordt aangegeven welke nieuwe of nog openstaande onderzoeksvragen worden onderzocht in het onderzoeksprogramma voor 2006.

## 2. Inventarisatiefase

### 2.1 Werkwijze

De uitloging en verspreiding van verontreinigingen kan bij te realiseren depots niet worden gemeten en wordt daarom gemodelleerd met behulp van modellen. Deze modellen zijn een benadering van de werkelijkheid waarbij het de gewoonte is om de bestaande onzekerheden te vertalen naar een worst case benadering om een maximale zekerheid te creëren en daarmee ook een maximale bescherming van het grondwater te kunnen garanderen.

In de afgelopen 10 jaar is veel ervaring opgedaan met modellering bij depots. De eerste stap van het UVD-project bestond dan ook uit het in kaart brengen van deze kennis en ervaring, maar ook de nog bestaande kennishiaten met betrekking tot de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots [5, 6]. Dit is gebeurd aan de hand van de volgende informatie:

- de resultaten van en ervaringen met monitoring bij bestaande baggerspeciedepots;
- de nieuwste inzichten met betrekking tot de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots;
- overzicht van de resultaten van modelberekeningen van de verspreiding van verontreinigingen naar grondwater bij depots.

De resultaten van de inventarisatiefase worden beschreven in paragraaf 2.3. In paragraaf 2.4 wordt aangegeven hoe dit is vertaald naar het meetprogramma. Allereerst wordt echter ingegaan op de processen die een rol kunnen spelen bij de verspreiding van verontreinigingen (paragraaf 2.2). Deze processen komen weer aan bod bij het bespreken van de resultaten van de inventarisatiefase (hoofdstuk 2) en de meetfase (hoofdstuk 3 en 4).

### 2.2 Processen voor verspreiding via grondwater

Verontreinigingen kunnen in depots in vier vormen voorkomen:

- gebonden aan kleimineralen of organische stof (POC);
- gebonden aan opgeloste organische stof (DOC);
- in vrij opgeloste vorm.
- In complexen (metalen)

Verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater (maar ook naar het oppervlaktewater) vindt plaats via de opgeloste fase en via DOC. De vaste fase is niet mobiel. In figuur 2.1 zijn de belangrijkste processen die een rol spelen bij de verspreiding van opgeloste en DOC-gebonden verontreinigingen schematisch weergegeven voor een zandwinput. De processen zijn voor een omdijkt depot of een depot op land vergelijkbaar. Hieronder wordt kort ingegaan op deze processen.

#### Adsorptie en desorptie

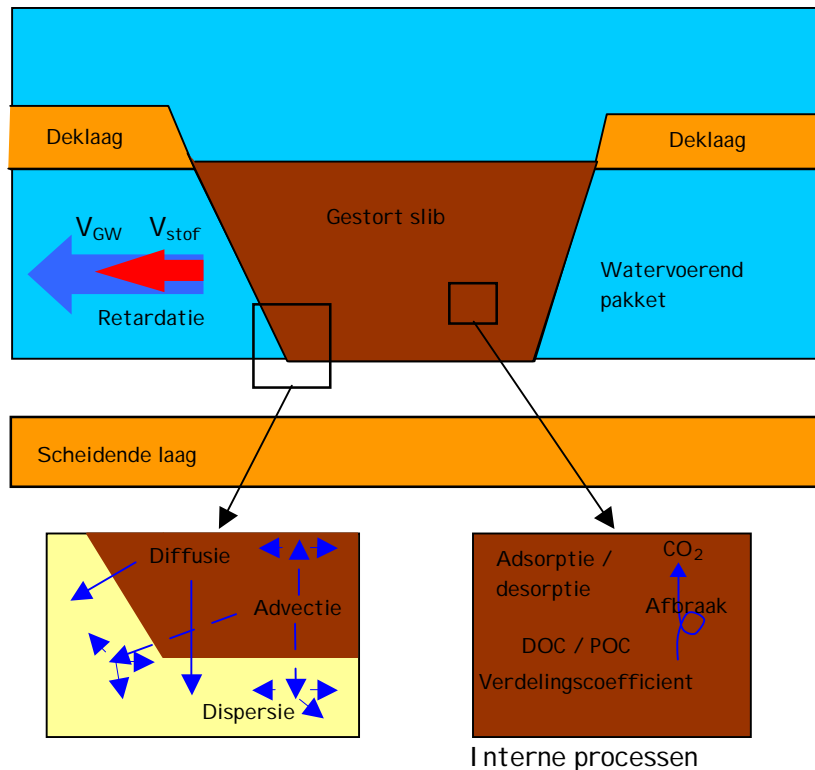
Adsorptie is het hechten van verontreinigingen aan kleimineralen (metalen) of organische stof (organische microverontreinigingen). Metalen zijn in het gereduceerde milieu van baggerspecie meestal gebonden aan sulfidecomplexen, met uitzondering van arseen en chroom. Organische microverontreinigingen binden met name aan organische stof. De mate van adsorptie is afhankelijk van het gehalte organische stof in de bodem en de verdelingscoëfficiënt ( $K_{oc}$ ).

De verdelingscoëfficiënt is een maat voor de verdeling van verontreinigingen tussen de vaste fase (aan grond gebonden) en de vloeibare fase (opgelost in grondwater). Deze verdeling is stofafhankelijk en verschilt dus per stof.

Naast adsorptie vindt er ook desorptie plaats. Bij desorptie gaat een stof (weer) in oplossing.

#### Retardatie

Door het hechten van verontreinigingen aan de bodemmatrix treedt vertraging van de verspreiding van deze verontreinigingen ten opzichte van de grondwatersnelheid op. Dit proces wordt retardatie genoemd. Retardatie is afhankelijk van de porositeit van het WVP, de soortelijke massa van de vaste fase en de verdelingscoëfficiënt.



Figuur 2.1 Relevante processen voor verspreiding van verontreinigingen via het grondwater bij berging van baggerspecie in een (zand)winput.  $V_{GW}$  = grondwatersnelheid;  $V_{stof}$  = verplaatsingssnelheid verontreiniging

#### Advectie

Advectief transport bestaat uit de stroming van grondwater (o.i.v. potentiaalverschillen of consolidatie) en uit de infiltratie door het depot. Consolidatie is een relatief kortdurend proces (enkele tientallen jaren) waarbij poriënwater dat zich in natte baggerspecie bevindt, onder invloed van het eigen gewicht van de natte baggerspecie, wordt uitgeperst. Bij het bergen van droge uiterwaardgrond treedt consolidatie niet op.

Door advectief transport komen verontreinigde stoffen, die zijn opgelost in poriënwater (water afkomstig uit de baggerspecie) of geadsorbeerd aan DOC, in de ondergrond (watervoerend pakket) terecht en worden deze verder meegevoerd met de grondwaterstroming.

#### Dispersie

Dispersie ontstaat als gevolg van advectief transport. Door dispersie vindt er een additioneel transport loodrecht op- en evenwijdig aan- de advectieve transportrichting plaats. De dispersie wordt bepaald met behulp van de advectieve transportsnelheid en de longitudinale of transversale dispersielengte.

#### Diffusie

Naast verplaatsing door advectie en dispersie kunnen stoffen zich ook verplaatsen door concentratieverschillen. Dit proces heet diffusie. Diffusie wordt bepaald door de concentratiegradiënt en de diffusiecoëfficiënt. Diffusie is een over het algemeen traag verlopend proces.

#### Afbraak

Bepaalde organische stoffen kunnen worden afgebroken door micro-organismen (bacteriën). Of en in welke mate dat gebeurt is sterk afhankelijk van de bodem- en stoffeigenschappen.

## 2.3 Resultaten

### 2.3.1 Resultaten en ervaringen van monitoring bij depots

Bij bestaande depots wordt in het kader van de vergunning voor de Wet milieubeheer een monitoringsprogramma uitgevoerd om de eventuele verspreiding van stoffen uit het depot via het grondwater te kunnen signaleren. Voor de depots IJsseloog, Slufter, Hansweer, Hollandsch Diep/Cromstrijen en Amerikahaven is de opzet van dit monitoringsprogramma beschouwd en zijn de resultaten van de monitoring geanalyseerd.

De belangrijkste conclusie is dat bij geen van de beschouwde depots in de peilbuizen van het monitoringmeetnet verhoogde concentraties aan verontreinigingen of macroparameters (ammonium, chloride etc) zijn waargenomen, die zijn toe te schrijven aan de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots. Dit was op basis van de locatie van de peilbuizen ook niet te verwachten. Op basis van de afstand van de peilbuizen tot het depot zou volgens de modelberekeningen pas na enkele tientallen tot honderden jaren een effect meetbaar zijn. De resultaten geven echter wel aan dat de verspreiding uit depots zeker niet sneller verloopt dan op basis van modelberekeningen werd aangenomen.

Andere belangrijke conclusies zijn dat het bij monitoring belangrijk is om:

- niet alleen naar verontreinigingen te kijken, maar zeker ook naar de macrochemie. Veranderingen in de macrochemie geven eerder een beeld over eventuele uitloging en verspreiding uit depots;
- een goed beeld te hebben van de autonome kwaliteit van het grondwater en de ontwikkeling hierin om eventueel verhoogde concentraties die worden gevonden bij monitoring eenduidig te kunnen verklaren. Dit betekent dat de t=0 situatie goed moet worden vastgelegd;
- de autonome grondwaterkwaliteit mee te nemen bij de beoordeling van uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots.

### 2.3.2 Nieuw(st)e inzichten

Sinds het verschijnen van het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb) zijn er veel nieuwe inzichten met betrekking tot (het modelleren van) uitloging en verspreiding uit depots verkregen. De belangrijkste ontwikkelingen / inzichten zijn:

#### Afbraak van verontreinigingen

Het al dan niet optreden van biologische afbraak van organische verontreinigingen door bacteriën en de snelheid van deze afbraak is van grote invloed op de uitloging en verspreiding uit depots. Uit een literatuurstudie blijkt dat afbraak van lichte (2 benzeenringen) tot middelzware (3-4 benzeenringen) van PAK zeer waarschijnlijk optreedt in depots. Dit is gebaseerd op laboratoriumexperimenten. Afbraak in depots is nog niet aangetoond. De halfwaardetijd in depot zal zeker tientallen tot honderden jaren zijn. De halfwaardetijd van PAK in het watervoerend pakket is waarschijnlijk nog groter. Het is niet duidelijk of afbraak van zwaardere PAK (> 4 benzeenringen) optreedt.

#### Monitoren macrochemie

Het al dan niet optreden van biologische afbraak is sterk afhankelijk van de macrochemie in en rond een depot. Zijn de redoxcondities gunstig? Is er voldoende organische stof aanwezig als voedselbron voor bacteriën en zijn er voldoende nutriënten beschikbaar? Het is daarom belangrijk om bij de monitoring van een depot niet alleen te kijken naar verontreinigingen, maar ook naar de macrochemie. De macrochemie is ook een goede indicator voor het al dan niet optreden van uitloging en verspreiding uit depots. Een verandering van de macrochemie in het WVP rond het depot duidt op een verandering van de condities in het WVP en dus mogelijk op het optreden van uitloging.

### Verdelingscoëfficiënten

In het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie wordt uitgegaan van in het laboratorium gemeten verdelingscoëfficiënten. Uit nieuwe meettechnieken voor poriewatergehalten (SPS en SOFIE) en de bepaling van beschikbare fracties van verontreinigingen (Tenax) is gebleken dat de werkelijke verdelingscoëfficiënten meestal hoger zijn dan de generieke verdelingscoëfficiënten. Dit zou betekenen dat de uitloging en verspreiding uit depots lager is dan tot nu toe op basis van modellen wordt aangenomen. Metingen van poriewaterconcentraties in depots en het watervoerende pakket kunnen dit verifiëren.

### Beschikbaarheid (kinetiek)

De beschikbaarheid van verontreinigingen voor verspreiding wordt o.a. bepaald door de sorptie en desorptie van verontreinigingen. Uit onderzoek blijkt dat bij organische verontreinigingen onderscheid kan worden gemaakt tussen een snelle fractie die op relatief korte tijdschaal in oplossing kan gaan en dus kan verspreiden en een trage tot zeer trage fractie die slechts op een termijn van weken tot jaren of geheel niet beschikbaar is. De zeer trage fractie wordt beschouwd als irreversibel gebonden fractie. Beter inzicht in deze verschillende fracties geeft ook een beter inzicht in de potentiële verspreiding van verontreinigingen.

### Gasvorming

Bij de afbraak van organische stof in depots wordt gas geproduceerd. Modelberekeningen geven aan dat er een mogelijkheid is dat dit gas ophoopt in een depot wat kan leiden tot meer ruimtebeslag van de baggerspecie. Bij metingen in IJsselooij is ophoping van gas geconstateerd in een zandhoudende partij.

### Autonome grondwaterkwaliteit

Bij modelberekeningen wordt uitgegaan van schoon grondwater als referentie. In de praktijk blijkt dat een nulconcentratie in het grondwater niet reëel is. Bij modelberekeningen zou daarom rekening moeten worden gehouden met de autonome ontwikkeling van de kwaliteit van het grondwater. Dit moet wel worden afgestemd met Nederlandse en EU-wetgeving met betrekking tot het grondwater.

### Normstelling

De normen uit het Bvb sluiten niet meer aan bij de huidige normen voor bodem en grondwater en de verschuiving van maximale bescherming voor bodem en grondwater naar het toepassen van standstillbeginsel (geen significante verslechtering toestaan).

### 2.3.3 Resultaten modelberekeningen

Voor 23 gerealiseerde maar ook niet gerealiseerde depots zijn de modelberekeningen met betrekking tot de verspreiding van verontreinigingen naar het grondwater beschreven [6]. Hierbij is gekeken naar de methodiek van modellering en de resultaten van de modelberekeningen.

Bij de modelberekening van uitloging en verspreiding moet rekening worden gehouden met de diverse processen die in en rond het depot plaatsvinden en moeten diverse aannames worden gedaan. Deze aannames (uitgangspunten) vormen in feite de input van het model. Onderstaand zijn enkele belangrijke aannames vermeld (zie ook tabel 2.1). Geohydrologie is hierbij niet meegenomen.

### Consolidatie

Consolidatie vindt plaats op relatief korte tijdschalen (tientallen jaren) bij de stort van natte baggerspecie. Vooral bij mobiele verontreinigingen, zoals lichte oliën, die echter zelden in hoge concentratie aanwezig zijn, kan consolidatie een rol van betekenis spelen bij de uitloging uit depots.

### Dominante transportproces: diffusie of advectie

De bijdrage van advectief transport door kwel of inzijging aan de uitloging uit baggerspeciedepots is afhankelijk van de weerstand (doorlatendheid) en waterdruk (potentiaalverschil tussen boven en onderzijde) van een depot. Bij een hoge weerstand (geringe doorlatendheid) en weinig waterdruk speelt advectief transport geen rol van betekenis en wordt de uitloging gedomineerd door diffusief transport. Dit geldt voor de meeste depots die worden gevuld met kleiige baggerspecie. Voor depots gevuld met uiterwaardgrond gelegen in infiltratiegebieden geldt dat door de relatief goede doorlatendheid advectief transport het dominante proces vormt.



### Retardatie

Zoals al besproken in paragraaf 2.2 is retardatie is afhankelijk van het poriënvolume van het watervoerend pakket (WVP), de soortelijke massa van de vaste fase en de verdelingscoëfficiënt van de verontreiniging over de vaste en opgeloste fase. Er bestaat weinig inzicht in het poriënvolume en de verdelingscoëfficiënt in het WVP. Daarom worden bij de modellering van uitloging uit baggerspeciedepots vaak aannames gedaan. Dit kan leiden tot een (sterke) over- of onderschatting van de verspreiding van verontreinigingen in het WVP. Het is belangrijk dat er meer inzicht komt in de verdelingscoëfficiënten in het WVP en de juiste mate van retardatie in het WVP.

### DOC als co-transporteur

Bij de afbraak van organische stof in een depot wordt opgelost organisch stof (DOC) gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriewater). Verontreinigingen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriewater. Over de rol van DOC bij de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots bestaat nog veel onduidelijkheid. Dit geldt met name t.a.v. de concentraties DOC in het depot en het WVP, de aard van het DOC en de sorptie van verontreinigingen aan DOC.

### Modelverfijning

Modelverfijning in het horizontale vlak draagt slechts in geringe mate bij aan een betere procesbeschrijving. In het verticale vlak is modelverfijning op het grensvlak depot en WVP van groot belang bij het bepalen van de verontreinigingsflux uit een depot.

### Toetsen aan normen

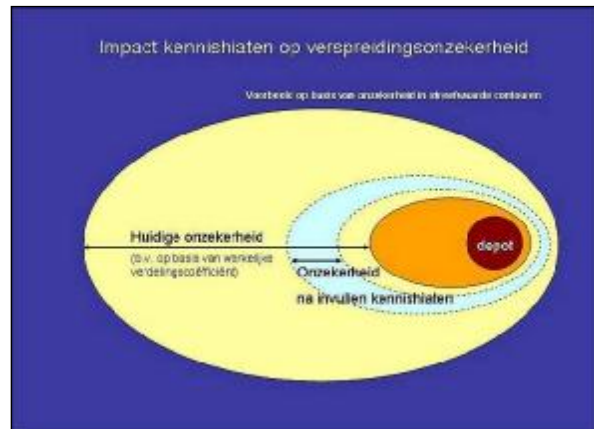
De resultaten van de modelberekeningen worden in bijna alle gevallen getoetst aan de normen uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb). Hierbij wordt meestal gekozen voor een de conservatieve aanpak. Dit betekent dat de nieuwste inzichten zoals afbraak en werkelijke verdelingscoëfficiënten wel worden genoemd, maar bij de uiteindelijke toetsing aan het Bvb niet worden meegenomen. Op basis hiervan wordt geconcludeerd dat het bij een actualisatie van het Bvb belangrijk is om nadrukkelijk aandacht te besteden aan de nieuwste inzichten met betrekking tot uitloging en verspreiding.

Tabel 2.1 *Samenvatting inventarisatie bij modelberekeningen*

Proces/ aannames	belangrijkste conclusies
<ul style="list-style-type: none"> <li>• consolidatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vooral van belang bij stoffen die snel uitlogen (mobiele stoffen)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• dominante transportproces</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• diffusie is het dominante proces bij depots met een hoge weerstand en/of lage waterdruk (depots gevuld met kleiige specie)</li> <li>• advectie is het dominante proces bij depots met een lage weerstand en/of hoge waterdruk (depots gevuld met uiterwaardmateriaal in infiltratiegebieden)</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• retardatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• onvoldoende kennis over beschikbaar, nader onderzoek noodzakelijk</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• DOC als co-transporteur</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• onvoldoende kennis over beschikbaar, nader onderzoek noodzakelijk</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• modelverfijning</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• met name op het grensvlak depot en WVP in verticale vlak van groot belang bij het bepalen van de flux uit een depot.</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• toetsen aan normen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• vaak wordt uitgegaan van worst-case aannames bij toetsing aan BVB-normen</li> </ul>

## 2.4 Vertaling naar meetprogramma

Het is niet mogelijk om alle nieuwe inzichten en kennishiaten in het meetprogramma van UVD te beschouwen. Daarom zijn uit de resultaten van de inventarisatiefase vier kennishiaten geselecteerd die een groot deel van de onzekerheden met betrekking tot de uitloging en verspreiding bepalen en tevens op korte termijn met behulp van metingen bij bestaande baggerspeciedepots kunnen worden beantwoord. Door invulling te geven aan deze kennishiaten kan de huidige onzekerheid met betrekking tot de modellering van uitloging en verspreiding uit depots sterk worden teruggebracht (zie figuur).



De vier zogenaamde prioritaire kennishiaten zijn de volgende:

1. de werkelijke verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase, uitgedrukt in de verdelingscoëfficiënt. Alleen de verontreinigingen in de waterfase spelen een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
2. het deel van de verontreiniging dat in oplossing kan gaan (potentieel beschikbare fractie) versus het deel van de verontreiniging dat irreversibel is gebonden aan roetdeeltjes in de baggerspecie. Alleen de potentieel beschikbare fractie speelt een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
3. het optreden van biologische afbraak van verontreinigingen en organische stof in een depot en het effect van de afbraak van organische stof op de verspreiding van verontreinigingen;
4. de mate van vertraging (= retardatie) die opgeloste verontreinigingen ondervinden bij transport in het watervoerend pakket (WVP), onder andere ten gevolge van adsorptie aan bodemdeeltjes.

De vier aspecten uit figuur 2.1 die dus worden beschouwd in het meetprogramma zijn de verdelingscoëfficiënten, adsorptie/desorptie (aan roetdeeltjes), afbraak en retardatie.

Het meetprogramma dat is uitgevoerd om deze vier prioritaire kennishiaten te beantwoorden en de resultaten van deze metingen worden besproken in hoofdstuk 3

## 3. Meetfase: meetprogramma 2005

### 3.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de aanpak en resultaten van het meetprogramma besproken dat in het kader van het UVD-project in 2005 is uitgevoerd. Dit meetprogramma was er op gericht om invulling te geven aan de vier prioritaire kennishiaten die zijn benoemd in de inventarisatiefase (zie hoofdstuk 2) en is uitgevoerd bij twee depots: IJsseloog en depot Meers. Allereerst wordt een korte beschrijving gegeven van deze twee locaties (paragraaf 3.2). Vervolgens wordt ingegaan op de monsternamen die bij deze depots is uitgevoerd (paragraaf 3.3). Het laboratoriumonderzoek dat met de monsters van de depots is uitgevoerd wordt toegelicht in paragraaf 3.4.

### 3.2 Locaties monsternamen

#### IJsseloog

IJsseloog is een ringdijkdepot in het Ketelmeer (zie figuur 3.1) met een inhoud van ca. 15 mln. m<sup>3</sup> en een maximale dikte van het stortpakket van 55 meter. Op het tijdstip van de boringen is het stortpakket ca. 22,5 meter dik. In IJsseloog wordt klasse 3 en 4 baggerspecie geborgen. Het materiaal dat in IJsseloog wordt gestort ligt onder het grondwatervniveau.

#### Meers

Meers is een kleinschalig dekgronddepot langs de Grensmaas (zie figuur 3.1). In het depot is klasse 0-4 materiaal geborgen. Klasse 2-4 materiaal in de kern van het depot en klasse 0 en 1 materiaal in de mantel van het depot. De dikte van het stortpakket is maximaal 7 meter. Het materiaal dat in Meers is gestort ligt boven de grondwaterspiegel.



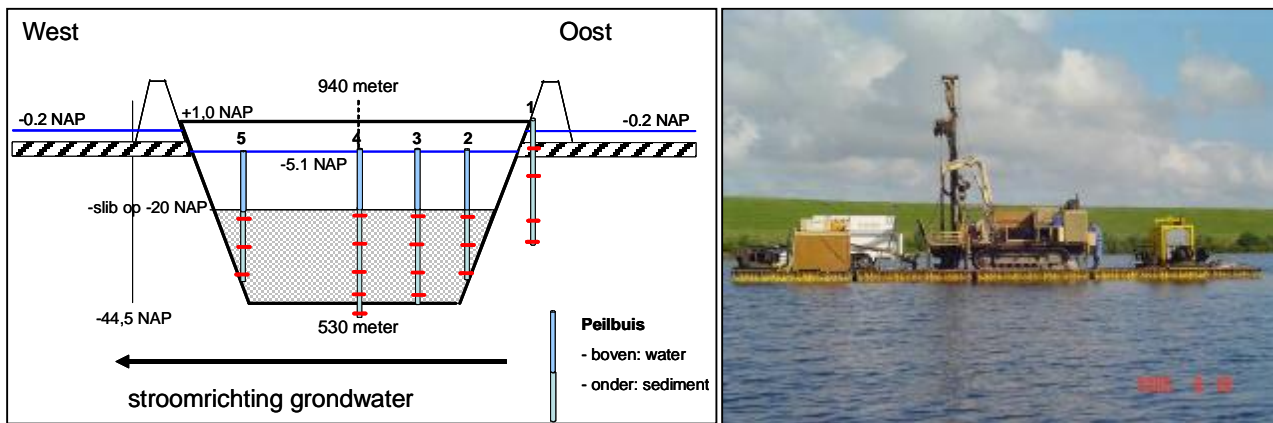
Figuur 3.1 Depot IJsseloog (links) en depot Meers (rechts)

### 3.3 Monstername

De monstername die in 2005 is uitgevoerd bij de locaties IJsseloog en Meers is gerapporteerd in de rapportage "Uitloging en verspreiding uit depot: rapportage monstername 2005 locatie IJsseloog en Meers" (Arcadis, 2006). Voor nadere details wordt naar deze rapportage verwezen.

#### 3.3.1 Monstername IJsseloog

In depot IJsseloog zijn in totaal 5 boringen verricht. Figuur 3.2 geeft een overzicht van de locaties van deze boringen. Boring 1 is gemaakt in de ringwal van het depot tot in het watervoerend pakket (WVP). Van de 4 boringen in het depot (boring 2 t/m 5) is boring 4 doorgezeten tot in het WVP onder het depot. In bijlage 2 zijn de boorbeschrijvingen opgenomen.



