



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

**Beoordelen grootschalige
bodemtoepassingen in diepe plassen**
*Elementen voor generieke en locatiespecifieke
beoordeling*

Rapport 607711002/2011

J.P.A. Lijzen et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Beoordelen grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen

Elementen voor generieke en locatiespecifieke beoordeling

RIVM Rapport 607711002/2011

Colofon

© RIVM 2011

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

J.P.A. Lijzen (projectleider), RIVM
J.W. Claessens, RIVM
R.N.J. Comans, ECN
J. Griffioen, Deltares
W.J. de Lange, Deltares
J. Spijker, RIVM
J.P.M. Vink, Deltares
M.C. Zijp, RIVM

Contact:

J.P.A. Lijzen
RIVM-Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
johannes.lijzen@rivm.nl



Dit onderzoek werd verricht in opdracht van ministerie van I&M, in het kader van het project 'Bodemkwaliteit, preventie en risicobeoordeling'.

Rapport in het kort

Beoordelen grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen; elementen voor generieke en locatiespecifieke beoordeling

Het gebruik van grote hoeveelheden grond en bagger bij het herinrichten van diepe plassen kan effect hebben op de kwaliteit van grondwater en oppervlaktewater. Dit geldt vooral voor het gebruik van licht verontreinigde bagger en grond. In dit rapport worden toetsingscriteria en beoordelingsmethoden voorgesteld waarmee beleidsmakers deze effecten kunnen beoordelen. Het gebruik van deze methoden in een stapsgewijze procedure kan ervoor zorgen dat bij het gebruik van bagger en grond met verhoogde gehalten metalen, organische stoffen en nutriënten de kwaliteit van het grondwater en oppervlaktewater binnen de gewenste kaders blijft. Meer kennis is vooral nodig om voor grond methoden te ontwikkelen die met voldoende zekerheid kunnen aangeven hoeveel verontreinigende stoffen kunnen vrijkomen richting het (grond)water.

Dit blijkt uit een verkenning die het RIVM, in opdracht van het ministerie van VROM (thans het ministerie van I&M) heeft uitgevoerd met de kennisinstituten Deltares en ECN. Een aanzienlijk deel van de voorstellen is gebruikt voor de 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen', die via de Circulaire diepe plassen is geïmplementeerd. Daarnaast geeft de verkenning inhoudelijke achtergronden en onderbouwingen voor deze Handreiking. De voorgestelde beoordelingsmethoden leveren daarmee de basis voor een systematiek die waarborgt dat aan de doelstellingen van de Europese Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn wordt voldaan. Sinds het Besluit bodemkwaliteit hoeven provincies geen vergunning meer te verlenen voor het gebruik van lichtvervuilde grond en bagger.

In het rapport wordt ingegaan op te hanteren toetsingscriteria voor grondwater en oppervlaktewater, meetmethoden voor het bepalen van beschikbare gehalten, een geohydrologische verdunningfactor, een afstandscriterium voor kwetsbare objecten en achtergronden bij deze methoden. Afgesloten wordt met aanbevelingen die hiaten in kennis kunnen wegnemen om tot een generieke systematiek te komen.

Trefwoorden:

verondiepen, zandwinplassen, diepe plassen, grondwater, verspreiding, risicobeoordeling

Abstract

Assessment of the re-use of soil and sediments in deep freshwater pools; site-specific assessment factors

The large scale re-use of soil and sediments for the reconstruction of deep freshwater pools can affect the quality of groundwater and surface water, particularly when slightly contaminated soils and sediments are re-used. The quality criteria and assessment methods proposed in this report can be used by policy-makers to assess these potential effects. The implementation of these methods in a stepwise approach can provide the means to ensure that the quality standards set for groundwater and surface water are still met, in the case that soils and sediments contaminated with metals, organic contaminants and nutrients are used. More knowledge is especially needed to facilitate the development of methods that can determine – with an acceptable level of certainty – the amounts of these compounds that will be released into the (ground)water.

These are the results of a survey carried out by the RIVM in collaboration with the Deltares Institute and the Energy Research Centre of the Netherlands (ECN), by order of the Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (currently the Ministry of Infrastructure and Environment). Substantial parts of this survey were used for the 'Guidance for the reconstruction of deep freshwater pools', which was implemented according to the Ministerial circular on deep freshwater pools. The survey report also provides substantive background information on this Guidance as well as the principles on which it is based. The proposed assessment methods provide the basis for a systematic procedure which guarantees that the goals of the European Water Framework Directive and Groundwater Directive will be met. With the implementation of the Dutch Soil Quality Directive, a permit issued by provincial level authorities is no longer necessary for activities involving the use of slightly contaminated soil and sediments.

The report describes the assessment criteria to be met for groundwater and surface water, the measurement methods of available concentrations, a geohydrological dilution factor, a distance to (drinking) water well and groundwater-dependent ecosystems criterion and the backgrounds of these methods. The report concludes with recommendations on how to reduce the knowledge gap in order to achieve a generic assessment framework in the future.

Keywords:

soil re-use, deep freshwater pools, groundwater, risk assessment, contaminant migration

Inhoud

1	Context en doelstelling	13	
1.1	Aanleiding	13	
1.2	Vraagstelling en doel	13	
1.3	Beleidscontext	14	
1.4	Werkwijze	15	
1.5	Leeswijzer	15	
2	Effecten van verondiepen op grondwater en oppervlaktewater	17	
2.1	Bron-pad-receptor benadering	17	
2.2	Geohydrologie in bron en pad	19	
2.3	Chemische processen in bron en het pad	20	
	2.3.1	Uitwisseling en mobilisatie in de bron	20
	2.3.2	Relevante processen in de ondergrond	21
2.4	Effecten (receptoren)	22	
3	Toetsingscriteria	25	
3.1	De KRW en Grondwaterrichtlijn en het Besluit bodemkwaliteit	25	
	3.1.1	Algemeen	25
	3.1.2	Locatiespecifieke beoordeling conform KRW en GWR	25
	3.1.3	Herinrichten van diepe plassen	27
3.2	Overzicht toetsingscriteria	28	
3.3	Oppervlaktewater tijdens vullen en na afwerking	29	
	3.3.1	Algemeen en nutriënten	29
	3.3.2	Toetsingscriteria contaminanten	30
3.4	Grondwater	32	
	3.4.1	Criteria in andere beleidskaders	32
	3.4.2	Toetsingscriteria grondwater	34
	3.4.3	Toetsingscriterium poriewater van toegepast materiaal	37
	3.4.4	Criterium voor kwetsbare objecten in de omgeving van de plas	38
4	Methodiek voor locatiespecifieke beoordeling	39	
4.1	Hoofdlijnen beslisboom en elementen van beoordeling	39	
4.2	Stap A1 Beoordeling beïnvloeding oppervlaktewatersysteem	41	
4.3	Stap A2 Monitoring oppervlaktewater	42	
4.4	Stap B1a Chemie in natte bagger en beoordeling beïnvloeding grondwater	42	
4.5	Stap B2a Betrekken doorlatendheid bagger	44	
4.6	Stap B3+B4 Beoordeling geohydrologie en bereiken POC's	45	
4.7	Stap C1 Afstand tot kwetsbare objecten	45	
4.8	Stap C2 Beoordeling kwetsbare objecten grondwater	46	
5	Onderbouwing en methodiekontwikkeling	47	
5.1	Stroming in en rond natte bagger	47	
	5.1.1	Opzet geohydrologische berekeningen	47
	5.1.2	Verdunningsfactor en bijbehorende inrichtingsvoorwaarden	48
5.2	Chemie Bagger	49	
5.3	Beoordeling van de beschikbaarheid en uitloging van stoffen in landbodem en weerdgronden	54	

5.3.1	Uitloging landbodem en weerdgronden onder anaerobe condities	
	54	
5.3.2	Toetsingscriterium uitloging landbodem en consequenties	56
5.3.3	Methodiekontwikkeling voor beoordeling uitloging landbodem tot Maximale Waarde Industrie	57

6 Conclusies en aanbevelingen 59

6.1 Conclusies 59

6.2 Aanbevelingen voor vervolgactiviteiten 61

Referenties 63

Bijlage 2 Protocol anaerobe extractie CaCl₂ 69

**Bijlage 3 Verwachte poriewaterconcentraties bij slibgehalten anorganische
contaminanten 73**

**Bijlage 4 Verwachte poriewaterconcentraties bij slibgehalten organische
contaminanten 75**

Samenvatting

Deze rapportage gaat in op een systematiek en methoden voor generieke en locatiespecifieke beoordeling van het toepassen van grond en bagger in diepe plassen. Begin 2010 hebben de ministeries van VROM en V&W (nu samen I&M) aan de instituten RIVM, Deltares en ECN gevraagd te adviseren over een methodiek voor locatiespecifieke beoordeling van toepassing van bagger klasse B en grond klasse Industrie. In het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) wordt de mogelijkheid geboden voor het hergebruik van grond en bagger als grootschalige bodemtoepassingen (GBT) op of in de bodem of onder oppervlaktewater. Het advies richt zowel op een toetsingskader (criteria) als een systematiek en methoden om criteria te toetsen. Dit rapport moet als onderbouwing worden gezien van de *'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen'* (I&M, 2010a) die tot stand is gekomen vanuit een werkgroep van het Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit. Aanleiding voor het opstellen van deze Handreiking was een aantal initiatieven tot herinrichting dat begin 2009 leidde tot vragen en onrust bij bewoners en decentrale overheden. De daarna ingestelde Commissie-Verheijen is advies gevraagd over de wetenschappelijke onderbouwing van het beleid, waarop deze Commissie ondermeer heeft geadviseerd voor specifieke situaties het Bbk aan te vullen en het proces rond het herinrichten en verondiepen te verduidelijken.

De methodiek en de elementen die in deze verkenning worden aangedragen waren mede basis voor het beoordelingskader in paragraaf 4.4 van de genoemde *'Handreiking'*. Beleidsmatig is daarin onderscheid gemaakt in niet-vrijliggende diepe plassen en vrijliggende diepe plassen. De essentie zit in de aan- of afwezigheid van contact met ander oppervlaktewater en het al dan niet toepassen van gebiedseigen materiaal. In de Handreiking is een stroomschema opgenomen dat aangeeft hoe het generieke beleid en het gebiedsspecifieke beleid samenhangen.

Deze rapportage is de weerslag van die verkenning en bevat een *voorstel* voor invulling van een methodiek en de daarbinnen te gebruiken elementen voor zowel generieke als locatiespecifieke toetsing. De vastgestelde Handreiking bevat het uiteindelijke beleidsmatig afgesproken beoordelingskader, waarin ondermeer gebruik is gemaakt van de in deze rapportage uitgewerkte elementen. De nadruk bij de vraag over (locatiespecifieke) beoordeling lag bij het grondwater, maar ook de aspecten voor het beoordelen van het oppervlaktewater zijn meegenomen, omdat dit niet los van elkaar kan worden gezien.

Ten eerste wordt ingegaan op het bodem- en watersysteem en de processen die een rol spelen bij het toepassen van grond en bagger in diepe plassen. De bronpad-receptor geeft aan waar bij beoordeling van effecten aandacht aan besteed moet worden. Ten eerste zijn de eigenschappen en de processen in het toegepaste materiaal van belang. Ten tweede is het van belang in welke mate contaminanten vrij kunnen komen uit dit materiaal en zich naar elders kunnen verplaatsen. Ten derde gaat het erom te bepalen welke effecten (receptoren) beschouwd moeten worden en welke criteria daarbij horen.

Een belangrijk element voor het beschouwen van de toetsingscriteria is de inhoud van de Grondwaterrichtlijn (GWR) van de Kaderrichtlijn Water (KRW) en deze richtlijn zelf. Een in dit verband relevant aspect in de GWR is het artikel over het voorkomen en beperken van inbreng van stoffen. Bij veel activiteiten is

inbreng niet in absolute zin te voorkomen en zijn geen maatregelen nodig wanneer de inbreng van stoffen zo klein is dat achteruitgang van de kwaliteit van het grondwater is uitgesloten. Via het hanteren van toetsingscriteria in het grondwater wordt hieraan invulling gegeven.

Voor grondwater zijn relevante toetsingscriteria de streefwaarde diep, de streefwaarde ondiep en de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (of een fractie daarvan) als de ecologische risicogrens, in combinatie met bij voorkeur de lokale of regionale achtergrondconcentraties (bij van nature voorkomende stoffen). Ook de drinkwaternormen zijn relevante criteria om rekening mee te houden. Voor oppervlaktewater zijn de milieukwaliteitsnormen vanuit de Kaderrichtlijn Water (MKN; en het MTR_{totaal} voor overige stoffen) en kwaliteitscriteria voor combinatietoxiciteit relevant als toetsingscriteria. Bij het herinrichten van plassen ligt de criteria keuze momenteel bij de lokale bevoegde overheden. Naast een toetsingscriterium voor grondwater en oppervlaktewater kan ook gekozen worden voor het stellen van een afgeleid criterium voor het (poriewater van het) toe te passen materiaal. Hierbij kan momenteel de verwachte verdunning tussen poriewater en grondwater naast de plas worden betrokken. Als kwetsbare objecten (receptor) zijn drinkwaterwinningen en grondwater/kwel gevoede terrestrische natuur en oppervlaktewaterlichamen van belang. Beleidsmatig is het bereiken van deze objecten binnen honderd jaar relevant bevonden.

De mogelijkheden voor een methodiek en elementen voor (locatiespecifieke) beoordeling zijn verkend op basis van de beschikbare beoordelingsmethoden voor toepassing van grond en bagger. De nadruk lag daarbij op het grondwater. De voorgestelde methodiek heeft de vorm van een stroomschema met de te doorlopen stappen rond beoordelen van A. effecten op het oppervlaktewater, B. effecten op het grondwater en C. het bereiken van kwetsbare objecten (receptoren) (zie Figuur 4.1). Een stapsgewijze aanpak wordt voorgesteld. Voor oppervlaktewater (A) kan in een eerste stap de verwachte of gemeten poriewaterconcentratie in het materiaal worden getoetst, zowel voor de vulfase als de afwerkingsfase. In de afwerkingsfase gaat het om het beoordelen van de afdeklaag. Na toepassing kan via monitoring de kwaliteit worden getoetst. Voor grondwater (B) kan voor bagger in een eerste stap de anaerobe beschikbaarheid worden berekend of gemeten en kan in een tweede stap het verschil in doorlatendheid tussen baggermateriaal en de zandige omgeving generiek worden betrokken. Voor aerobe grond bestaat voor het inschatten van de anaerobe beschikbaarheid van anorganisch stoffen nog geen geaccepteerde methodiek die kan worden ingezet voor beoordeling. In een vervolgstap kan ook locatiespecifiek de geohydrologie worden beoordeeld om na te gaan in welke mate verspreiding kan optreden. Voor het beoordelen van het bereiken van kwetsbare objecten (C) is in de eerste stap het afstandscriterium van 5 en 1 kilometer afgeleid voor respectievelijk vergunde (drink)waterwinningen en kleine onttrekkingen grondwaterafhankelijke terrestrische natuur en oppervlaktewaterlichamen en kan in een tweede stap de lokale geohydrologie worden betrokken.

In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de geohydrologie tijdens en na het verondiepen van diepe plassen, waarbij een generieke verdunningsfactor in een POC ('Plain of Compliance') benedenstrooms van een met bagger gevulde plas is afgeleid van een factor 100. Voor locatiespecifieke beoordeling van verdunning (inclusief beoordeling van grond) is aanbevolen een aanvullende studie te doen. Voor het schatten van poriewaterconcentraties van een aantal anorganische stoffen in bagger zijn relaties beschikbaar, zodat metingen hiervan niet nodig

zijn. Voor andere metalen en bij overschrijding van criteria wordt een poriewatermeting met een CaCl_2 -extractie aanbevolen. De mobilisatie van anorganische stoffen onder anaerobe condities uit aerobe grond kan nog met onvoldoende zekerheid worden ingeschat en verdere methodiekontwikkeling is gewenst. Aanbevolen wordt hiervoor aanvullend onderzoek te doen.

Geconcludeerd is dat er geschikte elementen zijn voor risicobeoordeling van het toepassen van grond en bagger in diepe plassen, maar voor het toepassen van aerobe grond in diepe plassen zijn de huidige onzekerheden zodanig dat verder onderzoek naar locatiespecifieke en generieke beoordeling van effecten op de omgeving (met name grondwater) nog gewenst is. Deze elementen kunnen binnen de Handreiking worden gebruikt; een aantal onderdelen moeten nog verder uitgewerkt worden. Tevens kunnen de elementen (op termijn) gebruikt gaan worden voor het te ontwikkelen 'generieke toetsingskader', waar beleidsmatig behoefte aan is. In de aanbevelingen wordt ingegaan op de onderdelen waarvoor nog nadere uitwerking of onderzoek gewenst is.

1 Context en doelstelling

1.1 Aanleiding

In het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) wordt de mogelijkheid geboden voor hergebruik van grond en bagger als grootschalige bodemtoepassingen (GBT) op of in de bodem of onder oppervlaktewater. Dit geldt voor waterbodembodem tot en met klasse B en voor grond tot en met klasse Industrie. Naast de samenstellingswaarde klasse B en Industrie gelden er emissie-eisen voor de anorganische componenten. Begin 2009 heeft een aantal initiatieven tot herinrichting van diepe plassen geleid tot vragen en onrust bij bewoners en decentrale overheden. De toenmalige ministeries van VROM en van V&W hebben daarop de Commissie-Verheijen ingesteld en advies gevraagd over de wetenschappelijke onderbouwing van het beleid. Deze Commissie heeft ondermeer geadviseerd voor specifieke situaties het Bbk aan te vullen en het proces rond het herinrichten en verondiepen van voormalige zandwinplassen te verduidelijken. Met dit advies zijn beide ministeries aan de slag gegaan om een handreiking te maken die antwoord geeft op de vraag: 'Hoe gaan we in Nederland zorgvuldig om met grond en baggerspecie bij het herinrichten van nieuwe diepe plassen'. Die 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen' (I&M, 2010a) is tot stand gekomen vanuit een werkgroep van het Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit, waarin betrokken overheden en de grondbranche zijn vertegenwoordigd. Via de 'Circulaire Herinrichting diepe plassen' (I&M, 2010b) wordt de Handreiking geformaliseerd.

Deze handreiking gaat in op het hele beleidsproces om tot verondiepen te komen en geeft algemene aanvullende voorwaarden voor het toepassen van bagger klasse A en grond klasse 'Wonen'. Deze voorwaarden richten zich met name op nutriënten, omdat dat niet in het Bbk is geregeld. Verder worden aanvullende voorwaarden bij toepassing van bagger klasse B/grond klasse Industrie gesteld en wordt ingegaan op de gewenste monitoring tijdens de uitvoeringsfase. In paragraaf 1.3 wordt iets nader ingegaan op de beleidscontext en de genoemde Handreiking.

1.2 Vraagstelling en doel

Tijdens het beleidsproces waarin de Handreiking is ontwikkeld hebben de toenmalige ministeries van VROM en van V&W aan de instituten RIVM, Deltares en ECN gevraagd te adviseren over een methodiek voor locatiespecifieke beoordeling van toepassing van bagger klasse B en grond klasse Industrie. Deze rapportage is de weerslag van die verkenning en bevat een voorstel voor invulling van een methodiek en de daarbinnen te gebruiken elementen voor zowel generieke als locatiespecifieke toetsing. Binnen een dergelijke beoordeling is enerzijds een toetsingskader nodig, en anderzijds methodieken die een toetsing daaraan praktisch mogelijk maken. Op beide wordt in deze rapportage ingegaan.

Het doel van deze rapportage is om tot een systematiek te komen en elementen aan te dragen voor beoordeling van de kwaliteit van grond en bagger bij het toepassen in diepe plassen, die aansluit bij de 'Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen' (verder 'de Handreiking'). In paragraaf 1.3 wordt ingegaan op de beleidscontext. De mogelijkheden voor een methodiek zijn verkend, rekening houdend met beschikbare locatiespecifieke beoordelingsmethoden voor toepassing van grond en bagger. De nadruk lag daarbij op het grondwater. De

voorgestelde methodiek heeft de vorm van een stroomschema met de te doorlopen stappen. Deze verkenning doet voorstellen en aanbevelingen voor de methodiek en de elementen daarvoor. De Handreiking bevat het uiteindelijk afgesproken beoordelingskader; deze rapportage heeft daarvoor een onderbouwing gevormd.

Tijdens deze verkenning is ook gewerkt aan het scherp krijgen van eisen die voortvloeien uit de Europese Grondwaterrichtlijn (GWR) en de Kaderrichtlijn Water (KRW). De te gebruiken toetsingscriteria voor grondwater en oppervlaktewater moeten aansluiten bij de eisen die vanuit deze kaders worden gesteld. De voorgestelde methodiek maakt gebruik van relevante beoordelingscriteria die binnen deze en aanpalende beleidskaders zijn toegepast (zoals ten behoeve van bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen op land).

1.3 Beleidscontext

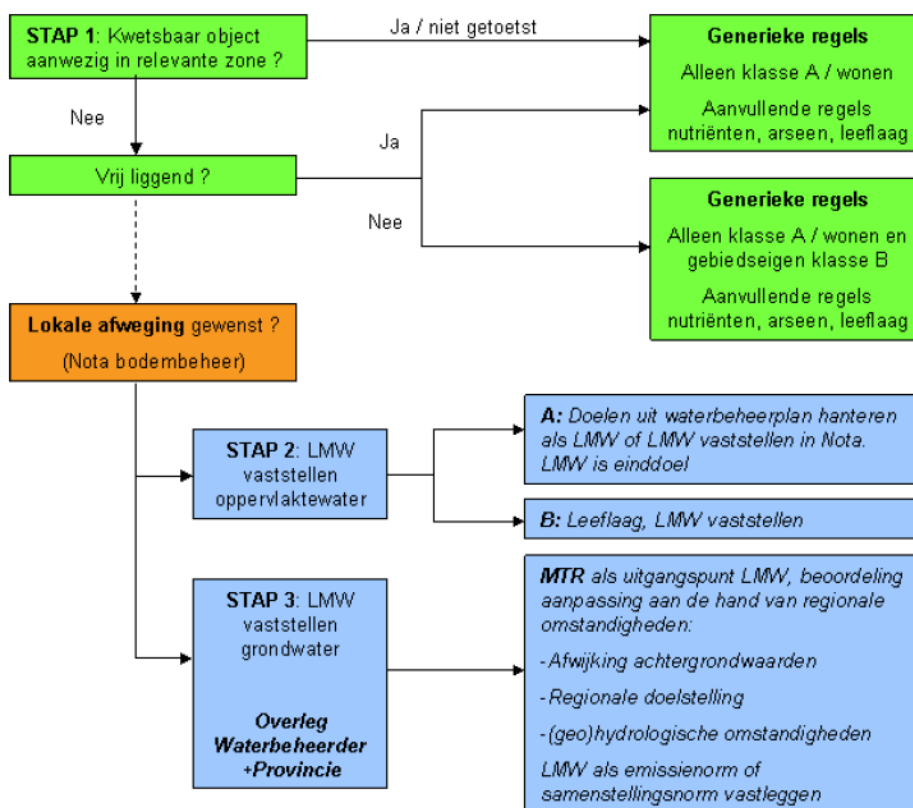
De methodiek en de elementen die in deze verkenning worden aangedragen zijn mede basis voor het beoordelingskader in paragraaf 4.4 van de 'Handreiking'. Het vormt daarmee een onderbouwing van de invulling van de Handreiking. In de Handreiking wordt beleidsmatig onderscheid gemaakt in:

- niet-vrijliggende diepe plassen;
- vrijliggende diepe plassen..

De definities hiervan staan in de Handreiking. De essentie zit in de aan- of afwezigheid van contact met ander oppervlaktewater. In de Handreiking is een stroomschema opgenomen dat aangeeft hoe het generieke beleid en het gebiedsspecifieke beleid samenhangen (zie Figuur 1).

Het in dit rapport beschreven toetsingskader en de beoordelingsmethoden kunnen primair ingezet worden bij het maken van een lokale afweging voor gebiedsspecifiek beleid (locatiespecifieke beoordeling). Tevens kunnen de elementen (op termijn) gebruikt gaan worden voor het te ontwikkelen 'generieke toetsingskader'. Bij de ontwikkeling van het beleidskader is aangegeven daar uiteindelijk heen te willen. In de aanbevelingen wordt ingegaan op de onderdelen waarvoor nog nadere uitwerking gewenst is.

Een toetsingskader in combinatie met het inzetten van een beoordelingsmethode kan als instrument worden vastgesteld binnen een Nota bodembeheer, om vervolgens per partij te bepalen of bagger of grond met een bepaalde kwaliteit toegepast kan worden.



Figuur 1 Denklijn van het toetsingskader met generieke en gebiedsspecifieke stappen zoals opgenomen in de Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen (I&M, 2010a).

1.4 Werkwijze

De vraag in paragraaf 1.2 is begin 2010 opgepakt met een team van deskundigen op het gebied van risicobeoordeling, chemisch stofgedrag en geohydrologie bij Deltares, ECN en RIVM.

De vraag is uitgewerkt op basis van de op dat moment beschikbare kennis. Uit het advies van de deskundigencommissie Verheijen werd al duidelijk dat er een aantal onzekerheden is op het gebied van uitloging uit grond en bagger. Binnen het korte tijdbestek van deze studie was geen ruimte voor verdere inhoudelijke uitdieping en nieuw onderzoek. Wel is een nadere geohydrologische analyse gedaan voor de situatie rond zandwinplassen (zie paragraaf 5.1).

Het team van deskundigen heeft in een aantal bijeenkomsten de beschikbare informatie gewogen en is tot een zo concreet mogelijke invulling gekomen binnen de context van de problematiek. Daar waar de wetenschappelijke onzekerheden nog te groot zijn, zijn aanbevelingen gedaan voor vervolgvactiteiten.

1.5 Leeswijzer

Eerst wordt ingegaan op de te onderscheiden effecten van het verondiepen van diepe plassen en op de aspecten waar in de nieuwe situatie naar gekeken zou moeten worden (zie hoofdstuk 2). Belangrijk zijn de effecten op het bodem- en (grond)watersysteem en geohydrologische en chemische processen.

Om de effecten te beoordelen worden vervolgens het relevante toetsingskader en de beoordelingscriteria behandeld (zie hoofdstuk 3). Vervolgens wordt ingegaan op de voorgestelde methodiek voor beoordeling (beslisboom) en de hoofdlijnen van de stappen daarbinnen (hoofdstuk 4). In hoofdstuk 5 zijn de achtergronden van enkele methoden beschreven. Dit richt zich ook op de methodiekontwikkeling die gewenst is om deze kennis goed te kunnen toepassen. Er wordt afgesloten met conclusies en aanbevelingen voor vervolgonderzoek (hoofdstuk 6).