Figuur 3.2: monstername bij depot IJsseloog

De boringen zijn uitgevoerd als mechanische pulsbooring. Voor de monstername is gebruik gemaakt van een op een Ackerman steekapparaat aangepaste monsterbuis met een PVC-liner met een diameter van 100 mm en een lengte van 50 cm tot 1 meter. Belangrijke redenen om voor dit systeem te kiezen waren:

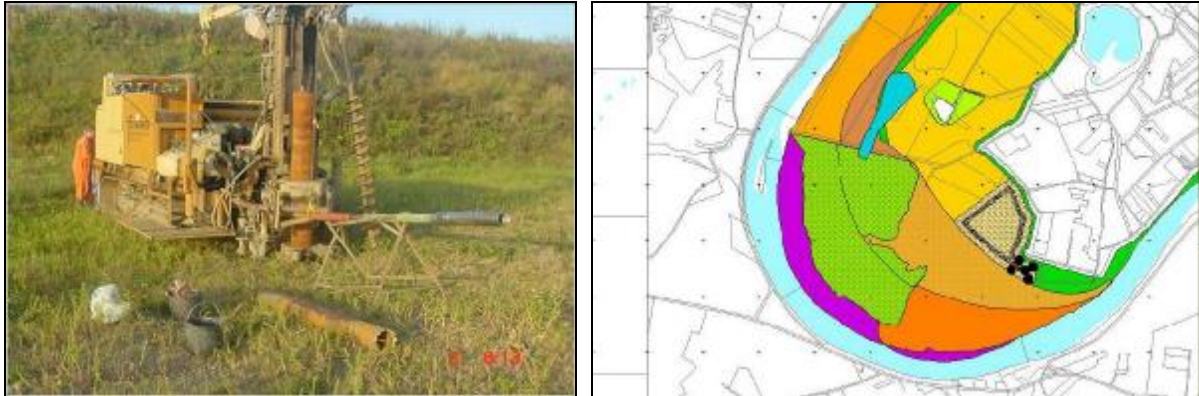
- voldoende monsternormaal en poriewater beschikbaar;
- PVC beïnvloed laboratoriumtesten niet en is geschikt voor het plaatsen van sondes (nodig voor SOFIE-methode, zie paragraaf 3.3);
- meer ongestoorde monsternormaal bij grotere diameter van monsterbuis.

In het WVP onder het depot bleek het technisch niet mogelijk met een 100 mm monsterbuizen te werken. De monsternormaal is hier uitgevoerd met 67 mm roestvrijstalen bussen.

De monsters zijn direct na steken afgegoten met vloeibare paraffine, afgedopt en getapet, zodat een luchtdichte afdichting is gegarandeerd.

### 3.3.2 Monstername Meers

In depot Meers zijn 6 boringen verricht, waarvan er 5 zijn afgewerkt met peilbuizen met een filterstelling van 1,0 meter. Figuur 3.3 geeft een overzicht van de locaties van de boringen. Alle boringen zijn doorgezet tot in het WVP. In bijlage 2 zijn de boorbeschrijvingen opgenomen.



Figuur 3.3: monstername bij depot Meers. (●) = monsterpunt

De boringen zijn uitgevoerd als mechanische puls boring of als verbuisde avegaarboringen (grind). Voor de monstername is gebruik gemaakt van een op een Ackerman steekapparaat aangepaste monsterbuis met een PVC-liner met een diameter van 67 mm<sup>2</sup> en een lengte van 1 m. In verband met de aanwezigheid van grind was monstername met een PVC-liner onder het depot soms niet mogelijk. In deze gevallen is gebruik gemaakt van RVS-steekbussen of is het monstermateriaal gepulst en verzameld in emmers (deze monsters zijn niet gebruikt voor chemisch onderzoek).

De monsters zijn direct na steken afgedopt met vloeibare paraffine, afgedopt en getapet, zodat een luchtdichte afdichting is gegarandeerd.

### 3.3.3 Leerpunten monstername

In de rapportage van de monstername (Arcadis, 2006) wordt uitgebreid ingegaan op de aandachtspunten en leerpunten met betrekking tot de bemonstering van depots. De belangrijkste bevindingen zijn:

- Bij de *locatiekeuze* moet een uitgebreide vooranalyse worden uitgevoerd om te kijken of een depot voldoet aan de eisen die in het kader van het meetprogramma worden gesteld.
- *Voorafgaand* aan de monstername dient de exacte overgang tussen depot en WVP te worden vastgesteld (door middel van een sondering) Hierdoor kan al voor de boring bepaald worden welk laboratorium welk monster krijgt en hoe dit monster het best afgewerkt kan worden.
- (*ongestoorde*) monstername met monsterbuizen met een PVC-liner is niet mogelijk in grof zand en grind. Dit is wel essentieel voor het uitvoeren van de laboratoriumexperimenten. Er moet voor deze grondsoorten worden gezocht naar een andere methodiek. Gedacht wordt aan een trilblok.

---

<sup>2</sup> In verband met het grindige materiaal was monstername met een diameter van 100 mm niet mogelijk

### 3.4 Laboratoriumonderzoek

In deze paragraaf wordt ingegaan op de meettechnieken die zijn ingezet om de onderzoeksvragen te beantwoorden. Voor een uitgebreide toelichting op de verschillende technieken wordt verwezen naar bijlage 3.

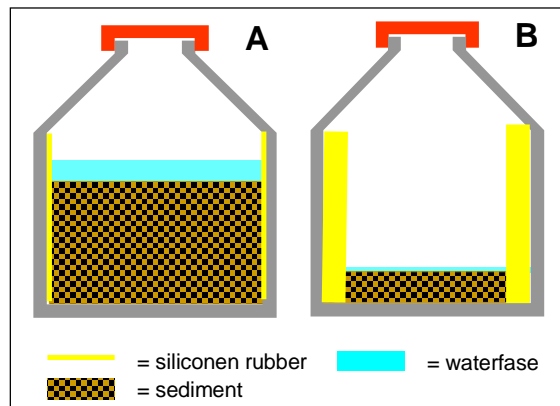
#### 3.4.1 Meten van vrij of totaal opgeloste concentraties in het poriewater

Voor het meten van de concentraties verontreinigingen in het poriewater zijn twee meettechnieken toegepast. De vrij opgeloste concentraties organische verontreinigingen (PCB's en PAK) zijn gemeten met behulp van de SPS (Silicon rubber Passive Sampling) methode. De totaal opgeloste concentraties metalen, bestaande uit vrij opgeloste metalen en aan DOC gebonden metalen zijn gemeten met behulp van de SOFIE (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) methode (zie bijlage 3 voor meer informatie).

##### SPS-methode

De SPS methode maakt gebruik van de binding van organische verontreinigingen (PAK en PCB's) uit sedimentmonsters aan siliconen rubber. In een glazen fles wordt aan de wand een siliconen rubber membraan aangebracht (zie figuur 3.4). De dikte van deze membraan kan worden gevarieerd.

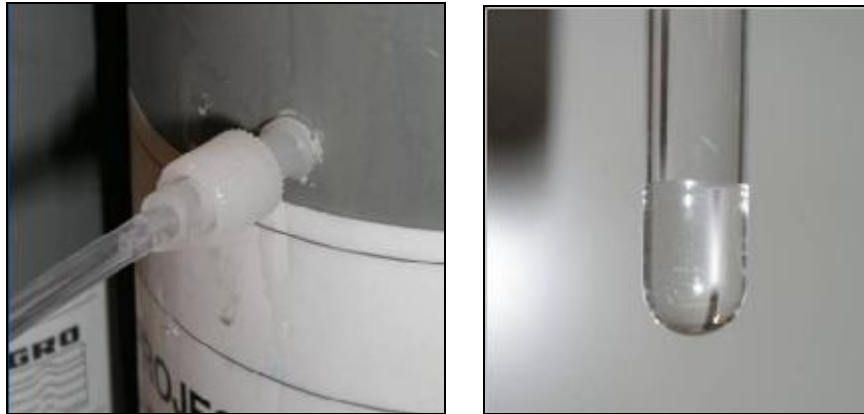
Vervolgens wordt aan de monsterfles een bekende hoeveelheid van het sedimentmonster toegevoegd. De monsterfles wordt daarna 20 dagen geschud bij een constante temperatuur. Tijdens deze periode zal een deel van de verontreinigingen binden aan het siliconen rubber membraan. Uit de hoeveelheid verontreiniging die bij verschillende membraandiktes bindt aan het rubber kan de verdelingscoëfficiënt voor organische verontreinigingen worden berekend. Daarnaast levert de SPS-methode informatie over de vrij opgeloste concentraties in het poriewater. Voor een toelichting op deze methodiek wordt verwezen naar bijlage 3. De methode is niet geschikt voor metalen omdat metalen niet binden aan het siliconen rubber.



Figuur 3.4: Methodiek Silicon rubber Passive Sampling (SPS)

### SOFIE-methode

Bij deze methode wordt aan de ongestoorde bodemmonsters poriewater onttrokken door middel van sondes die in de monsterbuizen worden gestoken (zie figuur 3.5). Dit gebeurt onder zuurstofarme condities om het evenwicht tussen metalen in oplossing (totaal opgelost<sup>3</sup>) en metalen gebonden aan de vaste fase niet te verstoren. Omdat slechts een kleine hoeveelheid poriewater wordt onttrokken aan het monster wordt dit evenwicht niet verstoord. In het verzamelde poriewater wordt de concentratie zware metalen en macrochemische parameters (pH, Eh, DOC, chloride, nitraat, nitriet, fosfaat, sulfaat, ammonium) bepaald. De macrochemische parameters geven informatie over de condities in het poriewater (zuurstofrijk of zuurstofarm en biologische activiteit). De methode is niet geschikt voor organische verontreinigingen omdat deze stoffen zich deels hechten aan de sonde en omdat voor organische verontreinigingen veel meer poriewater noodzakelijk is (minimaal 1 liter).



Figuur 3.5: monstername bij SOFIE-methode. Links: sonde voor monstername. Rechts: poriewater

### 3.4.2 Bepalen van de potentieel beschikbare fractie

Desorptie van organische microverontreinigingen uit sediment in uitloogexperimenten in het laboratorium volgt een vast patroon, waarbij een fractie op korte tijdschaal (uren) desorbeert (snelle fractie), een tweede fractie op wat langer tijdschaal (dagen) desorbeert (trage fractie), en een derde fractie op een tijdschaal van weken tot maanden (zeer trage fractie). Uit onderzoek is gebleken dat de concentratie van organische microverontreinigingen in de snelle fractie bepalend is voor de concentraties in de waterfase (en dus ook de uitloging uit baggerspeciedepots). De fractie die zeer traag in oplossing gaat kan worden beschouwd als de fractie die irreversibel is gebonden aan roetdeeltjes en dus geen rol speelt bij de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit baggerspeciedepots.

Om de verschillende fracties (snel, traag en zeer traag) voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's) te bepalen is gebruik gemaakt van de Tenax-methode. Bij deze methode wordt aan een met demiwater verdund sedimentmonster een hoeveelheid Tenax<sup>4</sup> toegevoegd. Dit mengsel wordt vervolgens gedurende 6 uur of 11 dagen geschud. Tijdens deze periode desorbeert (in oplossing gaan) een deel van de organische verontreinigingen van het sedimentmonster en bindt aan de Tenax. Aan de hand van de hoeveelheid van een verontreiniging die na 6 uur is gebonden aan de Tenax wordt de snelle fractie van een stof bepaald. De hoeveelheid van een verontreiniging die na 11 dagen is gebonden aan de Tenax geeft informatie over de zeer traag desorberende fractie van een verontreiniging. De methode is niet geschikt voor metalen omdat metalen niet binden aan Tenax en omdat Tenax extractie niet onder ongestoorde condities geschiedt (essentieel voor metalen).

<sup>3</sup> totaal opgelost = vrij opgelost + aan DOC gebonden

<sup>4</sup> Tenax is een poreus polymeer dat snel en efficiënt hydrofobe organische stoffen uit water adsorbeert, en drijft op water.

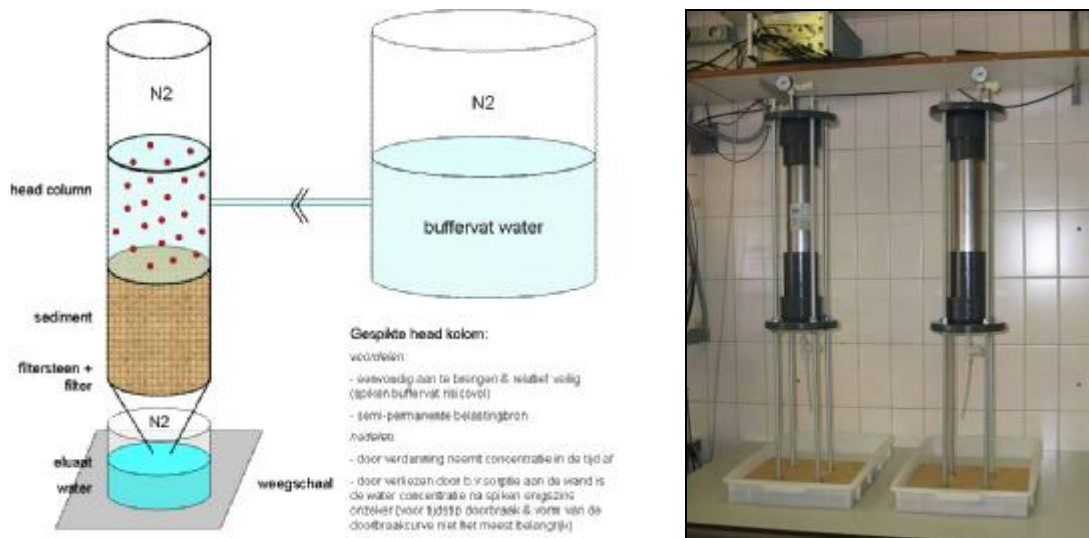
### 3.4.3 Macrochemie; afbraak van organische stof

In het poriewater van (ongestoorte) monsters uit het depot en het WVP onder het depot is gekeken naar de macrochemie (pH, Eh, DOC, chloride, nitraat, nitriet, fosfaat, sulfaat, ammonium). De macrochemische condities zijn een indicatie voor het optreden van biologische afbraakprocessen. Dit kan de afbraak van organische stof (humus) zijn, maar ook de afbraak van organische verontreinigingen (PAK, PCB's etc.). Ook bepaalt de macrochemie in belangrijke mate de mobiliteit van zware metalen. Het poriewater is door middel van poriewater squeezing<sup>5</sup> of centrifugeren uit de sedimentmonsters onttrokken.

### 3.4.4 Retardatie van verontreinigingen in het WVP

De retardatie van verontreinigingen in het WVP is bepaald met behulp van kolomexperimenten (zie figuur 3.6). Hiervoor is gebruik gemaakt van de ongestoorte monsterbuizen die bij de boringen zijn bemonsterd in het WVP. Aan de bovenzijde van een kolom wordt met een bekende snelheid zuurstofarm<sup>6</sup> water gepercoleerd. Aan dit percolatiewater is een bekende concentratie PAK (fenantreen, antraceen, fluorantheen en benzo(a)pyreen) toegevoegd. Aan de onderzijde van de kolom wordt het percolatiewater opgevangen. De snelheid waarmee PAK in het percolatiewater aan de onderzijde wordt aangetroffen is een maat voor de doorlatendheid van de kolom en daarmee voor de retardatie van verontreinigingen. De retardatie is ook bepaald door na afloop van het kolomexperiment op verschillende hoogtes de concentratie van PAK in de vaste fase in de kolom te bepalen. De retardatie kan worden afgeleid uit de afstand tussen de bovenzijde van de kolom en de hoogte waarop in de vaste fase nog PAK worden gemeten. De kolomexperimenten zijn in enkelvoud uitgevoerd met een percolatiesnelheid van 1.000 meter/jaar.

Op basis van de resultaten van de metingen kan de verdelingscoëfficiënt worden berekend.



Figuur 3.6 Methodiek kolomexperimenten voor bepalen retardatie in WVP

<sup>5</sup> Poriewater squeezing is het onder stikstof uitpersen van poriewater door middel van het aanbrengen van overdruk op een membraan. Hierdoor wordt sediment gecompacteerd en het poriewater verdrongen (uitgeperst) en opgevangen

<sup>6</sup> om de redoxcondities van de kolom niet te verstoren



### 3.4.5 Leerpunten laboratoriumonderzoek

De belangrijkste leerpunten van het laboratoriumonderzoek zijn:

- Om *verandering van monstercondities* te voorkomen moet bij de monstername gebruik worden gemaakt van demiwater als werk- en afvulwater. Bij depot IJsseloog is nu bij de monstername gebruik gemaakt van nitraat- en sulfaatrijk (bovenstaand) depotwater. Bij bemonstering van peilbuizen is anaërobe monstername (onder stikstofdruk) belangrijk.
- *Afdichting* van monsterbuizen met vloeibare paraffine is niet voor alle laboratoria een geschikte methode. De monsters worden voor de organische verontreiniging analyses te veel verstoord door de paraffine (zie figuur 3.7).
- De *Monstervoorbewerking* verdient specifieke aandacht. Met name bij monsters met (veel) delen groter dan 1 a 2 mm kan de heterogeniteit problemen opleveren bij de metingen. Door het materiaal te zeven over worden deze problemen bij de SPS- en Tenax-metingen voorkomen.



Figuur 3.7: verstoring monster met paraffine



## 4. Resultaten metingen 2005

### 4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de resultaten van de in hoofdstuk 3 beschreven metingen besproken. Dit gebeurt afzonderlijk per onderzoeksvraag:

- opgeloste concentraties in het poriewater (paragraaf 4.2)
- potentieel beschikbare fractie (paragraaf 4.3)
- macrochemie; afbraak van organische stof (paragraaf 4.4)
- retardatie van verontreinigingen in het WVP (paragraaf 4.5).

De belangrijkste conclusies komen in hoofdstuk 5 aan bod.

### 4.2 Vrij en totaal opgeloste concentraties in het poriewater

#### 4.2.1 Organische verontreinigingen

IJsseloog

##### Opgeloste concentraties

Tabel 4.1 geeft het overzicht van de vrij opgeloste poriewaterconcentraties voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's) die bij depot IJsseloog m.b.v. de SPS-methode zijn bepaald. Bij iedere boring (zie figuur 3.2) is op verschillende dieptes gemeten. Bijlage 4 geeft hiervan een volledig overzicht. In tabel 4.1 wordt onderscheid gemaakt tussen depotmateriaal, de isolerende kleilaag en het watervoerend pakket (WVP).

Tabel 4.1: *vrij opgeloste concentratie organische verontreinigingen in depot IJsseloog (in ng/l)*

	sediment <sup>1</sup>		klei isolatie <sup>2</sup>		WVP <sup>3</sup>		Streefwaarde grondwater
	gem	min-max	gem	min-max	gem	min-max	
naftaleen	1248	<20 – 8.467	8.546	5.930 – 12.380	2.303	<20 – 6.640	10
fenantreen	162	<5 – 751	851	277 – 1.170	101	<5 – 278	3
antraceen	51,3	<1 – 170	137	56 – 184	15,9	<1 – 44,9	0,7
fluorantheen	46,9	2,2 – 106	108	34 – 151	14,0	0,9 – 43,6	3
benzo(a)antraceen	2,29	0,10 – 4,10	3,99	3,83 – 4,16	0,43	<0,01 – 1,36	0,1
benzo(a)pyreen	0,22	0,01 – 0,39	0,25	0,06 – 0,38	0,08	<0,004 – 0,20	0,5
PCB-28	0,53	0,22 – 0,83	0,31	0,10 – 0,44	0,10	0,014 – 0,24	-
PCB-101	0,48	0,22 – 0,79	0,24	0,07 – 0,33	0,08	< 0,002 – 0,231	-
PCB-153	0,11	0,06 – 0,18	0,05	0,02 – 0,07	0,02	<0,001 – 0,049	-

<sup>1</sup> op basis van 15 metingen; <sup>2</sup> op basis van 4 metingen; <sup>3</sup> op basis van 8 metingen

Uit de gegevens blijkt dat met name naftaleen en fenantreen in verhoogde concentraties in het poriewater voorkomen. Ook in het watervoerend pakket worden verhoogde concentraties gevonden. De verhoogde concentraties in het WVP wijzen op uitloging uit de isolerende kleilaag onder het depot. De meest waarschijnlijke reden hiervoor is dat de isolerende kleilaag van origine niet geheel schoon was.

##### Verdelingscoëfficiënten

Voor 3 monsters van boring 4 (depot, isolerende kleilaag en WVP) is voor PAK en PCB's de isotherm bepaald om de verdelingscoëfficiënt te kunnen afleiden<sup>7</sup>. De isothermen zijn opgenomen in bijlage 4. Tabel 4.2 geeft een overzicht van de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald.

<sup>7</sup> zie paragraaf 3.4.1 en bijlage 2 voor een toelichting

Tabel 4.2: Met SPS gemeten log K<sub>oc</sub> voor depot IJsseloog versus generieke log K<sub>oc</sub> uit BVB. vetgedrukt: gemeten verdelingscoëfficiënt is hoger dan generieke verdelingscoëfficiënt uit BVB

	depot IJsseloog			Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie
	depot	isolerende kleilaag	WVP	
naftaleen	4.23	3.40	4.27	3.41
fenantreen	4.71	4.72	5.68	4.57
antracene	4.92	4.83	5.92	4.56
fluorantheen	5.57	5.46	6.42	5.27
Benzo(a)pyreen	7.15	7.80	7.63	6.08
PCB-28	5.92	5.54	6.85	5.74
PCB-101	6.48	6.12	7.47	6.00
PCB-153	7.10	6.77	7.91	6.45

Uit de gegevens van tabel 4.2 blijkt dat de verdelingscoëfficiënten in het depot voor PAK een factor 2 tot 10 (de K<sub>oc</sub> is logaritmisch) en voor PCB's een factor 1,5 tot 4 keer hoger zijn dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij de modellering van uitloging en verspreiding uit depots worden gehanteerd. Voor de isolerende kleilaag liggen de verdelingscoëfficiënten in dezelfde orde van grootte als de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij de modellering van uitloging en verspreiding uit depots worden gehanteerd. De verdelingscoëfficiënten in het WVP zijn een factor 5 tot 35 hoger dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij de modellering van uitloging en verspreiding uit depots worden gehanteerd. Dit betekent dat een kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig is en dus dat de verspreiding in het WVP kleiner is dan bij de modelleringen in het kader van de MER voor IJsseloog is aangenomen. Bij deze modellering is namelijk gebruik gemaakt van de generieke verdelingscoëfficiënten uit het Bvb.

Meers

#### Opgeloste concentraties

Tabel 4.3 geeft het overzicht van de poriewaterconcentraties voor organische verontreinigingen (PAK en PCB's) die bij depot Meers zijn bepaald. Bij iedere boring (zie figuur 3.3) is op verschillende dieptes gemeten. Bijlage 4 geeft hiervan een volledig overzicht. In tabel 4.3 wordt onderscheid gemaakt tussen depotmateriaal en het WVP.

Tabel 4.3: vrij opgeloste concentratie organische verontreinigingen in depot Meers (in ng/l)

	sediment <sup>1</sup>		WVP <sup>2</sup>		Streefwaarde grondwater
	gemiddelde	min-max	gemiddelde	min-max	
naftaleen	22	<20 – 31	n.d.	n.d.	10
fenantreen	5,0	<5 – 6,5	n.d.	n.d.	3
antracene	0,9	<1 – 1,9	n.d.	n.d.	0,7
fluorantheen	1,0	<0,5 – 1,9	n.d.	n.d.	3
benzo(a)antracene	0,04	<0,01 – 0,09	n.d.	n.d.	0,1
benzo(a)pyreen	0,013	<0,004 – 0,023	n.d.	n.d.	0,5
PCB-28	0,005	<0,004 – 0,013	n.d.	n.d.	-
PCB-101	0,003	<0,002 – 0,008	n.d.	n.d.	-
PCB-153	0,002	<0,001 – 0,003	n.d.	n.d.	-

<sup>1</sup> op basis van 14 metingen; <sup>2</sup> op basis van 4 metingen

Uit de gegevens blijkt dat voor locatie Meers de concentratie organische verontreinigingen in oplossing zeer laag zijn. In het WVP waren de concentraties niet meetbaar. Dit lag deels aan de aard van het materiaal (grof zand en grind).

#### Verdelingscoëfficiënten

Voor 2 monsters van boring 6 (beide in depot) is voor PAK en PCB's de isotherm bepaald om de verdelingscoëfficiënt te kunnen afleiden<sup>8</sup>. De isothermen zijn opgenomen in bijlage 4. Tabel 4.4 geeft een overzicht van de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald.

<sup>8</sup> zie paragraaf 3.4.1 en bijlage 2 voor een toelichting

Tabel 4.4: Met SPS gemeten Koc voor depot Meers versus generieke Koc uit BVB. vetgedrukt: gemeten verdelingscoëfficiënt is hoger dan generieke verdelingscoëfficiënt uit BVB

	depot Meers		Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie
	depot	depot	
naftaleen	3.71	3.55	3.41
fenantreen	4.25	4.40	4.57
antraceen	4.52	4.57	4.56
fluorantheen	5.06	5.09	5.27
benzo(a)pyreen	6.23	6.56	6.08
PCB-28	5.05	6.00	5.74
PCB-101	n.d.	n.d.	6.00
PCB-153	6.81	6.51	6.45

Uit de gegevens van tabel 4.4 blijkt dat de verdelingscoëfficiënten in het depot in dezelfde orde van grootte liggen als de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij de modellering van uitloging en verspreiding uit depots worden gehanteerd. Hierbij moet worden opgemerkt dat het afleiden van betrouwbare verdelingscoëfficiënten in verband met de lage concentraties niet goed mogelijk was. Het WVP bestond uit grindig materiaal. Het was niet mogelijk om voor dit materiaal de verdelingscoëfficiënten te bepalen.