2 Effecten van verondiepen op grondwater en oppervlaktewater

Doel van dit hoofdstuk is de context te schetsen en de aspecten te benoemen die van belang zijn voor het beoordelen van het verondiepen van plassen met grond of bagger. Het is daarmee een kapstok voor de inhoud van de volgende hoofdstukken.

Tijdens het verondiepen van plassen met licht verontreinigd materiaal vindt een groot aantal chemische, fysische en biologische processen plaats. Deze processen zijn afhankelijk van de hydrologische ligging en ruimtelijke omgeving van de plas. In dit hoofdstuk worden in het kort de belangrijkste chemische, fysische en biologische processen toegelicht vanuit het oogpunt van kwaliteitseisen, gesteld aan het toe te passen slib en grond. Een meer uitgebreide beschrijving van deze processen is te vinden in het onderzoek naar de verondieping van de zandwinplas bij de Schellerwaard (De Lange en Hartog, 2009). Ook in het advies van de Commissie-Verheijen wordt in meer detail ingegaan op deze aspecten (Verheijen, 2009). Ter ondersteuning van deze rapportage is een nadere geohydrologische analyse gedaan voor de situatie rond veel voorkomende zandwinplassen (De Lange et al., 2010).

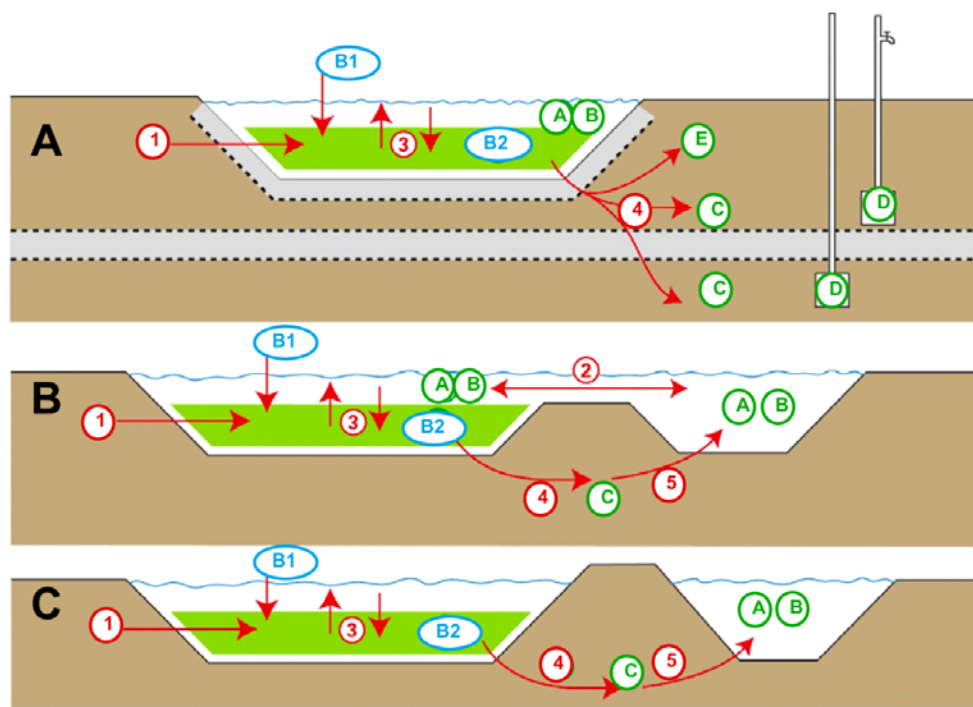
2.1 Bron-pad-receptor benadering

Baggerspecie en grond die in een plas worden toegepast kunnen verontreinigd zijn met contaminanten, maar deze mogen niet leiden tot onaanvaardbare risico's. Om de risico's goed in te kunnen schatten is een bron-pad-receptor benadering gebruikt, waarbij een onderscheid is gemaakt tussen sediment (bagger, slib) en grond (afkomstig van landbodems en de zogenoemde weerdgronden) vanwege de verschillen in doorlatendheid en chemisch eigenschappen (zie paragraaf 2.2 en 2.3). De toegepaste bagger(specie) en grond vormen de bron waaruit verontreinigingen, voor zover deze in contact met water uit het materiaal kunnen worden vrijgemaakt, zich kunnen verplaatsen met het (grond)water (het pad). Als deze mobiele verontreinigingen via dit pad elders terechtkomen, bij de receptor, kan dat leiden tot nadelige effecten. Gedacht moet worden aan plaatsen waar de mens of het ecosysteem eraan blootgesteld kunnen worden, zoals drinkwateronttrekkingen of grondwaterafhankelijke natuur. Ook oppervlaktewater wordt als een relevante receptor beschouwd.

Welke receptoren van toepassing zijn is afhankelijk van de ligging en de omgeving van de plas. In Figuur 2 zijn een vrijliggende plas (A), een niet-vrijliggende plas (B) en een vrijliggende plas in de nabijheid van oppervlaktewater geschetst (C). In het advies van de Commissie-Verheijen worden vijf typen zandwinplassen onderscheiden (Verheijen et al., 2009).

1. De put waaruit zand is gewonnen, is tot tientallen meters diep en geïsoleerd van een oppervlaktewatersysteem ligt (type A).
2. De put waaruit zand is gewonnen, is tot tientallen meters diep en er is een open verbinding met het oppervlaktewater (en het grondwater) (type B).
3. De buitendijks gelegen zand- of kleiwinputten, meestal gelegen in het riviereengebied. Deze putten zijn vaak enkele tientallen meters

- diep, hebben direct contact met het grondwater, en maken bij hoogwater deel uit van het riviersysteem (type B of C).
4. De put waaruit Holocene grond/zand is gewonnen en een tiental meters diep is uitgegraven tot aan een scheidende laag. Door deze scheidende laag is er geen direct contact met het diepe grondwater; wel kan er direct contact zijn met oppervlaktewater (type A, B of C).
 5. De put waaruit Pleistoceen zand is gewonnen in een omgeving met zout en/of nutriëntrijk grondwater. Deze putten liggen meestal in kleigebieden en droogmakerijen in west Nederland (type B of C).



Bron	B1. Verondiepen van de put met grond/bagger B2. Samenstelling/emissie in grond / bagger
Pad (transport)	1. Grondwaterstroming langs/door toepassing 2. Transport naar ander opp. water 3. Uitwisseling sediment <-> opp. water 4. Verspreiding stoffen naar/in grondwater 5. Verspreiding grondwater naar opp. water
Receptor (beoordelingspunt)	A. Verontreiniging oppervlaktewater. B. Nutriënten in oppervlaktewater C. Concentratie in grondwater D. Bedreiging van drinkwaterbron (onder of boven scheidende laag) E. Kwel naar grondwater afhankelijk terrestrisch ecosysteem

Figuur 2 Beschrijving van de bron-pad-receptor benadering. A (boven) is vrijliggende diepe plas, B (midden) is diepe plas als onderdeel van het oppervlaktewater, C (onder) is diepe plas in de buurt van oppervlaktewater. Grijs is scheidende (klei)laag die aanwezig kan zijn (Bron: Deskundigen Commissie-Verheijen, 2009).

Er bestaat een groot aantal receptoren voor de effecten van verondieping van zandwinplassen. Deze receptoren hangen mede af van de locatie van de diepe plas. In deze rapportage hanteren we twee hoofdtypen receptoren: 1) het grondwater dat de diepe plas omringd, inclusief kwetsbare objecten stroomafwaarts en 2) het oppervlaktewater in de diepe plas zelf. Uitgangspunt is dat voor deze twee typen receptoren geen ontoelaatbare nadelige effecten op zullen treden, zowel tijdens het verondiepen als in de eindsituatie. In paragraaf 2.4 wordt op de mogelijke effecten ingegaan.

2.2 Geohydrologie in bron en pad

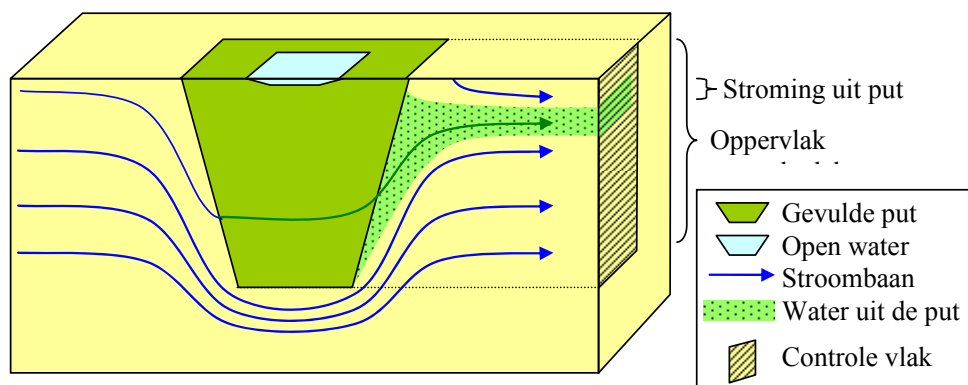
De paden beginnen allemaal in het poriewater in de grond of baggerspecie (de bron). De kortste paden zijn die naar het oppervlaktewater, de langste paden die naar veraf gelegen kwelgebieden. Binnen de bron, het toegepaste materiaal in de plas, kan het grondwater langs verschillende paden stromen; het water zoekt de weg van de minste weerstand en dus van het best doorlatende materiaal.

Van groot belang hierbij is dat het pad van grondwaterstroming binnen de bron grotendeels afhangt van de hydrologische situatie van de (diepe) plas in de eindsituatie.

1. Is het oppervlaktewaterpeil gemiddeld significant hoger dan de grondwaterstand, dan overheerst de infiltratie in de plas en treedt de grootste uitstroming naar het grondwater op.
2. De uittrekkende volumes zijn klein als het oppervlaktewaterpeil gelijk is aan de grondwaterstand.
3. Als het peil (significant) lager is dan de grondwaterstand, dan stroomt het grondwater naar de plas, dat wil zeggen van buiten naar binnen en is er geen uitstroming.

In de Lange et al. (2010) worden verschillende mogelijkheden aangegeven en geanalyseerd. Paragraaf 5.1 gaat daar nader op in.

Figuur 3 laat de waterstroming zien door en rond een matig doorlatende zandwinplas, waarin vrijwel geen infiltratie plaatsvindt (type 2). Het grondwater zoekt de weg van de minste weerstand door de plas en stroomt dan ook hoofdzakelijk om de verondiepte plas heen.



Figuur 3 Schematische weergave van de stroombanen rond en door een 'matig doorlatende' zandwinplas. Het toegepaste materiaal heeft een lagere doorlatendheid dan de omgeving (de diepte is overdreven weergegeven ten opzichte van het horizontale vlak).

Bij uitstroming in het omliggende grondwater vormt zich een pluim. De vorm van de pluim wordt bepaald door de aanwezigheid van de afsluitende kleilagen onder de plas en door het verschil in doorlatendheid binnen en buiten de bron. Relatief laag doorlatend materiaal, ten opzichte van de omgeving, zorgt voor een relatief dunne of smalle pluim. Bij stroming onder de put door is de pluim dun en als de put tot op de scheidende laag is gevuld is de pluim in horizontale richting smal. Bij hoge doorlatendheid zal de pluim breder zijn.

Als het peil van het oppervlaktewater hoog is ten opzichte van de grondwaterstand (type 1), dan infiltreert water uit de plas naar het grondwater mogelijk via twee wegen. Enerzijds via direct contact met de oever en anderzijds via stroming door de toegepaste baggerspecie en grond. Voor het stoftransport uit deze materialen is dan vooral de laatste route relevant.

Door uitloging van verontreinigingen via het poriewater van het toegepaste materiaal kunnen de concentraties van de stoffen in de pluim verhoogd zijn ten opzichte van de omgeving. Deze zullen normaal gesproken niet hoger zijn dan de concentraties in het poriewater van het vulmateriaal zelf (tenzij door reductie mobilisatie optreedt). In het algemeen zijn de concentraties in de pluim lager door het optreden van retardatie (als gevolg van neerslag of binding aan reactieve minerale of organische oppervlakken in het omliggende zandpakket), verdunning en wanneer er afbraak van organische stoffen optreedt.

2.3 Chemische processen in bron en het pad

2.3.1 Uitwisseling en mobilisatie in de bron

De bron is het bagger- en bodemmateriaal dat gebruikt wordt voor het vullen van de plas. Om de receptoren te bereiken moeten verontreinigingen in toegepaste baggerspecie en grond eerst worden gemobiliseerd door contact met het omringende (porie)water ('uitloging'). De mate van uitloging van deze stoffen is afhankelijk van de chemische vorm waarin deze stoffen in het materiaal voorkomen en de omgevingsfactoren (macrochemie, waaronder redox) in de plas. Van de totale concentratie van een stof in de baggerspecie of grond is doorgaans slechts een bepaalde fractie 'beschikbaar' voor uitloging, waarbij het restant dermate vast gebonden is in de (minerale) matrix dat het ook op lange termijn niet vrij kan komen. De mate van uitloging van de beschikbare fractie hangt af van de omgevingsfactoren in de plas, waarbij vooral de zuurgraad (pH), redoxpotentiaal en opgeloste organische stof (DOC) in het poriewater bepalend zijn voor de concentraties van verontreinigingen die uitloggen via het poriewater.

Sediment is doorgaans zuurstofloos (anaeroob), terwijl grond uit de onverzadigde zone van landbodems (waaronder ook de zogenoemde weerdgronden) doorgaans zuurstofhoudend (aeroob) is. Wanneer dergelijke grond echter onder water wordt toegepast, dan wordt de aanwezige zuurstof doorgaans verbruikt en ontstaat eveneens een anaerobe situatie. De redox-omstandigheden bepaalt, met name voor anorganische stoffen, de verschijningsvorm of speciatie, waarin deze stoffen voorkomen. Voor veel stoffen kunnen anaerobe omstandigheden gunstig zijn, in de zin dat de oplosbaarheid en uitloging laag is (bijvoorbeeld voor zware metalen wanneer slecht oplosbare sulfides kunnen worden gevormd), maar er zijn hierop ook uitzonderingen, zoals bijvoorbeeld arseen.

Met betrekking tot beoordeling van het verspreidingsrisico van verontreinigingen in toegepaste baggerspecie of grond in een diepe put, is het dus van belang om de mate van uitloging vast te stellen, onder de omgevingsfactoren, zoals die in de put gelden. Hiervoor kunnen

1. relaties tussen de totale samenstelling en uitloging voor individuele stoffen worden afgeleid, met doorgaans echter relatief grote onzekerheden of
2. directe metingen van de uitloging worden gehanteerd.

In hoofdstuk 5 wordt nader ingegaan op de huidige kennis en beschikbare informatie over samenstelling en uitloging van baggerspecie en grond, en wordt op basis daarvan een methodiek voorgesteld.

2.3.2 *Relevante processen in de ondergrond*

Voor elke beoordeling is het belangrijk dat er rekening wordt gehouden met de situatie dat landbodem materiaal (in eerste instantie) aeroob is en daardoor voor veel stoffen een grotere mobiliteit kent dan anaerobe bagger. Omdat (aerobe) grond (en aerobe bagger) in de diepe plas een chemische verandering zal ondergaan, zullen metingen van de chemische kwaliteit representatief moeten zijn voor de chemische reactiviteit van de grond en bagger. De mate van oplossen en complexatie van anorganische elementen is afhankelijk van de reactiviteit. De fractie van elementen die in slecht oplosbare minerale matrices zitten opgesloten is niet reactief, waardoor deze fractie ook niet in het poriewater terecht zal komen. Elementen die in of aan een meer reactief mineraal zijn gebonden, zoals metaal(hydr)oxiden, kunnen door het verdwijnen van dat mineraal wel oplossen en uitspoelen. Daarnaast worden stoffen in grondwaterpakket door sorptie, of retardatie, weer ten dele vastgelegd. De flux vanuit het anaerobe vulmateriaal naar aeroob of suboxisch (grond)water, omvat naast de uitgeloopte verontreinigingen ook hogere DOC-concentraties, die aanleiding kunnen geven voor mobilisatie van al in de ondergrond aanwezige stoffen. Daarbij kan het uittredende anaerobe poriewater ook leiden tot het oplossen van ijzer- en mangaanoxiden. Daaraan gebonden stoffen kunnen in oplossing gaan als gevolg van de anaerobe omstandigheden. Dit leidt (al dan niet tijdelijk) tot een hogere mobiliteit. Ook de aanwezigheid van sulfaat/sulfide kan de mobiliteit van metalen echter weer beperken wanneer sulfideneerslagen worden gevormd. Door deze aan elkaar tegengestelde processen, waarbij de mate waarin deze processen optreden onzeker is, zijn transportberekeningen lastig.

In hoofdstuk 5 wordt op basis van de huidige kennis en instrumenten met betrekking tot deze chemische processen en de geohydrologie in het vulmateriaal en pad een methodiek afgeleid die op korte termijn kan worden toegepast met betrekking tot de afleiding van kwaliteitseisen voor het toegepaste vulmateriaal, rekening houdend met de geohydrologie in bron en pad (paragraaf 2.2) en gegeven de keuze van toetsingscriteria voor het grondwater (paragraaf 3.4).

In de methodiek zoals voorgesteld in dit rapport wordt niet expliciet gerekend met (locatiespecifieke) geochemische processen in de stroombaan, zoals in de methodiek die is gebruikt voor de afleiding van emissiewaarden voor bouwstoffen (Verschoor et al., 2006) en grootschalige bodemtoepassingen (GBT) op landbodem in het Besluit bodemkwaliteit. Naast de sorptie van de uitgeloopte verontreinigingen aan reactieve minerale en organische oppervlakken in het omliggende (zand)pakket kunnen, zoals hierboven aangehaald voor de situatie van emissies uit baggerspecie in zandwinplassen, ook veranderingen in de redoxpotentiaal optreden door interactie van de

anaerobe pluim met omliggend aerob (zuurstof en/of nitraathoudend) grondwater. Dergelijke processen kunnen belangrijke effecten hebben op de concentraties van verontreinigingen in de pluim, maar de kwaliteit van geochemische modelvoorspellingen daarvan is momenteel nog onvoldoende. Op langere termijn kunnen deze processen worden meegenomen in geochemische modellen voor uitloging en verspreiding van stoffen zoals momenteel ontwikkeld worden voor grond (Spijker et al., 2009). Het verdient daarom aanbeveling om bij deze modelontwikkeling specifieke aandacht te besteden aan de implementatie en validatie van uitloogprocessen onder anaerobe condities.

2.4 Effecten (receptoren)

De effecten die kunnen optreden ten gevolge van de uitloging en verspreiding van verontreinigingen uit de toegepaste baggerspecie en grond kunnen worden onderverdeeld in vier groepen:

1. Effecten die optreden in het oppervlaktewater tijdens de vulfase van de put;
2. Effecten die optreden in het oppervlaktewater in de eindsituatie van de put (na de vulfase);
3. Effecten die optreden in het grondwater tijdens de vulfase van de put;
4. Effecten die optreden in het grondwater en het mogelijk bereiken van kwetsbare objecten (na de vulfase).

Deze effecten omvatten dus receptoren in oppervlaktewater en grondwater (zie ook A, B, C, D en E in Figuur 2). Voor het oppervlaktewater wordt onderscheid gemaakt in de periode waarin de put wordt gevuld en de situatie na het verondiepen. Dit onderscheid is nodig, omdat tijdens de vulfase nadelige effecten kunnen optreden, zoals vertroebeling, die echter van tijdelijke aard zijn. Na het beëindigen van het vullen kunnen deze effecten ook verdwijnen. Er zal voor een specifieke situatie een afweging gemaakt moeten worden tussen de voordelen van de zandput in de eindsituatie tegen het nadeel van de (tijdelijke) effecten tijdens de vulfase waarbij een zo goed mogelijke inschatting dient te worden gemaakt van de (mate van) omkeerbaarheid van specifieke effecten.

De processen en factoren die van belang zijn bij deze typen effecten worden hieronder nader toegelicht.

1. Effecten richting oppervlaktewater tijdens vullen

Tijdens het vullen van de put wordt het materiaal van bovenaf in de put gebracht. Ten eerste zal dit door het suspenderen van slibdeeltjes in de waterkolom tot vertroebeling van het oppervlaktewater leiden. Daarnaast zal tijdens het bezinken van het vulmateriaal uitwisseling van stoffen plaatsvinden tussen vulmateriaal en oppervlaktewater. Naast de anorganische stoffen (waarvoor emissie/uitloogeisen zijn gesteld), kunnen ook organische microverontreinigingen (PCB, bestrijdingsmiddelen, PAK, minerale olie) en nutriënten, zoals fosfaat en nitraat, in het oppervlaktewater vrijkomen. Deze zogeheten consolidatieflux stroomt voor het grootste gedeelte af naar het oppervlaktewater, maar ook deels naar het grondwater (zie onder 3.)

De vertroebeling tijdens het vullen en het vrijkomen van verontreinigingen en nutriënten kan een tijdelijke kwaliteitsachteruitgang betekenen, die als acceptabel kan worden beoordeeld wanneer de gewenste kwaliteit wordt bereikt in de eindsituatie. Voorkomen moet worden dat de put tijdens de vulfase eutrofieert. Deze eutrofiering kan leiden tot een situatie waarin de gewenste

kwaliteit voor de eindsituatie niet gehaald wordt of het zeer lang duurt voordat de gewenste kwaliteit wordt gehaald.

2. Effecten richting oppervlaktewater in de eindsituatie van de put

Na de vulfase zal nog nalevering van stoffen uit het vulmateriaal naar het oppervlaktewater kunnen plaatsvinden. De uitwisseling van stoffen uit het vulmateriaal naar het oppervlaktewater vindt, in een infiltrerende situatie, alleen plaats op het grensvlak met het bovenstaande water. Naar de nalevering van stoffen richting oppervlaktewater is recentelijk een uitvoerig onderzoek afgerond, waarbij nadrukkelijk is gekeken naar de rol van diffusie in de fluxen van organische contaminanten, zware metalen en nutriënten (Schipper et al., 2009; Vink et al., 2010b). Hoewel nalevering voor alle genoemde stofgroepen is aangetoond, kan in algemene zin worden gesteld dat, vanwege de bovengenoemde redoxgevoeligheid van metaaloxiden met daaraan gebonden stoffen, met name fosfaat, ijzer, mangaan en arseen een generiek risico vormen. Voor andere metalen is dit niet het geval bij infiltrerende situaties (de meerderheid), vanwege de vorming van sulfiden en/of binding aan reactieve organische stof.

Het vrijkomen van nutriënten (met name fosfaat) kan leiden tot eutrofiëring. In geval van een kwelsituatie is de situatie in het oppervlaktewater ook afhankelijk van de mate van uitwisseling met ander nabijgelegen oppervlaktewater. Hiermee is eutrofiëring van het oppervlaktewater een nadrukkelijk aandachtspunt.

Een mogelijkheid om te voorkomen dat nalevering plaatsvindt, is door de put af te werken met een schone laag sediment over het vulmateriaal (afdeklaag), bijvoorbeeld door zand te 'regenen'. Eventueel detritus kan worden opgevangen in een aan te brengen dieper gelegen deel van de put. Hierdoor kan de noodzaak tot baggeren worden verkleind en kan worden voorkomen dat de schone laag later door baggeren wordt verwijderd. Door het aanbrengen van een schone laag, als onderdeel van de afwerking van put, kunnen de risico's van nalevering fors worden verkleind (zie ook paragraaf 3.3.1). Zoals geadviseerd door de Commissie-Verheijen (Verheijen, 2009) dient met betrekking tot de kwaliteit van de afwerklaag specifiek aandacht te worden besteed aan het voorkomen van emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater.

3. Effecten in grondwater tijdens de vulfase van de put

Tijdens het vullen van de zandwinput treedt in het ingebrachte, liggende materiaal uitpersing van water op. Deze zogeheten consolidatieflux stroomt voor het grootste gedeelte af naar het oppervlaktewater, omdat de weerstand onderin het vulmateriaal het snelst toeneemt door het gewicht van het bovenliggende materiaal (Schmidt et al., 2005). Dit treedt vooral op in kleiig bodemslib, waarin de 'plaatjes' dicht op elkaar worden gedrukt. Zandig materiaal consolideert weinig, waardoor in grote volumes zand niet een verlaging van doorlatendheid met de diepte zal optreden. Ten gevolge van consolidatie zal ook een eenmalige puls van poriewater in het grondwaterlichaam komen, die significant groter is dan de jaarlijkse flux na consolidatie. Indien gemeten wordt is deze puls de meest waarschijnlijke oorzaak van een 'eenmalige' significante concentratie. In het Schellerwaard-onderzoek (De Lange en Hartog, 2009) is –modelmatig– naar de effecten op een nabijgelegen geplande waterwinning gekeken. Uit die analyse blijkt dat de puls wordt gedempt door de verschillende verblijftijden van de stroombanen rond en uit de zandwinput en uiteindelijk zal uitdoven.

4. Effecten in en via grondwater na het vullen van de put

De verontreinigingen die uitlogen via het poriewater van het vulmateriaal kunnen worden getransporteerd naar het grondwater. In paragraaf 2.2 is toegelicht hoe de verontreinigingspluim eruit kan zien. Vooral bij het toepassen van bagger kunnen doorlatendheidsverschillen met de veelal zandige omgeving aanzienlijk zijn, waardoor de omvang van de verontreiniging beperkt wordt. Dit betekent echter niet op voorhand dat de risico's aanvaardbaar zullen zijn. Deze worden uiteindelijk bepaald door de uitgeloopte concentraties van verontreinigingen in het poriewater van het vulmateriaal, retardatie in de pluim en de mate van verdunning met het omliggende grondwater. Daarnaast kunnen er, omdat het grondwater een andere samenstelling heeft dan het percolaatwater, ook chemische (redox)reacties optreden wanneer het percolaatwater uittreedt naar het grondwater. Deze effecten vinden voornamelijk plaats aan de randen van de pluim. Door het transport met het grondwater is het mogelijk dat verontreinigingen een receptor bereiken en bedreigen, bijvoorbeeld een drinkwaterwinning of grondwaterafhankelijk ecosysteem. Zoals beschreven in paragraaf 2.3 kan uittredend poriewater met een lage redoxpotentiaal tot (al dan niet tijdelijke) mobilisatie van stoffen leiden in nitraathoudend (zuurstofhoudend) grondwater, doordat ijzeroxiden onder anaerobe omstandigheden in oplossing gaan. Afhankelijk van de aanwezigheid van sulfiden (of vorming daarvan vanuit sulfaat) zal in de pluim vastlegging van metalen kunnen optreden. In De Lange en Hartog (2009) wordt op deze processen nader ingegaan.

3 Toetsingscriteria

Dit hoofdstuk gaat in op het toetsingskader dat gebruikt kan worden bij de beoordeling van grootschalige toepassing van bagger en grond. De beoordelingsmethoden zijn opgenomen in hoofdstuk 4.