#### 4.2.2 Zware metalen

##### Ijsseloog

Tabel 4.5 geeft een overzicht van de totaal opgeloste concentratie metalen in het sediment in depot Ijsseloog (6 metingen) en in de klei isolatie aan de onderzijde van het depot (1 meting). Het was niet mogelijk om in het WVP te meten. Voor de metingen in het sediment wordt de gemiddelde concentratie van de 6 metingen weergegeven. De minimum en maximum gemeten concentraties zijn ook weergegeven (= spreiding). De resultaten zijn getoetst aan de streefwaarde voor grondwater ondiep en de streefwaarde voor grondwater diep. De volledige resultaten zijn opgenomen in bijlage 5.

Tabel 4.5: totaal opgeloste concentratie metalen in depot Ijsseloog (in µg/l). vetgedrukt = overschrijding van streefwaarde grondwater diep; vetgedrukt en cursief = overschrijding van streefwaarde grondwater diep en ondiep

	sediment <sup>1</sup>		klei isolatie	streefwaarde grondwater	
	gemiddelde	min-max		ondiep	diep
arseen	25,7	4,4 – 76,84	18,4	10	7,2
cadmium	0,14	0,08 – 0,24	0,23	0,4	0,06
kobalt	3,41	1,54 – 6,08	1,50	20	0,6
chroom	11,7	5,88 – 19,4	11,4	1	2,5
koper	6,74	1,10 – 14,5	6,4	15	1,3
nikkel	8,57	4,09 – 16,9	10,3	15	2,1
lood	7,06	0,21 – 22,5	8,09	15	1,7
zink	63,21	19,0 – 204	54,7	65	2,4

<sup>1</sup> op basis van 6 metingen

Uit tabel 4.5 blijkt dat in het sediment in het depot sprake is van verhoogde concentraties opgeloste metalen. De concentraties overschrijden de streefwaarde voor grondwater ondiep voor arseen, chroom, nikkel, lood en zink. De overschrijdingen zijn voor chroom en arseen het grootst. In de klei-isolatie wordt de streefwaarde voor grondwater ondiep alleen voor arseen en chroom overschreden. Bij toetsing aan de streefwaarde voor grondwater diep is voor alle metalen sprake van een overschrijding van de norm.

De verhoogde opgeloste concentraties metalen zijn onverwacht. Dit geldt met name voor de minder mobiele metalen nikkel, lood en zink. De verhoogde concentraties kunnen niet worden verklaard op basis van de macrochemische condities in het depot. Uit de analyse van de gegevens van de

macrochemie (zie bijlage 5) blijkt namelijk dat in depot IJsselooog sprake is van strikt zuurstofloze omstandigheden (de redoxpotentiaal is kleiner dan -190 mV). Daarnaast is het sulfidegehalte in het depot en de isolerende kleilaag hoog (2000-4250 mg/kg d.s.). Deze condities zijn gunstig voor de immobilisatie van metalen in de vorm van metaalsulfides.

Dit betekent dat een andere verklaring moet worden gevonden voor de verhoogde opgeloste concentraties metalen. Er zijn twee mogelijkheden:

- in baggerspecie die wordt gestort in een depot komt een deel van de metalen voor in de vorm van ijzer-metaal-(hydr)oxides. Onder zuurstofloze omstandigheden worden ijzer(hydr)oxides gereduceerd. Hierbij gaan metalen in oplossing. Deze metalen worden vervolgens weer gebonden aan sulfides, maar dit is een traag proces (ca. 10 jaar). Dit betekent dat tijdelijke mobiliteit van metalen kan optreden.
- bij de afbraak van organische stof in een depot (zie ook paragraaf 4.4) wordt opgelost organisch stof (DOC) gevormd dat onderdeel vormt van de waterfase (poriewater). Metalen binden aan DOC en worden samen met DOC meegevoerd in het poriewater. In depot IJsselooog zijn (sterk) verhoogde DOC concentraties gevonden (tot 215 mg/l, zie bijlage 7). Omdat DOC weer wordt afgebroken zijn de verhoogde concentraties tijdelijk. Naar verwachting enkele tientallen jaren.

De verhoogde concentraties metalen zijn tijdelijk (enkele tientallen jaren). Na deze periode zijn metalen gebonden als metaalsulfiden.

#### Meers

Tabel 4.6 geeft een overzicht van de totaal opgeloste concentratie metalen in depot Meers (5 metingen) Het was niet mogelijk om in het WVP te meten. In de tabel wordt de gemiddelde concentratie van de 5 metingen weergegeven. De minimum en maximum gemeten concentraties zijn ook weergegeven. De resultaten zijn getoetst aan de streefwaarde voor grondwater ondiep en de streefwaarde voor grondwater diep. De volledige resultaten zijn opgenomen in bijlage 5.

Tabel 4.6: *totaal opgeloste concentratie metalen in depot Meers (in µg/l). vetgedrukt = overschrijding van streefwaarde grondwater diep; vetgedrukt en cursief = overschrijding van streefwaarde grondwater diep en ondiep*

metaal	sediment <sup>1</sup>		streefwaarde grondwater	
	gemiddelde	min-max	ondiep	diep
arseen	7,36	0,74 – 14,9	10	7,2
cadmium	0,39	0,20 – 0,57	0,4	0,06
kobalt	6,32	4,10 – 11,5	20	0,6
chroom	6,01	5,09 – 8,71	1	2,5
koper	32,2	4,27 – 51,6	15	1,3
nikkel	17,5	4,94 – 28,4	15	2,1
lood	2,27	0,31 - 4,91	15	1,7
zink	58,1	22,0 - 123	65	2,4

<sup>1</sup> op basis van 5 metingen

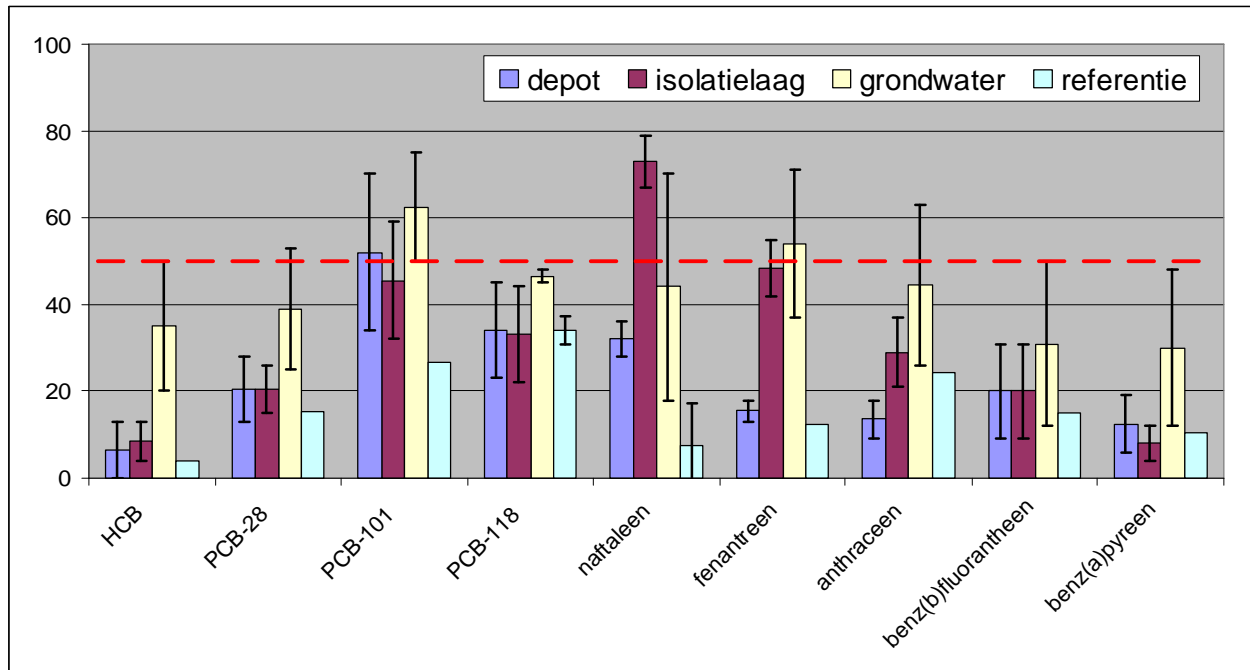
Uit tabel 4.6 blijkt dat in het depot sprake is van verhoogde concentraties opgeloste metalen. De concentraties overschrijden de streefwaarde voor grondwater ondiep voor alle metalen, m.u.v. lood en kobalt. De overschrijdingen zijn voor chroom en arseen het grootst. Bij toetsing aan de streefwaarde voor grondwater diep is voor alle metalen sprake van een overschrijding van de norm.

De verhoogde opgeloste concentraties metalen zijn voor Meers niet onverwacht en kunnen worden verklaard op basis van de macrochemische condities in het depot. Uit de analyse van de macrochemie (zie bijlage 7) blijkt namelijk dat in depot Meers alleen in de meer zandige monsters (2) sprake is van zuurstofarme omstandigheden (redox < -150 mV). In de overige monsters is sprake van relatief zuurstofrijke condities. Het is bekend dat zware metalen onder relatief zuurstofrijke omstandigheden (tijdelijk) mobieler zijn (RIZA, 2001; RIZA, 2003; TNO, 2005) Deze verhoogde mobiliteit moet worden meegenomen bij de beoordeling van de uitloging en verspreiding uit dekgronddepots. Het gemeten sulfidegehalte in de monsters bij depot Meers (110-180 mg/kg d.s.) is toereikend om op langere tijdschalen (tientallen jaren) alle metalen te fixeren.

### 4.3 Potentieel beschikbare fractie

#### IJsselooog

In drie monsters van boring 4 (zie figuur 3.2) in respectievelijk het depot, de isolerende kleilaag onder het depot en het watervoerend pakket is de verdeling van HCB, PCB's en PAK over de snelle, trage en zeer trage fractie bepaald (zie paragraaf 3.4.2). Figuur 4.1 geeft een overzicht van het percentage HCB, PCB's en PAK dat snel desorbeert (snelle fractie). Dit is dus de fractie die potentieel beschikbaar is voor uitloging en verspreiding. In de figuur is ook een referentie opgenomen. Dit is een meting van de snel beschikbare fractie in sediment uit het Ketelmeer<sup>9</sup>. Een volledig overzicht van de verschillende fracties is opgenomen in bijlage 6.



Figuur 4.1: percentage van verontreinigingen dat snel desorbeert bij depot IJsselooog. (■, ■, ■, ■) = gemiddelde; ▮ = maximum (op basis van 4 maal snelle fractie, maar maximaal totaal – trage fractie); ▮ = minimum op basis van 1 maal de snelle fractie.

Uit figuur 4.1 blijkt dat voor de meeste verontreinigingen geldt dat minder dan de helft als potentieel beschikbaar kan worden aangemerkt. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de spreiding in de resultaten relatief groot is en de maximum gemeten snel desorberende fracties kunnen oplopen tot 70-80% (zie spreiding, ▮). De potentieel beschikbare fractie is voor naftaleen, fenantreen en PCB-101 het grootst. Naftaleen en fenantreen zijn de meest mobiele PAK. De potentieel beschikbare fractie is in het WVP meestal groter dan in het depot en in de isolerende kleilaag. Een verklaring hiervoor kan zijn dat de bindingscapaciteit van de zandige matrix in het WVP lager is dan de bindingscapaciteit van het slib in het depot en van de isolerende kleilaag. De potentieel beschikbare fractie die is gemeten is meestal veel hoger dan het referentiemonster. Hiervoor is geen duidelijke verklaring.

#### Meers

In twee monsters van boring 6 (zie figuur 3.2), beiden in het depot is de verdeling van HCB, PCB's en PAK over de snelle, trage en zeer trage fractie bepaald (zie paragraaf 3.4.2). Figuur 4.2 geeft een overzicht van het percentage HCB, PCB's en PAK dat snel desorbeert (snelle fractie). Een volledig overzicht van de verschillende fracties is opgenomen in bijlage 6.

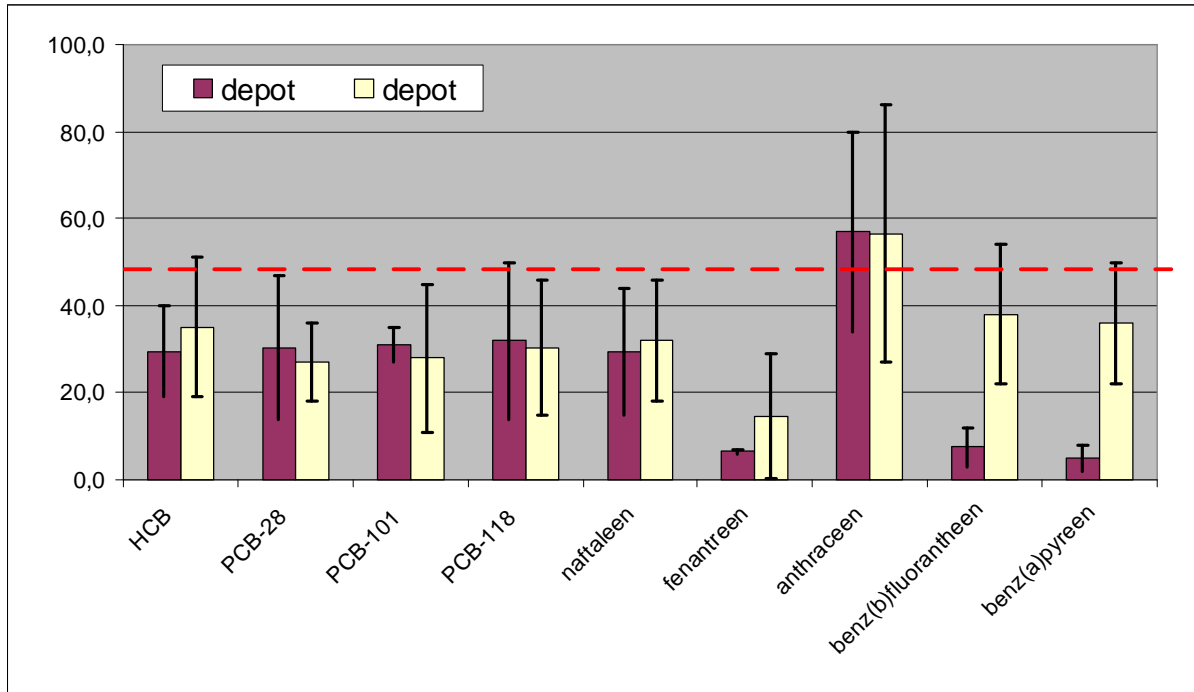
Uit figuur 4.2 blijkt dat voor alle verontreinigingen m.u.v. anthraceen minder dan de helft als potentieel beschikbaar kan worden aangemerkt. Dit geldt ook voor de maximum gemeten snel desorberende fractie (zie spreiding, ▮). Hierbij moet wel worden opgemerkt dat de waarde van de bepaalde

<sup>9</sup> in het depot is met name sediment van de sanering van het Ketelmeer geborgen

potentieel beschikbare fractie bij Meers beperkt is omdat de concentraties in het extract vaak beneden de detectielimiet liggen.

#### Conclusie

Bij verspreidingsberekeningen wordt momenteel aangenomen dat alle verontreinigingen beschikbaar zijn voor verspreiding. Uit de hier gepresenteerde resultaten blijkt dat slechts de helft van de organische verontreinigingen als potentieel beschikbaar moet worden aangemerkt. De andere helft is irreversibel gebonden aan baggerspecie. Dit betekent dat uitloging van organische verontreinigingen uit depots lager zal zijn dan tot nu toe werd aangenomen.



Figuur 4.2: percentage van verontreinigingen dat snel desorbeert bij depot Meers (■, □, ■, □) = gemiddelde; ⊥ = spreiding.

## 4.4 Macrochemie; afbraak van organische stof

### Algemeen

Op basis van de pH, de redoxpotentiaal (zie tabel 4.7) en de aan- of afwezigheid van macroparameters (zoals zuurstof, nitraat, ijzer (2+), en sulfaat) kan een uitspraak worden gedaan over de redoxcondities op een locatie. Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen aërobe (zuurstofrijke) condities en anaërobe (zuurstofarme) condities. Bij anaërobe condities kan weer onderscheid worden gemaakt tussen mangaanreducerende, nitraatreducerende, ijzerreducerende, sulfaatreducerende en methanogene (methaanproducerende) omstandigheden.

Tabel 4.7: Relatie tussen redoxpotentiaal en redoxcondities

redoxcondities	redoxpotentiaal (mV)
aëroob	816
mangaanreductie	< 520
nitraatreducerend	< 432
ijzerreducerend	< 18
sulfaatreducerend	< -217
methanogeen	< -238

De redoxcondities geven informatie over de biologische activiteit op een locatie en de mogelijkheden voor biologische afbraak van organische stof en organische verontreinigingen. Biologische afbraak van organische stof en organische verontreinigingen verloopt over het algemeen het beste in aanwezigheid



van zuurstof (aërobe omstandigheden). Onder zuurstofarme of zuurstofloze omstandigheden (anaëroob) is de afbraaksnelheid over het algemeen lager (Arcadis & WL, 2004).

#### IJsselooog

Tabel 4.8 geeft een overzicht van de macrochemische parameters voor depot IJsselooog. De volledige resultaten zijn opgenomen in bijlage 7. Uit tabel 4.8 blijkt dat in het depot de sulfaatconcentraties laag (< 1 mg/l) zijn. In het depotwater en het grondwater zijn de sulfaatconcentraties hoog (tot 130 mg/l). Dit betekent dat in het depot sulfaat grotendeels is verbruikt tijdens sulfaatreductie. In het depot is dus sprake van sulfaatreducerende condities. Uit de gasvorming die tijdens de bemonstering van IJsselooog is waargenomen (Arcadis, 2006) kan worden afgeleid dat in het depot waarschijnlijk ook methaanvorming optreedt. Dit duidt op methanogene omstandigheden. Dit is in lijn met de lage redoxpotential en het hoge DOC gehalte die in het depot zijn gevonden. In het WVP (en oppervlaktewater in het depot) worden hoge sulfaatconcentraties (tot 130 mg/l) gevonden. Bij enkele monsters zijn hoge nitraatconcentraties gevonden. Dit is waarschijnlijk het gevolg van het gebruik van depotwater bij de monsternamen (zie paragraaf 3.3.3).

Tabel 4.8: Overzicht macrochemische condities in depot IJsselooog ( in mg/l)

	Mn		NO3		Fe		SO4	
	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie
deklaag	0,14	0,06	2,31	1,12	0,53	0,34	55,85	50,20
depot	1,48	0,65	2,26	1,43	5,04	3,44	9,58	14,14
kleilaag	1,05	0,10	3,12	1,05	5,66	6,41	2,16	2,36
WVP	0,45	0,27	3,01	1,88	0,14	0,13	101,28	9,77

	pH		EC		Cl/Br		DOC	
	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie
deklaag	6,9	-	999	-	873	153	208	136
depot	7,30	0,17	1281	219,50	385	151	123	36,9
kleilaag	7,50	0,12	1295	-	492	59	116	62,2
WVP	7,56	0,27	903	34,00	566	119	49,7	10,5

Uit de verhoogde concentraties DOC die in met name de diepere gedeelten van het depot zijn aangetroffen kan worden afgeleid dat in het depot afbraak van organische stof optreedt. Dit wordt bevestigd door de chloride/bromide-verhouding in het depot (208-562). Deze is lager dan de chloride/bromide-verhouding die wordt aangetroffen in het grondwater op de locatie (630-1030) en de chloride/bromide-verhouding in regenwater in Nederland (> 654). Bij de afbraak van organische stof komt bromide vrij waardoor de chloride/bromide-verhouding lager wordt.

De strikt anaërobe sulfaatreducerende en methanogene omstandigheden in depot IJsselooog zijn minder gunstig voor de afbraak van organische verontreinigingen. Afbraak van organische verontreinigingen verloopt voor veel stoffen onder anaërobe condities langzamer dan onder aërobe condities. Ook is voor een aantal meervoudig gearomatiseerde verbindingen (de PAK's) afbraak onder anaërobe condities niet aangetoond. De sulfaatreducerende omstandigheden (waarbij metaalsulfiden wordt gevormd) zijn wel gunstig voor de binding van metalen aan sulfide mineralen. Waarbij aangetekend moet worden dat de momenteel hoge DOC concentraties voor een (tijdelijke) verhoogde mobiliteit van de metalen zorgt (zie ook paragraaf 4.2.2).

#### Meers

Tabel 4.9 geeft een overzicht van de macrochemische parameters voor depot Meers en het WVP. De volledige resultaten zijn opgenomen in bijlage 7. Depot Meers ligt grotendeels boven de grondwaterspiegel en wordt doorspoeld met infiltrerend regenwater. Dit blijkt uit het lage chloridegehalte in het depot in vergelijking met het chloridegehalte in het grondwater op de locatie. De infiltratie van regenwater komt tot uiting in de redoxcondities in het depot. De hoge nitraat- (2-11 mg/l) en mangaan- (2-7 mg/l) gehalten in het depot wijzen op sub-oxische condities. Bij enkele monsters worden lage sulfaatconcentraties gevonden. Dit kan wijzen op het lokaal optreden van (anaërobe) sulfaatreductie. In het grondwater lijkt mangaanreductie op te treden (en geen ijzer- of sulfaatreductie). De nitraatconcentraties in het grondwater zijn echter ook nog hoog (2-11 mg/l).

Tabel 4.9 Overzicht macrochemische condities in depot Meers (in mg/l)

	Mn		NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		Fe		SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	
	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie
deklaag	3,35	1,87	4,52	1,78	3,96	4,50	18,9	21,3
depot	3,13	2,03	6,84	3,24	0,20	0,26	55,5	6,60

	pH		EC <sup>#</sup>		Cl <sup>-</sup> /Br <sup>-</sup>		DOC	
	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie	gem.	deviatie
deklaag	7,43	0,36	999	0,00	105	140	175	113
depot	6,87	0,14	793	81,2	754	383		

# EC = electric conductivity = geleidingsvermogen

In het depot vindt afbraak plaats van organisch stof. Dit leidt tot hoge DOC-gehalten in het depot (zie Tabel 4.9). Ook de chloride/bromide-verhouding in het depot (12-22) bevestigt het optreden van afbraak van organisch stof. Deze is veel lager dan de chloride/bromide-verhouding die wordt aangetroffen in het grondwater op de locatie (200-600) en de chloride/bromide-verhouding in regenwater in Nederland (> 654). Bij de afbraak van organische stof komt bromide vrij waardoor de chloride/bromide-verhouding lager wordt.

De sub-oxische omstandigheden in depot Meers zijn gunstig voor de aërobe biologische afbraak van organische verontreinigingen. Dit wordt bevestigd door de lage concentraties organische verontreinigingen die in het depot worden gevonden. De condities zijn minder gunstig voor de binding van metalen aan sulfidecomplexen. Metaalfixatie in depot Meers zal vooral via de in het depot aanwezige ijzer(hydr)oxiden verlopen. Voor een nadere beschouwing in hoeverre dit proces in geochemisch evenwicht is en op welke tijdschaal (im)mobilisatie van zware metalen op kan treden wordt verwezen naar het rapport "Leidraad modellering dekgronddepots" (TNO, 2005).

## 4.5 Retardatie in het watervoerend pakket

Tabel 4.10 geeft een overzicht van de retardatie die voor het WVP bij depot IJsselooog en Meers is berekend. Dit is gebeurd aan de hand van de doorbraakcurven die de verschillende PAK voor de waterfase en de vaste fase zijn opgesteld. De doorbraakcurven en de berekening van de retardatie zijn opgenomen in bijlage 8. De retardatie is omgerekend naar de verdelingscoëfficiënt (zie bijlage 8). Ook deze resultaten zijn opgenomen in tabel 4.10.

Tabel 4.10: Retardatie en verdelingscoëfficiënten voor PAK in WVP bij depot IJsselooog en depot Meers. De retardatie is bepaald in de opgeloste fase en in de vaste fase (zie paragraaf 3.4.4 voor een toelichting)

	retardatie		verdelingscoëfficiënten (log K <sub>oc</sub> )			
	opgeloste fase	vaste fase	opgeloste fase <sup>#</sup>	vaste fase <sup>#</sup>	BVB	SPS-meting
<b>IJsselooog</b>						
fenantreen	86	4109	3.46	5.14	4.57	5.68
antraceen	86	4109	3.46	5.14	4.56	5.92
fluorantheen	190	4109	3.81	5.14	5.27	6.42
benzo(a)pyreen	--	7533	--	5.41	6.08	7.63
<b>Meers</b>						
fenantreen	236	3712	4.12	5.32	4.57	4.40
antraceen	236	3712	4.12	5.32	4.56	4.57
fluorantheen	236	3712	4.12	5.32	5.27	5.09
benzo(a)pyreen	--	5045	--	5.45	6.08	6.56

# op basis van gemiddelde gemeten organisch koolstofgehalte in monsterkolommen

Uit de resultaten van tabel 4.10 blijkt dat de retardatie en de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald voor de vaste fase veel hoger zijn dan de retardatie en de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald voor de opgeloste fase. Dit geldt zowel voor depot IJsselooog als voor depot Meers en is opmerkelijk. De via de vaste fase vastgestelde verdelingscoëfficiënten liggen in dezelfde orde van grootte ligt als de

generieke verdelingscoëfficiënten uit het BVB (Annex 'Integrale normstelling stoffen, herzien in 1997, Bijlage 1, Tabel 2) . De via de opgeloste fase vastgestelde verdelingscoëfficiënten zijn lager dan de generieke verdelingscoëfficiënten uit het Bvb en liggen dicht bij de waarden zoals bepaald met de SPS methode. Een lagere verdelingscoëfficiënt betekent dat een groter deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig is.