3.1 De KRW en Grondwaterrichtlijn en het Besluit bodemkwaliteit

3.1.1 Algemeen

De Europese Kaderrichtlijn Water en Grondwaterrichtlijn verplichten tot het stellen van doelen voor (grond)waterlichamen en het opstellen van maatregelpakketten om deze doelen te realiseren. De richtlijnen zijn gericht op het voorkomen en beperken van verontreiniging. Bestaande wet- en regelgeving zoals het Besluit bodemkwaliteit, Wet bodembescherming en Waterwet, vormen onderdeel van het maatregelpakket. Het totale maatregelenpakket waarmee Nederland invulling geeft aan de verplichting emissies te voorkomen en te beperken is per stroomgebied opgenomen in stroomgebiedbeheersplannen.¹ Beide richtlijnen staan onder bepaalde voorwaarden emissies toe.

Voor het Besluit bodemkwaliteit is het uitgangspunt geweest om bij toepassing van bouwstoffen, grond en bagger op landbodems het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR)-niveau in de grond en het bovenste grondwater lokaal niet te overschrijden. Hierbij is uitgegaan van een belasting als gevolg van uitloging die maximaal zo groot is als de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT). Het Besluit bodemkwaliteit heeft ten doel milieuhygiënische randvoorwaarden te stellen aan toepassing van bouwstoffen, grond en bagger ter bescherming van de bodem, grondwater en het oppervlaktewater waarmee ook wordt voldaan aan de KRW en de GWR.

In het Besluit kwaliteitseisen monitoring water (BKMW, 2009), de Regeling monitoring Kaderrichtlijn Water (VROM, 2010) en plannen van bevoegde (grond)waterbeheerders zijn de KRW-doelstellingen vastgelegd, die in Nederland als uitgangspunt worden gehanteerd voor het waterkwaliteitsbeleid. De chemische normering is voor een deel van de stoffen afgeleid volgens de Europese methodiek (Milieukwaliteitsnormen, MKN) en voor andere stoffen wordt het $MTR_{opp.water, totaal}$ gehanteerd. Om te toetsen of wordt voldaan aan de doelstellingen voor grondwaterlichamen is voor een aantal stoffen een nieuwe chemische norm (de drempelwaarde) afgeleid volgens een in Europa afgestemde methodiek (CIS WFD, 2008; Verweij et al., 2008; BKMW, 2009).

3.1.2 Locatiespecifieke beoordeling conform KRW en GWR

Voor lokale inbreng van stoffen (inputs) gelden de 'prevent and limit' voorschriften. Deze zijn gebaseerd op het principe van voorzorg. Artikel 4 KRW en artikel 6 GWR leggen de EU-lidstaten de verplichting op om maatregelen te nemen teneinde de inbreng van verontreinigende stoffen in (grond)water te voorkomen of te beperken. Artikel 6 GWR verplicht de lidstaten ertoe om maatregelen te nemen met als doel:

- het voorkomen van de inbreng van gevaarlijke stoffen. Gevaarlijke stoffen zijn volgens de KRW 'toxische, persistente en bioaccumuleerbare stoffen of

¹ Download de stroomgebiedbeheersplannen via http://www.helpdeskwater.nl/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/uitvoering/nationaal/item_27248/?ActItnIdt=28241 (2010-07-13).

groepen van stoffen, en andere stoffen die aanleiding geven tot evenveel bezorgdheid’;

- het beperken van de inbreng van verontreinigende stoffen.
Verontreinigende stoffen zijn volgens de KRW ‘iedere stof die tot verontreiniging kan leiden’ en dan met name de stoffen die in Bijlage VIII genoemd worden (zoals halogeenverbindingen, fosforverbindingen, zware metalen, carcinogene stoffen, bestrijdingsmiddelen et cetera).

Aangezien de KRW zelf geen limitatieve opsomming geeft van gevaarlijke stoffen, is het aan de lidstaten om te bepalen voor welke stoffen ze de inbreng willen voorkomen (gevaarlijke stoffen) en voor welke stoffen zij de inbreng willen beperken (verontreinigende stoffen). De Europese ‘guidance on inputs’ doet geen nadere voorstellen over welke stoffen bij welke categorie horen. Aanbevolen wordt hier als Nederland een standpunt over in te gaan nemen. Het rapport Eindrapport onderzoek implementatie KRW-doelstellingen en grondwater in overige regelgeving (Heldring, 2008) bevat een voorstel tot indeling in gevaarlijke en niet-gevaarlijke verontreinigende stoffen voor vier beleidskaders. Het betreft vier regelingen die werken met één of meer lijsten met concrete stoffen: het Activiteitenbesluit, het Lozingenbesluit bodembescherming, het Infiltratiebesluit bodembescherming en het Besluit bodemkwaliteit (Heldring, 2008). Voor iedere stof op deze lijsten is bepaald of ze gevaarlijk of niet-gevaarlijk is en daarmee of inbreng in grondwater moet worden voorkomen dan wel beperkt.

In het rapport Toepassing van uitzonderingsbepalingen GWR op verontreinigingspluimen (Claessens et al., 2010) wordt al aanbevolen om de in Hendring’s rapport aangewezen gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen en mogelijk de in aanvulling daarop nog andere aan te wijzen stoffen in een wettelijke regeling vast te leggen (Waterbesluit/Waterregeling/Besluit kwaliteitseisen monitoring water óf een aparte algemene maatregel van bestuur/ministeriële regeling).

Uitzonderingen

Wanneer inbreng niet kan worden voorkomen, kan, onder voorwaarden, van maatregelen worden afgezien. Dit kan leiden tot uitstel voor het realiseren van de doelen of tot doelverlaging. De uitzonderingen en voorwaarden die gelden om hier een beroep op te mogen doen zijn in de Grondwaterrichtlijn aangegeven. Dit zijn bijvoorbeeld onevenredig hoge kosten en technische onhaalbaarheid.

De uitzonderingen op de verplichtingen om maatregelen te nemen teneinde input van stoffen in (grond)water te beperken en te voorkomen zijn opgenomen in artikel 6, lid 3 van de GWR. Dit zijn:

- a. De toegestane directe lozingen zoals beschreven in artikel 11(3)j van de KRW.
- b. Verontreinigingen in een zodanig kleine omvang dat achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater is uitgesloten.
- c. Verontreinigingen ten gevolge van ongevallen of uitzonderlijke natuurlijke omstandigheden die redelijkerwijs niet te voorzien, te voorkomen of te mitigeren waren.
- d. Verontreiniging ten gevolge van de in de KRW toegestane kunstmatige aanvulling of vergroting van grondwaterlichamen (overeenkomstig met artikel 11(3)f van Richtlijn 2000/60/EG);
- e. Verontreinigingen die technisch niet te voorkomen zijn:
 1. zonder gebruik te maken van maatregelen die het risico voor de menselijke gezondheid of de kwaliteit van het milieu zouden vergroten,

2. zonder onevenredig hoge kosten te maken.
- f. Verontreinigingen die het resultaat zijn van ingrepen in het oppervlaktewater ten behoeve van overstromingen, droogte en beheer van water en waterwegen.

Indien één van deze uitzonderingen van toepassing is en aan de bijbehorende voorwaarden is voldaan, is het inbrengen van stoffen in grondwater dus volgens de GWR toegestaan. De uitzonderingen die mogelijk relevant zijn voor het nuttig toepassen van baggerspecie in plassen zijn artikel 6.3, onder b en artikel 6.3, onder f.

Bij een beroep op artikel 6.3, onder b is volgens het bevoegd gezag de inbreng daadwerkelijk klein genoeg (geen onmiddellijk of toekomstig gevaar van achteruitgang van de kwaliteit). Het bevoegd gezag moet dit kwantitatief onderbouwen. Artikel 6.3, onder f bevat een specifieke regeling voor lozingen die het gevolg zijn van maatregelen gepleegd in het belang van het waterbeheer. De opsomming van doelen die zo'n ingreep kan dienen is niet limitatief: het kan onder meer gaan om het voorkomen van overstromingen en droogte en het beheer van vaarwegen, maar de beheeractiviteit mag ook een heel ander doel dienen. Deze uitzondering is ruimer dan die van artikel 6.3, onder b, want de hoeveelheid verontreiniging die in het kader van deze uitzondering kan worden geaccepteerd is groter. De vraag is of het in de praktijk nodig is deze uitzonderingsbepaling toe te passen.

De GWR uitzonderingen (a t/m f) impliceren dat een lokale concentratiestijging van verontreinigende stoffen in het grondwater is toegestaan onder bepaalde voorwaarden:

- De toepassing van een uitzondering is niet in strijd met strengere Europese regelgeving en mag dus bijvoorbeeld geen negatieve gevolgen hebben voor een Natura 2000-gebied of op de drinkwaterproductie.
- De lidstaat voert de monitoringsverplichtingen (toestand- en trendmonitoring) van de GWR goed uit of voert andere passende monitoring uit.

Het bevoegd gezag houdt een 'inventaris' bij van de gevallen die onder deze uitzondering vallen. Voor veelvoorkomende, kleine inbreng van verontreinigende stoffen, bijvoorbeeld uitloging uit bouwstoffen is het voldoende de nationale regelgeving voor de betreffende handeling op te nemen in de 'inventaris' (bijvoorbeeld Besluit bodemkwaliteit) (Claessens et al, 2010).

Tot slot geldt voor uitzonderingsbepaling f (verontreinigingen die het resultaat zijn van ingrepen in het oppervlaktewater) ook nog de voorwaarde dat de inbreng van verontreiniging geen gevaar vormt voor het behalen van enig in het waterplan vastgelegd KRW-doel. Dit betekent dat de toestand van zowel het oppervlaktewaterlichaam als het grondwaterlichaam niet mag verslechteren, er mag geen significant stijgende trend in concentraties van stoffen plaatsvinden (op het niveau van een grondwaterlichaam), gevoelige ecosystemen mogen niet worden aangetast en voor waterwinningen mag de benodigde mate van zuivering niet in het geding zijn, ook niet op de (redelijkerwijs te voorziene) lange termijn.

3.1.3 *Herinrichten van diepe plassen*

Voor het herinrichten van diepe plassen geldt voor lokale inbreng van stoffen het principe van 'prevent and limit'. In een Nota bodembeheer kan de bevoegde overheid een nadere onderbouwing geven dat aan deze vereisten van de KRW en GWR wordt voldaan met of zonder gebruik van een uitzondering.

De verwachting is dat de inbreng die plaatsvindt door herinrichting dermate klein is dat het zal vallen onder uitzondering b. Vanuit de GWR bestaat er geen kwantitatief toetsingskader om te bepalen wat onder de uitzonderingsbepaling in artikel 6.3, onder b wordt verstaan. Het is aan de bevoegde overheden om te bepalen met welke toekomstige concentraties of belasting aan de GWR wordt voldaan (zie paragraaf 3.2). De Handreiking geeft hiervoor een toetsingskader. Door zich daaraan te houden wordt voldaan aan de verplichting maatregelen te nemen om verontreiniging te voorkomen en te beperken.

Daarnaast is te verwachten dat met het toepassen van de Handreiking en het hanteren van aanvullende criteria voor grondwater en oppervlaktewater (zoals hierna wordt uitgewerkt) voldaan kan worden aan de vereisten rond de lokale inbreng van stoffen van de KRW en GWR volgens de uitzondering in artikel 6.3, onder b). De uitzondering in artikel 6.3, onder f (zie paragraaf 3.1.2) is dan niet nodig.

Of deze hypothese klopt kan worden gecontroleerd door analyse van de meetgegevens in het poriewater van toegepast materiaal en in grondwater rond toepassingen in het verleden. Deze gegevens kunnen inzicht gaan geven in de concentraties van stoffen die worden aangetroffen. Aanbevolen wordt de beschikbare monitoringsgegevens bij Rijkswaterstaat en anderen, die zijn verzameld bij het toepassen of storten van grond en bagger, nader te analyseren om meer inzicht te krijgen in de omstandigheden waarbij al dan niet aan criteria en risicogrenzen voldaan kan worden.

3.2 Overzicht toetsingscriteria

Om locatiespecifieke beoordeling mogelijk te maken en een generiek toetsingskader te ontwikkelen is het van belang dat er toetsingscriteria zijn. De toetsing zelf kan zowel via metingen/monitoring als via modellering worden gedaan (zie hoofdstuk 4). Aansluitend op de genoemde effecten in paragraaf 2.4 wordt op de volgende criteria ingegaan.

1. criterium contaminanten en nutriënten in **oppervlaktewater tijdens vulfase**;
2. criterium contaminanten en nutriënten in **oppervlaktewater na afwerking**;
3. criterium voor **grondwater** nabij de plas;
4. criterium voor bereiken **kwetsbare objecten**.

Naast deze eindpunten zijn ook afgeleide toetsingscriteria mogelijk, waarbij metingen en toetsing daarvan op een andere plaats worden gedaan dan de locatie die uiteindelijk wordt beschermd. Op voorhand is niet aan te geven wat het meest gevoelige eindpunt is. Dit hangt af van de systeemeigenschappen en de hoogte van de criteria.

Beleidsmatig is besloten (en beschreven in de Handreiking) om bij de lokale afweging toetsing binnen het gebiedsspecifieke kader het lokale bevoegd gezag een toetsingscriterium voor het oppervlaktewater en het grondwater te laten vaststellen (binnen de algemene kaders die er zijn). Een andere mogelijkheid was de rijksoverheid generieke toetsingscriteria te laten aangeven waaraan voldaan moet worden.

Met de uitwerking in de Handreiking en deze rapportage ligt er wel een generiek kader waar lokaal bevoegd gezag gebruik van kan maken bij de keuze voor te hanteren criteria. Beleidsmatig is besloten bij toepassing van gebiedseigen baggerspecie in niet-vrijliggende plassen de criteria voor grondwater niet van toepassing te laten zijn. Het criterium is daar de bovengrens klasse B en het voldoen aan standstill op gebiedsniveau.

Verder is beleidsmatig de wens uitgesproken op termijn te streven naar een generieke toetsing (zie paragraaf 1.3).

In paragraaf 3.3 en 3.4 wordt ingegaan op te hanteren criteria richting oppervlaktewater en grondwater bij het toepassen van grond en bagger in diepe plassen.

3.3 Oppervlaktewater tijdens vullen en na afwerking

3.3.1 Algemeen en nutriënten

Ook het oppervlaktewater moet beschermd worden bij het verondiepen. Dit geldt ten aanzien van de nutriënten en van de contaminanten. Wat betreft nutriënten zullen er, afhankelijk van het type oppervlaktewater, doelen en eisen gesteld moeten worden aan de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Wat dit betekent voor de toelaatbare gehalten van fosfaat in de bagger en grond kan niet zonder meer worden aangegeven. Wat betreft de acute effecten van stikstof, zoals vorming van ammoniak bij zeer hoge pH, en de langere termijn effecten van fosfaat, ontwikkeling van algenbloei, geldt dat dit van belang is voor alle soorten bagger en grond, en niet specifiek voor bagger of grond met een hoger verontreinigingsgehalte. Dit betekent dat dit onderwerp valt onder de 'generieke aanvullende maatregelen' en niet op voorhand onderdeel is van een locatiespecifieke beoordeling.

In de 'Handreiking' (I&M, 2010a) zijn beleidsmatig aanvullende voorwaarden gesteld om meer inzicht te krijgen in optredende processen en (irreversibele) gevolgen te voorkomen. Daarom wordt daar hier niet op ingegaan. Het gebruik van een fosfaatarme, fosfaatbindende afdeklag is daarbij een belangrijke maatregel. Vanuit de praktijk zijn er voorbeelden waar deze voorzorgsmaatregel is toegepast.

- De Bergsche Plassen zijn in 2002 afgedekt met een laag zand (zie http://www.waterbodem.nl/waterbodem-nieuws_detail.php?id=435)
- Kralingsche Plassen. Na het baggerwerk wordt een deel van de bodem afgedekt met zand. Dat wordt aangevoerd per pijpleiding, waarbij een mengsel van water en zand via een zogenaamd sproeiponton over de plas wordt verspreid. Meer informatie is te vinden op: http://www.schielandendekrimpenerwaard.nl/actueel/persberichten/het_lood_gaat_uit_de_en http://www.ivn.nl/detail_press.phtml?act_id=31671&back=1&province=ZH.
- Klinkenbergerplas. De kleine plas is verondiept en gesaneerd door middel van het aanbrengen van een leeflaag onder water (zie <http://www.grondstoffenbank-zh.nl/item.html&objID=8076>). In deze plas is ook onderzoek gedaan naar de nalevering van fosfaat. Alleen dit laatste voorbeeld betreft afdekken na een verondieping.
- Verder lopen er momenteel twee relevante KRW-innovatieprojecten. Ten eerste loopt het project 'Baggernut', waarin interne eutrofiëring en maatregelen omtrent baggeren en nutriënten worden onderzocht door een consortium van twaalf waterschappen, RUN, Deltares, STOWA, Witteveen+Bos en Arcadis (zie http://stowa.smartobjects.nl/MailingManager/Public/MailingHtml.aspx?MailingId=139&Catalog=Stowa_MailingManager). Ten tweede wordt vanuit Deltares bijgedragen aan het KRW-innovatieproject 'Bodem Bedekt'. Het betreft onderzoek naar het effect van onder andere afdekking van het sediment op de eutrofiëring in de Bergsche Plassen.

Aanbevolen wordt mede op basis van de ervaringskennis bij deze plassen en het genoemde lopende onderzoek tot een nadere invulling te komen van de

randvoorwaarden voor toepassing van grond en bagger of een afdeklaag in diepe plassen.

3.3.2 *Toetsingscriteria contaminanten*

Wat betreft het toetsen van mogelijke effecten van contaminanten in het oppervlaktewater is het aan de waterkwaliteitsbeheerder om te zorgen dat aan doelstellingen en normen wordt voldaan. Voor oppervlaktewater bestaan waterkwaliteitsnormen waaraan zou moeten worden voldaan. Daarnaast bestaan er methoden om de invloed van een belasting van oppervlaktewater te beoordelen. Voor het beoordelen van lozingen op het oppervlaktewater bestaat een uitgebreide systematiek om de kwaliteit van een oppervlaktewater te beheersen. Deze systematiek is ook gebruikt voor de beoordeling van de toepassing van secundaire bouwmaterialen in oppervlaktewater (Verschoor et al., 2006). Wanneer het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR_{water}) in het oppervlaktewater niet wordt overschreden, mag geconcludeerd worden dat er als gevolg van die stof geen effecten zullen optreden in het oppervlaktewater (CIW, 2000). Als de bronterm van grond en bagger hetzelfde zou worden verondersteld als voor bouwstoffen, dan kan met een kolomproef een schatting worden gedaan van de beïnvloeding van het oppervlaktewater (Verschoor et al., 2006). Doordat dit niet zo is kunnen deze waarden naar verwachting niet zonder meer worden overgenomen. Zeer belangrijk is ook het debiet van het langstromende water.

Op basis van de doelstellingen en normstelling binnen de KRW is het gewenst dat de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater voor alle afzonderlijke stoffen onder de KRW-normen ($JG-MKN_{opgelost}$ of het MTR_{totaal}) blijft. Bij het verondiepen moet onderscheid worden gemaakt in de vulfase en de fase na afwerking. Tijdens de vulfase moet het beleid erop gericht zijn de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater in ieder geval te laten voldoen aan de KRW-normen. Die normen zijn opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen monitoring water (BKMW, 2009) en de Regeling monitoring (VROM, 2010) (zie Bijlage 1)). Na afwerking moet de kwaliteit voldoende zijn om de ecologische doelen te kunnen halen, zoals die voor het oppervlaktewaterlichaam zijn vastgesteld.

In de 'Handreiking' (Werkgroep IT Bbk, 2010) is aangegeven dat bij monitoring de opgeloste concentraties getoetst moeten worden aan generieke eisen en actiewaarden (grenswaarden tijdens de uitvoeringsfase). Om toekomstige problemen te signaleren en te voorkomen kan een gehalte in sediment en grond worden afgeleid waarboven normen mogelijk worden overschreden. In deze paragraaf wordt daarvoor een voorstel gedaan.

Verskillende stoffen uit het standaard stoffenpakket zijn aanleiding tot de classificatie tot klasse B (waaronder enkele metalen, PCB en organochloor bestrijdingsmiddelen (OCB)). Via de landelijke beleidsdatabase waterbodempkwaliteit in beheer bij de Waterdienst is het mogelijk ook naar regionale verschillen te kijken.

Criterion in het oppervlaktewater tijdens vullen

Zoals gezegd heeft het beleid tot doel te voldoen aan de normen in oppervlaktewaterlichamen, zoals opgenomen in het Besluit kwaliteitseisen monitoring water (BKMW, 2009) en de Regeling monitoring (VROM, 2010) (zie Bijlage 1), primair op basis van de KRW-monitoringspunten. De kwaliteit van het sediment op zich kent geen doelstelling. Om de kwaliteit van het oppervlaktewater tijdens de vulfase te handhaven is het wel zinvol een afgeleide sedimentconcentratie te kennen waarboven (mogelijk) problemen met de

kwaliteit van het oppervlaktewater kunnen optreden. Onderdelen van het instrumentarium van de 'Handreiking Beoordelen Waterbodems' (I&M, 2010c) kunnen hiervoor worden ingezet. Overigens is deze handreiking gericht op de situatie dat ecologische doelen niet worden gehaald en bepaald moet worden of de waterbodem hieraan bijdraagt.

Als afgeleid criterium voor het toepassen van grond en slib tijdens de vulfase kan voor **organische microverontreinigingen** het MTR_{sediment} [$\mu\text{g}/\text{kgds}$] gehanteerd worden als pragmatische veilige bovengrens (Bijlage 1). Beneden deze MTR zal ook in het poriewater (indien dat daarmee in evenwicht is) en in het oppervlaktewater het MTR_{water} niet worden overschreden. De berekende poriewaterconcentraties op basis van evenwichtspartitie, van klasse A en B liggen voor een groot aantal stoffen boven $MTR_{\text{water, opgelost}}$ (zie Bijlage 4). Dit geldt ook bij een vergelijking van de berekende poriewaterconcentraties met de normen in het BKMW (2009) en de Regeling monitoring KRW (2010). Hieruit kan geconcludeerd worden dat bij partijen met hogere concentraties de kans bestaat dat een overschrijding van risicogrenzen in het veld ook optreedt.

Voor enkele **metalen en arseen** in bagger kan de waterconcentratie die relevant is voor toekomstige concentraties in het aerobe oppervlaktewater alleen worden geschat door het te meten in het poriewater. Voor (aerobe) grond zou een dergelijke meting ook geschikt moeten zijn (zie paragraaf 5.3).

Criterium in het oppervlaktewater na herinrichten

Na de oplevering van de heringerichte plas is het van belang dat het toegepaste materiaal het oppervlaktewater niet negatief beïnvloedt en de ecologische doelen kunnen worden gehaald. Dit kan op verschillende manieren worden bereikt. Ten eerste kan dit door in de **afdeklaag de klasse AW** (achtergrond) te gebruiken. Ten tweede kan dit door het gebruik van **klasse A in de afdeklaag**, tenzij er lokaal specifieke eisen worden gesteld. Ten derde wordt voorgesteld de afdeklaag te laten voldoen aan een **msPAF van 20%** op basis van de chronische NOEC-waarden (zie tekstbox 1). Deze beoordeling sluit aan bij de criteria die genoemd worden in de Handreiking Beoordelen Waterbodems (I&M, 2010c).

Wanneer in het aangebrachte materiaal het MTR_{sediment} wordt overschreden, dan zou de Risicoolbox waterbodem (versie 2.0; RWS, in prep.) gebruikt kunnen worden om te bepalen of de gehalten mogelijk leiden tot belemmeringen van chemische en/of ecologische kwaliteitsdoelen of van gebruiksfuncties van de plas via het berekenen van de msPAF.

Bij gebruik van deze methodiek is het aan de decentrale bevoegde overheid om te bepalen welke msPAF acceptabel wordt gevonden voor een specifiek watertype in de eindfase. Aanbevolen wordt dit in een generiek instrument op te nemen.

Tekstbox 1 Beoordeling eco(toxico)logische effecten (of toxische druk) met msPAF en momenteel beschikbaar instrumentarium

De mogelijke ecotoxicologische effecten van de afdeklaag van waterbodems kunnen worden ingeschat door het berekenen van een msPAF. Hiermee worden de effecten van de gemeten verontreinigingen (ms = meerdere stoffen) op het ecosysteem uitgedrukt in het percentage van de soorten dat een negatief effect ondervindt. Met de methodiek kan onderscheid gemaakt worden in twee verschillende blootstellingsroutes, namelijk effecten op toppredatoren als gevolg van doorvergiftiging in het voedselweb (daarbinnen het onderscheid viseters en bodemfauna-eters) en directe effecten op soorten in en op de waterbodem. Bovendien kan de beoordeling op verschillende beschermingsniveaus worden uitgevoerd. Het beschermingsniveau wordt daarbij bepaald door de ernst van het effect dat is beoordeeld (LC50, of NOEC), de duur van de blootstelling (chronisch of acuut) en het percentage van de soorten dat effect kan ondervinden. Als invoer voor de msPAF-berekening kunnen gemeten gehalten in de vaste fase worden gebruikt, maar ook gemeten of berekende concentraties in het poriewater.

In de Handreiking beoordelen waterbodems wordt na toetsing aan de norm voor individuele stoffen de msPAF (alle stoffen) berekend voor het sediment (op basis van chronische EC50/LC50 waarden voor macrofauna). Bij een msPAF < 20% wordt het geclassificeerd als 'verwaarloosbare effecten'; bij 20-50% matige effecten en > 50% als sterke effecten. Er is voor deze drie niveaus gekozen omdat de blootstelling aan verontreinigingen in de waterbodem een chronisch karakter heeft en de ingreep gericht is op herstel (EC50-niveau).

Voor deze beoordeling kan gebruik worden gemaakt van het instrument RTB-waterbodem 2.0, dat vanuit de sedimentgehalten watergehalten berekent en tevens een msPAF uitrekent voor macrofauna (I&M, 2010c). Om met een msPAF te kunnen werken die gebaseerd is op toxiciteit voor alle waterorganismen (inclusief doorvergiftiging), wordt aanbevolen de toxiciteitsrelaties (SSD-curves) aan het instrument RTB-waterbodem 2.0 (RWS, in prep.) toe te voegen.

3.4 Grondwater

3.4.1 Criteria in andere beleidskaders

Voor locatiespecifieke beoordeling van de toepassing van grond en bagger in diepe plassen is het van belang te komen tot een concretisering van de te beschermen eindpunten in de omgeving. De Europese Grondwaterrichtlijn en de 'Guidance on inputs' (CIS WFD, 2007) geven richting aan de te beschermen eindpunten (zie paragraaf 3.1.2). Op basis hiervan is het gewenst de beïnvloeding van het grondwater naast de plas te beschouwen en om kwetsbare objecten te beschermen (in de omgeving van een plas). In deze paragraaf worden beide beschouwd.

Beleidsmatig is de vraag hoe invulling gegeven wordt aan de bescherming van het grondwater zoals opgenomen in de Grondwaterrichtlijn. Naast een concentratie in het grondwater zal ook bepaald moeten worden binnen welke ruimtelijke schaal en tijdschaal hieraan voldaan moet worden.