#### Verklaring van resultaten

Om een verklaring te vinden voor de verschillen in resultaten tussen de opgeloste fase en de vaste fase zijn verdelingscoëfficiënten vergeleken met de verdelingscoëfficiënten die zijn bepaald bij de SPS-metingen (zie paragraaf 4.2.1). Deze gegevens zijn ook opgenomen in tabel 4.10. Opvallend is dat met de via de kolomexperimenten berekende verdelingscoëfficiënten lager zijn dan de met de SPS methodiek bepaalde verdelingscoëfficiënten. Dit verschil wordt groter naarmate de PAK minder mobiel is (de log  $K_{OC}$  groter is). De meest waarschijnlijke verklaring hiervoor is dat door de hoge stroomsnelheden bij de kolomproeven er geen sprake is van een sorptie-evenwicht. De PAK hebben door de hoge stroomsnelheid onvoldoende tijd om te binden aan het sediment, en verplaatsen zich daardoor sneller. Dit resulteert in een lagere retardatie en verdelingscoëfficiënt. Bij de SPS-metingen is sprake van een evenwichtssituatie en zijn de verdelingscoëfficiënten hoger.

De vraag die nu rijst is of de met SPS bepaalde verdelingscoëfficiënt (in evenwicht) een realistisch beeld geven van een depotsituatie of de met de retardatiemetingen (hoge stroomsnelheid) bepaalde verdelingscoëfficiënt. Deze vraag is niet op voorhand te beantwoorden. Het is echter waarschijnlijk dat dit afhangt van de stroomsnelheid van het grondwater op een locatie. In sneller stromende grondwaterpakketten (zoals het WVP op de locatie Meers) zou het transport van verontreinigingen door trage binding aan de vaste fase sneller kunnen plaatsvinden. Voor deze locaties zou de verdelingscoëfficiënt met behulp van een retardatiemeting (voor een niet-evenwichtssituatie) kunnen worden bepaald. Voor locaties met een trage stroomsnelheid (bv. IJsseloo) zal de verspreiding dichter bij de evenwichtswaarden (bepaald met een SPS-meting) liggen en kan van deze metingen worden uitgegaan. Dit zou voor IJsseloo betekenen dat de verspreiding in het WVP kleiner is dan bij de modelleringen in het kader van de MER voor IJsseloo is aangenomen. Bij deze modellering is namelijk gebruik gemaakt van de generieke verdelingscoëfficiënten uit het Bvb.

In hoeverre sorptiekinetiek precies een rol speelt in grondwatertransport is niet op voorhand te kwantificeren. Hiertoe is nader onderzoek noodzakelijk.



## 5. Conclusies en doorkijk naar 2006

### 5.1 Conclusies

#### 5.1.1 Conclusies inventarisatiefase

In de inventarisatiefase van het UVD project zijn de kennishiaten en –ontwikkelingen met betrekking tot de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots in kaart gebracht. Dit is gebeurd aan de hand van:

- de ervaringen die in de afgelopen 10 tot 15 jaar zijn opgedaan bij de modellering van uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots;
- de resultaten van en ervaringen met monitoring bij bestaande baggerspeciedepots;
- de nieuwste wetenschappelijke inzichten met betrekking tot de uitloging en verspreiding uit baggerspeciedepots.

Hieruit kwam naar voren dat de onzekerheden (= kennishiaten) ten aanzien van de uitloging en verspreiding met name betrekking hebben:

1. de werkelijke verdeling van verontreinigingen over de vaste fase (grond- en slibdeeltjes) en de waterfase, uitgedrukt in de verdelingscoëfficiënt. Alleen de verontreinigingen in de waterfase spelen een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
2. het deel van de verontreiniging dat in oplossing kan gaan (potentieel beschikbare fractie) versus het deel van de verontreiniging dat irreversibel is gebonden aan roetdeeltjes in de baggerspecie. Alleen de potentieel beschikbare fractie speelt een rol bij uitloging en verspreiding uit depots;
3. het optreden van biologische afbraak van verontreinigingen en organische stof in een depot en het effect van de afbraak van organische stof op de verspreiding van verontreinigingen;
4. de mate van vertraging (= retardatie) die opgeloste verontreinigingen ondervinden bij transport in het watervoerend pakket (WVP), onder andere ten gevolge van adsorptie aan bodemdeeltjes.

Deze vier kennishiaten zijn vertaald in een meetprogramma dat in 2005 is uitgevoerd bij twee depots en in 2006 wordt uitgevoerd bij één depot.

#### 5.1.2 Conclusies meetfase

De belangrijkste conclusies van de metingen bij IJsseloog en Meers zijn als volgt:

- De verdelingscoëfficiënt voor organische verontreinigingen is in het watervoerend pakket vaak hoger (lagere De verdelingscoëfficiënten die zijn afgeleid voor de baggerspecie in het depot IJsseloog zijn voor PAK een factor 2 tot 10 keer hoger en voor PCB's een factor 1,5 tot 4 hoger dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe bij modelberekeningen werden gehanteerd. Bij depot Meers was het afleiden van betrouwbare verdelingscoëfficiënten in verband met de lage concentraties niet mogelijk.
- Bijna de helft van de sediment gebonden PAK en PCB's is niet voor uitloging beschikbaar. Dit betekent dat de hoeveelheid PAK en PCB's die uit een depot kunnen uitlogen lager is dan tot nu toe bij modellering van uitloging uit een depot werd aangenomen.
- In een zuurstofloos depot met een hoog organisch stofgehalte kan tijdelijke uitloging van metalen optreden. DOC speelt waarschijnlijk een rol bij deze tijdelijke uitloging die gedurende enkele tientallen jaren kan optreden. In (relatief) zuurstofrijke (dekgrond)depots is bij de berging van (anaërobe) baggerspecie sprake van een verhoogde mobiliteit van metalen waardoor uitloging kan optreden. Bij berging van (zuurstofrijk) dekgrondmateriaal in (dekgrond)depots treedt deze verhoogde mobiliteit van metalen niet op.
- Zowel in zuurstofrijk dekgronddepot (Meers) als in zuurstofloos omdijk depot (IJsseloog) treedt afbraak van organische stof op. De afbraak van organische stof gaat samen met wijziging van de redoxpotentiaal en vorming van DOC, die grote invloed hebben op de mobiliteit van met name zware metalen en arseen.
- De verdelingscoëfficiënten voor PAK en PCB's zijn in het watervoerend pakket een factor 5 tot 35 hoger (lagere opgeloste concentratie & geringere mobiliteit) dan de verdelingscoëfficiënten die tot nu toe werden gehanteerd bij modellering van uitloging en verspreiding uit depots. Dit betekent

dat een kleiner deel van de verontreiniging in de waterfase aanwezig en dus dat de verspreiding in het WVP kleiner is dan tot nu toe bij modellering van verspreiding werd aangenomen.

- Retardatie in het watervoerend pakket is afhankelijk van de stroomsnelheid van het grondwater. Bij een hoge stroomsnelheid wordt minder geadsorbeerd en is de retardatie lager dan bij een lage snelheid. Dit heeft te maken met de sorptiekinetiek van verontreinigingen. In hoeverre de natuurlijke grondwaterstroomsnelheid de retardatie beïnvloedt moet nog nader onderzocht worden.

## 5.2 Doorkijk naar 2006

### 5.2.1 Meetprogramma 2006

In 2006 worden opnieuw metingen uitgevoerd. In dit geval bij depot Amerikahaven, een open putdepot waarin als sinds begin 1900 baggerspecie wordt geborgen. Bij het depot worden dezelfde metingen uitgevoerd als bij depot IJsseloog en Meers. Op basis van de ervaringen van het meetprogramma voor 2005 worden de volgende aanpassingen doorgevoerd:

- verbetering van de monstervoorbewerking voor de SPS-methode, Tenax-methode en het bepalen van de macrochemie;
- een meer op de verschillende in te zetten meettechniek afgestemde afwerking van de monsterkernen. Dit wordt mogelijk gemaakt door een sondering voorafgaand aan de boring, zodat meer informatie over de aard van de ondergrond bekend is;
- verbetering van de boortechniek om een betere ongestoorde monsternamen in het zandpakket mogelijk te maken;
- meer aandacht voor de autonome belasting van het grondwater. Komt een waargenomen verontreiniging wel uit het depot? Dit is mogelijk door de keuze van Amerikahaven als meetlocatie. In de omgeving van de Amerikahaven hebben in het verleden veel (andere) activiteiten plaatsgevonden, die zullen leiden / hebben geleid tot belasting van het grondwater;
- meer aandacht voor de lange termijn beschikbaarheid en uitloging uit depots.

De resultaten van het meetprogramma voor 2005 waren ook aanleiding voor een aantal nieuwe onderzoeksvragen, die bij het meetprogramma voor 2006 worden meegenomen. Het betreft de volgende vragen:

- Wat is de rol van de grondwaterstroomsnelheid op de mate van retardatie? Er wordt een specifiek meetprogramma uitgevoerd naar de invloed van sorptiekinetiek op retardatie in het watervoerend pakket.
- Wat zijn de mogelijkheden om routinematig in peilbuizen zinvolle monsternamen te plegen voor organische microverontreinigingen? Er wordt een nieuwe meetmethode ontwikkeld en getest om een sonde met SPS membraan in te kunnen zetten in een peilbuis.
- Komen verhoogde concentraties van zware metalen in poriewater (zoals aangetroffen bij IJsseloog) bij meerdere depots voor? Zo ja, wat is hiervan de oorzaak en wat is de tijdschaal waarop deze verhogingen optreden?
- Hoe kan een monitoringsprogramma bij een depot het beste worden opgezet, rekening houdend met de snelheid van verspreiding van verontreinigingen en de mogelijkheden om de (veranderingen in de) macrochemie op een locatie als indicator voor verspreiding te gebruiken?

### 5.2.2 Handleiding uitloging en verspreiding uit depots

De resultaten van de inventarisatiefase en de meetfase zijn gebruikt om een nieuw (toetsings)kader voor de beoordeling van de uitloging en verspreiding van verontreinigingen vanuit baggerspeciedepots naar het grondwater en het oppervlaktewater op te stellen. In dit nieuwe kader worden ook criteria voorgesteld, op basis waarvan kan worden vastgesteld of effecten op grond- en oppervlaktewater toelaatbaar zijn. Tevens worden aanbevelingen gedaan voor monitoring van verspreidingsprocessen die vanuit baggerspeciedepots kunnen optreden.

Het is de bedoeling dat de zogenaamde "Handleiding uitloging en verspreiding uit depots" [7] het huidige toetsingskader uit het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie (Bvb) gaat vervangen. Het toetsingskader uit het Bvb stamt uit 1993 en is door beleidsontwikkelingen en nieuwe kennis m.b.t. uitloging en verspreiding uit depots aan vervanging toe.

In de nieuwe handleiding zijn de volgende bevindingen en resultaten van het UVD-project meegenomen (zie ook hoofdstuk 4):

- de focus m.b.t. de mogelijke risico's van verspreiding naar grondwater richt zich op een tijdschaal die voor menselijke begrippen nog te bevatten is: maximaal 1000 jaar;
- De generieke verdelingscoëfficiënten geven geen goed beeld van de concentraties van verontreinigingen in het poriewater. Uit de resultaten van UVD blijkt bijvoorbeeld dat de werkelijke verdelingscoëfficiënten in het watervoerend pakket onder een depot meestal hoger zijn dan de generieke verdelingscoëfficiënten en dat in een depot niet alle fracties van een verontreiniging beschikbaar zijn voor verspreiding. Daarom wordt in het voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater en oppervlaktewater ingezet op het meten van poriewaterconcentraties;
- er wordt in het voorstel voor een nieuw toetsingskader voor grondwater rekening gehouden met de autonome kwaliteit van het grondwater;
- bij de monitoring van verspreiding wordt ingezet op functioneel monitoren waarbij een belangrijke rol is weggelegd voor de monitoring van macrochemie als gidsparameters voor de verspreiding van verontreinigingen uit depots.





## Referenties

1. Arcadis (2006) Uitloging en verspreiding uit depot: rapportage monsternamen 2005 locatie IJsseloog en Meers, 110302/OF6/009/000963/as
2. RIZA (2001) Zware metalen in Maas uiterwaarden; effecten van stort en reductie van sediment op de interne macrochemie en metaalspeciatie in poriewater, werkdocument 2000.093X.
3. RIZA (2003) Onder water berging van grond uit de uiterwaard van de Rosandepolder (Nederrijn): effecten van reductie op beschikbaarheid van zware metalen en nutriënten, werkdocument 2003.120x.
4. TNO (2005) Zeggingskracht van modelberekeningen van verspreiding van verontreinigingen uit depots met dekgrond in het rivieren gebied.
5. Arcadis en WL (2004) Uitloging en verspreiding uit depots: wat weten we meer 10 jaar na het vaststellen van het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie? document Q3771.
6. Grontmij (2005) Baggerspeciedepots: modellering van de verspreiding van verontreinigingen naar grondwater.
7. AKWA m.m.v. Arcadis, Grontmij, Royal Haskoning en WL (2006, concept) Handleiding uitloging en verspreiding vanuit depots: naar een nieuw toetsingskader.
8. WL (2006) IJsseloog: aanvullend onderzoek in het kader van de Wm Beschikking MB/04.041415/L. rapport Q3930.00.



## Begrippenlijst

Adsorptie	Adsorptie is het hechten van verontreinigingen aan kleimineralen (metalen) of organische stof (organische microverontreinigingen). Metalen zijn in het gereduceerde milieu van baggerspecie meestal gebonden aan sulfidecomplexen, met uitzondering van arseen en chroom. Organische microverontreinigingen binden met name aan organische stof. De mate van adsorptie is afhankelijk van het gehalte organische stof in de bodem en de verdelingscoëfficiënt ( $K_{oc}$ ).
Advectie	Advectief transport bestaat uit de stroming van grondwater (o.i.v. potentiaalverschillen of consolidatie) en uit de infiltratie door het depot. Consolidatie is een relatief kortdurend proces (enkele tientallen jaren) waarbij poriënwater dat zich in natte baggerspecie bevindt, onder invloed van het eigen gewicht van de natte baggerspecie, wordt uitgeperst. Bij het bergen van droge uiterwaardgrond treedt consolidatie niet op.
Aëroob	Zuurstofrijk; in aanwezigheid van zuurstof
Anaëroob	Zuurstofloos; zonder zuurstof
Biologische afbraak	Bepaalde organische stoffen kunnen worden afgebroken door micro-organismen (bacteriën). Of en in welke mate dat gebeurt is sterk afhankelijk van de bodem- en stoffeigenschappen.
Consolidatie	Consolidatie is een relatief kortdurend proces (enkele tientallen jaren) waarbij poriënwater dat zich in natte baggerspecie bevindt, onder invloed van het eigen gewicht van de natte baggerspecie, wordt uitgeperst. Dit gebeurt zowel aan de bovenzijde als aan de onderzijde van een depot. Bij het bergen van droge uiterwaardgrond treedt consolidatie niet op.
Desorptie	Desorptie is het in oplossing gaan van verontreinigingen die gebonden zijn aan kleimineralen (metalen) of organische stof (organische microverontreinigingen). Desorptie is afhankelijk van het gehalte organische stof in de bodem en de verdelingscoëfficiënt ( $K_{oc}$ ).
Diffusie	Verplaatsing van stoffen door door concentratieverschillen. Diffusie wordt bepaald door de concentratiegradiënt en de diffusiecoëfficiënt. Diffusie is een over het algemeen traag verlopend proces.
Dispersie	Dispersie ontstaat als gevolg van advectief transport. Door dispersie vindt er een additioneel transport loodrecht op- en evenwijdig aan- de advectieve transportrichting plaats. De dispersie wordt bepaald met behulp van de advectieve transportsnelheid en de longitudinale of transversale dispersielengte.
Immobilisatie	vastlegging
Redoxpotentiaal	Eenheid voor de mate van reductie of oxidatie van een matrix (bv. baggerspecie of grond). Bij een lagere redoxpotentiaal neemt de mate van reductie toe. In grond en baggerspecie is de redoxpotentiaal gekoppeld aan de concentratie zuurstof. Hoe lager het zuurstofgehalte, hoe lager de redoxpotentiaal.
Retardatie	Door het hechten van verontreinigingen aan de bodemmatrix treedt vertraging van de verspreiding van deze verontreinigingen ten opzichte van de grondwatersnelheid op. Dit proces wordt retardatie genoemd. Retardatie is afhankelijk van het poriënvolume van het WVP, de soortelijke massa van de vaste fase en de verdelingscoëfficiënt.
SOFIE-methode	Methode om poriewaterconcentraties voor metalen te meten
SPS-methode	Methode om poriewaterconcentraties en verdelingscoëfficiënten voor organische verontreinigingen te bepalen.
Tenax-methode	Methode om binding van organische verontreinigingen aan grond of baggerspecie te bepalen.
Verdelingscoëfficiënt	De verdelingscoëfficiënt is een maat voor de verdeling van verontreinigingen tussen de vaste fase (aan grond gebonden) en de vloeibare fase (opgelost in grondwater). Deze verdeling is stofafhankelijk en verschilt dus per stof.



## Afkortingen

Bvb	Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie
DOC	Dissolved Organic Carbon (opgeloste organische stof)
HCB	Hexachloorbenzeen
PCB's	PolyChloor Bifenylen
PAK	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
RVS	Roestvrij staal
SOFIE	Sediment Or Fauna Incubation Experiment
SPS	Silicon rubber Passive Sampling
UVD	Uitloging en verspreiding uit Depots
WVP	Watervoerend pakket



## Bijlage 1: Betrokken partijen

Organisatie	Betrokken personen
Rijkswaterstaat Bouwdienst	Frank Scheffer
Arcadis	Maurice Gemmeke, Haayo Spoelstra
WL Delft	Arjan Wijdeveld
RIKZ	Foppe Smedes
RIZA	Jos Vink, Henny van de Heuvel
VU	Boris van Breukelen
Grontmij Nederland bv	Jappe de Best





## Bijlage 2: Boorbeschrijvingen

### IJsseloog

Boring 1				= depot	
x	179580			= WVP	
y	512450	NAP (vanaf omloop)			
code	nummer	van	tot	GESCHIKT VOOR ONDERZOEK	naar
TU82KL	1-01	-0,50	-1,20	OP LAB. JA/NEE	WL
TU83KL	1-02	-1,20	-1,90	J	WL
TU84KL	1-03	-1,90	-2,40	J ½ gevuld	WL
TU85KL	1-04	-2,40	-2,90	J RVS	WL
TU86KL	1-05	-2,90	-3,40	J RVS	WL
TU87KL	1-06	-3,40	-3,90	J RVS	WL
TU88KL	1-07	-3,90	-4,40	J RVS	WL
TU89KL	1-08	-4,40	-4,90	J RVS	WL
TU90KL	1-09	-4,90	-5,40	J RVS	WL
TU91KL	1-10	-5,40	-5,90	J RVS	WL
TU92KL	1-11	-5,90	-6,60	J RVS	RIKZ
TU93KL	1-12	-6,60	-7,30	J	VU
TU94KL	1-13	-7,30	-8,00	J	VU
TU95KL	1-14	-8,00	-8,70	J ½ gevuld	VU
TU96KL	1-15	-8,70	-9,40	J ½ gevuld	WL
TU97KL	1-16	-9,40	-9,90	J ½ gevuld	RIKZ
TU98KL	1-17	-9,90	-10,40	J RVS	VU
TU99KL	1-18	-10,40	-10,90	J RVS ½ gevuld	RIZA
TT01KL	1-19	-10,90	-11,40	J RVS	WL
TT02KL	1-20	-11,40	-11,90	J RVS	WL
TT03KL	1-21	-11,90	-12,90	J RVS ½ gevuld	WL
TT04KL	1-22	-12,90	-13,90	N Emmer	WL
TT05KL	1-23	-13,90	-14,90	N Emmer	WL
TT06KL	1-24	-14,90	-15,90	N Emmer	WL
TT07KL	1-25	-15,90	-16,90	N Emmer	WL
TT08KL	1-26	-16,90	-17,90	N Emmer	WL
TT09KL	1-27	-17,90	-18,90	N Emmer	WL
TT10KL	1-28	-18,90	-19,90	N Emmer	WL
TT11KL	1-29	-19,90	-20,90	N Emmer	WL
590070862	1-30	-20,90	-21,90	N Emmer	WL
TT12KL	1-31	-21,90	-22,40	N Emmer	RIKZ
TT13KL	1-32	-22,40	-22,90	N RVS ½ gevuld, golfbeweging	VU
TT14KL	1-33	-22,90	-23,40	N RVS ½ gevuld, golfbeweging	WL
590070864\$	1-34	-23,40	-23,90	N Emmer	WL
TT15KL	1-35	-23,90	-24,40	N Emmer	RIZA
TT16KL	1-36	-24,40	-24,90	J RVS ¾ gevuld	WL
590070865/	1-37	-24,90	-25,90	J RVS ¾ gevuld	WL
590075174	1-38	-25,90	-26,90	N Emmer	WL
590075173	1-39	-26,90	-27,90	N Emmer	WL
590075172-	1-40	-27,90	-28,90	N Emmer	WL
590075171Z	1-41	-28,90	-29,90	N Emmer	WL
590075170Y	1-42	-29,90	-30,90	N Emmer	WL
590075169%	1-43	-30,90	-31,90	N Emmer	WL
590075168+	1-44	-31,90	-32,90	N Emmer	WL
590075167/	1-45	-32,90	-33,90	N Emmer	WL
590070834-	1-46	-33,90	-34,40	N Emmer	RIKZ
5900708792	1-47	-34,40	-34,90	N Emmer	VU
590075165	1-48	-34,90	-35,40	N Emmer	RIZA
0590075166\$	1-49	-35,40	-35,90	N Emmer	WL

Boring 2

x	179397	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
y	512449	van	tot	geroerd	naar
code	nummer				
TU59KL	2-01	-18,35	-19,35	N	WL
TU60KL	2-02	-19,35	-20,55	N	WL
TU61KL	2-03	-20,55	-21,25	N	RIKZ
TU62KL	2-04	-21,25	-21,95	N	VU
TU63KL	2-05	-21,95	-22,65	N	WL
TU64KL	2-06	-22,65	-23,35	N	WL
TU65KL	2-07	-23,35	-24,55	N	WL
TU66KL	2-08	-24,55	-25,75	N	WL
TU67KL	2-09	-25,75	-26,95	N	RIKZ
TU68KL	2-10	-26,95	-28,15	N	VU
TU69KL	2-11	-28,15	-29,35	N	WL
TU70KL	2-12	-29,35	-30,55	N	WL
TU71KL	2-13	-30,55	-31,75	N	WL
TU72KL	2-14	-31,75	-32,45	N	RIKZ
TU73KL	2-15	-32,45	-33,15	N	VU
TU74KL	2-16	-33,15	-33,85	N	RIZA
TU75KL	2-17	-33,85	-34,55	N	WL
TU76KL	2-18	-34,55	-35,25	N	RIKZ
TU77KL	2-19	-35,25	-35,95	N	RIKZ
TU78KL	2-20	-35,95	-36,65	N	RIKZ
TU79KL	2-21	-36,65	-37,75	N	VU
TU80KL	2-22	-37,75	-38,15	N	RIZA
TU81KL	2-23	-38,15	-38,85	N	WL

Boring 3

x	179267	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
y	512449				
code	nummer	van	tot	geroerd	naar
TU29KL	3-1	-21,00	-21,70	N	RIKZ
TU30KL	3-2	-21,70	-22,40	N	VU
TU31KL	3-3	-22,40	-23,10	N	WL
TU32KL	3-4	-23,10	-23,80	N	WL
TU33KL	3-5	-23,80	-25,00	N	WL
TU34KL	3-6	-25,00	-26,20	N	WL
TU35KL	3-7	-26,20	-27,40	N	WL
TU36KL	3-8	-27,40	-28,60	J	WL
TU37KL	3-9	-28,60	-29,80	N	WL
TU38KL	3-10	-29,80	-31,00	N	WL
TU39KL	3-11	-31,00	-32,20	N	WL
TU40KL	3-12	-32,20	-33,40	N	WL
TU41KL	3-13	-33,40	-34,60	N	WL
TU42KL	3-14	-34,60	-35,30	N	WL
TU43KL	3-15	-35,30	-36,00	N	RIKZ
TU44KL	3-16	-36,00	-36,70	N	VU
TU45KL	3-17	-36,70	-37,40	N	WL
TU46KL	3-18	-37,40	-38,10	N	WL
TU47KL	3-19	-38,10	-38,80	N	RIKZ
TU48KL	3-20	-38,80	-39,50	N	VU
TU49KL	3-21	-39,50	-39,90	N, RVS	WL
TU50KL	3-22	-39,90	-40,60	N	RIKZ
TU51KL	3-23	-40,60	-41,30	N	VU
TU52KL	3-24	-41,30	-42,00	N	RIZA
TU53KL	3-25	-42,00	-42,70	N	WL
TU54KL	3-26	-42,70	-43,40	N	RIKZ
TU55KL	3-27	-43,40	-44,10	N	VU
TU56KL	3-28	-44,10	-44,80	N	RIZA
TU57KL	3-29	-44,80	-45,50	N	WL
TU58KL	3-30	-45,50	-46,70	J	WL

### Boring 4

x	179102	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
y	512448	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
code	nummer	van	tot	geroerd	naar
TV96KL	4-1	-19,75	-20,95	N	WL
TV97KL	4-2	-20,95	-21,65	N	RIKZ
TV98KL	4-3	-21,65	-22,35	N	VU
TV99KL	4-4	-22,35	-23,05	N	RIZA
TU01KL	4-5	-23,05	-23,75	N	WL
TU02KL	4-6	-23,75	-24,95	N	WL
TU03KL	4-7	-24,95	-26,15	N	WL
TU04KL	4-8	-26,15	-27,35	N	WL
TU05KL	4-9	-27,35	-29,75	N	WL
TU06KL	4-10	-29,75	-30,95	N	WL
TU07KL	4-11	-30,95	-32,15	N	WL
TU08KL	4-12	-32,15	-33,35	N	WL
TU09KL	4-13	-33,35	-34,55	N	WL
TU10KL	4-14	-34,55	-35,25	N	RIKZ
TU11KL	4-15	-35,25	-35,95	N	VU
TU12KL	4-16	-35,95	-36,65	N	WL
TU13KL	4-17	-36,65	-37,35	N	WL
TU14KL	4-18	-37,35	-38,05	N	WL
TU15KL	4-19	-38,05	-38,75	N	RIKZ
TU16KL	4-20	-38,75	-39,45	N	VU
TU17KL	4-21	-39,45	-40,15	J	RIZA
TU18KL	4-22	-40,15	-40,85	N	WL
TU19KL	4-23	-40,85	-41,55	N	RIKZ
TU20KL	4-24	-41,55	-42,25	N	VU
TU21KL	4-25	-42,25	-42,95	N	RIZA
TU22KL	4-26	-42,95	-43,65	N	WL
TU23KL	4-27	-43,65	-44,35	N	RIKZ
TU24KL	4-28	-44,35	-44,75	N	RIZA
TU25KL	4-29	-44,75	-46,90	N, RVS	RIZA
TU26KL	4-30	-46,90	-47,30	N, RVS	WL
TU27KL	4-31	-47,30	-47,70	N, RVS	VU
TU28KL	4-32	-47,70	-49,20	J	RIKZ

### Boring 5

x	178793	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
y	512446	NAP (dep pontoneiland 4.55m)			
code	nummer	van	tot	geroerd	naar
TV79KL	5-1	-19,70	-20,90	J	WL
TV80KL	5-2	-20,90	-21,60	J	RIKZ
TV81KL	5-3	-21,60	-22,30	J	VU
TV82KL	5-4	-22,30	-23,00	N	WL
TV83KL	5-5	-23,00	-23,70	N	WL
TV84KL	5-6	-23,70	-24,90	N	WL
TV85KL	5-7	-24,90	-26,10	J	WL
TV86KL	5-8	-26,10	-27,30	N	WL
TV87KL	5-9	-27,30	-28,50	N	WL
TV88KL	5-10	-28,50	-29,70	N	WL
TV89KL	5-11	-29,70	-30,90	N	RIKZ
TV90KL	5-12	-30,90	-32,10	N	VU
TV91KL	5-13	-32,10	-32,70	N	RIKZ
TV92KL	5-14	-32,70	-33,30	N	VU
TV93KL	5-15	-33,30	-34,40	N	RIZA
TV94KL	5-16	-34,40	-35,20	N	RIKZ
TV95KL	5-17	-35,20	-35,90	N	VU

## Meers

<b>Boring 1</b>		overgang depot op -7.20 m		5-9-2005	
x	179329	grondwater op -5.1 m			
y	329895			naar	bijzonderheden
001-01	TT17KL	liner	maaiv -0.70	WL	vol
001-02	TT18KL	liner	-0.70 -1.40	RIKZ	2/3 gevuld
001-03	TT19KL	liner	-1.40 -2.10	VU	2/3 gevuld
001-04	TT20KL	liner	-2.10 -2.80	RIKZ	vol
001-05	TT21KL	liner	-2.80 -3.50	VU	1/3 gevuld
001-06	TT22KL	liner	-3.50 -4.20	WL	vol
001-07	TT23KL	liner	-4.20 -4.90	RIKZ	vol
001-08	TT24KL	liner	-4.90 -5.60	VU	vol
001-09	TT25KL	liner	-5.60 -6.30	RIZA	vol
001-10	TT26KL	liner	-6.30 -7.00	WL	vol
001-11	TT27KL	emmer	-7.20 -7.70	WL	gepulst
001-12	TT28KL	emmer	-7.70 -8.30	RIKZ	gepulst
001-13	TT29KL	liner	-8.30 -9.00	WL	vol
001-14	TT30KL	liner	-9.00 -9.70	VU	vol

<b>Boring 2</b>		depot/wvp		3.00 m		8-9-2005	
x	179349						
y	329920						
002-01	TT54KL	liner	maaiv -0.50	RIKZ	vol		
002-02	TT55KL	liner	0.50 -1.00	VU	vol		
002-03	TT56KL	liner	1.00 - 1.70	RIKZ	vol		
002-04	TT57KL	liner, 2/3	1.70 - 2.20	WL	2/3 gevuld		
002-05	TT58KL	liner	2.20 - 2.90	VU	vol		
002-06	TT59KL	liner, verstoord	2.90 - 3.40	WL	2/3, beetje klei met grind		

<b>Boring 3</b>		depot/wvp		4.00 m		9-9-2005	
x	179331	grondwater op 5.10 (alles in depot is droog!)					
y	329959						
003-01	TT61KL	liner	maaiv - 0.50	RIKZ	vol		
003-02	TT62KL	liner	0.50 - 1.00	VU	2/3 gevuld		
003-03	TT63KL	liner	1.00 - 1.70	RIZA	vol		
003-04	TT64KL	liner	1.70 - 2.20	WL	vol		
003-05	TT65KL	liner, 1/3	2.20 - 2.70	RIKZ	vol		
003-06	TT66KL	liner	2.70 - 3.10	VU	1/3 gevuld		
003-07	TT67KL	liner	3.50 - 4.40	RIZA	vol, met overgang		
003-08	TT68KL	emmers	4.4 - 5.0	WL			
003-09	TT69KL	emmers	5.0 - 5.5	WL			
003-10	TT70KL	emmers	5.5 - 6.0	WL			
003-11	TT71KL	emmers	6.0 - 6.5	WL			
003-12	TT72KL	emmers	6.5 - 7.0	WL			

<b>Boring 4</b>		overgang depot op -5.50 m		6-9-2005	
x	179371	grondwater op -5.5 m			
y	329876				
004-01	TT31KL	liner	maaiv -0.70	WL	vol
004-02	TT32KL	liner 2/3	-0.70 -1.20	RIKZ	2/3 gevuld
004-03	TT33KL	liner	-1.20 -1.90	VU	vol
004-04	TT34KL	liner, 2/3	-1.90 -2.40	RIKZ	2/3 gevuld
004-05	TT35KL	liner	-2.30 -3.10	VU	vol
004-06	TT36KL	liner	-3.10 -3.60	WL	vol
004-07	TT37KL	liner	-3.60 -4.30	RIKZ	vol
004-08	TT38KL	liner	-4.30 -4.80	VU	vol
004-09	TT39KL	liner	-4.80 -5.50	RIZA	vol
004-10	TT40KL	emmer	-5.50 -6.00	WL	gepulst

<b>Boring 5</b>		depot/wvp 4.00 tot 4.30 m		7-9-2005	
x	179381	grondwater op 5.5 (alles in depot is droog!)			
y	329907				
005-01	TT41KL	liner	maaiv -0.50	RIKZ	vol
005-02	TT42KL	liner	0.50 -1.20	VU	vol
005-03	TT43KL	liner	1.20 - 1.70	WL	vol
005-04	TT44KL	liner	1.70 - 2.40	RIKZ + VU	vol, ieder helft
005-05	TT45KL	liner, half	2.40 - 2.90	RIKZ + WL	vol, ieder helft
005-06	TT46KL	liner	2.90 - 3.60	RIZA	vol
005-07	TT47KL	liner	3.60 - 4.30	WL	vol
005-08	TT48KL	emmer	4.30 - 5.00	WL	bijna geen materiaal
005-09	TT49KL	emmer	5.00 - 5.50	WL	grind
005-10	TT50KL	emmer	5.50 - 6.00	WL	grind
005-11	TT51KL	emmer	6.00 - 6.50	WL	grind
005-12	TT52KL	emmer	6.50 - 7.00	WL	grind

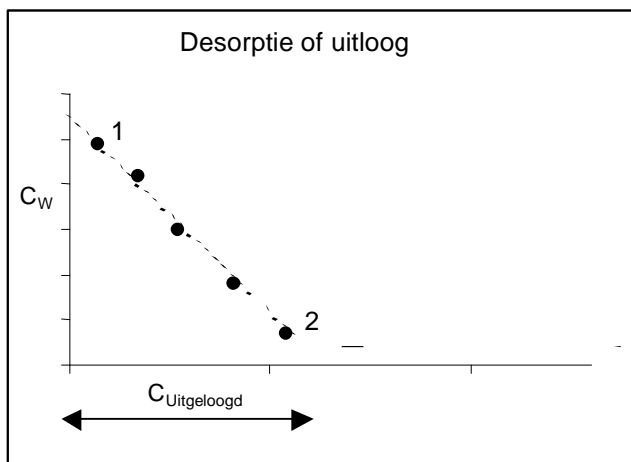
<b>Boring 6</b>		depot/wvp 5.10		12-9-2005	
x	179325	grondwater 4.30			
y	329893				
006-01	TT73KL	liner	maaiv - .50	WL	vol
006-02	TT75KL	liner	0.50 - 1.00	WL	vol, kruimelig
006-03	TT74KL	liner	1.00 - 1.70	RIKZ	vol
006-04	TT77KL	liner	1.70 - 2.20	VU	vol
006-05	TT76KL	liner	2.20 - 2.90	RIZA	vol
006-06	TT78KL	liner	2.90 - 3.40	WL	vol
006-07	TT79KL	liner	3.40 - 4.10	RIKZ	vol
006-08	TT80KL	liner	4.10- 4.60	VU	vol
006-09	TT81KL	liner	4.60 - 5.10	RIZA	vol
006-10	TT82KL	emmer	5.10 - 5.60	WL	grind
006-11	TT83KL	emmer	5.60 - 6.10	WL	grind
006-12	TT84KL	emmer	6.10 - 6.60	WL	grind
006-13	TT85KL	emmer	5.60 - 7.10	WL	grind

## Bijlage 3: Toelichting meettechnieken

### SPS methode

Bij de SPS-methode wordt door middel van silicone rubber het sediment in een bepaalde mate uitgeloozd en wordt de concentratie organische verontreiniging in de waterfase berekend. Door de verhouding rubber en sediment te variëren van een oneindig kleine hoeveelheid rubber met veel sediment tot een situatie met veel rubber en heel weinig sediment wordt de mate van uitloging gevarieerd. Door het gebruik van dunne (100 tot 10 $\mu$ m) rubberfilms, aangebracht op de wand van een fles, en ca. 20 dagen schudden wordt een evenwicht bereikt. Voor PAK en PCB's is in  $\pm 6$  dagen evenwicht mogelijk, maar voor de meer hydrofobe stoffen is meer tijd nodig. Er is gekozen voor de PAK; naftaleen, Fenantreen, Antraceen, Fluorantheen, Benzo(a)pyreen, en; PCB028, PCB101 en PCB 153.

Door bij verschillende sedimenthoeveelheden en verschillende membraandiktes te meten hoeveel van een organische verontreiniging wordt gebonden aan de siliconen rubber membraan kan een zgn. isotherm worden opgesteld. Een isotherm geeft de relatie weer tussen de vrij opgeloste concentratie in de waterfase/poriewater ( $C_w$ ) en de uitgeloozde concentratie. Het opstellen van een isotherm vereist tenminste 6 analyses per monster: één referentie en tenminste 5 blootstellingen met verschillende fase verhoudingen. Uit deze isotherm kan de verdelingscoëfficiënt worden afgeleid.



Figuur B3-1: Voorbeeld resultaat van een isotherm meting

Figuur B3-1 geeft aan hoe de uitkomsten verwerkt kunnen worden in een isotherm met de vrij opgeloste concentratie in de waterfase ( $C_w = C_{\text{RUBBER}} / K_{\text{D RUBBER}}$ ) op de x-as en de uitgeloozde hoeveelheid (x gram verontreiniging/ kg sediment) op de y-as. Bij een monsterfles met een dunne siliconen rubber membraan en een grote hoeveelheid sedimentmonster (situatie 1) vindt weinig uitputting van het sediment plaats. Slechts een klein deel van de verontreinigingen uit het sediment kan aan het rubber membraan binden. De hoeveelheid rubber is beperkend voor de uitloging van het sediment. Hierin is het snijpunt met y-as representatief voor poriewaterconcentratie  $C_w$  zonder dat uitloging uit sediment heeft plaatsgevonden.

Bij een monsterfles met een dikke siliconen rubber membraan en een kleine hoeveelheid sedimentmonster (situatie 2) bindt nagenoeg alle verontreiniging uit het sediment aan het rubber. Deze hoeveelheid is vergelijkbaar met het maximale beschikbare gehalte aan organische verontreinigingen in een sedimentmonster. Wat niet aan het membraan wordt gebonden is niet beschikbaar voor uitloging. Het snijpunt met de x-as geeft een "maximaal uitloogbare" gehalte weer. De concentratie verontreiniging in het sediment kan worden vastgesteld door een totaal extractie en kan aanmerkelijk hoger liggen dan de uitloogbare fractie. Uit de helling van de isothermlijn, ofwel de verandering van de uitgeloozde concentratie ten opzichte van de verandering van de berekende waterconcentratie, wordt de verdelingscoëfficiënt ( $K_D$ ) bepaald voor het beschikbare (uitloogbare) deel van de aan het sediment gebonden verontreiniging.

Naast in het sediment aanwezige verontreinigingen worden ook via het rubber bekende hoeveelheden verontreinigingen (anthraceen-D10, pyreen-D10, PCB029, PCB155 en PCB 204) toegevoegd, die zich ook verdelen over het sediment en de rubber. Ook hiervan kan een verdelingscoëfficiënt  $K_d$  worden bepaald.

In onderstaand kader wordt een rekenvoorbeeld.

### Berekening van $C_{\text{RUBBER}}$ , $C_{\text{W}}$ , $C_{\text{UITGELOOGD}}$ en de $K_d$ verdelingscoëfficiënt

#### Situatie 1 (zie ook figuur B3-1)

- 100 gram sediment
- 1 gram rubber met  $K_D = 1000 \text{ kg/l}$
- 1 liter water

#### $C_{\text{RUBBER1}}$

Na 20 dagen schudden is 1 gram verontreiniging gebonden aan het rubber (voorbeeld). Dit betekent dat  $C_{\text{RUBBER1}} = 1 \text{ gram verontreiniging per gram rubber}$ .

#### $C_{\text{W1}}$

Omdat de verdelingscoëfficiënt van rubber naar poriewater bekend is ( $K_{D \text{ RUBBER}} = 1000 \text{ kg/l}$ ) kan de concentratie in de waterfase worden berekend. De concentratie in de waterfase ( $C_{\text{W1}} = C_{\text{RUBBER1}} / K_{D \text{ RUBBER}} = 1000 \text{ (g/kg)} / 1000 \text{ (kg/l)} = 1 \text{ g/l}$

#### $C_{\text{UITGELOOGD1}}$

De hoeveelheid verontreiniging die uit het sediment is uitgeloogd is gelijk aan de hoeveelheid verontreiniging die aan het rubber is gebonden. Dit is 1 gram verontreiniging (per 100 g sediment). Dit komt overeen met 10 g per kg sediment.  $C_{\text{UITGELOOGD1}} = 10 \text{ gram/kg sediment}$   
Door ook nog de totaalconcentratie in het sediment te bepalen (dmv totaal extractie) kan obv situatie 1 (1 steps SPS-meting), waarbij je veronderstelt dat het sediment nauwelijks is uitgeloogd, een pseudo  $K_s$  worden afgeleid ( $C_{\text{SEDIMENT}} / C_{\text{W}} = K_{D\text{-PSEUDO}}$ )

#### Situatie 2 (zie ook figuur B3-1)

- 100 gram sediment
- 100 gram rubber met  $K_D = 1000 \text{ kg/l}$
- 1 liter water

#### $C_{\text{RUBBER1}}$

Na 20 dagen schudden is 10 gram verontreiniging gebonden aan het rubber (voorbeeld). Dit betekent dat  $C_{\text{RUBBER1}} = 10 \text{ gram verontreiniging per 100 gram rubber}$ .

#### $C_{\text{W1}}$

Omdat de verdelingscoëfficiënt van rubber naar poriewater bekend is ( $K_{D \text{ RUBBER}} = 1000 \text{ kg/l}$ ) kan de concentratie in de waterfase worden berekend. De concentratie in de waterfase ( $C_{\text{W1}} = C_{\text{RUBBER2}} / K_{D \text{ RUBBER}} = 100 \text{ (g/kg)} / 1000 \text{ (kg/l)} = 0,1 \text{ g/l}$

#### $C_{\text{UITGELOOGD1}}$

De hoeveelheid verontreiniging die uit het sediment is uitgeloogd is gelijk aan de hoeveelheid verontreiniging die aan het rubber is gebonden. Dit is 10 gram verontreiniging (per 100 g sediment). Dit komt overeen met 100 g per kg sediment.  $C_{\text{UITGELOOGD1}} = 100 \text{ gram/kg sediment}$

#### Berekening verdelingscoëfficiënt

De verdelingscoëfficiënt voor het beschikbare deel van de verontreiniging in het sediment ( $K_{D \text{ SEDIMENT}}$ ) wordt als volgt berekend:

$$K_{D \text{ SEDIMENT}} = \frac{\Delta C_{\text{W}} / \Delta C_{\text{UITGELOOGD}} = (C_{\text{W1}} - C_{\text{W2}}) / (C_{\text{UITGELOOGD2}} - C_{\text{UITGELOOGD1}})}{(1-0,1) / (100-10)} = 0,01 \text{ g/l}$$



### Sorptiecapaciteit

Naast de Kd speelt ook de capaciteit van vaste deeltjes een belangrijke rol in de mate van uitloging (indien een deeltje geen sorptiecapaciteit voor een specifieke stof meer heeft, zal de stof in oplossing blijven). Deze informatie kan worden afgeleid uit de SPS isotherm metingen. De mate waarin stoffen gesorbeerd worden verschilt sterk per stof:

- De PAK vertonen tot hoge sedimentconcentraties lineaire sorptie, er is altijd voldoende sorptiecapaciteit aanwezig
- de PCB's kennen een dergelijk sterk sorptiegedrag bij hoge sedimentconcentraties veelal niet, vooral de monsters van locatie Meers zijn nauwelijks in staat PCB's aan de vaste slib/zand matrix te binden.

## SOFIE-methode

### Algemeen

SOFIE® (Sediment Or Fauna Incubation Experiment) is een bij het RIZA ontwikkelde meetcel waarmee de risico's van verontreinigingen in bodems en sedimenten kunnen worden beoordeeld. De meetmethode kan op basis van een gebruikslicentie worden overgenomen.



Met de methode is het mogelijk om in ongestoorde bodems en sedimenten de verschillende chemische fracties van zware metalen te meten. Dit gebeurt met behoud van de heersende zuurstofarme omstandigheden.

Door het gelijktijdig uitvoeren van een blootstellingstest met organismen (bioassay) kunnen chemische en biologische beschikbaarheid met elkaar in verband worden gebracht. Dit kan bijdragen tot een betere monitoring van water- en sedimentkwaliteit en een betere onderbouwing van toetsnormen.

### Natuurgetrouwe meting

Met de Sofie Meetcel kan een ongestoord sediment worden genomen door de mantelbuis van de meetcel als bemonsteringsapparaat te gebruiken. Het monster verlaat deze mantelbuis niet meer, maar maakt dan deel uit van de meetcel. De verstoring hierbij is minimaal. Tijdens de monsternamming wordt gelijktijdig het bovenstaande oppervlaktewater mee bemonsterd, waardoor de natuurlijke veldomstandigheden behouden blijven.

### Beschikbaarheid en vrije ionen

In de grenslaag van oppervlaktewater en waterbodemp treden op korte afstanden grote veranderingen op in zuurstofgehalten. De beschikbaarheid van zware metalen wordt hier direct door beïnvloed. Metalen komen namelijk voor in allerlei bindingsvormen en complexen, maar ook als vrije ionen. Hoewel de concentraties aan vrije ionen in het algemeen zeer laag zijn, zijn juist deze gemakkelijk op te nemen door organismen.

SOFIE® meet vrije ionen met behulp van dunne meetsondes. Tot op heden was het niet mogelijk om dit onder zuurstofarme condities en in zeer kleine volumes uit te voeren. Bij dit project is er voor gekozen om de totaal opgeloste concentratie metalen te meten. De totaal opgeloste concentratie bestaat uit de vrij opgeloste concentratie metalen (deeltjes tot 0,1 µm) en metalen die zijn gebonden aan DOC. De totaal opgeloste concentratie is relevant voor verspreiding van verontreinigingen uit depots. Met de Sofie-methode kunnen ook alleen de vrij opgeloste concentraties metalen worden bepaald.

### Opname door organismen

Uit metingen blijkt dat organismen invloed uitoefenen op de chemische beschikbaarheid van het sediment waarin zij voorkomen. Dit wordt veroorzaakt door hun metabolisme, het graafgedrag en de opname van stoffen (waaronder verontreinigingen). De concentraties waaraan organismen worden blootgesteld veranderen dus tijdens de blootstellingstest. Met de meetcel kunnen deze veranderingen nauwkeurig worden gevolgd.



## TENAX-metingen

### Doel

Het uitvoeren van de TENAX-extractie van een bodemonsters heeft tot doel te bepalen welke fracties van de aan het sediment gebonden gehalten van verontreinigingen snel uitwisselen met de waterfase. Tussen deze snel-uitwisselbare gehalten en de concentraties in het poriënwater gedraagt het verdelingsevenwicht zich conform de equipartitie-theorie.

Door meting van de snel-uitwisselbare fractie kunnen met de stofafhankelijke equipartitie- $K_{OC}$ 's de concentraties in het poriënwater worden geschat. Uit onderzoek is gebleken dat de concentraties in het poriënwater de toxiciteit van de bodem bepalen. De achtergebleven hoeveelheid in het sediment wordt als de trage fractie beschouwd (feitelijk de som van trage én zeer trage fractie).

Uit onderzoek blijkt dat de variatie in de snel-uitwisselbare fracties binnen een verontreinigde locatie kleiner is dan tussen locaties. Hierdoor is het mogelijk door middel van meting in één representatief monster snel-uitwisselbare fracties een fractie te verkrijgen, die geëxtrapoleerd kunnen worden naar een groter deel of zelfs de gehele locatie.

### Werkwijze

De TENAX-extractie wordt als volgt uitgevoerd, conform Cornelissen et al. (2001).

1. 1-2 gram nat sediment in een scheitrechter van 100 ml;
2. 70-80 ml Milli-Q water (waar aan toegevoegd natriumazide (32 mg) en kwikchloride (5 mg) toevoegen;
3. circa 1,5 gram Tenax aan het sediment/water mengsel toegevoegd;
4. Het geheel gedurende 6 uur geschud op een schudmachine bij 160 rpm;
5. Na het schudden de fractie Tenax scheiden van het sediment-watermengsel door het sediment water eruit te laten lopen in een erlenmeyer. De gebruikte Tenax blijft achter in de scheitrechter;
6. De gebruikte Tenax in de scheitrechter extraheren met 20 ml hexaan gedurende minimaal 20 seconden;
7. Aan het sediment/water mengsel in de erlenmeyer 20 ml aceton en 50 ml hexaan toevoegen en koken onder reflux gedurende minimaal 6 uur;
8. De gebruikte hexaan in beide extracties wordt verder in behandeling genomen;
9. Circa 10 ml hexaan-extract overbrengen in een puntbuis van 13 ml;
10. Het hexaan indampen onder stikstof tot circa 2 ml;
11. Circa 1 ml overbrengen in een monster-vial (voor GC-analyse);
12. Aan het restant hexaan in de puntbuis circa 10 ml acetonitril toevoegen;
13. Onder stikstof verder indampen tot circa 1 ml;
14. De acetonitril-extracten worden geanalyseerd op concentraties PAKs m.b.v. HPLC (detectie met FLD);
15. De hexaan-extracten worden geanalyseerd op concentraties chloorbenzenen en PCBs m.b.v. GC (detectie met ECD);
16. De integratie van de chromatogrammen vindt handmatig plaats.

### Resultaten

De chemische analyses leveren de volgende resultaten op:

- in hexaan- en acetonitril-extract van het TENAX-extract: concentraties van snel-uitwisselbare organische microverontreinigingen. Hierbij moet worden teruggerekend van  $\mu\text{g/l}$  in hexaan of acetonitril naar  $\mu\text{g/kg}_{OC}$  in het sediment ( $C_{snel}$ ).

Cornelissen suggereert dat deze gemeten hoeveelheid in de Tenax-fractie vermenigvuldigd dient te worden met een factor 2 om de daadwerkelijke concentratie in de snelle fractie te bepalen, om te extrapoleren van de 6-uurs desorptie naar de totale fractie in snel-desorbeerbaar.

Van Noort *et al.* (2003) hebben voor verschillende stoffen en sedimenten experimenteel de factor vastgesteld waarmee de TENAX-fractie dient te worden vermenigvuldigd. Deze is afhankelijk van de desorptiesnelheids-constante van de snelle desorptie. Voor naftaleen, benzo(ghi)peryleen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, PCB52, PCB118 en PCB180 hebben zij deze factor niet kunnen berekenen. Daarom is voor deze componenten de factor geschat door de factor van de meest gelijkende component te nemen.

Deze factoren zijn echter gebaseerd op 4 sedimenten voornamelijk in het Nederlandse Rijnstroomgebied. Nog onduidelijk is of deze factoren voor alle Nederlandse sedimenten gelden.