Criteria

Wat betreft de toelaatbare concentratie in grondwater wordt zo nauw mogelijk aangesloten bij hetgeen al in andere kaders wordt gehanteerd. Hierbij zijn de volgende criteria naar voren gekomen:

- Voor het afleiden van emissie-eisen voor bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen is voor anorganische stoffen de Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) gebruikt, om te voorkomen dat in het bovenste grondwater het MTR_{water} voor deze stoffen wordt overschreden. Verwacht wordt dat op dat niveau er geen ecologische effecten als gevolg van deze stof optreden.
- Voor emissie-eisen voor grootschalige bodemtoepassingen (GBT) is het MTT ook gebruikt, in combinatie met een basisuitloging die voor grond wordt geaccepteerd (zie Bijlage 2 van het rapport Commissie-Verheijen).
- Het $MTR_{oppervlaktewater, opgelost}$, dat is gebruikt in de concentratietoets en vrachtttoets van de methodiek voor de toetsing van het grondwater in de voorgestelde methode voor 'Beoordeling van uitloging en verspreiding vanuit depots'(Rws, 2006).
- Het $MTR_{water, opgelost}$ en $0.1 * MTR_{water, opgelost}$ werd gebruikt voor de beoordeling van lozingen op oppervlaktewater, rekening houdend met een mengzone (CIW, 2000). Onder de Richtlijn prioritaire stoffen (EC, 2009) is een nieuwe Guidance voor lozingen opgesteld die op dezelfde leest is geschoeid.
- Het gebruik van het $MTR_{water, opgelost}$ binnen de methodiek voor afleiden van drempelwaarden. In die systematiek wordt gebruik gemaakt van de som van de MTT en het achtergrondniveau van het grondwaterlichaam, ANgwI (Verweij, 2008). Als drempelwaarden moeten worden afgeleid voor stoffen die niet van nature voorkomen is het MTT/100 (VR) voorgesteld voor de drempelwaarden (Verweij, 2008).

De gebruikte criteria in andere kaders maakt het voor het beoordelen van grondwater te verantwoorden om het MTR-niveau - op nader te bepalen wijze - te gebruiken voor het stellen van randvoorwaarden voor het gebruik van grond en bagger in diepe plassen. Zo kan invulling worden gegeven aan de eisen vanuit de Grondwaterrichtlijn (zie paragraaf 3.1). Omdat een nulmissie onmogelijk is, zal altijd een bepaalde mate van beïnvloeding optreden.

Overeenkomsten met beoordeling bouwstoffen

Vanuit de werkgroep NOBOWA is voor het vertalen van een kwaliteit in het grondwater naar een emissie aanbevolen zo mogelijk aan te sluiten bij de systematiek van beoordeling van bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen op land (GBT). Naast overeenkomsten zijn er enkele belangrijke verschillen in de randvoorwaarden. Deze verschillen zijn van invloed op de doorwerking van de grondwaterbeschermingscriteria op de kwaliteitseisen voor de toe te passen materialen. Dit betreft in het bijzonder (1) de bronterm van verontreinigingen, (2) de hydrologische blootstelling van verontreinigingen en (3) het pad richting het grondwater.

Ad 1. De bronterm voor bouwstoffen en GBT neemt af in de tijd, voor bagger en grond is deze nagenoeg constant. Dit vraagt om goede kennis van de bronterm.

Ad 2. Voor bouwstoffen bestaat een scenario met doorstroming met het jaarlijkse neerslagoverschot en een geïsoleerde (IBC-) variant. Gezien de beperkte doorlatendheid van bagger ten opzichte van grond lijkt een verondieping van een plas sterk op de IBC-variant. Bij deze variant kunnen de concentraties wel hoog zijn, maar is de vracht relatief laag.

Ad 3. Analoog aan de benadering van de bouwstoffen en grootschalige bodemtoepassingen, kan modelmatig het grondwater op 1 tot 2 meter afstand van het aangebrachte materiaal gedurende de eerste honderd jaar worden getoetst. Dit scenario leidt bij bouwstoffen tot een demping van de concentraties die het grondwater bereiken vanwege het transport door een onverzadigde

bovengrond met organisch stof (en klei). Op deze wijze wordt alleen rekening gehouden met water dat het vulmateriaal heeft doorstroomd. In hoofdstuk 2 is aangegeven dat de kwaliteit van modelvoorspellingen van effecten van de (mogelijk) optredende redoxveranderingen op de uitloging en verspreiding van verontreinigingen nog niet voldoende zijn onderbouwd om de benadering, zoals gevolgd voor bouwstoffen en GBT te kunnen toepassen. Hiervoor is nader onderzoek noodzakelijk (zie hoofdstuk 6).

Omdat de doorlatendheid van een met bagger gevulde plas laag is, kan beleidsmatig besloten worden de laterale verdunning te gebruiken voor de beoordeling van de emissie vanuit het materiaal. Voor de relevante stoffen kan de berekende gemiddelde kwaliteit van het grondwater naast de plas over de hele diepte van de plas worden beoordeeld. Dit is het voorgestelde beoordelingsvlak of POC (Plain of Compliance; in analogie met de Points of Compliance (Claessens et al., 2010). Afhankelijk van de doorlatendheid van het aangebrachte materiaal zullen de stroombanen door het toegepast materiaal ook een kleinere bijdrage leveren aan de grondwaterkwaliteit dan de stroombanen naast de put (zie Figuur 3). Slechts een deel van het water in dit grondwaterpakket zal afkomstig zijn van het poriewater van de gevulde plas (zie ook hoofdstuk 5). Retardatie van stoffen wordt bij deze benadering buiten beschouwing gelaten, omdat dit per bodem en stof sterk kan verschillen. Via monitoring is dat alleen op de zeer lange termijn te volgen.

Bij de uitwerking van de beoordelingsmethodiek zal de laterale verdunningsfactor in het grondwater betrokken worden. Een belangrijke reden hiervoor is dat de bronterm lang een constante waarde zal hebben en de verdunningsfactor een belangrijke risicoreducerende factor is.

3.4.2 *Toetsingscriteria grondwater*

Om aan het grondwater te kunnen toetsen zal een criterium voor de concentratie in het grondwater bepaald moeten worden die invulling geeft aan de Europese Grondwaterrichtlijn (GWR). In de GWR is geen criterium vastgelegd, dit wordt overgelaten aan de bevoegde overheid (zie paragraaf 3.1). De keuze van het criterium voor het grondwater is afhankelijk van of de stoffen door de bevoegde overheid als 'gevaarlijk' ('voorkomen van inbreng') of 'niet-gevaarlijk' ('beperken van inbreng') worden gezien. Hiervoor bestaat een voorstel (Heldring, 2008), dat nog om een beleidsmatig vervolg vraagt. Hier gaan we uit van het principe van 'voorkomen van inbreng' voor de stoffen zoals opgenomen in het Bbk.

Het uitgangspunt is een criterium voor de gemiddelde concentratie in het grondwater op korte afstand van de plas vast te stellen (het beoordelingsvlak). Aansluitend kan een afgeleid toetsingscriterium voor het poriewater van het aangebrachte materiaal worden afgeleid (zie paragraaf 3.4.3).

In de Handreiking is ervan uitgegaan dat het bevoegd gezag uit de opgenomen criteria een keuze kan maken, die afhankelijk is van de lokale situatie en het gewenste beschermingsniveau. Dit in overleg met de beheerder van de kwaliteit van het grondwaterlichaam (veelal provincie of gemeente) en nabijgelegen oppervlaktewaterlichamen.

Als criterium (doelstelling) voor het grondwater op korte afstand van de plas zijn er voor **anorganische stoffen** (metalen) meerdere opties:

- Streefwaarde grondwater ondiep (< 10 m). Voor anorganische stoffen liggen deze waarden hoger dan de streefwaarde diep. Deze norm heeft geen risico-onderbouwing, maar is een pragmatische waarde die is vastgesteld op

basis van waargenomen concentraties in het ondiepe grondwater. Wanneer het om een relatief ondiepe plas gaat, in de omgeving waarvan al sprake is van de nodige beïnvloeding van grondwater, dan kan deze waarde als leidend worden gezien.

- Streefwaarde grondwater diep (> 10 m). Deze waarde is opgebouwd uit een risicodeel en een generiek achtergrondgehalte voor heel Nederland (bovengrens van betrouwbaarheidsinterval van de 90-percentiel waarde; Fraters, et al., 1997): $AC_{\text{generiek}} + (MTT_{\text{opgelost}}/100)$. Om het diepe grondwater te beschermen heeft deze norm een hoog generiek ambitieniveau voor het risicodeel. Als hieraan voldaan wordt, moet het grondwater voor elk gebruik geschikt zijn. Achtergrondgehalten in het Nederlandse grondwater lopen lokaal uiteen. Daardoor kan, als de lokale achtergrond veel lager is dan de generieke achtergrond een toename ten opzichte van de huidige concentraties optreden.
- $MTT_{\text{opgelost}} +$ generieke AC. De Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT) is één van de elementen voor het afleiden van drempelwaarden, naast de achtergrondniveaus per grondwaterlichaam en drinkwaternormen (zie tekstbox 2). De MTT is ook gehanteerd voor het bovenste grondwater bij het beoordelen van de bodembelasting van steenachtige bouwstoffen (zonder betrekken van menging met niet-belast grondwater). Het gebruik van een generieke achtergrond voor Nederland heeft het risico in zich dat lokaal de achtergrondconcentraties veel lager zijn. Dit in combinatie met gehele MTT maakt het in die gevallen lastig het een beperkte inbreng te noemen, mede omdat drempelwaarden (afgeleid voor enkele stoffen voor de GWR) dan mogelijk worden overschreden.
- $0.1 * MTT_{\text{opgelost}} +$ generieke AC. Om invulling te geven aan het begrip van 'beperkte inbreng', zoals bedoeld in de Grondwaterrichtlijn kan gekozen worden een deel van het MTT/MTR toe te staan als doelstelling voor de gemiddelde concentratie over de dikte van een grondwaterpakket van enkele tientallen meters. Er kan immers ook belasting vanuit andere bronnen optreden (landbouw, bouwstoffen, verkeer et cetera). Dit sluit ook aan bij de beoordeling van lozingen op oppervlaktewater (emissie-immisietoets), waar in de eerste stap beoordeling $0.1 * MTR$ wordt gehanteerd. Ook hier geldt dat door het gebruik van een generieke achtergrond voor Nederland het risico bestaat dat lokaal de achtergrondconcentraties veel lager zijn
- $0.1 * MTT_{\text{opgelost}} +$ lokale achtergrondconcentratie (AC). Deze maat combineert de lokale achtergrond met de invulling van beperkte inbreng. Deze maat is hetzelfde als hiervoor, maar gaat ervan uit dat er een gebiedsspecifieke achtergrond wordt bepaald. Het voordeel van deze waarde is dat de bestaande kwaliteit van het grondwater bij de doelstelling wordt betrokken. Op veel locaties zal dit tot een hoger ambitieniveau leiden, omdat de generieke AC een 90-percentiel is van concentraties in het diepe grondwater. Er dient voor deze optie een protocol opgesteld te worden om de gemiddelde lokale achtergrondconcentratie in het grondwater te bepalen.
- $MTT_{\text{opgelost}} +$ lokale AC. Deze maat is hetzelfde als hiervoor, maar gaat ervan uit dat er een gebiedsspecifieke achtergrond wordt bepaald. Dit leidt tot een locatiespecifieke norm. Voordeel hiervan is dat rekening gehouden wordt met lokale (lagere of hogere) achtergrondgehalten. Er dient voor deze optie een protocol opgesteld te worden om de gemiddelde lokale achtergrondconcentratie in het grondwater te bepalen. Een nadeel van het hanteren van deze maat is dat er geen ruimte meer is voor belasting uit andere bronnen, zonder dat het MTR wordt overschreden.

Concluderend wordt gesteld dat, vanwege de lokale belasting van het grondwater, de bestaande kwaliteit van het grondwater moet meewegen. Door gebruik te maken van de lokale AC voor natuurlijk voorkomende stoffen en deze te bepalen via monitoring kan daaraan tegemoet worden gekomen. De komende jaren komen ook regionale waarden voor grondwaterkwaliteit beschikbaar; die zijn veel beter geschikt dan de landelijke gegevens. Tevens bestaat er de voorkeur, vanwege andere bronnen van bodem- en grondwaterbeïnvloeding, niet de gehele risicogrens voor één activiteit te reserveren.

Naast genoemde benaderingen is het relevant de verwachte grondwaterkwaliteit ook te toetsen of te vergelijken met drinkwaternormen uit het ontwerp Drinkwaterbesluit (VROM, 2010b; en voormalige Waterleidingbesluit, WLB (2004); zie Bijlage 1). Bij de anorganische contaminanten zijn voor antimoon en arseen deze normen lager dan het generieke MTR (MTT + generieke AC), maar niet lager dan de generieke streefwaarde grondwater diep.

Voor **organische contaminanten** kunnen vergelijkbare opties worden geschetst. Voor deze contaminanten wordt geen rekening gehouden met achtergrondconcentraties, omdat deze stoffen niet van nature voorkomen. De volgende criteria zijn toepasbaar voor het grondwater:

- Streefwaarde grondwater. Dit is opgebouwd uit een risicodeel ($SW = MTR_{\text{opgelost}}/100$). Deze waarde is voorgesteld voor het onderbouwen van drempelwaarden voor stoffen die niet van nature voorkomen (Verweij, 2008). Deze optie sluit aan bij een hoog ambitieniveau.
- $0.1 * MTR_{\text{opgelost}}$. Om invulling te geven aan het begrip van 'beperkte inbreng', zoals bedoeld in de Grondwaterrichtlijn kan gekozen worden een deel van het MTR toe te staan voor de gemiddelde concentratie van een grondwaterpakket.
- MTR_{opgelost} . Bij het afleiden van drempelwaarden voor synthetische stoffen is geadviseerd het MTR/100 te hanteren (naast drinkwaternormen) (Verweij, 2008). Het toetsingscriterium MTR lijkt daardoor voor een grondwaterpakket niet geschikt. Daarmee bestaat de kans op een overschrijding van toekomstige drempelwaarden van niet-natuurlijke stoffen.

De drinkwaternormen (VROM, 2010b) liggen voor een aantal organische stoffen onder het MTR_{opgelost} . Dit geldt vooral een heel aantal niet meer toegelaten bestrijdingsmiddelen (zie Bijlage 1). Tevens zijn er drinkwaternormen voor stoffen die niet in het standaardpakket voor waterbodems zijn opgenomen.

Er is hier bewust geen keuze gemaakt voor één criterium, omdat deze keuze aan de lokale bevoegde overheden wordt gelaten, afhankelijk van de lokale ambities en doelstellingen voor het grondwater. Rekening houden met de lokale achtergrondconcentraties past goed bij gebiedsgericht beleid. Het gebruik van een fractie van het MTR of (streefwaarde) en het gebruik van een lokale achtergrondconcentratie past bij de uitgangspunten van de Grondwaterrichtlijn.

In de Handreiking herinrichting diepe plassen is op basis van de hierboven genoemde criteria en het TCB-advies (TCB, 2010) gekozen om in de default aanpak niet een criterium voor het grondwater te stellen, maar een criterium voor het poriewater in het toe te passen materiaal (zie paragraaf 3.4.3).

In Bijlage 1 zijn voor de stoffen die relevant zijn voor grond en bagger de normen en risicogrenzen opgenomen voor bodem en grondwater (standaard stoffenpakket). Deze normen en criteria kunnen periodiek veranderen. Op de website 'risico's van stoffen' (www.rivm.nl/rvs/) wordt dit bijgehouden.

Voor bodem zijn de interventiewaarden uit de Regeling bodemkwaliteit en de MTR-waarden (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) opgenomen.

Voor grondwater zijn opgenomen: de streefwaarden ondiep (< 10m), streefwaarden diep (> 10m), interventiewaarden uit de Circulaire bodemsanering 2009, de drinkwaternormen (VROM, 2010b) en voor vier metalen de drempelwaarden uit het BKMW (ten behoeve van de beoordeling van de goede toestand van grondwaterlichamen).

Voor oppervlaktewater zijn de jaargemiddelde normen uit de Regeling monitoring KRW opgenomen JG-MKN en $MTR_{opp\ water}$, totaal (indien nog geen MKN beschikbaar).

Voor anorganische parameters zijn de achtergrondconcentraties, MTT-waarden (Maximaal Toelaatbare Toevoeging) en MTR-waarden weergegeven. Voor organische contaminanten is het MTR opgenomen. Van de milieukwaliteitsnormen in het BKMW (Besluit kwaliteitseisen monitoring water) zijn voor die stoffen waarvoor een norm bekend is, de normen voor de beoordeling van de goede toestand van oppervlaktewaterlichamen opgenomen.

Tekstbox 2 Toelichting op de procedure voor het afleiden van drempelwaarden

Na selectie van de stof wordt voor van nature voorkomende stoffen de volgende procedure gevolgd (Verweij et al., 2008):

- Voor het menselijk gebruik van grondwater wordt in eerste instantie de drinkwaternorm gehanteerd als tijdelijke waarde. Als die lager ('strenger') dan het achtergrondniveau is, wordt de tijdelijke waarde vervangen door het achtergrondniveau.
- Voor ecosystemen wordt onderscheid gemaakt tussen stoffen die niet volledig beschikbaar zijn en stoffen die dat wel zijn.
 - Voor stoffen die *niet* volledig beschikbaar zijn, wordt de MTT opgeteld bij het achtergrondniveau (en is daarmee automatisch hoger dan het achtergrondniveau).
 - Voor stoffen die *wel* volledig beschikbaar zijn, wordt een tijdelijke waarde berekend die gelijk is aan het MTR; deze wordt vergeleken met het achtergrondniveau en zonodig opgehoogd tot dat niveau.
- Om te garanderen dat beide functies beschermd zijn, wordt de laagste ('strengste') van die twee waarden gekozen als kritische waarde.

Volgens de GWR mag bij het afleiden van drempelwaarden rekening worden gehouden met afbraak en verdunning. Daarvoor is beleidsmatig gekozen voor een factor 1,5 (BKMW, 2010). De uiteindelijke drempelwaarde wordt verkregen door de kritische waarde te vermenigvuldigen met 1,5.

In de eerste KRW-planperiode zijn voor synthetische stoffen geen drempelwaarden vastgesteld. Mocht dit in de toekomst wel gebeuren dan wordt door Verweij et al. (2008) voorgesteld als drempelwaarde de verwaarloosbare concentratie (= Maximaal Toelaatbare Concentratie gedeeld door 100) of drinkwaternorm/100 te kiezen, vanwege het uitgangspunt dat deze stoffen in principe niet in het milieu thuishoren en de traagheid van het systeem 'grondwater' die ervoor zorgt dat stoffen nog lang in het systeem kunnen blijven.

3.4.3 *Toetsingscriterium poriewater van toegepast materiaal*

Als toetsingscriterium voor het poriewater in het aangebrachte materiaal kunnen dezelfde waarden als voor grondwater worden aangehouden (conservatieve beoordeling). Ook kan er rekening worden gehouden met het feit dat door doorlatendheidsverschillen tussen zand en aangebrachte bagger, slechts een deel van het grondwater de put heeft doorstroomd (verdunning). Er kan dan een hogere waarde worden aangehouden. Om op basis daarvan een toetsingswaarde te bepalen voor poriewater in de liggende bagger, is nagegaan welk deel van het grondwater benedenstrooms maximaal door het vulmateriaal kan zijn gestroomd

(zie paragraaf 5.1). Wanneer deze verdunningsfactor (F_v) 10% is, kan in het aangebrachte materiaal de concentratie tienmaal het verschil zijn tussen de normconcentratie en de achtergrondconcentratie, vermeerderd met de achtergrondconcentratie:

Toetsingscriterium poriewater = $F_v * (\text{normconcentratie in gw} - AC_{\text{gw}}) + AC_{\text{gw}}$.

De generieke achtergrondconcentratie (AC_{generiek}) kan worden gebruikt, maar ook kan een gebiedspecifieke achtergrondconcentratie worden gebruikt (AC_{lokaal}). Aanbevolen wordt voor het bepalen van een gebiedspecifieke achtergrond een protocol te ontwikkelen om deze waarde op een transparante wijze vast te stellen.

Wel moet gerealiseerd worden dat de kans bestaat dat de poriewaterconcentratie in het toegepaste materiaal en de lokale uitstroom (pluim) de interventiewaarden grondwater kunnen overschrijden. De vraag is of, en in welke mate, dat gewenst is, en of op een bepaalde piekwaarde afgekapt moet worden.

Beleidsmatig is in de Handreiking vastgelegd in het materiaal als default toetsingscriterium de het MTR water te hanteren. Gezien het bovenstaande en de in paragraaf 3.4.2 genoemde criteria kan gesteld worden dat deze keuze valt binnen de bandbreedte van de genoemde criteria, indien ook de in hoofdstuk 5 genoemde verdunningsfactor wordt betrokken. Er wordt uitgegaan van het hele MTR en gebruik gemaakt van de generieke achtergrondconcentraties, maar in het grondwater zal de genoemde verdunning nog optreden. Wanneer dit kan worden aangetoond kan naar verwachting worden voldaan aan de eisen vanuit de Grondwaterrichtlijn (zie paragraaf 3.1).

3.4.4 Criterium voor kwetsbare objecten in de omgeving van de plas

Het is van belang geacht om de volgende kwetsbare objecten te beschermen:

- drinkwaterwinningen (publieke en private; zowel vergund als gemelde locaties);
- grondwater/kwel gevoede terrestrische natuur en oppervlaktewaterlichamen.

Volgens de Grondwaterrichtlijn mogen deze objecten niet negatief worden beïnvloed. In dit verband kan ten behoeve van een toetsing beleidsmatig gesteld worden dat de kwetsbare objecten geohydrologisch de komende honderd jaar niet bereikt mogen worden. De duur van honderd jaar kan gekozen worden om aan te sluiten bij het preventieve beleid voor toepassing van secundaire materialen en bij de honderdjaarszone rond drinkwaterwinningen. In de uitwerking van de beoordeling wordt dit als uitgangspunt gehanteerd (zie paragraaf 4.6 en 4.8). Een alternatief is het binnen een bepaalde periode bereiken van het kwetsbare object door een verhoogde concentratie als randvoorwaarde te stellen. Dan is het de vraag welke concentraties daar op termijn mogen optreden en kan ook rekening gehouden worden met retardatie, verdunning en afbraak.

Voor waterwinningen ten behoeve van drinkwater gelden de drinkwaternormen, zoals opgenomen in het Waterleidingbesluit. Ter plaatse van de winning en/of ter plaatse van de plas kan dit als doelstelling worden geformuleerd.

Veedrenkputten kunnen ook als kwetsbare objecten worden gezien wanneer deze bekend zijn in een gebied (via een melding). Het is een beleidskeuze (van het lokale bevoegd gezag) of hier als zodanig rekening mee wordt gehouden. Voor door grondwater beïnvloedde natuur gelden ecologische kwaliteitscriteria. Gesteld kan worden dat deze impliciet worden beschermd door de ecologische grondwatercriteria in paragraaf 3.4.2.

4 Methodiek voor locatiespecifieke beoordeling

Doel van dit hoofdstuk is de hoofdlijn van de methodiek te geven en de elementen ter beoordeling op een compacte wijze te beschrijven. De onderbouwing en toekomstige uitwerkingmogelijkheden zijn opgenomen in hoofdstuk 5.

4.1 Hoofdlijnen beslisboom en elementen van beoordeling

De voorgestelde methodiek bevat een stapsgewijze aanpak. Gestart wordt met een relatief eenvoudige (veilige) beoordeling, waarna indien nodig, met meer inspanning (locatiespecifieke informatie en berekeningen) tot een meer specifieke beoordeling wordt gekomen.

Binnen de bron-pad-receptor benadering worden bij voorkeur eisen gesteld aan de bron. De eerste toetsing op basis van het Besluit bodemkwaliteit betreft de samenstelling van de grond en bagger. Bij een locatiespecifieke benadering wordt - door gebruik van locatiespecifieke gegevens - de mogelijkheid geboden om te beoordelen of er uitloging zal zijn en een receptor mogelijk nadelig zal worden beïnvloed. Voor de systematiek is aansluiting gezocht bij criteria en methoden die in andere kaders zijn gevolgd (ondermeer Besluit bodemkwaliteit, Kaderrichtlijn Water, zie Bijlage 1).

In de locatiespecifieke methodiek is nog geen invulling gegeven aan de locatiespecifieke beoordeling van grond klasse Industrie. Paragraaf 5.3 gaat in op de redenen daarvoor en op de gewenste stappen om dit op termijn wel te kunnen doen. De locatiespecifieke methodiek is opgezet als een beslisboom (zie Figuur 4), uitgaande van de randvoorwaarden en beoordelingscriteria uit hoofdstuk 3. In paragraaf 4.2 tot en met 4.8 worden de volgende stappen toegelicht:

A1. Beoordelen mogelijke beïnvloeding van het **oppervlaktewatersysteem** tijdens vullen en door nalevering contaminanten vanuit waterbodembodem (paragraaf 4.2);

A2. Monitoring oppervlaktewater tijdens en na vullen (paragraaf 4.3).