In tabel B3-1 wordt een overzicht gegeven van de factoren voor de individuele componenten.

- in hexaan- en acetonitril-extract van het restant sediment: concentraties van traag- en zeer-traag-uitwisselbare organische microverontreinigingen. Hierbij moet eveneens worden teruggerekend van  $\mu\text{g/l}$  in hexaan of acetonitril naar  $\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$  in het sediment. ( $C_{\text{traag en zeer traag}}$ ).

#### Berekening fractie snel-uitwisselbaar

Door het gehalte van de snel-uitwisselbare organische microverontreinigingen te delen door de som van  $C_{\text{snel}}$  en  $C_{\text{traag en zeer traag}}$  wordt de fractie snel-uitwisselbaar berekend.

#### Berekening poriënwaterconcentraties

Door de totaalgehalten van andere monsters (in  $\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$ ) op dezelfde locatie (met dezelfde historie) te corrigeren voor de traag en zeer-traag-uitwisselbare fractie kan de poriënwaterconcentratie (vrij opgelost) worden berekend door deling van deze snel-uitwisselbare gehalte ( $\mu\text{g/kg}_{\text{OC}}$ ) door de equipartitie- $K_{\text{OC}}$  volgens Van Steenwijk *et al.* (1999).

#### Literatuur

- Cornelissen, G., Rigterink, H., Ten Hulscher, D.E.M., Vrind, B.A. and Van Noort, P.C.M.: A simple Tenax extraction method to determine the availability of sediment-sorbed organic compounds; *Environ. Tox. Chem.* (2001), 20, 706;
- Noort, P.C.M. van, Cornelissen, G., Ten Hulscher, Th.E.M., Vrind, B.A., Rigterink, H. and Belfroid, A.: Slow and very slow desorption of organic compounds from sediment: influence of sorbate planarity; *Water Research* (2003), 37, 2317;
- Steenwijk, J.M. van, Cornelissen, G. en Ten Hulscher, Th.E.M.: Omgaan met verdelingscoëfficiënten voor organische verbindingen; *Variaties op een constante*; RIZA nota 99.023X, september 1999.

Tabel B3-1 Vermenigvuldigingsfactoren voor berekening van gemeten snelle fractie naar beschikbare fractie (cursief is geschat op basis van vergelijkbare component).

Component	Vf	Afgeleid van
<i>Chloorbenzenen</i>		
1,3-DCB	1	
1,4-DCB	1	
1,2-DCB	1	
1,3,5-TCB	1	
1,2,4-TCB	1,33	
1,2,3-TCB	1	
1,2,3,4-TeCB	1,33	
OCB	1	
HCB	1	
<i>PCBs</i>		
PCB-28	1	
PCB-52	1	PCB-28
PCB-101	1,14	
PCB-118	1,14	PCB-101
PCB-138	1,33	
PCB-153	1,33	
PCB-180	1,33	PCB-153
<i>PAKs</i>		
Naftaleen	1	Fenantreen
Fenantreen	1	
Anthraceen	1	
Fluorantheen	1	
Benz(a)anthraceen	1	
Chryseen	1	
Benz(k)fluorantheen	1,33	
Benz(a)pyreen	1,33	
Benz(ghi)peryleen	1,33	Benz(a)pyreen
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1,33	Benz(a)pyreen

## Macrochemie

Indien mogelijk, is dezelfde dag na extractie de elektrische geleidbaarheid (GMH elektrode; direct in buisje), pH (Sentron elektrode; direct in buisje), nitraat via nitraatpapier en de alkaliniteit bepaald. De alkaliniteit is bepaald via een nieuw ontwikkelde methode door te titreren tot pH = 4.3 met 0.002 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> op ~1 ml poriewatermonster. Tijdens titratie is het exacte gewicht van het monster en de hoeveelheid titrant gemeten zodat de alkaliniteit ondanks het kleine monstervolume toch nauwkeurig kon worden bepaald. De methode is ook gevalideerd door meermaals te titreren op een oplossing van 10 mM NaHCO<sub>3</sub>.

Anionen (Cl, Br, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub>) zijn direct bepaald op een ionchromatograaf in onverdunde (indien tenminste 2mL pw beschikbaar was) en 1:10 verdunde monsters (minimaal 0.3 ml benodigd). Het niet-aangezuurde poriewatermonster is hiervoor gebruikt.

Nadat het poriewater van alle kernen was geëxtraheerd, zijn de kationen (Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Si, Al & P-totaal) bepaald op een ICP-AES op 1:10 verdunde poriewatermonsters (0.5 ml aangezuurd en gefiltreerd poriewatermonster benodigd).

De nutriënten ortho-fosfaat en ammonium zijn gemeten in aangezuurde monsters via colorimetrie op een autoanalyser. Totaal organisch koolstof is gemeten in aangezuurde monsters op een TOC analyser.

## Retardatie experimenten

### Inleiding

Retardatie is het proces van binding van stoffen aan de vaste fase waardoor transport van stoffen via het poriewater trager verloopt dan de stroomsnelheid van het grondwater. Dit is van belang aangezien de retardatie (in combinatie met de grondwaterstroomsnelheid) bepaalt hoe snel stoffen zich in het WVP verspreiden. De mate van retardatie wordt bepaald door de verdelingscoëfficiënt. De verspreidingsnelheid wordt normaal gesproken gemodelleerd op basis van de berekende grondwaterstroomsnelheid en de generieke verdelingscoëfficiënt. Bij de retardatie experimenten is de retardatie in kolomexperimenten gemeten.

### Benodigde gegevens

Om retardatie te kunnen berekenen is informatie nodig over:

- het poriewatervolume van de kolom. Hiertoe is de kolom na afloop in 10 plakjes gesneden, waarin de porositeit op basis van het droge stof gehalte bepaald is;
- verticale doorlatendheid van de kolom. Bij verschillende overdrukken in de kolom is de doorlatendheid van de kolom (l/uur) gemeten. Met behulp van de wet van darcy is hieruit de verticale doorlatendheid berekend;
- lengte van de kolom;
- stroomsnelheid in de kolom: af te leiden uit de verticale doorlatendheid.

### Metingen en bepaling retardatie

Aan de bovenzijde van de kolom wordt een bekende hoeveelheid PAK en PCB's toegevoegd. Door metingen van PAK en PCB's in het percolaatwater aan de onderzijde van de kolom kan de doorbraak van PAK en PCB's worden bepaald. Aanvullend is gekeken naar de doordringing van PAK en PCB's in de vaste fase. Hiertoe is de kolom na afloop van het experiment in stukjes gesneden en is in de afzonderlijke stukken de concentratie PAK en PCB's gemeten. OP basis hiervan kan de indringingsdiepte worden bepaald

De vertaalslag van doorbraak (in x kolomvolume) en indringingsdiepte naar eigenschappen WVP is relatief eenvoudig:

Retardatie		
$\text{retardatie} = 1 + \frac{(1 - \text{por})}{\text{por}} * \text{sm} * \frac{\text{OC}}{(1 / K_{oc} + \text{XDOC} * \text{DOC})}$		
$= 1 + \frac{(1 - \text{por})}{\text{por}} * \text{sm} * K_d'$		
por	porositeit ondergrond	(-)
sm	dichtheid ondergrondmateriaal	(kg/m <sup>3</sup> )
OC	fractie organisch koolstof	(kgOC/kg)
K <sub>oc</sub>	organisch koolstof gebaseerde verdelingscoëfficiënt	(m <sup>3</sup> /kg)
XDOC	binding aan DOC t.o.v. POC	(-)
DOC	concentratie Dissolved Organic Carbon (DOC)	(kg/m <sup>3</sup> )
K <sub>d</sub> '	schijnbare verdelingscoëfficiënt (combinatie vrij opgelost en DOC gebonden fractie)	(m <sup>3</sup> /kg)

Uit de retardatievergelijking volgt dat de belangrijkste retardatie bepalende parameter (de verdelingscoëfficiënt) op twee manieren kan worden uitgedrukt:

- K<sub>d</sub>': de in het WVP geldende verdelingscoëfficiënt, niet genormeerd op OC gehalte
- K<sub>oc</sub>: de in het WVP geldende verdelingscoëfficiënt, genormeerd op OC gehalte

Het voordeel van het gebruik van de K<sub>d</sub> is dat deze direct vergelijkbaar is met de andere meetresultaten in dit onderzoeksprogramma. Het nadeel van het gebruik van de K<sub>d</sub> is dat in bijvoorbeeld het Beleidsstandpunt Verwijdering baggerspecie (BVB, 1993) normering op het OC gehalte wordt toegepast om generieke sedimentnormen af te leiden. Om zowel de vergelijking met de meetresultaten goed uit te voeren, als ook om te kunnen reflecteren op de in het verleden gehanteerde retardatieberekeningen op basis van K<sub>oc</sub>'s, worden beide verdelingscoëfficiënten bepaald. Hiertoe is ook het OC gehalte in de kolom bepaald.





## Bijlage 4: Resultaten SPS-metingen

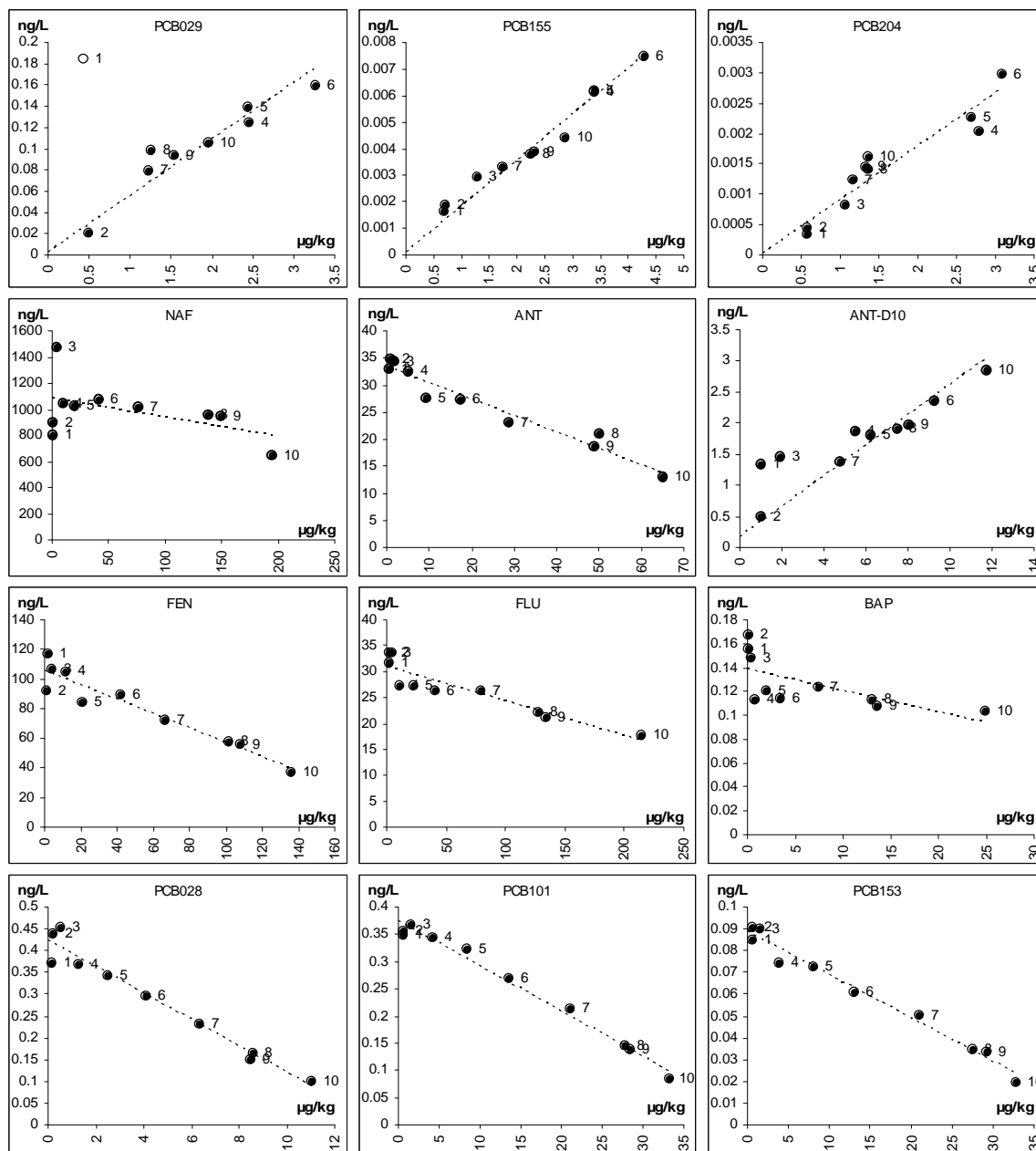
### Depot IJsseloog

#### Metingen opgeloste concentraties

Core	boring <sup>#</sup>	Vrij opgelost gehalte in water in ng/l								
		NAF	FEN	ANT	FLU	BAA	BAP	PCB 028	PCB 101	PCB 153
TT12KI	1	41,89	19,50	2,79	0,95	0,02	0,00	0,12	0,01	0,00
TT12KI, duplo	1	<20	<5	<1	1,73	0,02	<0.004	0,01	0,01	<0.001
TU10KI	4	78,83	104,95	43,97	73,45	3,48	0,39	0,66	0,53	0,13
TU15KI	4	4473,79	750,51	169,67	106,42	3,07	0,29	0,71	0,46	0,12
TU29KI	3	<20	21,20	22,93	15,89	1,13	0,09	0,56	0,46	0,10
TU42KI	3	134,13	108,10	58,32	67,99	3,68	0,34	0,83	0,72	0,17
TU47KI	3	848,35	383,11	82,36	84,93	3,36	0,33	0,56	0,68	0,15
TU50KI	3	8467,31	566,46	115,34	87,26	4,10	0,37	0,36	0,33	0,08
TU54KI	3	199,12	62,84	27,95	29,63	1,76	0,17	0,52	0,53	0,12
TU54KI	3	175,90	51,43	25,90	30,17	1,72	0,17	0,48	0,59	0,13
TU61KI	2	126,13	54,32	23,55	17,77	1,09	0,08	0,52	0,40	0,09
TU61KI	2	323,74	60,67	15,62	15,45	0,94	0,08	0,48	0,44	0,10
TU72KI	2	163,46	101,80	55,62	55,13	3,15	0,33	0,66	0,79	0,18
TU76KI	2	69,73	36,04	24,20	25,57	1,62	0,17	0,41	0,37	0,09
TU77KI	2	7326,86	1170,21	184,19	151,56	4,16	0,38	0,41	0,33	0,07
TU77KI	2	12379,92	1104,68	171,19	139,74	3,83	0,32	0,44	0,33	0,07
TU78KI	2	1317,13	226,04	36,73	43,61	1,36	0,20	0,12	0,10	0,03
TU78KI	2	3323,56	277,68	44,90	42,24	1,05	0,14	0,18	0,15	0,03
TU92KI	1	190,28	24,58	4,09	4,96	0,21	0,02	0,06	0,02	0,00
TU92KI	1	<20	9,88	1,70	2,87	0,10	0,03	0,04	0,02	0,00
TU97KI	1	<20	19,27	2,69	1,07	<0.01	<0.004	0,05	<0.002	<0.001
TU97KI	1	<20	<5	3,93	2,67	0,11	0,02	0,24	0,23	0,05
TV80KI	5	<20	100,63	43,17	54,31	2,72	0,26	0,44	0,37	0,09
TV89KI	5	<20	38,68	30,66	22,29	1,40	0,12	0,49	0,44	0,11
TV91KI	5	82,42	50,54	47,99	77,27	3,40	0,38	0,67	0,51	0,13
TV94KI	5	<20	25,80	11,91	11,85	0,62	0,13	0,08	0,11	0,03
TV97KI	1	<20	<5	<1	2,16	0,10	0,01	0,22	0,22	0,06

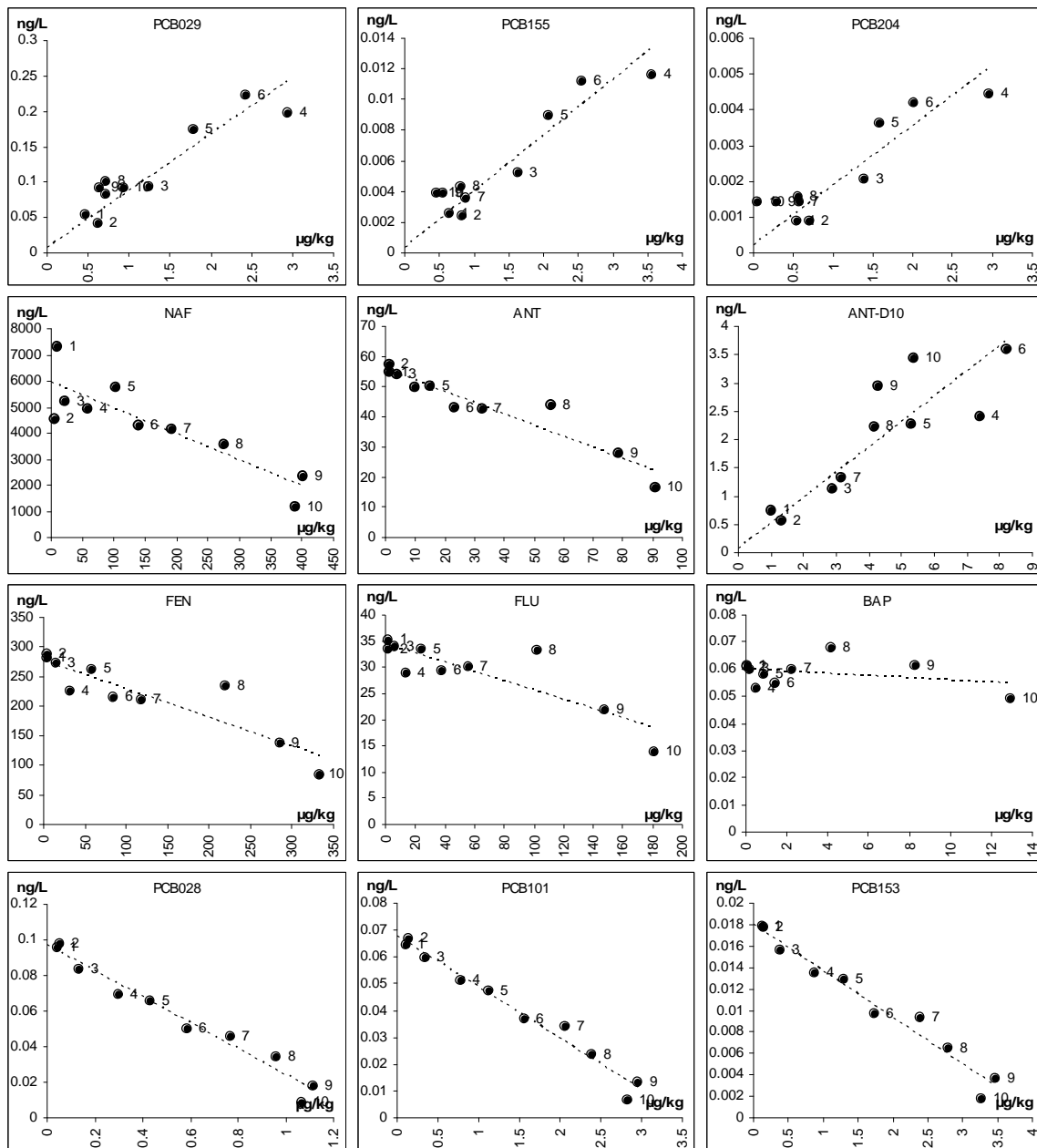
<sup>#</sup> zie bijlage 2 voor boorbeschrijvingen

Isothermen boring 4: TU19KL (in het depot)



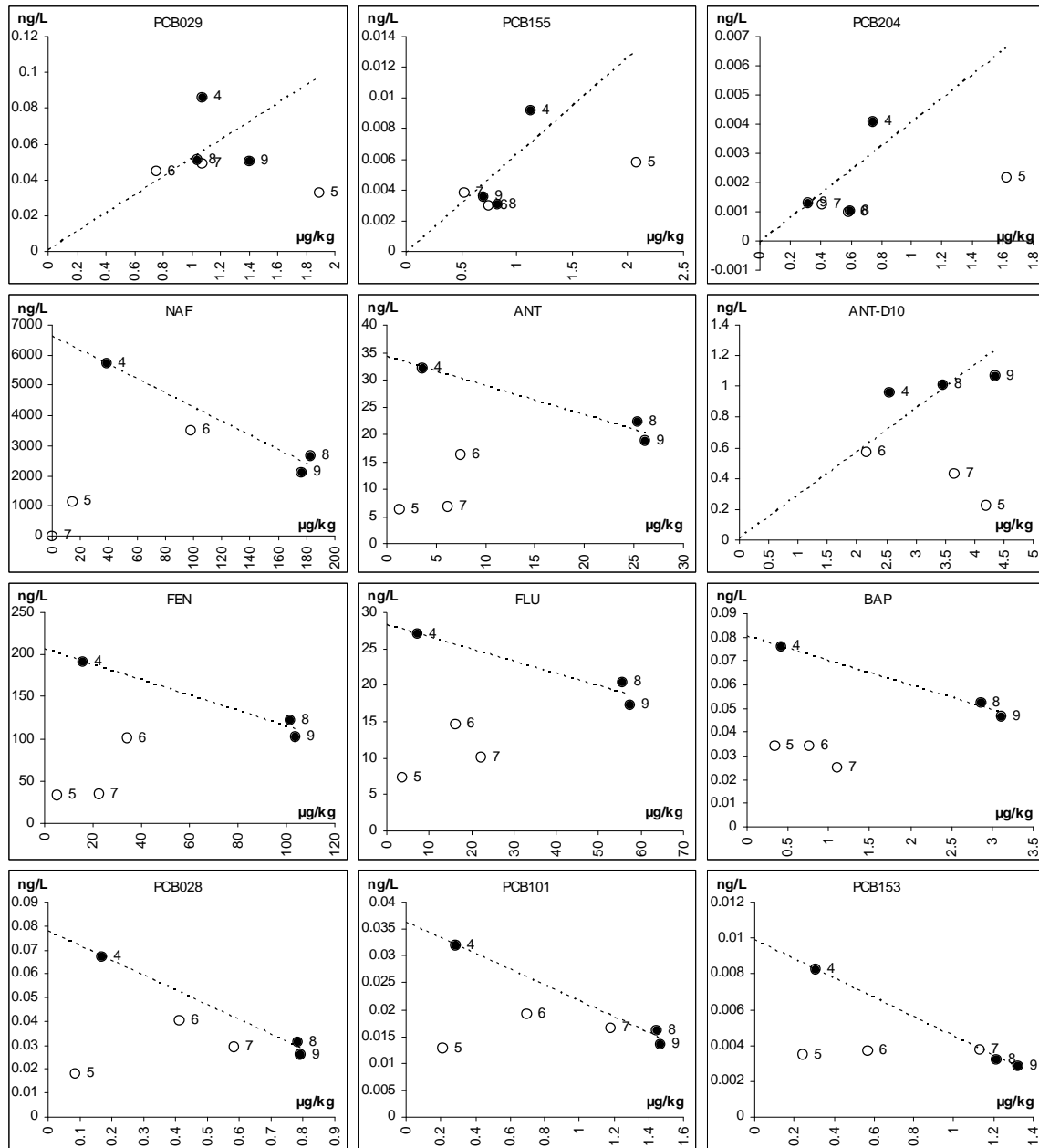
Cont	PCB029	PCB155	PCB204	NAF	ANT	ANT-D10	FEN	FLU	BAP	PCB028	PCB101	PCB153
Cw in ng/L				1080	33		106	31	0.14	0.42	0.37	0.089
Cext-Sed µg/kg				741	111		218	461	78	14	45	45
LogKD	4.3	5.8	6.1	2.8	3.5	3.6	3.3	4.2	5.8	4.5	5.1	5.7
Ctot-Sed µg/kg				1760	693		1263	1864	940.8	48.8	63.4	72.1
Pseudo KD				3.2	4.3		4.1	4.8	6.8	5.1	5.2	5.9

Isothermen boring 4: TU23KL (in het depot)



Cont	PCB029	PCB155	PCB204	NAF	ANT	ANT-D10	FEN	FLU	BAP	PCB028	PCB101	PCB153
Cw in ng/L				5930	56		277	34	0.060	0.097	0.068	0.018
Cext-Sed µg/kg				595	150		570	389	150	1.3	3.5	4.2
LogKD	4.1	5.4	5.8	2.0	3.4	3.3	3.3	4.1	6.4	4.1	4.7	5.4
Ctot-Sed µg/kg				1925	398		1212	1098	417	8.2	10.1	11.3
Pseudo KD				2.5	3.9		3.6	4.5	6.8	4.9	5.2	5.8

Isothermen boring 4: TU28KL (in WVP, ca. 3 meter onder het depot)



Cont	PCB029	PCB155	PCB204	NAF	ANT	ANT-D10	FEN	FLU	BAP	PCB028	PCB101	PCB153
Cw in ng/L				6640	34		206	28	0.080	0.078	0.036	0.0099
Cext-Sed µg/kg				281	65		225	168	7.8	1.3	2.5	1.8
LogKD	4.3	5.2	5.4	1.6	3.3	3.6	3.0	3.8	5.0	4.2	4.8	5.3
Ctot-Sed µg/kg				268	76		300	248	84	1.8	2.0	2.7
<b>Pseudo KD</b>				<b>1.6</b>	<b>3.3</b>		<b>3.2</b>	<b>3.9</b>	<b>6.0</b>	<b>4.4</b>	<b>4.8</b>	<b>5.4</b>