B1a. Bepalen beschikbaarheid/uitloging van stoffen in natte bagger en beïnvloeding **grondwater** (paragraaf 4.4);

B1b. Bepalen beschikbaarheid/uitloging van stoffen in grond en beïnvloeding grondwater; locatiespecifieke beoordeling van klasse Industrie grond is momenteel nog niet mogelijk (zie toelichting paragraaf 5.3);

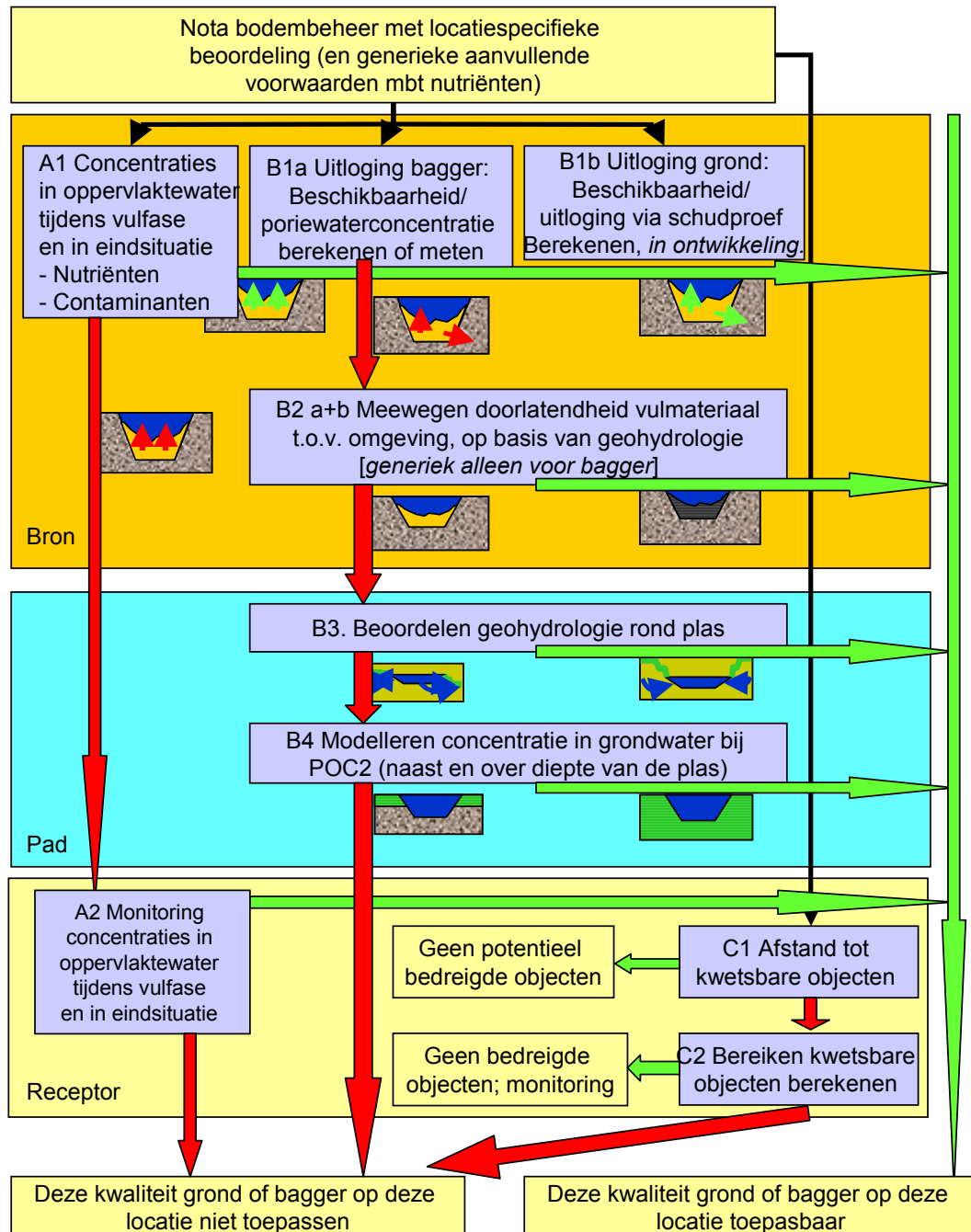
B2a. Gebruik van generieke doorlatendheid van toegepast materiaal (met name bagger) in diepe plas ten behoeve van verdunning ter hoogte van het beoordelingsvlak in het grondwater (paragraaf 4.5);

B3+B4. Locatiespecifiek beoordeling of in het beoordelingsvlak in het grondwater, de POC ('Plain Of Compliance', oorspronkelijk 'Point Of Compliance') op de lange termijn een kritische concentratie wordt overschreden (paragraaf 4.6). Hierin kan de lokale geohydrologie van de diepe plas worden betrokken (bijvoorbeeld stromingsrichting, doorlatendheid van de ondergrond, afvoer naar oppervlaktewater).

C1. Generiek afstandscriterium voor **kwetsbare objecten via grondwater** (paragraaf 4.7);

C2. Locatiespecifieke bepaling bereiken van kwetsbare objecten (via het grondwater)(paragraaf 4.8).

In de Handreiking is het onderdeel C (kwetsbare objecten) als generiek onderdeel gebruikt en onderdeel A en B zijn deels in de gebiedsspecifieke stappen verwerkt.



Figuur 4 Stroomschema locatiespecifieke beoordeling voor het toepassen van grond en bagger in diepe plassen. Zie toelichtende tekst per onderdeel. De elementen kunnen gebruikt worden bij de locaties specifieke beoordeling van verondiepen, maar ook binnen een toekomstige generieke systematiek.

4.2 Stap A1 Beoordeling beïnvloeding oppervlaktewatersysteem

Nutriënten

Zoals in voorgaande hoofdstukken is aangegeven zal het oppervlaktewater voldoende beschermd moeten worden. Dit geldt zowel tijdens de vulfase als voor de afdeklaag. Wat betreft nutriënten (N en P) is dit opgenomen bij de aanvullende voorwaarden oppervlaktewaterkwaliteit die voor alle situaties gelden (zie paragraaf 4.5 in de Handreiking herinrichting diep plassen). Dit richt zich op fosfaat en de ijzerfosfaatratio. De beïnvloeding van het oppervlaktewatersysteem kan beperkt worden door het aanbrengen van een nutriëntarme afdeklaag. Paragraaf 3.3.1 geeft een aantal praktijkvoorbeelden van het aanbrengen van zo'n afdeklaag. Door het aanbrengen van die afdeklaag is de kans kleiner dat er eutrofiëring op zal gaan treden. Aanbevolen wordt nader onderzoek te doen naar afdoende kwaliteitseisen ten aanzien van eutrofiëring.

Contaminanten tijdens vulfase

Wat betreft de beoordeling van contaminanten moet onderscheid worden gemaakt in de vulfase en afwerkfase (zie paragraaf 3.3).

Tijdens de vulfase moet de kwaliteit van het oppervlaktewater voldoen aan de KRW-normen (BKMW en Regeling monitoring KRW). In paragraaf 3.3 is aangegeven dat het van belang is te toetsen of mogelijk directe effecten van stoffen in het oppervlaktewater optreden, afkomstig van toegepaste bagger en grond, door na te gaan of normen voor het oppervlaktewater worden overschreden. Hiervoor kunnen elementen van het instrument Risicotoolbox waterbodem (RTB-waterbodem 2.0) worden gebruikt.

Ten eerste wordt de verwachte concentratie in het poriewater berekend op basis van de kwaliteit van het materiaal. Die berekende waterconcentratie kan getoetst worden aan de normen voor het oppervlaktewater, rekening houdend met een mengzone en verdunning. De verdunning is sterk afhankelijk van de grootte en diepte van de plas en de hoeveelheid toegepast materiaal (in uiterste gevallen tot aan de poriewaterconcentratie).

Contaminanten tijdens afwerkfase

Na de afwerking moet de kwaliteit van het oppervlaktewater voldoende zijn om de ecologische doelen te kunnen halen. Deze beoordeling van de kwaliteit van het sediment kan voor alle stoffen gezamenlijk worden uitgevoerd via het concept van msPAF (zie paragraaf 3.3). Via het instrument SEDIAS (SEDImentASsistent) kan onder meer de toxische druk (via de msPAF) voor macrofauna worden getoetst. Aanbevolen wordt dit instrument te gebruiken of het instrument OMEGA (RWS-RIZA, 2006) te actualiseren om de toxische druk uit te rekenen en te toetsen aan de in paragraaf 3.3 genoemde beoordelingscriteria (en op te gaan nemen in de Risicotoolbox waterbodem 2.0). Het is aan de waterkwaliteitsbeheerder om de doelstellingen van het oppervlaktewater te bepalen. Een dergelijk instrument vergroot de kans de doelstelling te bereiken door kwalitatief minder goed materiaal niet toe te passen.

Voor organische contaminanten wordt hierbij standaard het evenwichtspartitieconcept gebruikt om op basis van sedimentconcentraties de waterconcentratie te schatten. Daarnaast bestaat de mogelijkheid beschikbaarheidstesten te gebruiken. Hierbij kan gedacht worden aan het inzetten van technieken zoals SPME en tenax (Brand et al., in prep.).

Voor metalen is het gewenst dat de beschikbaarheid onder aerobe omstandigheden wordt bepaald. Voor het bepalen van effecten in oppervlaktewater wordt aangeraden om een aerobe extractie uit te voeren. Dit in tegenstelling tot de effecten voor grondwater, waarbij anaerobe omstandigheden moeten worden aangehouden. Het resultaat van de extractie, uitgedrukt in een waterconcentratie, wordt getoetst aan de waternorm, bijvoorbeeld het $MTR_{\text{water, opgelost}}$ (zie paragraaf 3.3.2). Het instrument ter beoordeling moet nog operationeel worden gemaakt (bijvoorbeeld binnen de Risicotoolbox waterbodembodem 2.0).

4.3 **Stap A2 Monitoring oppervlaktewater**

In de 'Handreiking herinrichten diepe plassen' is aangegeven dat tijdens en na voltooiing van het verondiepen via monitoring de kwaliteit van het oppervlaktewater wordt gevolgd door te toetsen op het MTR-niveau. De actiewaarden kunnen worden gebaseerd op MTR, MKN (MilieuKwaliteitsNormen) of de KRW-maatlatten voor diepe meren of ondiepe meren (Stowa, 2007). Bij (langdurige) overschrijdingen zijn maatregelen noodzakelijk om dit te voorkomen, met name gericht op de samenstelling van de grond of bagger en/of de hoeveelheden die worden toegepast.

4.4 **Stap B1a Chemie in natte bagger en beoordeling beïnvloeding grondwater**

Om de potentie voor uitloging en verspreiding vanuit anaerobe bagger te beoordelen wordt bij voorkeur een getrapte benadering gehanteerd. Voor metalen wordt in de eerste stap gebruik gemaakt van empirische relaties tussen totaalgehalten en poriewatergehalten. In de tweede stap van een benadering van de poriewaterconcentratie via een meting aan het liggende slib. Voor organische stoffen wordt gebruik gemaakt van evenwichtspartitie met organisch stof en kan in een tweede stap de poriewaterconcentratie via een meting (Tenax-extractie) bepaald worden.

Metalen en arseen

Voorgesteld wordt in deze systematiek een getrapte benadering te kiezen, waarbij eerst een schatting van het risico van overschrijding wordt gemaakt met behulp van 'gehalte-criteriadiagrammen' (zie paragraaf 5.2). Voorgesteld wordt dus beneden de berekende kritische concentraties in het sediment geen poriewatermeting uit te voeren. Bij overschrijding of wanneer de relaties niet beschikbaar zijn voor een metaal wordt een meting gedaan om poriewaterconcentraties te bepalen. Dat beperkt voor deze stoffen de hoeveelheid analyses, indien de grens van de kwaliteitsklasse A voor die stof wordt overschreden.

Het doel van de eerste toetsing is de chemisch beschikbare fractie te bepalen in het sediment dat toegepast gaat worden. Het uitgangspunt is dat wanneer dit sediment anaeroob is en (vrijwel) anaeroob blijft de poriewaterconcentratie in het liggende sediment vergelijkbaar zal zijn met de poriewaterconcentratie na consolidatie, met uitzondering van de na toepassing nieuwe (aerobe of subtoxische) toplaag. Er moet rekening mee worden gehouden dat de toplaag nutriënten en contaminanten kan naleveren en een invloed kan hebben op de kwaliteit van het oppervlaktewater.

Om de hoeveelheid analyses te beperken zijn totaalgehalten van het sediment berekend, waaronder de beschikbaarheidsmeting niet uitgevoerd hoeft te worden. Op basis van metingen van de partiticoëfficiënten voor zes metalen op

een groot aantal locaties in Nederland, kan worden bepaald of overschrijding van poriewaterconcentraties worden verwacht. Voor andere anorganische stoffen en wanneer een overschrijding wordt verwacht, zijn locatiespecifieke metingen nodig zijn voor een partij bagger. In paragraaf 5.2 zijn voor vijf metalen en arseen op basis van waargenomen relaties tussen poriewater, totaalgehalte en sedimenteigenschappen kritische sedimentconcentraties afgeleid. Wanneer de gemeten sedimentconcentraties daarboven liggen, zijn metingen van het poriewater in het liggende sediment nodig om na te gaan of de waterconcentraties beneden het kritische niveau zijn.

Een voor generieke implementatie haalbare methodiek voor schatting van de concentratie in het poriewater is een 0,001M CaCl₂-extractie. Op basis van het al bestaande RWS-protocol is een concept-protocol in ontwikkeling (d.d. 28-4-2010) voor de anaerobe extractie van sediment met CaCl₂ (zie Bijlage 2). De analysemethode zal een formele status moeten gaan krijgen en een validatietraject moet worden ingezet. Aanbevolen wordt dit ook richting een NEN-norm te ontwikkelen.

Deze milde extractie van sediment is geen in-situ meting, maar feitelijk een simulatie van de poriewaterconcentratie bij een bepaalde zoutsterkte. Een alternatief voor de anaerobe extractie is het gebruik van poriewater samplers. Het voordeel hiervan is dat er, mits correct uitgevoerd, een daadwerkelijke meting van opgeloste fracties plaatsvindt. Het nadeel is de meer beperkte mogelijkheid van standaardisatie en de geringere reproduceerbaarheid in de tijd, vooral voor grond (Schröder et al., 2005). In het genoemde validatietraject moet de extractie met de poriewatermeting vergeleken worden.

Het meetresultaat van de CaCl₂-extractie moet getoetst worden aan het toetsingscriterium dat is afgeleid voor het poriewater in het toe te passen sediment. Als de meetwaarde groter is dan het toetsingscriterium voor het materiaal (bijvoorbeeld $MTR_{\text{water, opgelost}}$; zie hoofdstuk 3; zie Bijlage 1 voor getalswaarden), kan het materiaal niet direct worden toegepast. Alleen door in een volgende stap de verwachte verdunning naast de plas te betrekken (zie paragraaf 4.5) of via een verdere locatiespecifieke beoordeling kan mogelijk de conclusie worden getrokken dat de belasting toch verwaarloosbaar klein is.

Organische contaminanten

Ook voor organische contaminanten is het van belang om te bepalen welke concentraties verwacht mogen worden in het poriewater van het sediment. Dit is mogelijk door op basis van de samenstelling via evenwichtspartitie het verwachte gehalte in het poriewater te berekenen.

De verwachting is dat mobiele stoffen meestal niet in een mobiele vorm in het sediment aanwezig zullen zijn, omdat deze daar relatief snel uit zullen verdwijnen. Waterbodembrelevante stoffen zijn daarom matig tot sterk bindende stoffen ($\log K_{oc} > 3$). Uit de generieke berekening van de relatie tussen waterbodembrelevante stoffen en het $MTR_{\text{water, opgelost}}$ (zie Bijlage 4) blijkt dat deze bij gehalten klasse B voor een deel van de stoffen overschreden kunnen worden. Binnen de RTB-waterbodembrelevante 2.0, dat momenteel wordt ontwikkeld kunnen deze partitieberekeningen worden uitgevoerd (RWS, in prep.). Bij een deel van bagger klasse B kan een vervolgstap nodig zijn.

De methoden voor organische contaminanten kunnen ook voor grond worden gebruikt.

Wanneer opgeloste concentratie in het poriewater groter is dan de in paragraaf 3.4 gestelde norm voor het grondwater naast een plas, dan kan ook de doorlatendheid van het materiaal in de beoordeling worden betrokken (zie paragraaf 4.5). De volgende twee inhoudelijke aspecten kunnen in de toekomst ook in een vervolfbeoordeling worden betrokken, maar zijn hier niet verder uitgewerkt. Ten eerste is de ervaring dat in het veld de beschikbaarheid lager ligt dan op basis van de Koc-waarden in de literatuur. Daarom kan een beschikbaarheidsmeting worden uitgevoerd om de werkelijke poriewaterconcentratie te schatten (voorbeelden hiervan zijn SPME en Tenax (Brand et al., in prep.)). Ten tweede kan - gezien het sterk bindende vermogen aan organische stof - ook de retardatie van stoffen in de ontvangende bodem en grondwater worden betrokken. Voor stoffen met een hoge tot zeer hoge $\log K_{oc}$ (> 5 , zoals DDT's, zwaardere PAK en enkele PCB's) is de retardatie zo hoog dat verspreiding klein zal zijn (RIZA, 2002). In stap B4 kan de retardatie in het ontvangende grondwater worden betrokken (zie paragraaf 4.6).

4.5 Stap B2a Betrekken doorlatendheid bagger

Bagger heeft een (veel) lagere doorlatendheid dan de (vaak zandige) omliggende bodem. In paragraaf 5.1 wordt op de achtergronden ingegaan. Op basis van die lagere doorlatendheid is een verdunningsfactor afgeleid in een vlak in het grondwater benedenstrooms van de verondieping (op een afstand ter breedte van de plas). Door het generaliseren van zandwinplassen is een standaardmodel op te stellen wat verdunningsfactoren oplevert onder verschillende condities. Voordat een verdunningsfactor kan worden toegepast, moet getoetst worden of de lokale situatie voldoende overeenkomt met het standaardmodel.

De afgeleide generieke verdunningsfactor voor bagger is vastgesteld op 100 (De Lange et al., 2010). Voor een toelichting op deze factor wordt verwezen naar paragraaf 5.1. Door deze factor in combinatie met de beoordeling in stap 2a te hanteren ontstaat een gecombineerde beoordeling. De uitgevoerde modelberekening gaat uit van geen retardatie, neemt in zijging langs de randen van de put niet mee, en houdt geen rekening met het 'dichtslibben' van de poriën door fijner materiaal. Deze uitgangspunten leiden met grote waarschijnlijkheid tot een lagere verdunningsfactor dan in werkelijkheid.

Het doorlatendheidsverschil geldt alleen in het geval van bagger, landbodem kan te veel zand bevatten. In feite gaat het bij het bepalen van de generieke verdunningsfactor om de mate waarin sprake is van hydrologische isolatie.

Op basis van de beleidsmatig gestelde kwaliteitsdoelen voor het grondwater en de verdunningsfactor kan een aangepast criterium voor de chemische beschikbaarheid in het poriewater worden afgeleid en vervolgens getoetst worden of de toepassing van een partij acceptabel is.

Op basis van de conclusie dat, in geval van bagger, de maximale bijdrage van grondwater vanuit de put aan de concentratie in het beoordelingsvlak 1/100 is van de poriewaterconcentratie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

1. poriewater meting/berekening $< (\text{criterium grondwater} - AC) / 0.01 + AC$
→ OK
2. poriewater meting/berekening $> (\text{criterium grondwater} - AC) / 0.01 + AC$ → niet toepassen of bepalen van situatie in stap 3!

De grondwatercriteria zijn beschreven in paragraaf 3.4.2.

Aanbevolen wordt om ook te bepalen welke maximale concentraties in het poriewater zelf worden verwacht. Het lijkt ongewenst dat in het poriewater van het aangebrachte materiaal de interventiewaarde grondwater wordt overschreden, omdat bij voldoende omvang een geval van bodemverontreiniging kan ontstaan. In Bijlage 1 is die waarde opgenomen.

4.6 Stap B3+B4 Beoordeling geohydrologie en bereiken POC's

Locatiespecifieke beoordeling kan ook worden uitgevoerd door naar de geohydrologie en het transport in de omgeving van de plas te kijken. Bij de uitwerking van deze stap gaat het om de mogelijke verspreiding van een stof in ruimte en tijd in beeld te brengen.

1. Kwel naar het oppervlaktewater na het vullen van de plas. Een kwelsituatie betekent in feite dat het grondwater in de omgeving niet wordt beïnvloed door de kwaliteit van het vulmateriaal. In dit geval moeten de effecten op het oppervlaktewater worden beoordeeld en moet bekeken worden of aanpassingen van bijvoorbeeld de afdeklaag nodig zijn.
2. Afwatering naar naburig oppervlaktewater. In deze situatie wordt het grondwater direct naast de put beïnvloed, maar over een zeer beperkt gebied. Beoordeeld moet worden of door de verdunning in het naastliggende oppervlaktewater (als gevolg van verversing) voldaan kan worden aan de normstelling voor het oppervlaktewater.
3. Omgeving is kwelgebied (niet in de plas zelf). In dit geval wordt al het grondwater in de omgeving van de plas direct afgevoerd naar het oppervlaktewaterstelsel. De beoordeling volgt die van onder 2 voor de dichtstbijzijnde oppervlaktewateren.
4. Situatie met (lichte) infiltratie. Bij gebruik van natte bagger ontstaat een dunne, of smalle pluim in het naastgelegen grondwater en kan met een verdunningsfactor worden gewerkt bij de toetsing van de optredende concentraties in grondwater (zie paragraaf 5.1.2). Aanvullend op de generieke afleiding van een verdunningsfactor in paragraaf 5.1.2 kan een locatiespecifieke berekening worden uitgevoerd. Voor het gedefinieerde vlak naast de plas (POC2) zal dan een locatiespecifieke verdunningsfactor bepaald worden.

Aanbevolen is deze stap verder uit te werken in een praktische leidraad voor locatiespecifieke beoordeling geohydrologie (De Lange, in prep.).

4.7 Stap C1 Afstand tot kwetsbare objecten

Om een snelle eerste beoordeling van de relevantie van kwetsbare objecten uit te voeren kan met een aantal vuistregels gewerkt worden. Op basis van de waargenomen doorlatendheid en stroomsnelheden in Pleistocene zandgronden is een conservatieve berekening mogelijk van de horizontale afstand die binnen honderd jaar kan worden overbrugd. Bij grote onttrekkingen ten behoeve van (vergunde) drinkwaterwinning of de winning van proceswater kunnen de stroomsnelheden hoger zijn dan de natuurlijke snelheid. Er kan uitgegaan worden van een snelheid van maximaal 50 meter per jaar. Dit leidt tot de vuistregel dat binnen een straal van 5 kilometer (benedenstrooms) van de put zich geen winningen dienen te bevinden. Aan vergunde drinkwaterwinningen zijn via grondwaterbeschermingsgebieden al aanvullende regels gesteld, dit geldt niet voor industriële winningen. Voor kleine (niet vergunde, wel gemelde) onttrekkingen, grondwaterafhankelijke terrestrische natuur en oppervlaktewaterlichamen kan een stroomsnelheid van

10 meter per jaar als gemiddelde waarde in zandgronden worden aangehouden. Dit betekent dat gekeken moet worden naar de aanwezigheid van dit soort objecten binnen een straal van 1 kilometer.

Er zijn enkele omstandigheden waar in specifieke gevallenrekening mee gehouden moet worden, omdat daar sprake kan zijn van grotere stromingssnelheden. Ten eerste wanneer het gaat om zeer grof zand of een grindpakket; ten tweede wanneer er een grote gradiënt is in de grondwaterstand; ten derde in geval van een regionaal infiltratiegebied of stuwwallen. Bij de geohydrologen van elke provincie zijn deze situaties bekend. In die specifieke gevallen zal in stap 3 de specifieke geohydrologie betrokken moeten worden.

In de Handreiking is aangegeven dat voor alle plassen naar kwetsbare objecten (binnendijs) wordt gekeken. Wanneer binnen deze afstandscriteria kwetsbare objecten en activiteiten aanwezig zijn, dan kan in een vervolgstap nagegaan worden of deze binnen de periode van honderd jaar daadwerkelijk bereikt kunnen worden (zie paragraaf 4.8).

Samenvattend (let op de beschreven specifieke gevallen):

- Geregistreerde (en vergunde) onttrekkingen door drinkwaterbedrijven en industrie, provinciale beschermingsgebieden < 5 kilometer,
- Grondwaterafhankelijke terrestrische natuur, oppervlaktewaterlichamen andere kwetsbare gebieden, niet grote onttrekkingen (niet vergund wel gemeld) < 1 kilometer.

4.8 Stap C2 Beoordeling kwetsbare objecten grondwater

Als er zich binnen de contouren van stap C1 objecten, gebieden of activiteiten bevinden, zal via een modelberekening aangetoond moeten worden dat deze 'kwetsbare objecten' niet bereikt worden óf dat (binnen een periode van honderd jaar) de kwaliteitscriteria voor het kwetsbare object niet worden overschreden. Dit is een beleidskeuze.

Indien relevant kan het stofgedrag (retardatie, afbraak) hierbij worden betrokken. Een goede geohydrologische en geochemische karakterisatie is daarvoor gewenst. Dit vergt dus een meer omvangrijke studie, waarop in deze rapportage niet nader wordt ingegaan. Dit is alleen locatiespecifiek mogelijk. Aanbevolen wordt de randvoorwaarden voor dit type berekeningen, zoals de te halen kwaliteitscriteria nader uit te werken.

5 Onderbouwing en methodiekontwikkeling

Doel van dit hoofdstuk is een onderbouwing te geven van de gemaakte keuzes en voorstellen in hoofdstuk 4. Tevens wordt aangegeven waar nog een nadere uitwerking van de methodiek gewenst is. Eerst wordt ingegaan op de doorlatendheid van bagger, vervolgens op de chemie van bagger en daarna op de chemie van grond.

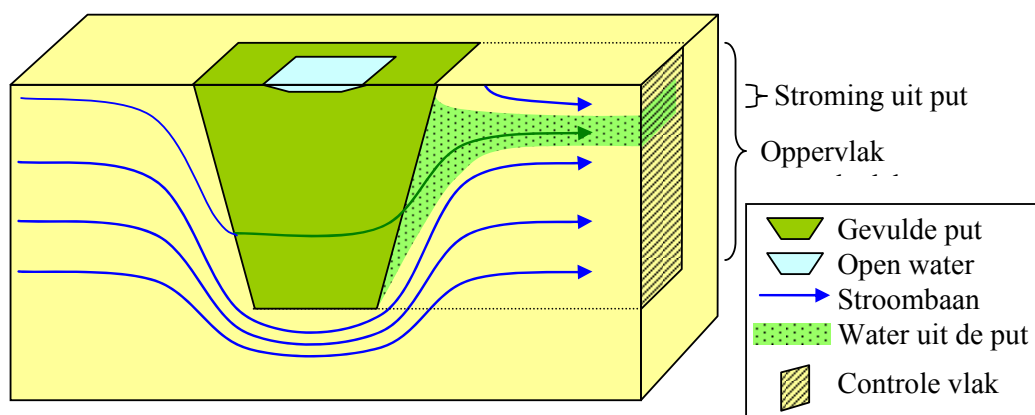
5.1 Stroming in en rond natte bagger

5.1.1 Opzet geohydrologische berekeningen

Bij het vaststellen van toelaatbare concentraties in slib afkomstig van waterbodems is het mogelijk gebruik te maken van verdunning in grondwater. Dit is gebaseerd op het feit dat door een zandwinplas gevuld met slecht doorlatend materiaal (waterbodems slib) relatief weinig water naar het omliggende watervoerend pakket stroomt. Dit weinige water dat uittreedt, heeft in dat geval de vorm van een zeer dunne, of smalle pluim en is mede daardoor nauwelijks traceerbaar. Dit laatste wordt versterkt door de natuurlijke variatie in de grondwaterstroming, door variatie van neerslag, kwel, en de heterogeniteit van de ondergrond. Bij elke vorm van uittreden van grondwater (menselijke onttrekking, natuurlijke kwel) vindt menging plaats die leidt tot middeling van concentraties zowel in plaats als in tijd. Een beperkt toepassen van het principe van menging leidend tot verdunning, zoals dat in oppervlaktewater binnen de KRW wordt gehanteerd om de maatgevende gevolgen te beoordelen, is daarom ook in grondwater te verantwoorden.