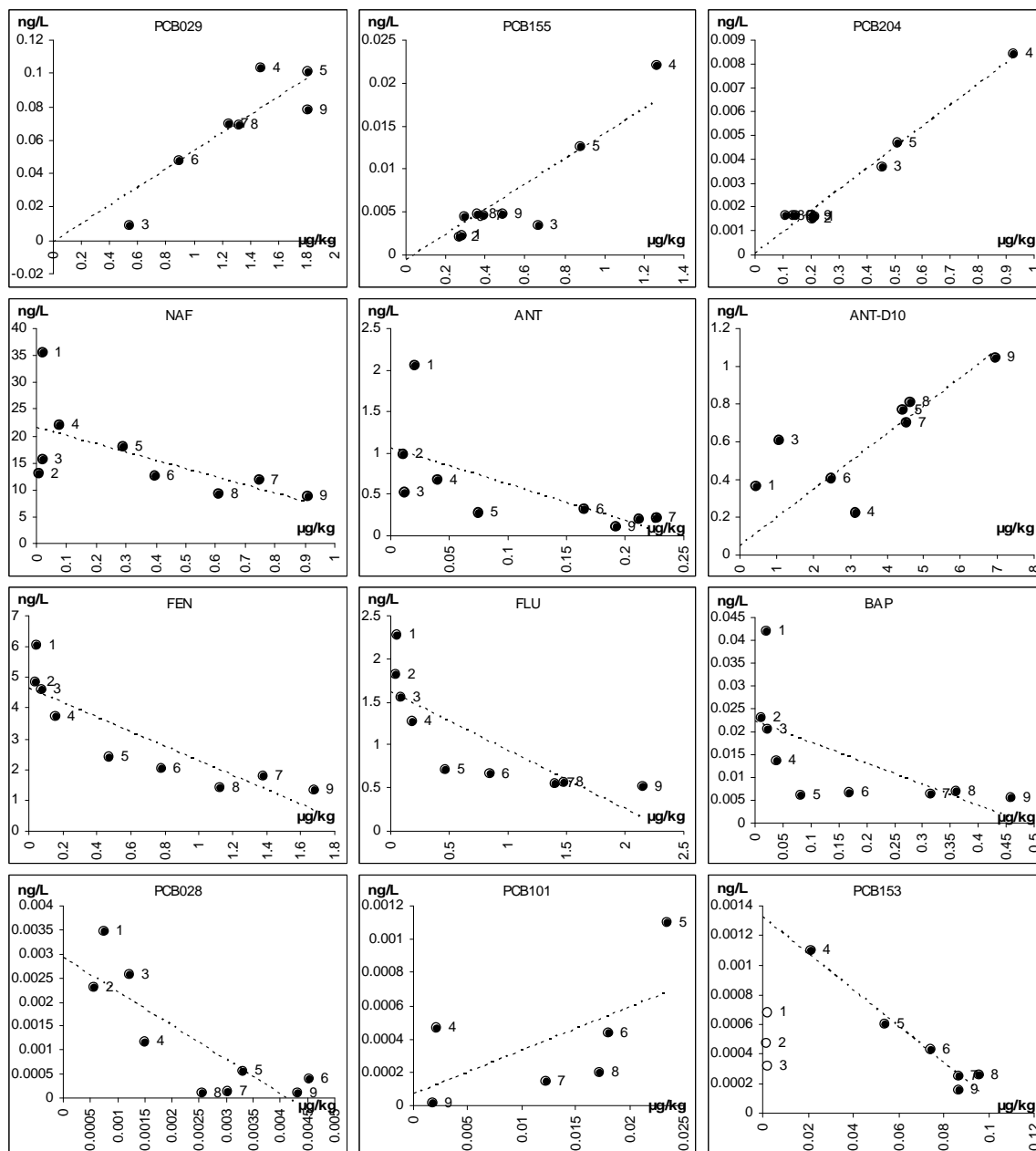
Meers

Metingen opgeloste concentraties

Core	boring#	Vrij opgelost gehalte in water in ng/l								
		NAF	FEN	ANT	FLU	BAA	BAP	PCB 028	PCB 101	PCB 153
3290/2239 (emmer)		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
3290/2240, duplo		nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TT18KI	1	26,21	6,48	0,96	1,94	0,04	0,01	0,00	0,01	0,00
TT20KI	1	20,97	<5	<1	1,54	0,06	0,01	<0.004	0,00	0,00
TT23KI	1	<20	<5	<1	0,65	0,01	<0.004	<0.004	<0.002	0,00
TT28KI (emmer)	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TT28KI (emmer)	1	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
TT32KI	4	<20	<5	<1	0,77	0,02	<0.004	0,01	0,00	0,00
TT34KI	4	<20	<5	<1	0,81	<0.01	<0.004	0,01	<0.002	0,00
TT37KI	4	<20	<5	<1	0,82	0,02	0,01	0,00	<0.002	<0.001
TT41KI	5	<20	<5	<1	0,97	<0.01	<0.004	<0.004	<0.002	<0.001
TT45KI	5	<20	<5	<1	0,79	<0.01	<0.004	0,00	<0.002	0,00
TT54KI	2	<20	<5	<1	<0.5	<0.01	<0.004	<0.004	<0.002	<0.001
TT54KI	2	<20	<5	<1	<0.5	<0.01	<0.004	<0.004	<0.002	<0.001
TT56KI	2	21,38	<5	0,72	<0.5	0,05	<0.004	<0.004	<0.002	0,00
TT56KI	2	<20	5,49	0,74	0,68	0,01	<0.004	<0.004	<0.002	<0.001
TT61KI	3	30,85	6,54	1,93	1,16	0,09	0,02	<0.004	0,00	0,00
TT65KI	3	<20	<5	<1	0,91	0,03	0,00	0,01	<0.002	0,00

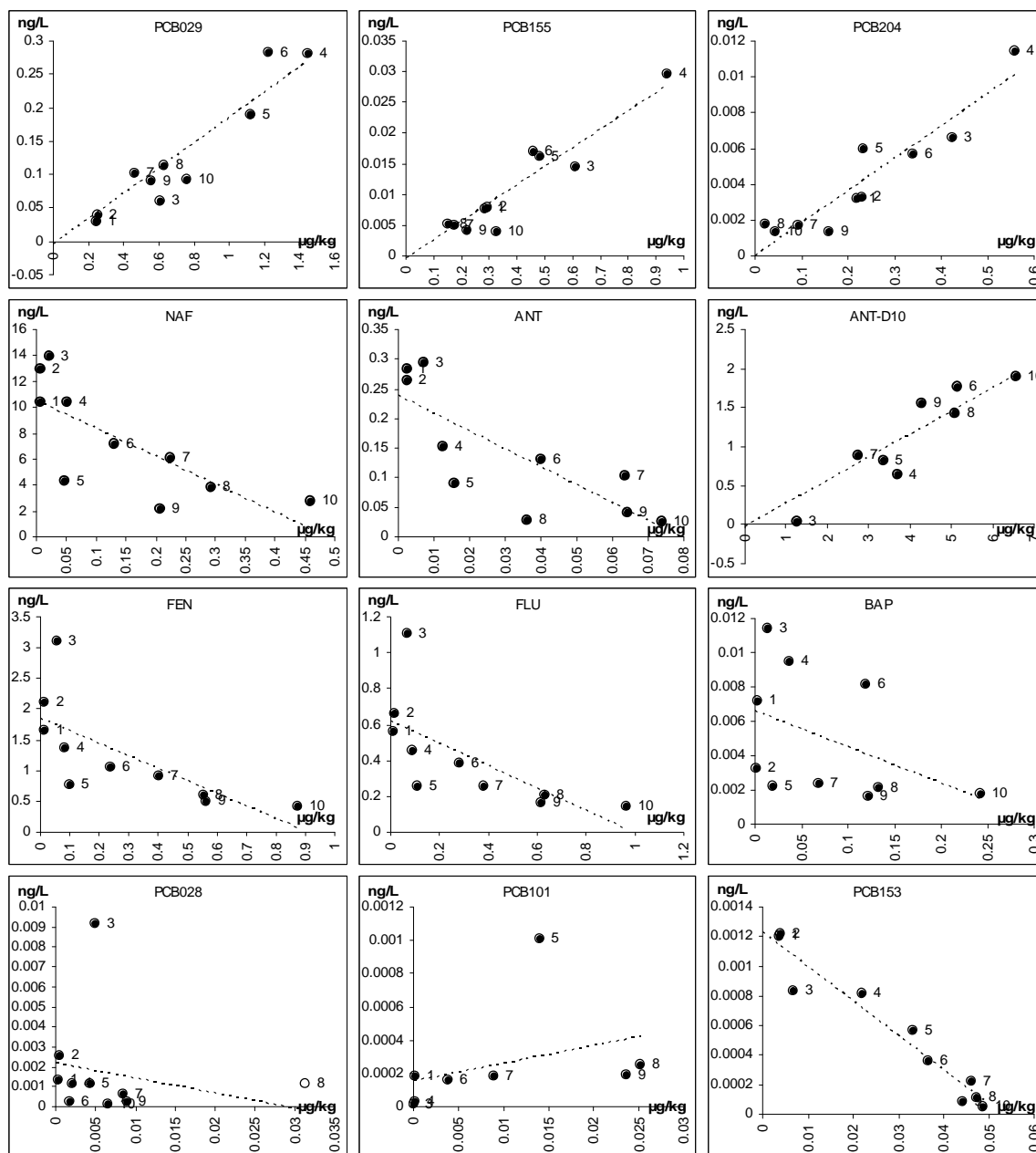
# zie bijlage 2 voor boorbeschrijvingen

Isothermen boring 6: TT74KL (in het depot)



Cont	PCB029	PCB155	PCB204	NAF	ANT	ANT-D10	FEN	FLU	BAP	PCB028	PCB101	PCB153
Cw in ng/L				22	1.1		4.7	1.6	0.022	0.0029	nd	0.0013
Cext-Sed µg/kg				1.4	0.24		1.9	2.4	0.48	0.0041	nd	0.11
LogKD	4.3	4.8	5.1	1.8	2.4	3.8	2.6	3.2	4.3	3.2	nd	4.9
Ctot-Sed µg/kg				12	2		29	25	17	<0.1	<0.1	0.1
Pseudo KD				2.7	3.3		3.8	4.2	5.9			4.8

Isothermen boring 6: TT79KI (in het depot)



Cont	PCB029	PCB155	PCB204	NAF	ANT	ANT-D10	FEN	FLU	BAP	PCB028	PCB101	PCB153
Cw in ng/L				11	0.24		1.8	0.61	0.0066	0.0022	0.00015	0.0012
Cext-Sed µg/kg				0.49	0.079		0.90	0.99	0.31	0.029	nd	0.053
LogKD	3.7	4.5	4.7	1.7	2.5	3.5	2.7	3.2	4.7	4.1	nd	4.6
Ctot-Sed µg/kg				10	2		32	22	13.1	0.2	0.2	0.1
Pseudo KD				3.0	3.8		4.3	4.6	6.3	4.9	6.0	5.1





## Bijlage 5: Resultaten SOFIE-metingen

### Depot IJsselooog

#### Totaalgehalten

		depot						kleiisolatie	MIN	MAX
		TU17	TU21	TU52	TU74	TV92	TV99	TU24		
As	mg/kg ds	22	41	40	29	51	41	9	9,0	51,0
Cd	mg/kg ds	2,9	6	6,2	2,6	12	10	0,15	0,2	12,0
Co	mg/kg ds	8,5	11	12	9,9	16	15	5,6	5,6	16,0
Cr	mg/kg ds	63	120	130	82	240	190	20	20,0	240,0
Cu	mg/kg ds	42	83	83	40	210	130	11	11,0	210,0
Ni	mg/kg ds	20	27	28	18	47	40	14	14,0	47,0
Pb	mg/kg ds	66	130	130	85	360	180	18	18,0	360,0
Zn	mg/kg ds	500	1000	1000	560	1500	1100	110	110,0	1500,0
Hg	mg/kg ds	1,6	3,4	3,5	2,1	6,9	4,8	0,29	0,3	6,9
Fe	g/kg ds	18	23	23	13	37	31	15	13,0	37,0
Mn	g/kg ds	0,74	0,7	0,71	0,48	0,87	0,97	0,48	0,5	1,0
Mg	g/kg ds	5,9	6,9	6,9	4	9,3	7,7	5,4	4,0	9,3
Ca	g/kg ds	42	54	53	41	61	54	37	37,0	61,0
DS	% (m/m)	62,6	64,1	64,7	62,7	52	45	63,6	45,0	64,7
<2um	% (m/m ds)	13,7	19,6	21,2	9,4	47,7	26,5	17,1	9,4	47,7
<16um	% (m/m ds)	25,8	36,3	38,6	16,7	70	50,1	38,9	16,7	70,0
Org.C	g C/kg ds	35	35	38	50	50	57	46	35,0	57,0
Anorg.C	g C/kg ds	11	13	13	10	10	12	<1	10,0	13,0
N kjeld	mg N/kg ds	1800	1700	2100	1900	3500	2400	2100	1700,0	3500,0
NO3-N	mg N/kg ds	7,2	6,1	12	6,7	10	5,8	5,9	5,8	12,0
NO2-N	mg N/kg ds	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	0,0	0,0
P	mg P/kg ds	1500	2400	2300	1600	2200	760	540	540,0	2400,0
S	mg/kg ds	3800	4000	4300	2000	2600	4300	4200	2000,0	4300,0

#### Poriewatergehalten

		TU17	TU21	TU52	TU74	TV92	TV99	TU24	MAX	MIN
As	ug/l	14,03	32,03	4,37	17,73	76,84	9,24	18,37	76,84	4,37
Cd	ug/l	0,10	0,19	0,10	0,12	0,24	0,08	0,23	0,24	0,08
Co	ug/l	1,5	2,2	3,6	4,5	6,1	2,6	1,5	6,08	1,54
Cr	ug/l	8,70	15,84	5,88	7,71	19,38	12,47	11,35	19,38	5,88
Cu	ug/l	2,9	8,7	11,4	1,1	14,5	1,9	6,4	14,54	1,10
Ni	ug/l	4,1	11,4	10,8	4,1	16,9	4,1	10,3	16,85	4,09
Pb	ug/l	4,48	11,84	0,63	0,21	22,53	2,69	8,09	22,53	0,21
Zn	ug/l	25,7	204,0	36,5	31,3	62,7	19,0	54,7	204,01	18,97
Fe	mg/l	11,79	0,61	2,35	2,75	0,42	17,44	2,10	17,44	0,42
Mn	mg/l	3,34	0,98	2,37	0,96	2,28	3,28	1,22	3,34	0,96
Mg	mg/l	39,4	38,3	35,4	34,9	41,4	37,1	34,6	41,40	34,60
Ca	mg/l	264	219	238	185	317	246	195	317,00	185,00
pH poriew	-	6,87	6,97	7,11	6,10	6,96	6,95	6,89	7,11	6,10
Eh poriew	mV	-192	-244	-210	-197	-209	-216	-206	-192,0	-244,0
DOC	mg/l	40,7	215,0	37,0	91,4	194,8	50,4	63,2	215,00	36,96
chloride	mg/l	126	69	74	95		100	71	126,00	69,00
Nitriet	mg/l	0	0	0	0		0	0,05	0,05	0,00
Nitraat	mg/l	0,07	0	0	0,37		0	0,65	0,65	0,00
Fosfaat	mg/l	0	0	0	0		0	0,96	0,96	0,00
sulfaat	mg/l	0,06	0	0	0,4		0,09	0	0,40	0,00
ammonium	mg/l	9			46		18,2		46,00	9,00

## Meers

### Totaalgehalten

		depot						
		TT25	TT39	TT46	TT67	TT76	MIN	MAX
As	mg/kg ds	7,00	8	6	4	8	4,0	8,0
Cd	mg/kg ds	0,30	0,5	0,5	0,1	0,5	0,1	0,5
Co	mg/kg ds	7,10	8,6	8,7	4	8,2	4,0	8,7
Cr	mg/kg ds	16,00	17	15	10	18	10,0	18,0
Cu	mg/kg ds	10,00	12	13	5	12	5,0	13,0
Ni	mg/kg ds	17,00	19	19	10	18	10,0	19,0
Pb	mg/kg ds	42,00	41	55	6	43	6,0	55,0
Zn	mg/kg ds	97,00	110	130	28	100	28,0	130,0
Hg	mg/kg ds	0,05	0,08	0,07	0,02	0,06	0,0	0,1
Fe	g/kg ds	19,00	20	21	12	21	12,0	21,0
Mn	g/kg ds	0,60	0,58	0,95	0,21	0,88	0,2	1,0
Mg	g/kg ds	2,10	2,1	1,2	1,5	2,3	1,2	2,3
Ca	g/kg ds	8,10	4,8	7	5,4	5,6	4,8	8,1
DS	% (m/m)	87,10	84,7	81,5	83,7	84,3	81,5	87,1
<2um	% (m/m ds)	21,30	18,4	20,7	5,5	18,2	5,5	21,3
<16um	% (m/m ds)	36,00	32,4	35,4	10,1	32,3	10,1	36,0
Org.C	g C/kg ds	<1	10	13	5	10	5,0	13,0
Anorg.C	g C/kg ds	2,50	1,2	1,9	1,5	<1	1,2	2,5
N kjeld	mg N/kg ds	590,00	840	930	340	840	340,0	930,0
NO3-N	mg N/kg ds	19,00	23	6,6	4,7	4,8	4,7	23,0
NO2-N	mg N/kg ds	2,10	<2	<2	<2	<2	2,1	2,1
P	mg P/kg ds	60,00	78	17	42	15	15,0	78,0
S	mg/kg ds	120,00	150	180	110	120	110,0	180,0
Diepte	m	5,6-6,3	4,8-5,5	2,9-3,6	3,5-4,4	2,2-2,9		

### Poriewatergehalten

		TT25	TT39	TT46	TT67	TT76	MAX	MIN
As	ug/l	14,91	5,95	7,28	0,74	7,93	14,91	0,74
Cd	ug/l	0,56	0,57	0,20	0,27	0,34	0,57	0,20
Co	ug/l	11,5	4,1	5,3	4,3	6,4	11,48	4,10
Cr	ug/l	5,27	5,12	5,09	8,71	5,88	8,71	5,09
Cu	ug/l	42,1	51,6	19,5	4,3	43,5	51,57	4,27
Ni	ug/l	28,4	13,7	20,1	4,9	20,5	28,40	4,94
Pb	ug/l	2,97	4,91	1,17	0,31	1,98	4,91	0,31
Zn	ug/l	85,5	123,1	22,9	22,0	37,3	123,09	21,95
Fe	mg/l	0,21	0,09	1,23	0,03	0,08	1,23	0,03
Mn	mg/l	13,60	5,93	4,42	5,95	4,10	13,60	4,10
Mg	mg/l	23,4	17,0	22,1	17,7	31,2	31,20	17,00
Ca	mg/l	249	165	217	253	189	253,00	165,00
pH poriew	-	6,87	6,84	6,90	7,13	6,08	7,13	6,08
Eh poriew	mV	42	69	-168	11	-154	69,00	-168,00
DOC	mg/l				41,7		41,68	41,68
chloride	mg/l			8,6		32	32,00	8,60
Nitriet	mg/l			0,08		0	0,08	0,00
Nitraat	mg/l			0,22		0,73	0,73	0,22
Fosfaat	mg/l			0		0	0,00	0,00
sulfaat	mg/l			0,65		0,21	0,65	0,21
ammonium	mg/l				0,5		0,50	0,50

## Bijlage 6: Resultaten Tenax-metingen

### Gemeten gehalten in fracties

#### Depot IJsselooog

Tabel B6-1 Gemeten concentraties HCB en PCBs (in  $\mu\text{g/kg}$ ) en PAKs (in  $\text{mg/kg}$ ) in sediment TU19KJ (boring 4) na verschillende extractietijden (tussen haakjes relatieve standaarddeviatie in %).

Component	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd
	na 6 uur Tenax	na 11 dagen Tenax	restant sediment	Totaal
<b>OCBs/PCBs</b>				
HCB	< 0.312	1.784 (28)	14.781 (24)	<16.877 (37)
PCB-28	7.385 (6)	7.329 (4)	41.922 (4)	56.636 (8)
PCB-101	24.359 (4)	15.907 (9)	23.234 (5)	63.499 (11)
PCB-118	7.374 (3)	6.660 (8)	17.460 (1)	31.494 (9)
<b>PAKs</b>				
naftaleen	0.309 (2)	0.080 (26)	0.701 (5)	1.090 (26)
fenantreen	0.138 (5)	0.045 (18)	0.849 (1)	1.032 (19)
anthraceen	0.053 (8)	0.050 (2)	0.467 (2)	0.570 (8)
benz(b)fluorantheen	0.175 (1)	0.406 (2)	1.333 (1)	1.913 (2)
benz(a)pyreen	0.060 (0)	0.123 (3)	0.791 (2)	0.974 (3)

Tabel B6-2 Gemeten concentraties HCB en PCBs (in  $\mu\text{g/kg}$ ) en PAKs (in  $\text{mg/kg}$ ) in sediment TU23KJ (boring 4) na verschillende extractietijden (tussen haakjes relatieve standaarddeviatie in %).

component	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd
	na 6 uur Tenax	na 11 dagen Tenax	restant sediment	totaal
<b>OCBs/PCBs</b>				
HCB	0.131 (16)	0.293 (74)	2.927 (6)	3.351 (74)
PCB-28	1.988 (1)	1.320 (4)	9.754 (3)	13.062 (5)
PCB-101	4.621 (3)	3.594 (11)	6.109 (1)	14.324 (11)
PCB-118	1.314 (6)	1.363 (14)	3.497 (4)	6.174 (16)
<b>PAKs</b>				
naftaleen	1.025 (4)	0.165 (39)	0.321 (13)	1.511 (41)
fenantreen	0.437 (2)	0.141 (40)	0.464 (31)	1.042 (51)
anthraceen	0.076 (1)	0.059 (26)	0.231 (50)	0.365 (56)
benz(b)fluorantheen	0.146 (1)	0.387 (0)	1.156 (11)	1.689 (11)
benz(a)pyreen	0.016 (0)	0.034 (6)	0.362 (32)	0.412 (33)

Tabel B6-3 Gemeten concentraties HCB en PCBs (in  $\mu\text{g/kg}$ ) en PAKs (in  $\text{mg/kg}$ ) in sediment TU28KJ (boring 4) na verschillende extractietijden (tussen haakjes relatieve standaarddeviatie in %).

component	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd
	na 6 uur Tenax	na 11 dagen Tenax	restant sediment	totaal
<b>OCBs/PCBs</b>				
HCB	0.077 (2)	0.175 (31)	0.135 (28)	0.386 (42)
PCB-28	0.253 (13)	0.268 (1)	0.470 (8)	0.990 (15)
PCB-101	0.527 (11)	0.226 (8)	0.261 (1)	1.014 (14)
PCB-118	0.158 (4)	< 0.046	0.174 (38)	< 0.378
<b>PAKs</b>				
naftaleen	0.011 (4)	0.032 (3)	0.019 (3)	0.062 (6)
fenantreen	0.026 (6)	0.023 (1)	0.020 (2)	0.069 (7)
anthraceen	0.007 (1)	0.010 (5)	0.010 (5)	0.027 (7)
benz(b)fluorantheen	0.005 (2)	0.015 (7)	0.020 (7)	0.039 (10)
benz(a)pyreen	0.003 (1)	0.008 (9)	0.012 (1)	0.023 (9)

## Meers

Tabel B6-4 Gemeten concentraties HCB en PCBs (in  $\mu\text{g/kg}$ ) en PAKs (in  $\text{mg/kg}$ ) in sediment TT74KJ (boring 6) na verschillende extractietijden (tussen haakjes relatieve standaarddeviatie in %).

component	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd
	na 6 uur Tenax	na 11 dagen Tenax	restant sediment	totaal
<b>OCBs/PCBs</b>				
HCB	0.086 (9)	0.102 (30)	0.271 (4)	0.459 (30)
PCB-28	< 0.185	< 0.423	< 0.680	< 1.288
PCB-101	0.035 (27)	< 0.212	0.089 (141)	< 0.235
PCB-118	< 0.093	0.242 (10)	< 0.340	< 0.675
<b>PAKs</b>				
naftaleen	< 0.008	< 0.015	< 0.029	< 0.053
fenantreen	0.002 (141)	0.0001 (141)	0.033 (24)	0.035 (201)
anthraceen	< 0.003	< 0.005	0.002 (4)	< 0.01
benz(b)fluorantheen	0.001 (29)	0.003 (14)	0.035 (2)	0.039 (33)
benz(a)pyreen	0.0004 (53)	0.001 (6)	0.019 (14)	0.021 (55)

Tabel B6-5 Gemeten concentraties HCB en PCBs (in  $\mu\text{g/kg}$ ) en PAKs (in  $\text{mg/kg}$ ) in sediment TT79KJ (boring 6) na verschillende extractietijden (tussen haakjes relatieve standaarddeviatie in %).

component	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd	concentratie geëxtraheerd
	na 6 uur Tenax	na 11 dagen Tenax	restant sediment	totaal
OCBs/PCBs				
HCB	0.029 (8)	0.045 (51)	0.078 (12)	0.152 (53)
PCB-28	< 0.149	0.153 (29)	< 0.531	< 0.833
PCB-101	< 0.075	< 0.144	< 0.266	< 0.484
PCB-118	< 0.075	0.167 (39)	< 0.266	< 0.508
PAKs				
naftaleen	< 0.007	< 0.011	< 0.021	< 0.039
fenantreen	0.0001 (141)	< 0.005	0.022 (50)	< 0.027
anthraceen	< 0.002	< 0.004	0.001 (26)	< 0.007
benz(b)fluorantheen	< 0.008	< 0.012	0.017 (20)	< 0.037
benz(a)pyreen	< 0.004	< 0.005	0.009 (20)	< 0.018

## Percentages in fracties

Met behulp van de gemeten concentratie in Tenax na 6 uur en de concentratie in het restant sediment zijn percentages in de fractie na 6 uur ten opzichte van het totaalgehalte berekend. Hiervoor is het gehalte na 6 uur extractie gedeeld door het totaalgehalte en vermenigvuldigd met een factor 2. Dit levert de fractie van componenten die zich in de snel desorbeerbare fase bevinden. De percentages zijn vermeld in onderstaande tabellen. Wanneer de op deze wijze berekende fractie groter wordt dan 100% (cursief in de tabel) wordt geadviseerd om voor een risicobeoordeling verder te rekenen met 100%, zeker wanneer alleen een 6-uurs Tenax-extractie werd uitgevoerd. Ter vergelijking zijn in de tabel ook de percentages die werden gemeten in sediment van het Ketelmeer (een mix van sedimenten) na 6 uren Tenax vermeld (bron: data RIZA-WIW).