Voor het uitwerken van de locatiespecifieke beoordeling van inrichting en maatregelen zijn geohydrologisch verschillende situaties geïnventariseerd, van zowel binnen als buiten de zandwinplas (De Lange et al., 2010.). Daaruit zijn situaties geselecteerd met de grootste uitstroming uit het slib in de zandwinplas. Voor een standaard zandwinplas van relatief kleine omvang (worst case) is voor elk van deze gevallen de verdunningsfactor berekend met een grondwatermodel (een kleine omvang is relatief worst case, doordat meer slib een grotere weerstand geeft en er per oppervlakte-eenheid minder grondwater uit zal komen). Door de verschillende combinaties en het meenemen van de variatie van de verhouding in de doorlatendheid van het slib en het watervoerend pakket zijn enkele honderden berekeningen uitgevoerd.

De verdunningsfactor wordt berekend als het aandeel van het grondwater dat vanuit het slib door het controlevlak in het grondwater (Plain Of Compliance, POC) benedenstrooms van de zandwinplas stroomt. Het controlevlak is gelijk aan de projectie van de gehele zandwinplas in een vlak loodrecht op de grondwaterstroming op een afstand van de breedte van de put² benedenstrooms van de plas (zie Figuur 5). De reden om dit zo te definiëren is dat benedenstrooms, op een afstand ter grootte van de breedte van de put, de verstoring van de grondwaterstroming door de aanwezigheid van de put vrijwel is opgeheven (De Lange, 1996). Dit is een beleidskeuze. Wanneer het vlak direct (enkele meters) achter de plas geplaatst zou worden, zou de verdunningsfactor lager zijn, doordat de stromingssnelheid daar lager is (en concentraties hoger) als gevolg van de geohydrologische verstoring.



Figuur 5 Schematisch overzicht van de grondwaterstroming rond diepe plas gevuld met natte bagger en het controle vlak (de diepte is overdreven weergegeven ten opzichte van het horizontale vlak).

Als het peil in de uiteindelijke plas en in de grond boven het slib lager of gelijk is aan de onderliggende grondwaterstand, treedt de afgeleide verdunning zeker op. Hieraan kan worden voldaan door daar tijdens de inrichting rekening mee te houden, bijvoorbeeld door water bij hoger peil af te voeren. Echter, bij een relatief hoog peil en freatische grondwaterstand (ten opzichte van de diepe grondwaterstand) treedt infiltratie naar het watervoerend pakket op en kan in combinatie met zandige bijmenging zoveel water uit de put stromen dat de verdunningsfactor beperkt is. In dergelijke gevallen moet door locatiespecifieke berekeningen onderbouwd worden of de uitstroming voldoet aan de eisen voor de verdunningsfactor.

De omvang van de plas (na verondiepen) is relatief van weinig invloed op de mate van doorstroming van het aangebrachte materiaal en uitstroming naar het grondwater, zolang ook aan de oevers er geen direct contact is tussen het oppervlaktewater en het watervoerend pakket.

De invloed van zandlichamen in een met slib gevulde put is geanalyseerd voor de gevallen dat zand tijdens het inbrengen gesorteerd zou raken in lagen (door het verschil in valsnelheid). Uit de berekeningen kwam dat de grootste grondwaterstroming uit de zandwininput optreedt bij de aanwezigheid van grote, doorgaande zandlichamen in het slib die aangesloten zijn op het watervoerend pakket en/of op de waterbodem van de overblijvende plas. Het grondwater stroomt dan hoofdzakelijk door deze zandlichamen die een hogere (gerekend met een factor 10 of 100) flux hebben. Daarom zijn de hoeveelheden uitstromend grondwater, die in deze gevallen berekend zijn, niet representatief voor wat uit het slib komt, maar representeren deze veel meer het water dat door het zand stroomt. In werkelijkheid zullen de hier gesimuleerde lagen niet ontstaan door de a-systematische wijze van opvullen van de ruimte met slib. Daarom moet deze simulatie als een denkbeeldige situatie en worst case worden gezien.

5.1.2 Verdunningsfactor en bijbehorende inrichtingsvoorwaarden

Deze paragraaf vat de resultaten van de analyse samen door het aangeven van de definitie van de verdunningsfactor (zie paragraaf 5.1.1), van benodigde inrichtingscondities van de heringerichte zandwininput en van toelaatbare marges in de hydrologische eigenschappen van het slib om tot een factor 100 te komen en met een samenvatting van de analyse waarop dit alles is gebaseerd. Uit de Deltares analyse (De Lange et al., 2010) van de grondwaterstroming vanuit

zandwinplassen met anaeroob sediment is gebleken dat een verdunningsfactor van ten minste 100 optreedt in het gedefinieerde Plain Of Compliance, indien de inrichting/putafwerking aan enkele eenvoudige eisen voldoet. Deze factor 100 maakt het mogelijk generiek tot een methodiek te komen ten aanzien van de chemische samenstelling van het slib.

Voorwaarden inrichting zandwinput

Voor een heringerichte zandwinput zijn voor het behalen van een verdunning met een factor 100 de volgende hydrologische eisen van toepassing:

1. Het oppervlaktewaterpeil en de freatische waterstand boven het slib moeten jaargemiddeld gelijk zijn aan die van het grondwater. Het verschil tussen het jaargemiddelde grondwaterpeil en oppervlaktewaterpeil mag niet meer zijn dan de marge van enkele centimeters.
2. Er wordt natte bagger toegepast dat van waterbodembodem afkomstig is en dat door de aard van het materiaal sterk gemengd en verstoord is. De zandfractie van het slib is niet relevant, zolang dat slib van een waterbodembodem afkomstig is en geen zand wordt bijgemengd.³

Niet volledig onderzocht is het bijmengen van partijen zand. Er zijn indicaties dat het weinig of niet uitmaakt (zie onder), maar de analyse daartoe is binnen het huidige, beperkte onderzoek niet afgerond. Deze analyse is daardoor niet van toepassing voor partijen grond.

5.2 Chemie Bagger

Om te bepalen of de chemische samenstelling van bagger kan leiden tot effecten naar het oppervlaktewater tijdens de vulfase en tot toekomstige verspreiding naar grondwater in de toekomst is het belangrijk het stofgedrag te kennen. Deze paragraaf gaat in op de mogelijkheden om de poriewaterconcentraties te schatten in het toegepaste materiaal en het gebruik bij een locatiespecifiek instrument.

In paragraaf 4.4 staat hoe de toetsing uitgevoerd kan worden met een anaerobe CaCl_2 -extractie. Het resultaat kan worden getoetst aan het toetsingscriterium in paragraaf 3.4. Naast de anaerobe CaCl_2 -extractie kan ook het poriewater direct worden gemeten, maar zoals toegelicht kent dit nu nog enkele bezwaren. Aanbevolen wordt het beschikbare protocol voor milde extractie (zie Bijlage 2) verder geschikt te maken om poriewaterconcentraties te bepalen en op termijn als NEN-protocol beschikbaar te maken.

Zoals beschreven in paragraaf 4.4 kunnen als eerste beoordeling de poriewaterconcentraties worden geschat via K_d -relaties die specifiek voor anaerobe sedimenten zijn afgeleid (Vink en De Weert, 2009). Deze methode moet gezien worden als een eerste toetsing, voorafgaand aan een meetinspanning.

Voor zes metalen zijn relaties afgeleid tussen de K_d (distributiecoëfficiënt) en karakteristieken van anaeroob sediment.

³ Deze conclusie is gebaseerd op een groot aantal (100+) doorlatendheidsmetingen in slib die de afgelopen jaren door Deltares zijn uitgevoerd. Daarin varieert de zandfractie van een paar tot meer dan 90%. Het overgrote deel van dit slib komt uit het westen van Nederland. Er zijn nauwelijks slibmetingen bekend in sloten en vaarten in Oost- en Zuid-Nederland, waar de ondergrond over het algemeen zandig is. Geadviseerd wordt om in tenminste circa 50 metingen uit deze gebieden vast te stellen of het slib dezelfde vereiste eigenschap heeft (90% van de metingen heeft een doorlatendheid van minder dan kleiner 1 mm/dag) voor het hanteren van de berekende verdunningsfactor.

De verdeling van een stof over de vaste en opgeloste fase wordt in de regel aangeduid met een verdelingscoëfficiënt K_d (l/kg). Deze coëfficiënt wordt gebruikt bij de afleiding van sedimentnormen, waarbij de uitkomsten van aquatische testen zijn vertaald naar kritische concentraties in sediment. Deze coëfficiënt is echter geen constante. Met name voor zware metalen is de verdeling over de vaste en opgeloste fase sterk afhankelijk van de samenstelling en omgevingsomstandigheden van sediment en water. De introductie en het gebruik van generieke K_d 's heeft geleid tot grote onzekerheden van (verspreidings)berekeningen of milieukundige risicoschattingen.

Aangezien er grote behoefte bestaat aan meer betrouwbaarheid rondom de verdeling van metalen in aquatische systemen zijn de gegevens uit een database met aquatische sedimenten statistisch geanalyseerd via multivariatie technieken. Hierbij is de samenhang geïdentificeerd tussen verschillende sedimentkarakteristieken. Dit is in twee stappen gebeurd (via Principale Component Analyse, gevolgd door Multiple Regressie Analyse), omdat de uitkomst van een statistische analyse per definitie wordt beïnvloed door het aantal variabelen dat gebruikt wordt in de analyse. De invoer voor de MRA bevat in ieder geval de relevante (en significante) omgevingsvariabelen. Als belangrijke voorwaarde is bij deze exercitie gesteld dat de K_d kan worden afgeleid uit eenvoudig te bepalen (vaste fase) karakteristieken. Dit houdt in dat er een zekere concessie wordt gedaan aan de betrouwbaarheid van de relatie; dit is in Tabel 1 te zien aan de relaties waarin sulfaat in de relatie is meegenomen of verwijderd. Alle relaties zijn significant (arseen: $p < 0.05$; overigen: $p < 0.01$).

Met name lutum blijkt een relevante factor, naast ijzer en mangaan. Dit wil niet zeggen dat andere karakteristieken geen rol spelen voor de concentraties in het poriewater, maar in deze dataset zijn ze niet of minder onderscheidend (bijvoorbeeld totaal S). In Tabel 1 staan de gebruikte relaties (Vink en De Weert, 2009).

Tabel 1 Empirische K_d -relaties voor metalen in anaeroob sediment (Vink en De Weert, 2009).

Stof	Relatie K_d en sediment karakteristieken
Arseen	$\text{Log } K_d = 2.46 + 0.032 [\text{lutum } (\%)] \quad r^2 = 0.32$
Cadmium	$\text{Log } K_d = 3.23 - 0.001 [\text{SO}_4] + 0.054 [\text{lutum } (\%)] \quad r^2 = 0.75$ $\text{Log } K_d = 3.09 + 0.05 [\text{lutum } (\%)] \quad r^2 = 0.47$
Koper	$\text{Log } K_d = 17.4 - 0.06 [\text{lutum } (\%)] - 2 [\text{pH}] + 0.001 [\text{SO}_4] \quad r^2 = 0.70$ $\text{Log } K_d = 10.4 - [\text{pH}] + 0.04 [\text{Fe } (\text{g/kg})] \quad r^2 = 0.58$
Nikkel	$\text{Log } K_d = 3.66 (< 10 \mu\text{g/l}) \quad r^2 = 0.15 \text{ st.dev} = 0.46$ $\text{Log } K_d = 2.97 (> 10 \mu\text{g/l}) \quad r^2 = 0.32 \text{ st.dev} = 0.55$
Lood	$\text{Log } K_d = 4.22 + 0.08 [\text{lutum } (\%)] - 0.002 [\text{Mn } (\text{mg/kg})] \quad r^2 = 0.84$
Zink	$\text{Log } K_d = 2.94 + 0.05 [\text{lutum } (\%)] \quad r^2 = 0.42$

In combinatie met de volgende formule kan voor ieder gehalte in bagger een bijbehorende poriewaterconcentratie worden berekend, als de bodemeigenschappen (lutum, pH, SO_4 , Fe, onbekend zijn:

$$C_{\text{opgelost}} = C_{\text{vast}} / K_d$$

$$C_{\text{vast}} = \text{hoeveelheid stof aan de vaste fase (mg/kg)}$$

C_{opgelost} = concentratie van de stof in oplossing (mg/L)

Andersom kan voor iedere poriewaterconcentratie een bijbehorend gehalte in bagger worden berekend.

Omdat lutum de belangrijkste bepalende factor is voor de poriewaterconcentratie is in de 'gehalte-criteriadiagrammen' alleen de afhankelijkheid met het lutumgehalte weergegeven. De kritische gehalten van verschillende stoffen in sediment is weergegeven voor een poriewaterconcentratie die gelijk is aan het MTR_{opgelost} (Figuur 6). Voor nikkel is dit niet gedaan, omdat voor de verdelingscoëfficiënt (log Kd) alleen een concentratieafhankelijkheid is gevonden. In Bijlage 3 zijn de gehalten in sediment berekend bij een poriewaterconcentratie gelijk aan de streefwaarde ondiep (SW_{ondiep}) of MTR_{opgelost} en zijn de gehalte-criteriadiagrammen weergegeven bij een poriewaterconcentratie gelijk aan de streefwaarde grondwater ondiep (SW_{ondiep}).

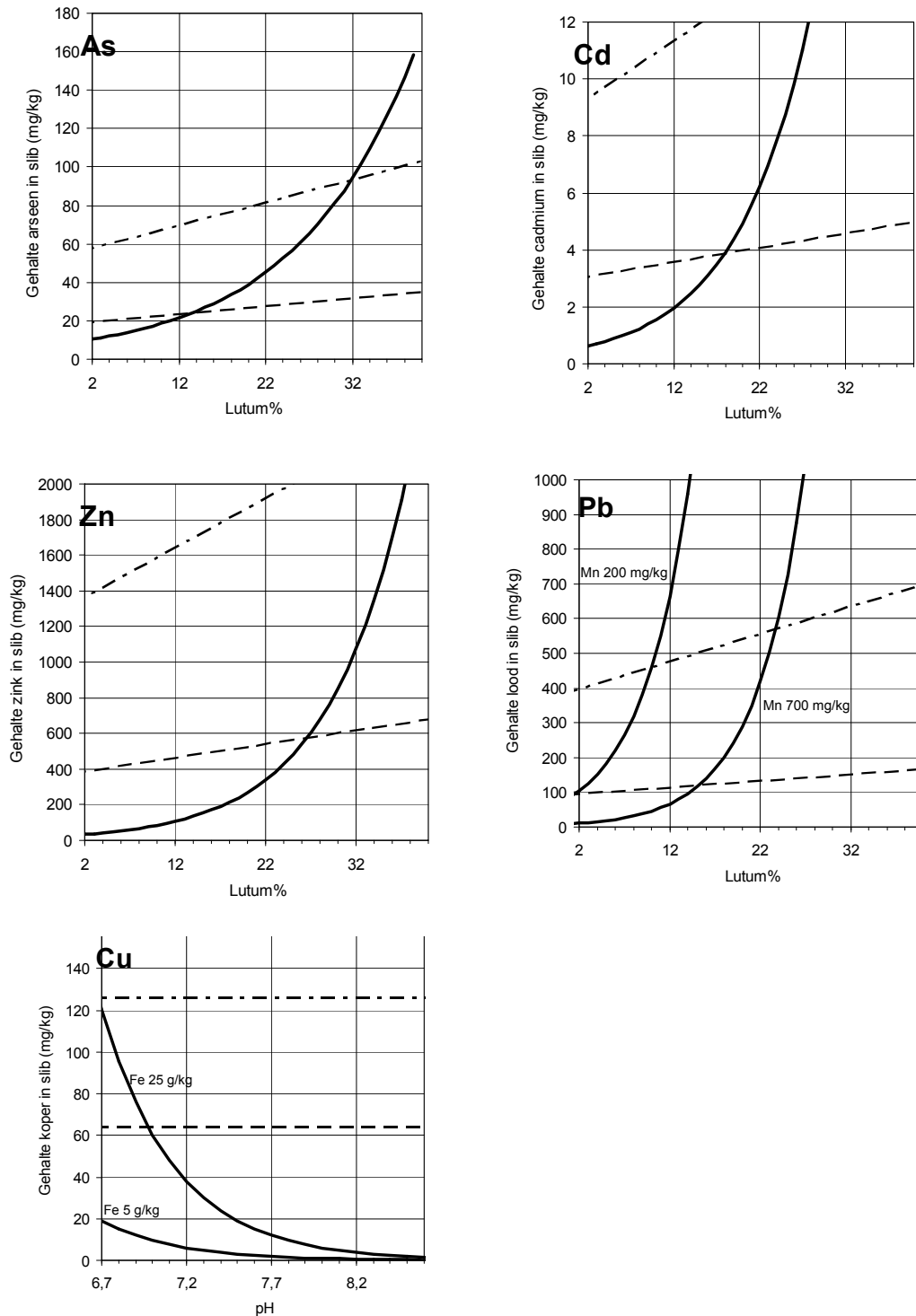
Wanneer voor de bodemeigenschappen worst case aannames worden gedaan, blijkt dat de poriewaterconcentraties voor deze stoffen het MTR_{opgelost} en de SW_{ondiep} kunnen overschrijden (alleen voor nikkel bij de streefwaarde niet; zie Bijlage 3). Praktijkmetingen zullen uitwijzen of deze bodemeigenschappen vaak voorkomen en dus alsnog tot een meting wordt overgegaan.

In Figuur 6 is de begrenzing aangegeven waarbij nog word voldaan aan de geldende norm (MTR_{opgelost}). Het snijpunt met klasse A uit het Bbk geeft het moment weer waarop over- en onderbescherming elkaar kruisen. Voorbeeld: Bij 10% lutum (Figuur 6, Cd) mag de aangeboden partij maximaal 1,8 mg/kg cadmium bevatten om nog aan het MTR_{opgelost} diep te voldoen. Het Bbk is hierbij onvoldoende beschermend, omdat de klasse A norm voor toepassing 4 mg/kg bedraagt. Bij 22% lutum mag de partij maximaal 6 mg/kg Cd bevatten, en is Bbk beschermend.

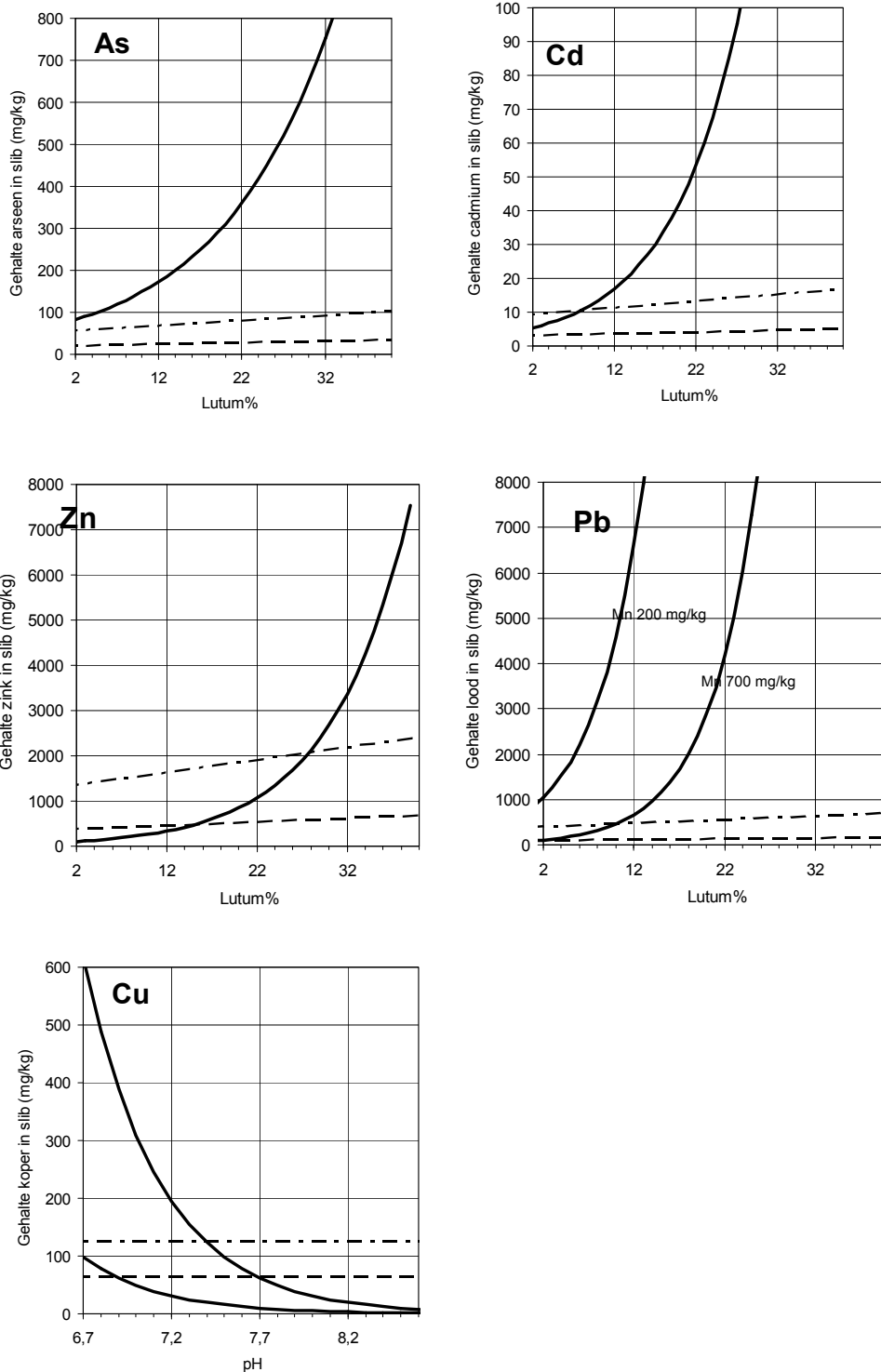
Wanneer als toetsingscriterium in het grondwater wordt gekozen voor $0.1 \times MTT +$ generieke achtergrondconcentratie (AC) (zie paragraaf 3.4), in combinatie met een generieke verdunningsfactor van 100 (zie paragraaf 5.1), dan moet het poriewaterconcentratie in het toe te passen sediment voldoen aan $10 \times MTT +$ generieke AC. In Figuur 7 zijn de hierbij behorende gehalte-criteriadiagrammen weergegeven. Hieruit blijkt dat, wanneer van deze acceptabele poriewaterconcentraties wordt uitgegaan, klasse B niet leidt tot overschrijding van het toetsingscriterium bij lutumgehalten groter dan 10% voor As, Cd en Pb. Voor Zn leidt dit niet tot overschrijding bij lutumgehalten boven 25% en bij koper bij pH-waarden kleiner dan 6,5.

Bij hogere lutumgehalten zijn de kritische gehalten in sediment dus hoger, zonder dat de gestelde norm wordt overschreden. De getoonde relaties hebben de nodige onzekerheden (met name voor arseen), maar zijn wel op een groot aantal metingen (circa 100) gebaseerd.

Om ze in te zetten voor een beoordeling kan de voorgestelde generieke verdunningsfactor in een toetsingscriterium worden opgenomen zodat totaalgehalten in anaerobe sedimenten snel beoordeeld kunnen worden.



Figuur 6 Gehalte-criteriadiagrammen. Het gehalte van arseen, cadmium, lood, zink en koper als functie van het lutumgehalte en pH (voor koper). De getrokken lijn is het gehalte waarbij het $MTR_{opgelost}$ van de stof bij een bepaald lutumgehalte of pH niet wordt overschreden. De gestippelde lijn (onderste) is het slibgehalte van klasse A van het Besluit bodemkwaliteit, de gebroken lijn (bovenste) is het slibgehalte van klasse B, gecorrigeerd voor lutum.



Figuur 7. Gehalte-criteriadiagrammen. Het gehalte van arseen, cadmium, lood, zink en koper als functie van het lutumgehalte en pH voor koper. De getrokken lijn is het slibgehalte waarbij $10 \times MTT_{opgelost}$ + generieke achtergrondconcentratie van de stof bij een bepaald lutumgehalte of pH niet wordt overschreden. De gestippelde lijn (onderste) is het slibgehalte van klasse A, de gebroken lijn (bovenste) is het slibgehalte van klasse B, gecorrigeerd voor lutum.

In paragraaf 4.4 is voorgesteld deze 'gehalte-criteriadiagrammen' in te zetten in de eerste stap van de beoordeling, voorafgaande aan een anaerobe extractiemethode (of directe poriewatermeting). De methode laat zien waar Bbk klasse A generiek beschermend functioneert en waar mogelijk niet.

Arseen

Gezien het afwijkende gedrag van arseen ten opzichte van zware metalen verdient deze stof bijzondere aandacht. In de aanbevelingen van de Commissie-Verheijen (Verantwoord grootschalig toepassen van grond en baggerspecie, 2009) wordt - bij berging van aerobe grond onder anaerobe omstandigheden - nadrukkelijk gewezen op de potentiële mobilisatie van arseen en transport ervan naar grondwater. Omdat sedimenten voornamelijk van anaeroob milieu afkomstig zijn en anaeroob zullen blijven, worden geen grote effecten op arseenmobilisatie verwacht.

Voor toepassing van sedimenten met concentraties rond de achtergrondwaarde van arseen, 20 mg/kg, zal de mate van uitloging beperkt zijn. In de gehalte-criteriadiagrammen wordt bij de concentratie van 20 mg/kg het $MTR_{opgelost}$ overschreden bij lutumgehalten kleiner dan 11%. De sedimenten die gebruikt zijn bij de afleiding van de gehalte-criteriadiagrammen hebben een gemiddeld lutumgehalte van 16%, hierbij hoort een kritisch slibgehalte van 29 mg/kg, deze concentratie komt overeen met de klasse A grens voor arseen. Bij lagere lutumgehalten en bij hogere totaalconcentraties arseen is de kans op $MTR_{opgelost}$ overschrijding hoger. Meting van de poriewaterconcentraties geeft hierover uitsluitel.

Arseen komt ook van nature in bodem en grondwater voor. Daar waar het grondwater omhoog kwelt, en verandering van het redoxpotentiaal optreedt, kunnen sedimenten aangerijkt raken met arseen. Hierbij kunnen klassengrenzen overschreden worden. Hoewel dit een natuurlijk proces is, is het sterk locatiegebonden. Bij toepassing van natuurlijk met arseen aangerijkte sedimenten in een zandput kan dit arseen mobiliseren. Als de zandput in hetzelfde gebied ligt met verhoogde natuurlijke arseenconcentraties, hoeft dit geen probleem te zijn. Er is redelijk goed zicht op lokale en regionale verschillen (Vink en Van der Grift, 2010). Aanbevolen wordt om een systematiek uit te werken voor de bepaling van de regionale (of lokale) achtergrondwaarde van arseen in grondwater.

De lokale achtergrondconcentraties van arseen rond een diepe plas zijn dus van belang voor de eventuele toepassing van sediment met hogere arseenconcentraties in een diepe plas. Tevens moet worden toegezien dat het anaerobe sediment onder anaerobe omstandigheden in de put wordt opgeslagen.

5.3 Beoordeling van de beschikbaarheid en uitloging van stoffen in landbodem en weerdgronden

Om de uitloging uit anaeroob bodemmateriaal te beoordelen is, net als bij de beoordeling van de chemie van bagger (zie paragraaf 5.2) kennis nodig over het stofgedrag. Deze paragraaf gaat in op de mogelijkheden van bestaande methodieken om de uitloging van stoffen uit bodem en weerdgronden te bepalen, inclusief bijbehorende onzekerheden.

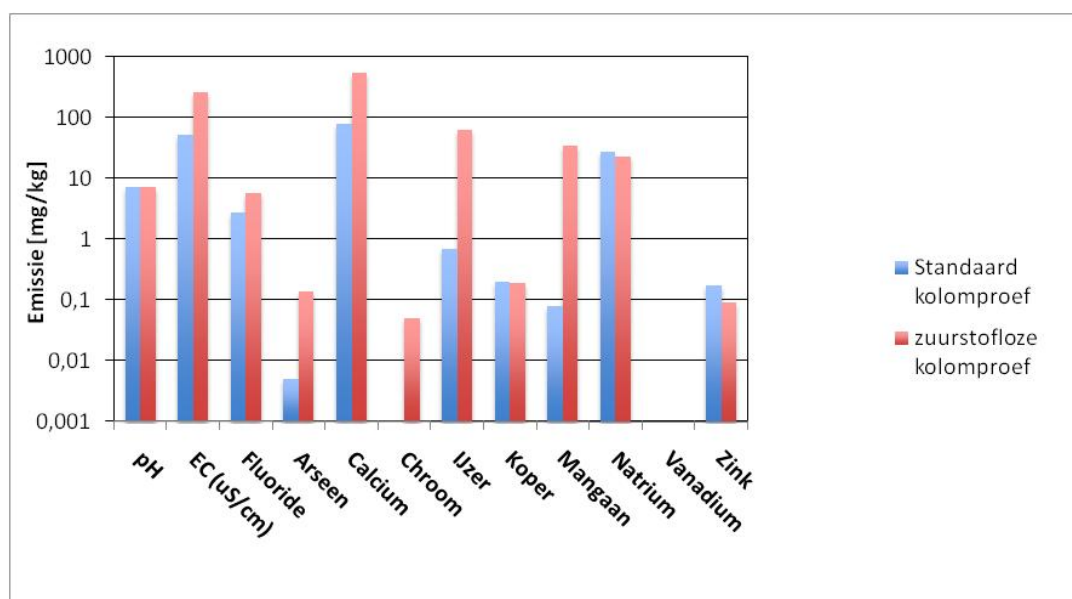
5.3.1 Uitloging landbodem en weerdgronden onder anaerobe condities

Zoals reeds onderstreept in het rapport van de Commissie-Verheijen, kan de uitloging van stoffen uit landbodem en weerdgronden onder anaerobe condities

– zoals die kunnen ontstaan bij toepassing in diepe plassen - anders zijn dan wordt gemeten met de standaard kolomproef (NEN 7373). Zoals vermeld in het normvoorschrift is deze kolomproef, waarmee materialen aan maximale emissiewaarden dienen te worden getoetst, primair bedoeld voor de toetsing van uitloging onder aerobe condities.

Wanneer aerobe grond onder anaerobe condities wordt toegepast gaan ijzer- (en mangaan-)oxiden in oplossing, waaraan vooral anionische metalen zoals arseen zijn gebonden. Dit proces treedt ook van nature op en leidt tot verhoogde mobilisatie van metalen en arseen (zie bijvoorbeeld het voorkomen van verhoogd As in grondwater van de Nederlandse kustprovincies). Daarnaast kan door mineralisatie van organische stof de concentratie van de opgeloste organische stof (DOC) in het poriewater toenemen (Vink et al., 2010b). Hoewel de eigenschappen van de DOC die op deze wijze wordt gevormd nog niet goed bekend zijn, draagt deze fractie ook bij aan een verhoogde mobiliteit en mogelijk uitloging van metalen en organische microverontreinigingen onder anaerobe condities. Deze processen worden alleen onder specifieke condities gecompenseerd door immobiliserende anaerobe processen zoals vorming van sulfiden.

Hoewel de kolomproef wordt uitgevoerd met een waterverzadigd grondmonster, zijn er twee belangrijke factoren die maken dat het meetresultaat niet algemeen representatief is voor uitloging onder anaerobe condities. Anaerobe condities treden alleen op wanneer het monster zelf gedurende de looptijd van de proef reducerende eigenschappen kan ontwikkelen, bijvoorbeeld door afbraak van relatief vers organisch materiaal. Het is op voorhand niet te voorspellen of en binnen welke termijn dit zal optreden. Daarnaast zijn er extra maatregelen nodig om zuurstofindringing uit te sluiten en de eventueel in de kolom optredende reducerende condities te conserveren in het eluaat, bijvoorbeeld door dit op te vangen onder stikstof. Bij de standaarduitvoering van de proef wordt dit niet gedaan. Hoewel slechts weinig metingen beschikbaar zijn met een dergelijke aangepaste ('zuurstofloze') kolomproef, toont Figuur 8 een voorbeeld van een standaard en 'zuurstofloze' kolomproef uitgevoerd op uiterwaardengrond (Tauw, 2003). De resultaten bevestigen de sterke toename in de uitloging van Fe, Mn en As onder anaerobe condities, die niet wordt waargenomen in de standaard uitgevoerde kolomproef.



Figuur 8 Vergelijking van resultaten van een standaard en 'zuurstofloze' kolomproef uitgevoerd op uiterwaarden grond: pH, geleidbaarheid (EC) en cumulatieve emissies (in mg/kg bij L/S = 10 L/kg] van verschillende stoffen (gegevens uit Tauw, 2003). De gemeten redox potentiaal (Eh) was 340 mV in de standaardproef en -80 mV in de zuurstofloze proef. Let op de logaritmische concentratieschaal die is gebruikt om de verschillende concentratieniveaus en eenheden in één figuur weer te kunnen geven.

5.3.2 Toetsingscriterium uitloging landbodern en consequenties

Voor een toetsingscriterium ter beoordeling van de uitloging van grond (en bagger), sluit de Commissie-Verheijen aan bij de methodiek in het Bbk voor de afleiding van emissiewaarden voor grootschalige bodemtoepassingen (GBT) op landbodern (zie voor details en gemarkeerde verschillen in scenario's voor GBT op landbodern en in zandwinplassen Commissie-Verheijen (2009)). Daar worden samenstellingswaarden ('emissietoetswaarden') gehanteerd die emissies lager dan deze emissiewaarden zouden moeten waarborgen. De beschikbare metingen van zowel de samenstelling en uitloging van (hergebruiks)grond (Nieuwenhuis en Lamé, 2006; Tauw, 2009) zijn op de standaard kolomproef gebaseerd. Op basis van deze gegevens kan dus niet voor alle stoffen een één-op-één relatie worden gelegd tussen de samenstelling van de materialen en de emissies die in de praktijk op zullen treden onder de anaerobe situatie in zandwinplassen. Met de emissie-eisen voor grootschalige bodemtoepassingen (GBT) voor ogen, wordt daarom aanbevolen op basis van de bovenstaande inhoudelijke uitgangspunten voornamelijk de volgende generieke grenzen te stellen aan de beoordeling van de uitloging van (aerobe) landbodern toegepast in zandwinplassen:

- Arseengehalte maximaal achtergrondwaarde. Vanwege de verhoogde uitloging van As onder anaerobe condities betekent een samenstelling hoger dan achtergrondwaarden in aerobe gronden een risico op uitloging boven de gestelde emissie-eisen. Omdat de chemische processen voor arseen in een aerobe bodern anders zijn dan in het anaerobe sediment zijn de partitiecriteriadiagrammen niet geschikt om daarvoor kritische concentraties af te leiden. Als aerob bodern materiaal met hoge arseenconcentraties wordt toegepast onder anaerobe omstandigheden dan is het mogelijk dat het arseen vrijkomt. Nadat het toegepaste materiaal anaerob is geworden zullen de relaties in de partitiecriteriadiagrammen weer opgaan (zie Figuur 6

en Figuur 7). Wat in de tussentijd met het vrijgekomen arseen gebeurt, is onzeker.

- Gehalte overige stoffen tot Maximale waarde (MW) Wonen. Voor landbodem tot MW Wonen wordt voor alle stoffen, op slechts een enkele uitzonderlijke meting na, een uitloging gemeten die ruim onder de gestelde emissie-eisen voor GBT blijft (Nieuwenhuis en Lamé, 2006; Tauw, 2009). Hoewel de aangehaalde gegevens zijn verkregen met de standaard kolomproef, wordt het op basis van de beschikbare gegevens voldoende aannemelijk geacht dat de uitloging van de overige stoffen (met uitzondering van arseen) beneden de gestelde GBT emissie-eisen blijft. Voor landbodem met MW Industrie kan dit, gezien de hogere bronsterkte van verontreinigingen en zeer beperkte hoeveelheid gegevens over uitloogeigenschappen, niet worden aangenomen.

5.3.3 *Methodiekontwikkeling voor beoordeling uitloging landbodem tot Maximale Waarde Industrie*

Voor de ontwikkeling van een methodiek die kan worden gehanteerd voor landbodem tot Maximale Waarde (MW) Industrie zijn de volgende opties te onderscheiden:

- Op de korte termijn zouden zuurstofloos uitgevoerde kolomproeven kunnen worden gebruikt om aan te tonen dat matig verontreinigde grond (MW Industrie) voldoet aan emissie-eisen voor GBT onder anaerobe toepassing in zandwinplassen. Deze proef is gepubliceerd in Tauw (2005) en volgt grotendeels de NEN 7373 met enkele belangrijke aanpassingen. Een belangrijk nadeel van deze aanpak voor de praktijk vormt de lange looptijd van de proef, met een (extra) tijd van vier weken voor evenwichtinstelling. Mogelijk kan op basis van (gedurende een bepaalde periode) parallel uitgevoerde standaard en zuurstofloze kolomproeven aangetoond worden dat kan worden volstaan met de standaardproef, wanneer het aanvullend criterium voor arseen gehandhaafd blijft.
- Indien, in lijn met de bestaande methodiek, een samenstellingswaarde wenselijk blijft, dient de beperkte beschikbare informatie over de relatie tussen uitloging en samenstelling te worden aangevuld, met specifieke aandacht voor matig verontreinigde grond (klasse Industrie) en uitloging onder anaerobe condities in zandwinplassen. Hiervoor is het, evenals bij de voorgaande optie, nodig om uitloggegevens te verzamelen met standaard en anaerobe kolomproeven. Op basis daarvan kunnen vervolgens empirische dan wel causale (via modellering en bodemeigenschappen) relaties met samenstellingswaarden worden afgeleid voor het gehele stoffenpakket. Voor de ontwikkelingstijd van een dergelijke methodiek wordt circa één jaar geschat.
- Een alternatieve methodiek kan worden ontwikkeld op basis van een relatief eenvoudige en snelle meetmethode voor de potentiële beschikbaarheid voor uitloging uit grond. Een dergelijke methode heeft de eenvoud van een samenstellingsbepaling, maar heeft een veel eenduidiger relatie met uitloging. Voor de ontwikkeling van een dergelijke methodiek is het nodig om kwantitatieve bronsterm (emissie/tijd) relaties af te leiden op basis van een beschikbaarheidsmeting, waarmee de concentraties in het poriewater en ontvangend grondwater kunnen worden voorspeld, rekening houdend met de bodem- en omgevingseigenschappen (zoals pH, redoxpotentiaal, bindingscapaciteit organische stof en Fe/Al-oxiden). Deze methodiek volgt een aanpak vergelijkbaar met de aanpak die is gevolgd voor de afleiding van de emissie-eisen voor bouwstoffen en GBT in het Bbk. Belangrijk aandachtspunt bij de ontwikkeling vormt de (huidige) onzekerheid van

modelvoorspellingen van uitloogconcentraties onder anaerobe condities. Verificatie van modelvoorspellingen op basis van metingen onder anaerobe condities in laboratorium (kolom)proeven en/of in de praktijk vormt dan ook een randvoorwaarde om criteria voor de maximale beschikbaarheid af te leiden, die een waarborg vormen voor het voldoen aan de gestelde emissie-eisen in de toepassing. Hierbij kan worden aangesloten bij praktijkgegevens die de grondbanken willen laten verzamelen met betrekking tot de kwaliteit van grond en bagger toegepast in zandwinplassen. De ontwikkelingstijd van een dergelijke methodiek wordt op circa twee jaar geschat.

6 Conclusies en aanbevelingen

6.1 Conclusies

Geconcludeerd kan worden dat er een aantal geschikte elementen is voor gebiedsgerichte risicobeoordeling van het toepassen van grond en bagger in diepe plassen. Deze elementen kunnen binnen de Handreiking worden gebruikt; een aantal onderdelen moeten nog verder uitgewerkt worden. Echter, voor het toepassen van aerobe grond in diepe plassen zijn er te veel kennislacunes en zijn de huidige onzekerheden te groot om de risico's op de omgeving goed te kunnen beoordelen. Voor de ontwikkeling van de risicobeoordeling voor de toepassing van grond in diepe plassen is aanvullend onderzoek naar het gedrag van stoffen in de grond onder reducerende omstandigheden noodzakelijk.

Toetsingscriteria

De risicogrenzen of normen die geschikt zijn om te gebruiken als toetsingscriteria zijn beschikbaar. Beleidsmatige keuzes voor de te hanteren toetsingscriteria zullen gemaakt moeten worden, hetzij generiek (op Rijksniveau), hetzij gebiedsgericht door de lokale bevoegde overheden in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb) bij het opstellen van een Nota bodembeheer. De keuzes moeten passen binnen de doelstellingen in en uitwerking van de Europese Grondwaterrichtlijn. Deze criteria kunnen ook gebruikt worden bij ontwikkeling van een generieke beoordelingssystematiek.

Voor grondwater zijn verschillende criteria mogelijk, afhankelijk van de lokale ambities met betrekking tot de huidige en toekomstige grondwaterkwaliteit. Uitgaande van de hoogste ambitie zou de streefwaarde voor diep grondwater nagestreefd moeten worden. Het heeft echter ook voordelen om rekening te houden met de lokale achtergrondconcentraties in het grondwater. Daardoor kan ook een ander criterium, 10% van het MTT + lokale achtergrondconcentratie (en 10% van het MTR voor organische stoffen) gezien worden als een beperkte belasting. Hiermee kan invulling gegeven worden aan de eisen van de Grondwaterrichtlijn over de beperkte inbreng van stoffen in het grondwater. Net als bij de drempelwaarden is het gewenst rekening te houden met de gebiedseigen kwaliteit.

De grootte van de flux uit de (natte) bagger ten opzichte van de flux door het watervoerend pakket is bepalend voor de bijdrage van de poriewaterkwaliteit aan de grondwaterkwaliteit. Uit analyse van verschillende combinaties van hydrologische situaties binnen en buiten de put blijkt dat na consolidatie van de bagger de flux uit de bagger minimaal een factor 1/100 is van die door het watervoerend pakket. De concentraties in het poriewater zullen dus binnen het gedefinieerde controlevlak benedenstrooms van de gevulde plas voor maximaal 1/100 bijdragen aan de concentraties van het grondwater. Het controlevlak (Plain Of Compliance) in het watervoerend pakket is het vlak benedenstrooms van de plas over de diepte en breedte haaks op de grondwaterstromingsrichting van de te verondiepen plas.

Wanneer beleidsmatig een toetscriterium voor het grondwater wordt vastgesteld (gebiedsgericht of generiek) binnen de vereisten van de GWR, kan vervolgens een toetsingscriterium voor het toe te passen materiaal worden vastgesteld door gebruik te maken van een generieke verdunningsfactor van 100. Hierbij wordt

het toetsingscriterium in het controlevlak vermenigvuldigd met de generieke factor (gecorrigeerd voor de achtergrondconcentratie in het grondwater).

Voor oppervlaktewater zijn er bestaande criteria in de vorm van milieukwaliteitsnormen (MKN) en MTR-waarden waar de oppervlaktewaterkwaliteit aan moet voldoen. Daarbij kan onderscheid gemaakt worden tussen de vulfase en de eindfase. Het is aan de waterkwaliteitsbeheerder om, gegeven de KRW, de doelstelling voor een specifieke plas te bepalen. Voor de eindfase is vooral de kwaliteit van de afdeklaag (circa 0,5 m) van belang, waaraan hogere eisen gesteld zouden moeten worden om nalevering van nutriënten en contaminanten te voorkomen. Naast genoemde waterkwaliteitsnormen kunnen ook kwaliteitseisen voor het sediment worden gehanteerd waarbij de kans op een negatieve invloed op de ecologische kwaliteit van het oppervlaktewater klein is. In verband met mogelijke nalevering geven deze kwaliteitseisen het niveau aan waaronder geen chemische of ecologische waterkwaliteitsproblemen worden verwacht.

Methoden voor beoordeling

Het te gebruiken instrumentarium voor de beoordeling is gedeeltelijk beschikbaar, maar zal nog verder ontwikkeld moeten worden.

Voor aerobe grond klasse Industrie is momenteel voor anorganische stoffen (metalen, arseen en nutriënten) onvoldoende kennis beschikbaar om te bepalen of de samenstellingswaarden voldoende bescherming bieden voor het grondwater of oppervlaktewater. In lijn met het Advies van de Commissie-Verheijen wordt geadviseerd om vooralsnog grond klasse Industrie daarom niet toe te passen in diepe plassen, tenzij aangetoond wordt dat er geen onacceptabele effecten zijn op het grondwaterlichaam en oppervlaktewater .

Voor een eerste stap in de beoordeling van sediment (bagger klasse B), voorafgaande aan een meting van concentraties in poriewater, wordt geconcludeerd dat voor een aantal stoffen (As, Cd, Cu, Pb, Zn) een samenstellingswaarde kan worden gehanteerd, ondanks een aantal onzekerheden die er nog zijn. Deze samenstellingswaarde kan worden afgeleid uit de beschikbare 'gehalte-criteriadiagrammen' voor anaeroob sediment. Voorgesteld wordt om voor As, Cd, Cu, Pb en Zn alleen bij sedimentconcentraties boven de berekende kritische concentraties in het sediment poriewatermetingen uit te voeren. Dit beperkt de hoeveelheid analyses, wanneer voor deze stoffen de grens van de Bbk-kwaliteitsklasse A wordt overschreden. Voor andere metalen kan de poriewatermeting direct worden ingezet in het liggende sediment.

Voor een tweedelijns beoordeling van anorganische stoffen in sediment (bagger) wordt geconcludeerd dat een anaerobe CaCl_2 -extractie de meest geschikte methode is om baggerspecie te toetsen aan het criterium voor de poriewaterkwaliteit. De verwachting is dat deze methode robuust is en routinematig uit te voeren. De CaCl_2 -extractiemethode sluit goed aan bij reeds lopende ontwikkelingen en uitloogstandaarden in ISO-kader. Het alternatief voor deze methode, een directe meting van de poriewaterkwaliteit, lijkt vooralsnog minder goed te standaardiseren.

Een instrument om te bepalen of problemen voor bepaalde stoffen in het oppervlaktewater kunnen ontstaan, kan gebaseerd worden op onderdelen van het instrument SEDIAS en opgenomen gaan worden in de Risicotoolbox waterbodem 2.0.

6.2 Aanbevelingen voor vervolgactiviteiten

Aanbevolen wordt te komen tot een samenhangend onderzoeksprogramma om de onzekerheden rond de effecten in grondwater en oppervlaktewater in voldoende mate te kunnen verminderen. Het gaat daarbij met name om de volgende onderwerpen:

- uitwerken van een systematiek voor grond (klasse Industrie) waarmee de potentiële uitloging bepaald kan worden,
- vaststellen protocol en betrouwbaarheid van de anaerobe CaCl_2 -toets,
- ontwikkelen van een methodiek/procedure voor het vaststellen van lokale achtergrondwaarden van metalen in grondwater;
- ontwikkelen van een toetsingscriterium voor de beïnvloeding van het oppervlaktewater en;
- onderzoeken van de beschikbaarheid van fosfaat in grond en bagger.

Voor het bepalen van de relatie tussen de samenstelling en uitloging van stoffen uit aerobe grond tot en met klasse Industrie is aanvullend onderzoek nodig. Dit moet zo mogelijk leiden tot een eerstelijns beoordeling op basis van samenstellingswaarden, zoals bij baggerspecie. Dit onderzoek kan als extra onderzoek worden ondergebracht bij lopende initiatieven, die op de termijn van één tot enkele jaren kunnen leiden tot beantwoording van deze vragen. In het onderzoek zullen aanvullende gegevens verzameld moeten worden over samenstelling en uitloging van (anaerobe) grond bij toepassing in diepe plassen. Bij voorkeur kunnen empirische of mechanistische relaties tussen uitloging en samenstellingswaarden worden afgeleid op basis van (anaerobe) kolomproeven. Een alternatief voor een bepaling van de samenstelling vormt meting van de (maximale) beschikbaarheid voor uitloging uit grond met een 0.43 M HNO_3 extractie. Er zijn voor grond reeds veel gegevens met deze methode verzameld. De methode heeft de eenvoud van een samenstellingsbepaling maar een veel meer directe relatie met uitloging.

Deze methodiek moet gevalideerd worden op uitloogexperimenten onder anaerobe condities.

Daarnaast is het voor de ontwikkeling van deze methodiek nodig om via modellering kwantitatieve relaties af te leiden met de concentraties in poriewater en ontvangend grondwater. Voor de ontwikkeling van een consistente methodiek voor zowel baggerspecie als grond wordt aanbevolen om deze methodiek ook voor baggerspecie te ontwikkelen. Dit onderzoek heeft een modelmatige en een experimentele kant.

Aanbevolen wordt voor bagger de anaerobe CaCl_2 -extractie als robuuste maat te standaardiseren voor schatting van concentraties in poriewater. Naast het formaliseren van het bestaande protocol wordt aanbevolen een kruisvalidatie uit te voeren met methoden voor poriewatermetingen. De methodiek sluit aan bij uitloogmethodieken en recente ontwikkeling van standaarden in ISO-kader. Aanbevolen wordt om de na de kruisvalidatie de methode op zo kort mogelijke termijn te ontwikkelen tot een (ISO) NEN-standaard. Daarmee zijn de vastgestelde prestatiekenmerken goed vastgelegd.

Tevens wordt aanbevolen de aerobe CaCl_2 -extractie als maat te standaardiseren om de beschikbaarheid van anorganische stoffen te beoordelen ten behoeve van effecten op oppervlaktewater.

Omdat het belangrijk wordt gevonden de lokale (regionale) kwaliteit van het grondwater mee te laten wegen in de mate van beïnvloeding die wordt geaccepteerd, wordt aanbevolen daar een uniforme systematiek voor vast te stellen.

Verder is het gewenst geohydrologisch de invloed van het gemengd toepassen van grond en bagger te kennen. Ook wordt aanbevolen een locatiespecifieke geohydrologische uitwerking te maken om binnen het gebiedsgericht beheer kwetsbare en minder kwetsbare locaties te kunnen onderscheiden (stap B3 van de methodiek).

Aanbevolen wordt ook de beschikbare monitoringsgegevens, die zijn verzameld bij het toepassen of storten van grond en bagger bij Rijkswaterstaat en anderen, nader te analyseren om meer inzicht te krijgen in de omstandigheden waarbij wel en niet aan bepaalde criteria en risicogrenzen voldaan kan worden.

Richting oppervlaktewater wordt aanbevolen nader onderzoek te verrichten naar eutrofiëring bij het verondiepen van plassen met fosfaathoudende grond en bagger. Hiervoor is een test nodig, en waterspecifieke criteria, waarmee beoordeeld kan worden of fosfaatgehalten in het oppervlaktewater beneden de normen zullen blijven. Dergelijk onderzoek kan op termijn leiden tot een eutrofiëringsparameter die aangeeft wat de verwachte nalevering van sediment naar oppervlaktewater wordt.

Ook wordt aanbevolen om, naast fosfaat, het belang van andere stoffen in grond en bagger te toetsen ten aanzien van effecten in het oppervlaktewater.

Referenties

BKMW (2009) Besluit kwaliteitseisen monitoring water 2009. Ministerie van VROM, Besluit van 30 november 2009). Staatsblad 2010, 15.

Brand et al., in prep. Advice on implementing bioavailability in Dutch policy framework. User protocols for organic contaminants. RIVM Report 711701102/2010. RIVM, Bilthoven.

Brand, E., P.F. Otte, J.P.A. Lijzen (2007) CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. RIVM Rapport 711701054. RIVM, Bilthoven.

CIS WFD (2008) Guidance document on status and trend assessment (no. 18).

CIW (2000) Commissie Integraal Waterbeheer(2000). Emissie-Immissie, prioritering van bronnen en de immissietoets. Den Haag, 2000.

Claessens J., M.C. Zijp, M. van Rijswick, A. Veldkamp, W. Verweij, P.F. Otte (2010) Toepassing van uitzonderingsbepalingen GWR op verontreinigingspluimen Handreiking ROSA en 'Points of Compliances'. RIVM Rapport 607701002, Bilthoven, www.rivm.nl.

De Lange, W en N. Hartog (2009) Van Put naar Plas. Bergen van grond onder water, systematisch onderzoek zandwininput Schellerwaard (Kenmerk 0906-0216). Deltares, Utrecht.

De Lange, W.J. (1996) Groundwater modeling of large domains with analytic elements PhD thesis. Technical University Delft ISBN 90-369-4569-0.

De Lange, W.J., J.C. Hunink, J.C. Hoogewoud (2010) Geohydrologische analyse van stroming uit met slib gevulde zandwinputten, Deltares rapport 1202368-000, Deltares, Utrecht.

De Lange, W.J., in prep.. Handreiking geohydrologische beoordeling herinrichting diepe plassen, 1203224-000. Deltares, Utrecht.

Deskundigen Commissie Verheijen (2009) Verantwoord grootschalig toepassen van grond en bagger specie. Rapport van de Deskundigencommissie (Hoofdrapport en bijlagenrapport). Juni 2009.

EC (2009) [Richtlijn prioritaire stoffen \(2008/105/EG\)](#) gepubliceerd in het Publicatieblad van de EU (L 348/84).

Fraters, B, L.J.M. Boumans, H.P. Prins (2001) Achtergrondconcentraties van 17 sporenmetalen in het grondwater van Nederland. RIVM Rapport 711701017, RIVM, Bilthoven.

Heldring, J.J.L., K. van Zwam (2008) Eindrapport onderzoek implementatie KRW-doelstellingen en grondwater in overige regelgeving. Een onderzoek, ten behoeve van de implementatie van Grondwaterrichtlijn 2006/118/EG, naar de Nederlandse regelgeving om de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen of te beperken en naar de aanwijzing en de indeling van gevaarlijke en niet-gevaarlijke verontreinigende stoffen in het kader van de Grondwaterrichtlijn. Zaak nummer Meurs Juristen BV: 5050071074 in opdracht van het ministerie van VROM, mei 2008.