Tabel B6-6: Percentage componenten in snel (na 6 uren Tenax vermenigvuldigt met 2)

component	Ijsselooog			Meers		referentie <sup>1</sup>
	TU19KJ	TU23KJ	TU28KJ	TT74KJ	TT79KJ	
OCBs/PCBs						
HCB	4 <sup>*</sup>	7.8 ± 5.8	39.6 ± 16.5	37.3 ± 11.3	37.9 ± 19.9	3.8
PCB-28	26.1 ± 2.6	30.4 ± 1.6	51.0 ± 10.1	29 <sup>*</sup>	36 <sup>*</sup>	15.4
PCB-101	76.7 ± 9.1	64.5 ± 7.3	103.9 ± 18.3	56.5 ± 82.7	21 <sup>*</sup>	26.7
PCB-118	46.8 ± 4.3	42.6 ± 7.2	95.0 ± 36.7	13.8 <sup>*</sup>	29 <sup>*</sup>	34.1 ± 3.1 <sup>2</sup>
PAKs						
naftaleen	56.8 ± 14.9	135.7 ± 56.0	36.0 ± 2.5	30 <sup>*</sup>	36 <sup>*</sup>	7.6 ± 9.7 <sup>2</sup>
fenantreen	26.8 ± 5.4	83.9 ± 42.5	75.2 ± 6.9	12.4 ± 30.6	0.4 <sup>*</sup>	12.2
anthraceen	18.5 ± 2.1	41.5 ± 23.3	52.2 ± 3.5	30 <sup>*</sup>	57 <sup>*</sup>	24.4
benz(b)fluorantheen	18.3 ± 0.5	17.3 ± 1.9	23.8 ± 2.5	6.4 ± 2.8	44 <sup>*</sup>	14.9
benz(a)pyreen	12.2 ± 0.4	7.7 ± 2.5	23.9 ± 2.1	4.1 ± 3.2	44 <sup>*</sup>	10.5

<sup>\*</sup> Fracties die met een sterretje worden aangeduid zijn berekend met één of meer waarnemingen onder de detectiegrens.

<sup>1</sup> Referentie: Van Noort et al (2003)

<sup>2</sup> niet gepubliceerde data RIZA-WIW

Tabel B6-7: Percentage componenten in zeer traag.

component	IJsselooeg			Meers		referentie <sup>1</sup>
	TU19KJ	TU23KJ	TU28KJ	TT74KJ	TT79KJ	
OCBs/PCBs						
HCB	87.5 <sup>*</sup>	87.4 ± 65.2	34.9 ± 17.5	59.1 ± 18.1	51.2 ± 27.5	91.5
PCB-28	74.0 ± 6.8	74.7 ± 4.6	47.4 ± 8.0	52.7 <sup>*</sup>	63.7 <sup>*</sup>	76.1
PCB-101	36.6 ± 4.4	42.6 ± 4.7	25.8 ± 3.5	71.7 ± 144.7	55.0 <sup>*</sup>	54.1
PCB-118	55.4 ± 4.8	56.6 ± 9.2	46 <sup>*</sup>	50.3 <sup>*</sup>	52.4 <sup>*</sup>	
PAKs						
naftaleen	64.3 ± 17.0	21.2 ± 9.1	30.2 ± 2.0	55.7 <sup>*</sup>	54 <sup>*</sup>	
fenantreen	82.2 ± 15.9	44.5 ± 26.4	29.3 ± 2.0	93.5 ± 189.6	81 <sup>*</sup>	77.3
anthraceen	82.0 ± 6.8	63.2 ± 47.4	36.4 ± 3.0	20 <sup>*</sup>	14 <sup>*</sup>	64.4
benz(b)fluorantheen	69.6 ± 1.8	68.4 ± 10.6	50.9 ± 6.4	88.4 ± 29.1	46 <sup>*</sup>	77.2
benz(a)pyreen	81.2 ± 3.2	87.9 ± 40.6	52.5 ± 4.7	91.1 ± 51.7	50 <sup>*</sup>	83.0

\* Fracties die met een sterretje worden aangeduid zijn berekend met één of meer waarnemingen onder de detectiegrens.

<sup>1</sup> Referentie: Van Noort et.al (2003)

Tabel B6-8: Range van fractie componenten die snel desorberen (1 tot 4 maal  $f_{6uur}$  maar maximaal 100%  $f_{11dagen}$ ) te gebruiken bij een risicoschatting.

component	IJsselooeg			Meers		referentie <sup>1</sup>
	TU19KJ	TU23KJ	TU28KJ	TT74KJ	TT79KJ	
OCBs/PCBs						
HCB	0-13	4-13	20-50	19-40	19-51	3.8
PCB-28	13-28	15-26	25-53	14.4 <sup>*</sup> -47 <sup>*</sup>	18 <sup>*</sup> -36 <sup>*</sup>	15.4
PCB-101	34-70	32-59	50-75	27-35	11 <sup>*</sup> -45 <sup>*</sup>	26.7
PCB-118	23-45	22-44	45-48	13.8-50 <sup>*</sup>	15 <sup>*</sup> -46 <sup>*</sup>	34.1 ± 3.1 <sup>2</sup>
PAKs						
naftaleen	28-36	67-79	18-70	15 <sup>*</sup> -44 <sup>*</sup>	18 <sup>*</sup> -46 <sup>*</sup>	7.6 ± 9.7 <sup>2</sup>
fenantreen	13-18	42-55	37-71	6-7	0.2 <sup>*</sup> -29 <sup>*</sup>	12.2
anthraceen	9-18	21-37	26-63	34 <sup>*</sup> -80 <sup>*</sup>	27 <sup>*</sup> -86 <sup>*</sup>	24.4
benz(b)fluorantheen	9-31	9-31	12-50	3-12	22 <sup>*</sup> -54 <sup>*</sup>	14.9
benz(a)pyreen	6-19	4-12	12-48	2-8	22 <sup>*</sup> -50 <sup>*</sup>	10.5

\* Fracties die met een sterretje worden aangeduid zijn berekend met één of meer waarnemingen onder de detectiegrens.

<sup>1</sup> Referentie: Van Noort et.al (2003)

<sup>2</sup> niet gepubliceerde data RIZA-WIIV

## Bijlage 7: Resultaten metingen macrochemie

### IJsselooog

Veld code	boring	pH	EC	Alkaliniteit	Cl	Br	Cl/Br	NO3	NO2	SO4	Fe	Mn	Ca	Mg	Na	K	Al	Si	NH4	PO4-3	PO4-tot	DOC
TV98KI	4b	7,45	nm	nm	103,6	0,8	288	2,45	nd	0,3	0,0	1,9	161,9	30,5	69,9	13,5	0,77	13,2	46,66	0,34	0,68	95
TU11KI	4b	7,5	nm	10,08	111,9	0,8	304	1,76	nd	0,5	4,1	0,9	140,7	28,2	72,0	11,7	0,71	11,8	63,27	1,42	1,91	116
TV95KI	5	7,44	nm	nm	122,2	1,3	217	2,32	nd	3,9	9,9	1,8	208,4	36,2	75,4	12,4	0,98	11,0	16,31	2,88	3,24	145
TU16KI	4	7,45	nm	nm	140,4	0,7	465	3,14	nd	0,8	18,5	0,9	153,7	25,7	78,7	13,6	0,76	10,3	29,34	1,54	nm	106
TU20KI	4	7,73	nm	nm	136,7	0,6	541	3,58	nd	0,6	1,2	1,1	142,6	27,8	84,8	11,0	0,74	13,2	14,83	0,87	nm	240
TV81KI	5	6,97	1090	7,63	111,9	0,6	413	0,29	nd	0,1	2,5	0,8	96,3	15,6	64,4	11,2	0,56	15,7	39,81	1,74	2,44	189
TV90KI	5	nm	nm	11,13	103,1	0,7	358	1,10	nd	2,1	3,5	1,3	171,8	31,0	83,8	14,9	0,88	14,6	nm	nm	nm	101
TU27KI	4	7,97	nm	6,26	122,1	0,7	387	1,85	nd	115,9	0,0	0,9	122,4	23,8	87,9	13,3	0,57	8,4	14,03	0,32	nm	65
TU30KI	3	7,06	1098	9,52	74,8	0,8	208	7,42	nd	0,1	4,4	1,8	120,1	20,9	54,4	13,6	0,68	17,4	28,76	4,44	5,45	82
TU48KI	3	7,41	1418	12,55	121,8	0,8	331	1,13	nd	7,9	0,0	2,0	214,6	32,7	85,3	18,9	0,98	11,4	57,21	0,53	nm	148
TU43KI	3	nm	nm	nm	107,2	0,8	291	1,64	nd	0,5	2,4	0,7	147,0	28,0	83,2	14,0	0,71	12,5	56,10	0,37	nm	102
TU94KI	1	nm	nm	nm	163,0	0,4	967	1,75	nd	0,6	0,6	0,2	11,2	6,2	97,4	10,4	0,39	16,3	11,41	18,55	20,62	185
TU93KI	1	nm	nm	nm	125,6	0,4	643	3,99	nd	131,2	0,0	0,2	76,1	15,1	80,1	9,5	0,49	2,0	0,92	0,25	nm	26
TU55KI	3	7,35	nm	8,60	120,9	0,7	401	4,74	nd	0,4	2,8	1,0	118,2	25,4	82,5	11,9	0,68	15,4	13,15	1,64	2,07	53
TU95KI	1	6,9	999	5,52	134,5	0,3	1010	1,18	nd	35,8	1,0	0,0	16,4	9,1	174,8	13,3	7,60	21,6	16,37	11,90	17,69	412
TU98KI	1	7,28	869	2,66	127,0	0,4	682	1,36	nd	100,6	0,1	0,3	43,1	26,1	85,2	12,1	0,27	4,9	4,97	1,63	1,86	41
TT13KI	1	7,43	937	3,52	128,4	0,5	629	5,83	3,25	87,3	0,3	0,2	60,7	22,0	92,5	11,6	0,38	4,4	4,90	1,17	1,36	43
TU51KI	3	7,45	1295	11,35	117,2	0,5	562	1,01	nd	6,9	0,1	1,2	154,1	29,2	86,0	13,7	0,83	11,9	16,15	0,35	nm	63
TU73KI	2	7,28	1516	14,76	97,2	0,5	487	0,95	nd	1,2	11,0	0,9	169,8	30,2	79,5	14,2	0,87	14,1	60,96	2,96	3,29	69
TU62KI	2	7,47	1567	16,84	77,7	0,7	250	4,70	nd	1,6	13,1	3,5	216,5	33,5	64,5	16,3	1,06	15,2	48,42	1,16	nm	94
TU79KI	2	7,15	996	4,30	134,6	0,3	1083	1,13	nd	87,3	4,4	0,7	86,5	15,7	85,0	10,6	0,48	7,2	19,48	5,07	6,23	214

## Meers

Veld code	boring	pH	EC	Alkaliniteit	Cl	Br	Cl/Br	NO3	NO2	SO4	Fe	Mn	Ca	Mg	Na	K	Al	Si	NH4	PO4-3	PO4-tot	DOC	
TT19KI	1	7,6	nm	4,89	27,4	0,7	91	2,24	nd	0,4	3,7	5,2	96,9	11,6	16,3	4,4	0,57	6,6	nm	nm	nm	229	
TT44KI	5	nm	nm	4,83	10,0	1,5	15	1,89	nd	25,8	0,1	2,8	111,8	6,5	13,3	2,0	0,67	3,6	nm	nm	nm	114	
TT38KI	4	7,8	nm	nm	15,8	1,6	22	3,51	nd	28,1	0,3	0,0	77,6	4,2	17,7	2,2	0,60	3,0	nm	nm	nm	nm	
TT42KI	5	6,9	999	nm	12,8	1,5	20	9,16	nd	35,8	6,1	5,1	96,8	11,0	14,7	3,6	0,58	6,6	nm	nm	nm	120	
TT33KI	4	nm	nm	nm	22,4	3,3	16	4,39	nd	0,8	0,3	2,3	52,4	4,3	13,2	2,2	0,43	5,0	nm	nm	nm	39	
TT35KI	4	nm	nm	nm	19,8	2,9	15	4,51	nd	1,2	0,1	3,0	56,1	4,7	13,4	2,5	0,36	5,4	nm	nm	nm	48	
TT30KI	1	nm	nm	nm	44,6	0,1	914	2,41	nd	75,5	0,2	0,1	106,6	10,0	21,4	4,6	0,61	5,7	0,36	0,04	0,27	30	
TT24KI	1	nm	nm	nm	19,9	2,3	20	4,18	nd	1,2	0,1	3,4	100,9	9,6	17,6	2,9	0,62	4,1	1,99	0,07	nm	219	
TT21KI	1	nm	nm	nm	19,8	3,6	13	4,50	nd	1,0	16,3	7,0	151,9	22,2	20,7	7,0	0,82	6,8	10,98	0,29	nm	281	
TT66KI	3	nm	nm	nm	38,2	0,3	278	2,52	nd	78,5	0,0	0,6	114,5	8,9	29,7	6,3	0,65	5,6	0,56	0,12	nm	32	
TT58KI	2	nm	nm	nm	16,2	2,1	18	4,68	nd	3,8	0,5	4,1	82,8	6,5	16,4	2,9	0,51	5,5	1,86	0,81	nm	165	
TT55KI	2	nm	nm	nm	28,8	5,0	13	11,99	nd	9,5	3,5	1,5	50,1	5,6	66,4	23,6	1,34	6,1	nm	nm	nm	nm	
TT77KI	6	nm	nm	nm	37,5	5,2	16	2,62	nd	0,6	3,2	5,1	111,5	13,9	24,1	5,4	0,62	7,0	6,11	0,40	nm	369	
TT80KI	6	nm	nm	nm	29,3	3,3	20	4,68	nd	2,1	21,0	6,7	144,6	22,4	20,5	7,5	0,77	5,7	19,03	1,31	nm	456	
Pb1-01		7	673	4,17	48,4	0,1	779	8,75	0,21	54,8	0,0	2,4	90,1	8,3	36,9	4,3	0,50	3,3	0,42	0,17	0,25	nm	
Pb1-02		6,71	788	5,93	48,9	0,3	441	11,16	0,67	62,4	1,0	6,5	96,2	10,1	55,2	4,3	0,53	3,9	1,39	0,36	0,42	nm	
Pb4-01		6,82	894	6,92	50,6	0,2	570	4,89	0,26	64,2	0,0	1,9	100,7	10,0	64,4	5,0	0,55	3,8	0,61	0,24	0,32	nm	
Pb5-01		7,03	701	4,18	56,7	0,1	1278	10,33	0,45	59,7	0,0	0,9	89,8	8,7	38,9	5,4	0,51	3,1	0,52	0,24	0,33	nm	
Pb6		6,65	936	8,93	36,7	0,8	101	2,39	0,12	37,8	0,2	5,9	121,0	13,2	61,2	4,6	0,64	5,0	0,60	0,08	0,07	nm	
Pb6-01		7	767	5,77	48,0	0,1	1353	3,52	0,67	54,2	0,0	1,3	110,6	10,1	33,9	5,0	0,61	3,9	0,75	0,67	0,68	nm	
TU94KI topwater	1	nm	nm	nm	117,3	0,0		7,82	nd	118,9	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm
TU93KI topwater	1	nm	nm	nm	117,3	0,3	979	9,64	nd	120,2	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm	nm
EMMER SEDIMENT	1	nm	nm	nm	130,4	0,0		10,15	1,88	92,0	0,0	0,1	63,7	23,0	86,9	12,0	0,38	1,8	nm	nm	nm	7	
EMMER TOP	1	nm	nm	nm	127,5	0,4	668	11,19	2,08	90,4	0,0	0,0	65,7	22,7	86,6	10,8	0,38	1,2	nm	nm	nm	9	



## Bijlage 8: Resultaten retardatie metingen

### IJsselooig

#### Bepaling porositeit

kolomplakje vanaf top	gemiddelde		% TOC	droge stof % (m/m)	porositeit
	dikte in cm	positie in kolom			
1	2,0	1,0	--	89,3	0,23
2	2,0	3,0		88,8	0,24
3	3,0	5,5	0,53	89,6	0,22
4	5,0	9,5		88,9	0,24
5	5,0	14,5	0,32	88,8	0,24
6	5,0	19,5		88,6	0,24
7	5,8	24,9	0,34	87,4	0,26
8	5,8	30,6		83,7	0,33
			bulkdichtheid d.s.	2,5	<b>0,25</b>

#### Bepaling verticale doorlatendheid

overdruk (bar) +	doorlatendheid (kolom 33.5 cm) (l/uur)	l/dag	maatg. verval (m)	Verticale doorl m/dag
<b>0.0</b>	0.62	15.0	0.44	3.2
<i>duplo</i>	0.47	11.3	0.44	2.4
<i>triplo</i>	0.45	10.8	0.44	2.3
<b>0.2</b>	2.86	68.7	2.44	2.7
<i>duplo</i>	2.36	56.7	2.44	2.2
<b>0.5</b>	4.04	96.9	5.44	1.7
<i>duplo</i>	4.01	96.2	5.44	1.7

#### gemeten concentraties in percolaatwater

Water-monsters	liter eluaat begin eind		gem. aantal x kolomvolume	gemeten concentratie spikes				Overige PAK (geen spike)	
				fenantreen (ug/l)	antraceen (ug/l)	fluorantheen (ug/l)	benzo(a) pyreen (ug/l)	naftaleen (ug/l)	fluoreen (ug/l)
T1	1,0	1,5	4,1	<0.01	<0.005	0,011	<0.10	0,12	<0.01
T2	2,2	2,6	8,1	<0.01	<0.005	<0.010	<0.10	0,10	<0.01
T3	5,8	6,3	20,4	0,033	<0.005	<0.010	<0.10	0,044	<0.01
T4	10,2	10,6	35,1	0,068	<0.005	0,013	<0.10	0,057	0,012
T5	18,0	18,5	61,6	0,26	0,008	0,026	<0.10	0,087	0,012
T6	32,2	32,7	109,5	44	3,7	2,1	<0.10	0,11	0,21
T7	56,2	56,7	190,5	41	3,7	9	<0.10	<0.10	0,12
T8	99,7	100,2	337	52	4,2	16	<0.10	<0.10	0,13
T9	149,7	150,2	506	13	1,6	10	0,01	0,016	0,028
T10 (1 maand)	199,7	200,2	675	25	3,0	16	<0.10	0,17	<0.10
T0 (leidingwater)	0,0	0,0		0,018	<0.005	0,016	<0.10	0,014	<0.01

gemeten concentraties in vaste fase

kolomplakje vanaf top	dikte in cm	gemiddelde positie in kolom	% TOC	fenantreen mg/kg	antraceen mg/kg	fluorantheen mg/kg	benzo(a)pyreen mg/kg	naftaleen mg/kg	fluoreen mg/kg
1	2,0	1,0	--	7400	5900	7300	1400	<100	<100
2	2,0	3,0		910	660	700	270	<1	1,6
3	3,0	5,5	0,53	8,6	17	17	4	0,029	0,021
4	5,0	9,5		5,7	13	18	4,9	0,016	0,014
5	5,0	14,5	0,32	5,4	7,9	10	1,9	<0.01	<0.01
6	5,0	19,5		5,3	2,8	7,6	0,7	<0.01	<0.01
7	5,8	24,9	0,34	3,8	1,5	5,1	0,5	0,013	<0.010
8	5,8	30,6		3,4	0,48	4,7	0,041	0,011	<0.010

Doorbraak in x kolomvolume

stof	C50% opgel.	doorslag vast
fenantreen	86	4109
antraceen	86	4109
fluorantheen	190	4109
benzo(a)pyreen	--	7533

vertaling retardatie naar log(Kd') en log Koc

	log(Kd' ) passend bij retardatie opgelost	log(Kd') passend bij retardatie vast	log(Koc) passend bij retardatie opgelost	log(Koc) passend bij retardatie vast
fenantreen	1,05	2,74	3,46	5,14
antraceen	1,05	2,74	3,46	5,14
fluorantheen	1,40	2,74	3,81	5,14
benzo(a)pyreen	--	3,00	--	5,41

## Meers

### Bepaling porositeit

kolomplakje vanaf top	gemiddelde		% TOC	droge stof % (m/m)	porositeit
	dikte in cm	positie in kolom			
1	4,6	2,3	--	97,5	0,06
2	3,2	6,2		96,4	0,09
3	2,9	9,2	<0.1	95,0	0,12
4	3,7	12,5		94,3	0,13
5	3,5	16,1	<0.1	93,7	0,14
6	4,0	19,9		95,2	0,11
7	6,1	25,0	<0.1	94,2	0,13
8	3,4	29,8		94,2	0,13
			bulkdichtheid d.s.	2,5	<b>0,12</b>

### Bepaling verticale doorlatendheid

overdruk (bar) +	doorlatendheid (kolom 33.5 cm) (l/uur)	l/dag	maatg. verval (m)	Verticale doorl m/dag
<b>0.0</b>	0.62	15.0	0.44	3.2
<i>duplo</i>	0.47	11.3	0.44	2.4
<i>triplo</i>	0.45	10.8	0.44	2.3
<b>0.2</b>	2.86	68.7	2.44	2.7
<i>duplo</i>	2.36	56.7	2.44	2.2
<b>0.5</b>	4.04	96.9	5.44	1.7
<i>duplo</i>	4.01	96.2	5.44	1.7

### gemeten concentraties in percolaatwater

Water- monsters	liter eluaat		gem. aantal x kolomvolume	gemeten concentratie spikes				Overige PAK (geen spike)	
	begin	eind		fenantreen (ug/l)	antraceen (ug/l)	fluorantheen (ug/l)	benzo(a) pyreen (ug/l)	naftaleen (ug/l)	fluoreen (ug/l)
T1	1,1	1,5	9,4	1,4	0,038	0,077	0,03	0,23	0,016
T2	2,0	2,5	16,4	2,0	0,069	0,048	0,016	0,17	<0.010
T3	5,6	6,1	42,9	<0.010	<0.005	<0.010	<0.010	0,12	0,013
T4	10,0	10,5	75,5	3,1	0,013	0,068	<0.010	0,06	0,016
T5	17,8	18,3	133,0	25	2,6	17,0	0,22	<0.10	<0.10
T6	31,8	32,3	236,2	21	1,1	6,6	<0.10	<0.10	<0.10
T7	55,8	56,3	413,1	34	1,6	9,0	<0.10	<0.10	<0.10
T8	99,8	100,3	737	35	1,7	9,1	<0.10	<0.10	<0.10
T9	149,8	150,3	1106	17	0,82	5,0	0,059	0,013	0,031
T10	199,8	200,3	1475	26	1,4	8,8	<0.10	0,15	<0.10
T0 (leidingwater)	0,0	0,0		0,046	<0.005	<0.010	0,011	0,012	<0.010

gemeten concentraties in vaste fase

kolomplakje vanaf top	dikte in cm	gemiddelde positie in kolom	% TOC	fenantreen mg/kg	antraceen mg/kg	fluorantheen mg/kg	benzo(a)pyreen mg/kg	naftaleen mg/kg	fluoreen mg/kg
1	4,6	2,3	--	1600	940	1200	350	<1.0	2,8
2	3,2	6,2		75	83	63	23	<1.0	<1.0
3	2,9	9,2	0,1	23	38	27	12	0,12	<0.10
4	3,7	12,5		4,1	8,8	6,8	3,8	<0.10	<0.10
5	3,5	16,1	0,1	4,0	8,1	7,6	4,8	0,013	<0.01
6	6,1	25,0	0,1	3,0	7,9	5,9	3,7	0,13	<0.10
7	3,4	29,8		1,4	2,9	3,0	1,1	<0.01	<0.01
8	4,6	2,3	--	1600	940	1200	350	<1.0	2,8

Doorbraak in x kolomvolume

stof	C50% opgel.	doorslag vast
fenantreen	236	3712
antraceen	236	3712
fluorantheen	236	3712
benzo(a)pyreen	--	5045

vertaling retardatie naar log(Kd') en log Koc

	log(Kd' ) passend bij retardatie opgelost	log(Kd') passend bij retardatie vast	log(Koc) passend bij retardatie opgelost	log(Koc) passend bij retardatie vast
fenantreen	1,12	2,32	4,12	5,32
antraceen	1,12	2,32	4,12	5,32
fluorantheen	1,12	2,32	4,12	5,32
benzo(a)pyreen	--	2,45	--	5,45