I&M (2010a) Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen, versie 1 december 2010. Implementatieteam Bbk (Rijksoverheid, IPO, VNG, Unie van waterschappen).

I&M (2010b) Circulaire herinrichting diepe plassen, versie 25 oktober 2010.

I&M (2010c) Handreiking beoordeling waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van doelen en functies van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems (datum 4 november 2010).

Nieuwenhuijs, R. en F.P.J. Lamé (2006) Overkoepelend rapport van het onderzoek naar de samenstelling en emissies van 'bijzondere parameters' in grond. TNO Bouw en Ondergrond, Utrecht. TNO-rapport 2006-U-R0002/B.

RIZA (2002) Bepaling actueel risico van verspreiding via grondwater. Achtergronddocument in het kader van Richtlijn Nader Onderzoek Verontreinigde Waterbodems. AKWA rapport nr. 02.005, RIZA rapport nr. 2002.025.

RWS (2006) Beoordeling Uitloging en Verspreiding vanuit Depots; Naar een nieuw toetsingskader (AKWA rapportnummer 06.003). Rijkswaterstaat Bouwdienst, Utrecht december 2006.

RWS, in prep. Risicotoolbox waterbodems 2.0.

RWS-RIZA (2006) OMEGA gewijzigd, versie 6.0, F.P. van den Ende. Zie verder: A.M. Durand-Huizing, Witteveen+Bos, versie 5.0, augustus 2004. Handleiding en achtergronden OMEGA 5.0. RIZA werkdocument 2004.132X.

Schipper, C., F. Smedes, J.P.M. Vink, J. Joziasse, P.C.M. van Noort, J. Smits, J. Van beek, A. Wijdeveld, G.D. Roskam, L. Oste, H.M.H. Rijnaarts, H.J. de Lange, A.A. Koelmans, J. Harmsen, P. Korytar, I. Velseboer (2009) Nalering van stoffen vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater. Deltares rapport 1200348-000-ZKS-0001, Deltares, Utrecht.

Schmidt, C.A., C. Cuypers, W.J. de Lange, H. van den Heuvel, Th.E.M. ten Hulscher en J.M. Lourens (2005) Verspreiding via grondwater; Berging van uiterwaardengrond in Afferdensche en Deestsche Waarden. AKWA rapport nr. 2005.008. RIZA rapport 2005.008.

Schroder et.al. T.J. (2005) Solid-solution partitioning of heavy metals in floodplain soils of the River Rhine and Meuse: Field sampling and geochemical modelling. Proefschrift Wageningen Universiteit.

SEDIAS (2011) <http://www.helpdeskwater.nl/algemene-onderdelen/zoeken-site/@31455/sedias/>

Stowa (2007) Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water. Stowa 2007-32, RWS-WD 2007-018.

Tauw (2003) ANVM 243 Opstellen uitloogmethode voor matig doorlatende, korrelvormige materialen. Tauw rapport R001-3976637JJS-D01-D.

Tauw (2005) Optimalisatie en normalisatie zuurstofloze kolomproef. Tauw-ECN rapport R001-4342757JJS-SKB-VO2-NL.

TCB (2010) Advies Toetsingskader herinrichten diepe plassen, A060(2010).

Ten Hulscher, D. en P. van Noort (2006) Gebruik en interpretatie van beschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van waterbodemverontreinigingen. RIZA-rapport 2006.030.

Verbruggen, E.M.J., R. Posthumus en A.P. van Wezel (2001) Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for soil, sediment and (ground) water; updated proposals for first series of compounds. RIVM-report 711701020. RIVM, Bilthoven.

Verschoor, A. J., J.P.A. Lijzen, H.H. van den Broek, R.F.M.J. Cleven, R.N.J. Comans, J.J. Dijkstra en P.H.M. Vermij. RIVM/ECN/RIZA, Bilthoven 2006.

Kritische emissiewaarden voor bouwstoffen: milieuhygiënische onderbouwing en consequenties voor bouwmaterialen. RIVM-rapport 711701043. RIVM, Bilthoven.

Verweij, W., H.F.R. Reijnders, H.F. Prins, L.J.M. Boumans, M.P.M. Janssen, C.T.A. Moermond, A.C.M. de Nijs, B.J. Pieters, E.M.J. Verbruggen, M.C. Zijp (2008) Advies voor drempelwaarden 80 p in Dutch RIVM rapport 607300005.

Vink, J., B. van der Grift en C. Schmidt (2010) Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling. Deltares rapport 1203842-000, Deltares, Utrecht.

Vink, J. en J. de Weert (2009) Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in aquatische systemen. Deltares rapport 0911-0252, Deltares, Utrecht.

Vink, J.P.M., J. Harmsen, H. Rijnaarts (2010a) Delayed immobilization of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions; Consequences for flooding and storage. *J Soils Sediments* (2010) 10:1633–1645.

Vink, J.P.M., J. Joziassse, F. Smedes, C. Schipper (2010b) De rol van de waterbodem in de kwaliteit van oppervlaktewater. *H2O* 3:31-33.

Vlaardingen, P.L.A. van, R. Posthumus, C.J.A.M Posthuma-Doodeman (2005) Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM rapport 601501029. RIVM, Bilthoven.

Vlaardingen, P.L.A. van, E.M.J. Verbruggen (2009) Aanvulling milieurisicogrenzen water voor negen sporenelementen. Afleiding volgens kaderrichtlijn water-methodiek. RIVM briefrapport 601714011. RIVM, Bilthoven.

VROM (2007a) Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem (Besluit bodemkwaliteit). *Staatsblad* 2007, 469.

VROM (2007b) Regeling bodemkwaliteit. *Staatscourant* 20 december 2007, nr. 247, p. 67.

VROM (2009) Circulaire bodemsanering 2009.

VROM (2010a) Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Ministerie van VROM, V&W en LNV. *Staatscourant* 14 april 2010, nr. 5615.

VROM (2010b) Ontwerp Drinkwaterbesluit. *Staatcourant* 8 januari 2010, nr. 141.

WLB (2004) Waterleidingbesluit. *Staatsblad* 16 december 2004, nr. 736.

Bijlage 1 Normen voor bodem en (grond)water

Stoffen in standaardpakket waterbodem	in standaard pakket	Bodem		Grondwater		AC diep	MTT eco, water, opgelost (ug/l)	MTR grondwater, opgelost (MTT+ACdiep) (ug/l)	afgeleid criterium grondwater MTT/10+ ACdiep (ug/l)	afgeleid criterium poriewater 10*MTT+ ACdiep (ug/l)	Drempelwaarde grondwater (ug/l)	Drinkwaternorm (ug/l)	Interventiewaarde grondwater (ug/l)
		Maximale waarde kwaliteitsklasse A	MTR bodem (Cb+ MTT) (mg/kg)	Streefwaarde grondwater ondiep <10m (ug/l)	Streefwaarde grondwater incl AC, diep: >10m, (ug/l)								
		<i>Regeling bodemkwal., Bijlage B, tabel 2</i>	<i>Verschoor et al., Bijlage 1-4</i>	<i>Circulaire bodemsan., tabel 1, kolom2</i>	<i>Circulaire bodemsan., tabel 1, kolom2</i>	>10m	<i>Verbruggen, 2001; vVlaardingen, 2005, 2009.</i>	<i>Verbruggen, 2001; vVlaardingen, 2005, 2009.</i>			<i>BKMW, 2009, Bijlage II</i>	<i>WLB, 2004; Tabel 2</i>	<i>Circulaire bodemsanering, tabel 1, kolom 6</i>
		www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/					
antimoon			3.53	0.15	0.09	6.2	6.3	0.71	62			5	20
arsen	C1,2,3	29	30	10	7.2	7	24	9.4	247	15		10	60
barium	A, C2	395	335	50	200	197	29	226	199.9			-	625
cadmium	A, C1,2,3	4	1.59	0.4	0.06	0.06	0.34	0.4	0.09	0.5		5	6
chrom	C1,2,3	120	100	1	2.5	2.4	8.7	11	3.3			50	30
kobalt	A, C2	25	11.4	20	0.7	0.6	0.5	1.1	0.7			-	100
koper	A, C1,2,3	96	39	15	1.3	1.3	1.1	2.4	1.4			2000	75
kwik	A, C1,2,3	1.2	2.2	0.05	0.01	-	0.23	0.23	0.02			1	0.3
lood	A, C1,2,3	138	140	15	1.7	1.6	11	11	2.7	11	11	10	75
molybdeen	A, C2	5	40	5	3.6	0.7	340	341	34.7			-	300
nikkel	A, C1,2,3	50	35	15	2.1	2.1	1.9	3.9	2.3	30	30	20	75
seleen						0.024	1.24	1.3	0.1			10	
tin						<2	0.6	n.a.	2.1			-	
vanadium						1.2	4.1	5.3	1.6			-	
zink	A, C1,2,3	563	156	65	24	24	7.3	31	24.7			3000	800
naftaleen	A+C1,2,3	9	0.1		0.01			1.2					70
fenantreen	A+C1,2,3	9	0.5		0.003			0.3					5
antraceen	A+C1,2,3	9	0.1		0.0007			0.07					5
fluorantheen	A+C1,2,3	9	3		0.003			0.3					1
chryseen	A+C1,2,3	9	11		0.003			0.3					0.2
benzo(a)antraceen	A+C1,2,3	9	0.4		0.0001			0.01					0.5
benzo (a) pyreen	A+C1,2,3	9	3		0.0005			0.05				0.01	0.05
Benzo (k) fluorantheen	A+C1,2,3	9	2		0.0004			0.04					0.05
indeno (1,2,3cd)pyreen	A+C1,2,3	9	6		0.0004			0.04					0.05
benzo (ghi) peryleen	A+C1,2,3	9	8		0.0003			0.03					0.05
PAK (som)	A+C1,2,3	9										0.1	
Pentachloorfenol	C1,2	0.016	0.3		0.04								
PentaCB	C1,2	0.007	0.1		0.003								
HexaCB	C1,2,3	0.044	0.005		9.00E-05								

Stoffen in standaardpakket waterbodem	in standaard pakket	Bodem		Grondwater						Oppervlaktewater					
		Maximale waarde kwaliteitsklasse A	MTR bodem (Cb+ MTT) (mg/kg)	Streefwaarde grondwater ondiep <10m (ug/l)	Streefwaarde grondwater incl AC, diep: >10m, (ug/l)	AC diep	MTT eco, water, opgelost (ug/l)	MTR grondwater, opgelost (MTT+ ACdiep) (ug/l)	afgeleid criterium grondwater MTT/10+ ACdiep (ug/l)	afgeleid criterium poriewater 10*MTT+ ACdiep (ug/l)	Drempelwaarde grondwater (ug/l)	Drinkwater norm (ug/l)	Interventiewaarde grondwater (ug/l)	JG-MKN landoppervlakte wateren	MTR opp. water, totaal (ug/l)
		Regeling bodemkwal., Bijlage B, tabel 2	Verschoor et al., Bijlage 1-4	Circulaire bodemsan., tabel 1, kolom2	Circulaire bodemsan., tabel 1, kolom2	>10m	Verbruggen, 2001; vVlaardingen, 2005, 2009.	Verbruggen, 2001; vVlaardingen, 2005, 2009.			BKMW, 2009, Bijlage II	WLW, 2004; Tabel 2	Circulaire bodemsanering, tabel 1, kolom 6	BKMW, 2009; Regeling monitoring	Regeling monitoring KRW (VROM, 2010a
		www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/	www.rivm.nl/rvs/					www.rivm.nl/rvs/		
PCB28	A+C1,2,3	0.014	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB52	A+C1,2,3	0.015	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB101	A+C1,2,3	0.023	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB118	A+C1,2,3	0.016	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB138	A+C1,2,3	0.027	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB153	A+C1,2,3	0.033	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB180	A+C1,2,3	0.018	0.004					8 ug/kg ds				0.1			8 ug/kg ds
PCB som 7	A+C1,2,3	0.139			0.01							0.5	0.01		
Chloordaan (som)	C1,2		0.003		0.02 ng/l			0.002				0.1	0.2		0.002
DDT (som)	C1,2,3		0.009					0.0004				0.1		0.025	
DDE (som)	C1,2,3		0.001					0.0004				0.1			
DDD (som)	C1,2,3		0.002					0.0004				0.1			
DDT/DDE/DDD (som)	C1,2,3	0.3			0.004 ng/l							0.1	0.01		
Aldrin	C1,2	0.0013	0.006		0.009 ng/l			0.0009				0.1			
dieldrin	C1,2	0.008	0.45		0.1 ng/l			0.012				0.1			
endrin	C1,2	0.0035	0.004		0.04 ng/l			0.004				0.1			
isodrin	C1,2	-										0.1			
telodrin	C1,2	-										0.1			
drins (som)	C1,2	0.015										0.1	0.1		
α-endosulfan	C1,2	0.0021	0.001		0.2 ng/l			0.02				0.1	5	0.005	
endosulfan fosfaat	C1,2	-										0.1			
α-HCH	C1,2	0.0012	0.29		33 ng/l			3.3				0.1			
β-HCH	C1,2	0.0065	0.92		8 ng/l			0.8				0.1			
γ-HCH (lindaan)	C1,2	0.003	0.23		9 ng/l			0.91				0.1			
delta HCH	C1,2	-										0.1			
HCH-verbindingen (som)	C1,2	0.01			0.05							0.1	1	0.02	
heptachloor	C1,2	0.004	0.00065		0.005 ng/l			0.0005				0.1	0.3		0.0005
heptachloorepoxide (som)	C1,2	0.004	0.00002		0.005 ng/l			0.0005				0.1	3		0.0005
hexachloorbutadien	C1,2	0.0075										0.1			
organotinverbindingen (som)	- (AW=0.15)				0,05-16	ng/l						0.1	0.7		
tributyltin	C3	0.25	0.01									0.1		0.0002	
MCPA			0.005		2.8			2-280				0.1	50	1.4	
Atrazine			0.026		20 ng/l			2.9				0.1	150	0.6	
carbaryl			0.003		2 ng/l			0.23				0.1	50		
carbofuran			0.002		9 ng/l			0.91				0.1	100		
Pesticiden (som)												0.5			
Minerale olie C10-C40	A+C1,2,3	1250			50								600		

Bijlage 2 Protocol anaerobe extractie CaCl₂

Concept Protocol d.d. 27-04-2010

Bodem – Bemonstering en monstervoorbehandeling van sediment of baggerspecie en analyse van zware metalen en arseen in poriewater. Extractie met een calciumchloride-oplossing (0,001 mol/l) onder anaerobe condities.

1 Onderwerp en toepassingsgebied

Dit protocol beschrijft een methode waarmee in situ poriewaterconcentraties in sediment en baggerspecie onder anaerobe omstandigheden benaderd kunnen worden. Het protocol beschrijft de bemonstering, de monstervoorbehandeling en de extractie van het sediment of baggerspecie met een calciumchloride-oplossing (0,001 mol/l) [1] onder anaerobe condities. Na de anaerobe extractie en het centrifugeren van het sediment of baggerspecie worden zware metalen en arseen in het centrifugaat bepaald. Het monstermateriaal dient afkomstig te zijn uit permanent volledig verzadigd sediment of baggerspecie onder de oxische toplaag.

2 Normatieve verwijzingen

De volgende normen bevatten bepalingen die, doordat ernaar wordt verwezen, tevens bepalingen van deze norm zijn. Op het ogenblik van publicatie van de onderhavige norm waren de vermelde drukken van kracht. Alle normen kunnen echter worden herzien; partijen die overeenkomsten sluiten op basis van deze norm wordt daarom aanbevolen na te gaan of het mogelijk is, de meest recente druk van de onderstaande normen toe te passen.

Monsternamen en conservering

NPR 5741:2008 Ontw	<i>Bodem – Richtlijn voor de keuze en toepassing van boorsystemen en monsternemingstoestellen voor grond, sediment en grondwater bij bodemverontreinigingsonderzoek</i>
NEN-EN-ISO 5667-3:2004	<i>Water - Monsterneming - Deel 3: Richtlijn voor de conservering en behandeling van watermonsters</i>
NEN-EN-ISO 5667-15:2009	<i>Water - Monsterneming - Deel 15: Richtlijn voor conservering en behandeling van slib en sedimentmonsters</i>

Analyse

ISO 11465:2005 en	<i>Bodem - Bepaling van het gehalte aan droge stof en het vochtgehalte op massabasis - Gravimetrische methode.</i>
NEN 6966:2005/C1:2006 nl	<i>Milieu - Analyse van geselecteerde elementen in water, eluaten en destruat - Atomaire-emissie-spectrometrie met inductief gekoppeld plasma (ICP-AES)</i>
NEN-EN-ISO 17294-2:2004	<i>Water - Toepassing van massaspectrometrie met inductief gekoppelde plasma (ICP-MS) - Deel 2: Bepaling van 62 elementen</i>
NEN-EN 1483:2007 en	<i>Water - Bepaling van kwik - Methode met atomaire-absorptiespectrometrie</i>

NEN-ISO 17852:2008 en *Water - Bepaling van kwik - Methode met atomaire fluorescentiespectrometrie*

NEN-EN-ISO 11969:1997 nl *Water - Bepaling van het arseengehalte - Methode met atomaire-absorptiespectrometrie (hydridetechniek)*

3 Beginsel

Natte sedimenten of baggerspeciemonsters worden onder anaerobe condities met een calciumchloride-oplossing (0,001 mol/l) bij 20 °C bij een L:S van 2 (V/m, V in ml en m in g) geëxtraheerd. De bodemdeeltjes worden door centrifugeren verwijderd. In het centrifugaat worden de concentraties van zware metalen en arseen bepaald.

OPMERKING 1 (0,001 mol/l) calciumchloride wordt wel beschouwd als een oplossing die in concentratie en samenstelling een gemiddelde bodemoplossing benadert.

4 Eventuele termen en definities

P.M.

5 Reagentia en hulpstoffen

Gebruik alleen reagentia, water en gasen van hoogst zuivere kwaliteit.

- Anaerobe calciumchloride-oplossing, $c(\text{CaCl}_2) = 0,001 \text{ mol/l}$.

OPMERKING 2 Geleid gedurende minimaal 15 minuten stikstof door de calciumchloride-oplossing om deze anaerob te maken.

- Geconcentreerd salpeterzuur, $c(\text{HNO}_3) = 14,3 \text{ mol/l}$

6 Toestellen en hulpmiddelen

Gebruikelijke laboratoriumhulpmiddelen en in het bijzonder de volgende:

- Stangbediende Beeker-sediment-steker (NPR 5741)

- Glovebox die onder stikstof gebracht kan worden.

- Schudmachine met een horizontale schudbeweging van circa 180 slagen per minuut en een slaglengte van 5 cm, waarin de flessen in horizontale positie worden geschud. Naast een schudmachine mag ook gebruik worden gemaakt van een rollerbank of een 'end-over-end' schudmethode. Gebruik een zodanige frequentie of rotatie dat het sediment en de extractievloeistof gemengd worden en het sediment niet op een vaste plaats in de buis of pot blijft liggen.

- Kunststof afsluitbare centrifugebuizen of centrifugepotten met een passend volume.

- Centrifuge met een zodanige rotatiefrequentie dat de radiale versnelling minimaal 2000 (± 100) maal de zwaarteveldsterkte (g) bedraagt.

- Disc-spuifilter (0,45 µm) met Thermopor (polyester versterkt polysulfon) of een filter met vergelijkbare eigenschappen.
- Gebruikelijk laboratoriumglaswerk.
- Analytische balans (nauwkeurigheid 10 mg).

7 Monster

Monstername in het veld

Gebruik voor de bemonstering een stangbediende Beeker-sediment-steker (NPR 5741), of een hieraan vergelijkbaar monsternemingstoestel, zodat de condities van het monster zo anaeroob mogelijk blijven. Steek na elkaar op dezelfde locatie 2 boorkernen. Van één boorkern wordt direct in het veld een standaardbodemmonster van 1 kg genomen voor de bepaling van het gehalte aan droge stof volgens NEN/ISO 11465.

OPMERKING 3 Indien gewenst kunnen van dit standaard bodemmonster ook de totaalgehalten van onder andere verontreinigingen bepaald worden.

Koppel na de bemonstering van de tweede boorkern de monsterbuis van ..(30) tot (100).. cm lengte, met sediment of baggerspecie met bovenstaand water, los en sluit deze met kunststof doppen af.

Transporteer de monsters naar het analyserend laboratorium volgens NEN-EN-ISO 5667-15.

Laboratoriummonster

Open de bemonsteringsbuis in het laboratorium in een glovebox nadat de omgeving onder stikstof (5.1) is gebracht.

Druk de boorkern uit in een goot. Verwijder de bovenste eventueel geoxideerde laag van circa 3 cm. Neem 10 submonsters verdeeld over de gehele lengte van de boorkern van een gewicht dat overeenkomt met minimaal 4 gram droge stof en voeg deze direct samen tot het laboratoriummonster in de centrifugebuis of centrifugepot (6.4) waarin de extractie zal worden uitgevoerd.

Bepaal in een deelmonster van het standaardbodemmonster uit de eerste boorkern het gehalte aan droge stof volgens NEN/ISO 11465.

8 Werkwijze

Om de condities van het monster zo anaeroob mogelijk te houden wordt de monstervoorbehandeling in een glovebox (5.1) uitgevoerd.

Neem bij iedere reeks analysemonsters ten minste één centrifugebuis of centrifugepot (0) 90% gevuld met de anaerobe extractievloeistof als blanco analysemonster mee.

Weeg een hoeveelheid nat sediment of baggerspeciemonster in een centrifugebuis (0) af dat overeenkomt met minimaal 40 g droge stof. Voeg tweemaal het ingewogen droge gewicht aan anaeroob extractievloeistof (0), die van te voren op $20 \pm 2^\circ\text{C}$ is gebracht, toe en sluit de centrifugebuis af. Dit komt overeen met een mengverhouding van $LS=2$.

Neem de afgesloten centrifugebuis met het analysemonster uit de glovebox (0) en schud op een schudapparaat (0) gedurende 2 h bij omgevingstemperatuur ($20 \pm 2^\circ\text{C}$). Centrifugeer (0) gedurende 10 min bij een zodanige rotatiefrequentie dat de radiale versnelling minimaal 2000 (± 100) maal de zwaarteveldsterkte (g) bedraagt.

OPMERKING 4 De extractie-intensiteit is zo gekozen dat kleine afwijkingen van de voorgeschreven intensiteit geen invloed heeft op de gevonden gehalten.

OPMERKING 5 De extractie wordt uitgevoerd bij een constante temperatuur van 20 ± 2 °C omdat de extraheerbare hoeveelheden van verontreinigingen door de temperatuur van het extractiemiddel worden beïnvloed.

OPMERKING 6 De DOC, geleidbaarheid (EGV) en pH kunnen direct worden gemeten in de oplossing die resteert na centrifugeren.

Breng de afgesloten centrifugebuis met het monster weer in de glovebox (0) en pipetteer het centrifugaat af tot circa 1 cm boven het vaste materiaal, filtreer dit over een Disc-spuifilter (0,45 µm) met Thermopor (0). Pipetteer 10,0 ml in een analysebuis en conserveer dit met 0.1 ml salpeterzuur (0) volgens NEN 5667-3. Het monster kan nu uit de glovebox (0) worden gehaald om te worden geanalyseerd.

De analyse kan op verschillende manieren geschieden afhankelijk van welke niveaus moeten worden bepaald (doel van de analyse) en welke apparatuur beschikbaar is. De volgende technieken zijn beschikbaar voor de analyse van elementen in water:

Multi-element-methoden:

- Analyse van geselecteerde elementen in water, eluaten en destruatien - Atomaire-emissie-spectrometrie met inductief gekoppeld plasma (ICP-AES) (NEN 6966:2005/C1:2006 nl)
- Toepassing van massaspectrometrie met inductief gekoppelde plasma (ICP-MS) - Deel 2: Bepaling van 62 elementen (NEN-EN-ISO 17294-2:2004)

Specifiek voor kwik (Hg) kunnen de volgende methoden worden toegepast:

- Bepaling van kwik - Methode met atomaire-absorptiespectrometrie (NEN-EN 1483:2007 en)
- Bepaling van kwik - Methode met atomaire fluorescentiespectrometrie (NEN-ISO 17852:2008 en)

Arseen (As) kan tevens worden bepaald met:

- Water - Bepaling van het arseengehalte - Methode met atomaire-absorptiespectrometrie (hydridetechniek) (NEN-EN-ISO 11969:1997 nl)

9 Verslag

Vermeld in het verslag:

- a) de gegevens die noodzakelijk zijn voor het identificeren van het monster;
- b) de toegepaste methode: geëxtraheerd volgens protocol anaerobe calciumchloride-extractie;
- c) het bepaalde componentgehalte, in µg/l, met vermelding van de voor die bepaling toegepaste normen;
- d) de eventuele bijzonderheden die zijn waargenomen tijdens de bepaling;
- e) alle niet in de norm voorgeschreven handelingen die het resultaat kunnen hebben beïnvloed.

Bibliografie

[1] ISO TS 21268-1 'Soil quality — Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials — Part 1: Batch test using a liquid to solid ratio of 2 l/kg dry matter'.

Bijlage 3 Verwachte poriewaterconcentraties bij slibgehalten anorganische contaminanten

A Verwachte poriewaterconcentraties afgeleid van slibgehalte en Kd-relaties

porositeit	0.4 l/dm ³ bodem
bulkdichtheid	1.9 kg/dm ³ bodem

Normen voor grondwater (ug/l)	Arseen	Cadmium	Koper	Lood	Zink	Nikkel	chrom
MTR diep (opgelost) (MTT+AC)	31	0.4	2.4	11	31	3.9	11 ug/l
S-waarde ondiep	10	0.4	15	15	15	15	1 ug/l
Cb (achtergrondgehalte)	7	0.06	1.3	1.6	24	2.1	2.4 ug/l
Slibgehalten klasse A en B (mg/kg)							
Interventiewaarde (klasse B)	85	14	190	580	2000	210	- mg/kg
Maximaal klasse A	29	4	96	138	563	50	- mg/kg

Kd waarde berekend via transferfunctie (Vink en De Weert, 2009).

Kd	299.23	1303.17	120.23	724.44	922.57	4570.88
log Kd	2.476	3.115	2.08	2.86	2.965	3.66

coefficienten per parameter

a (constante)	2.46	3.09	10.4	4.22	2.94
lutum	0.032	0.05		0.08	0.05
OC (organisch koolstof)					
SO ₄					
Fe			0.04		
Mn				-0.002	
pH			-1		

waarde van bodemeigenschappen (worst-case van dataset)*

lutum	0.5	0.5		0.5	0.5	%
Fe			5			mg/kg
Mn				700		mg/kg
pH			8.52			-
sulfaat						

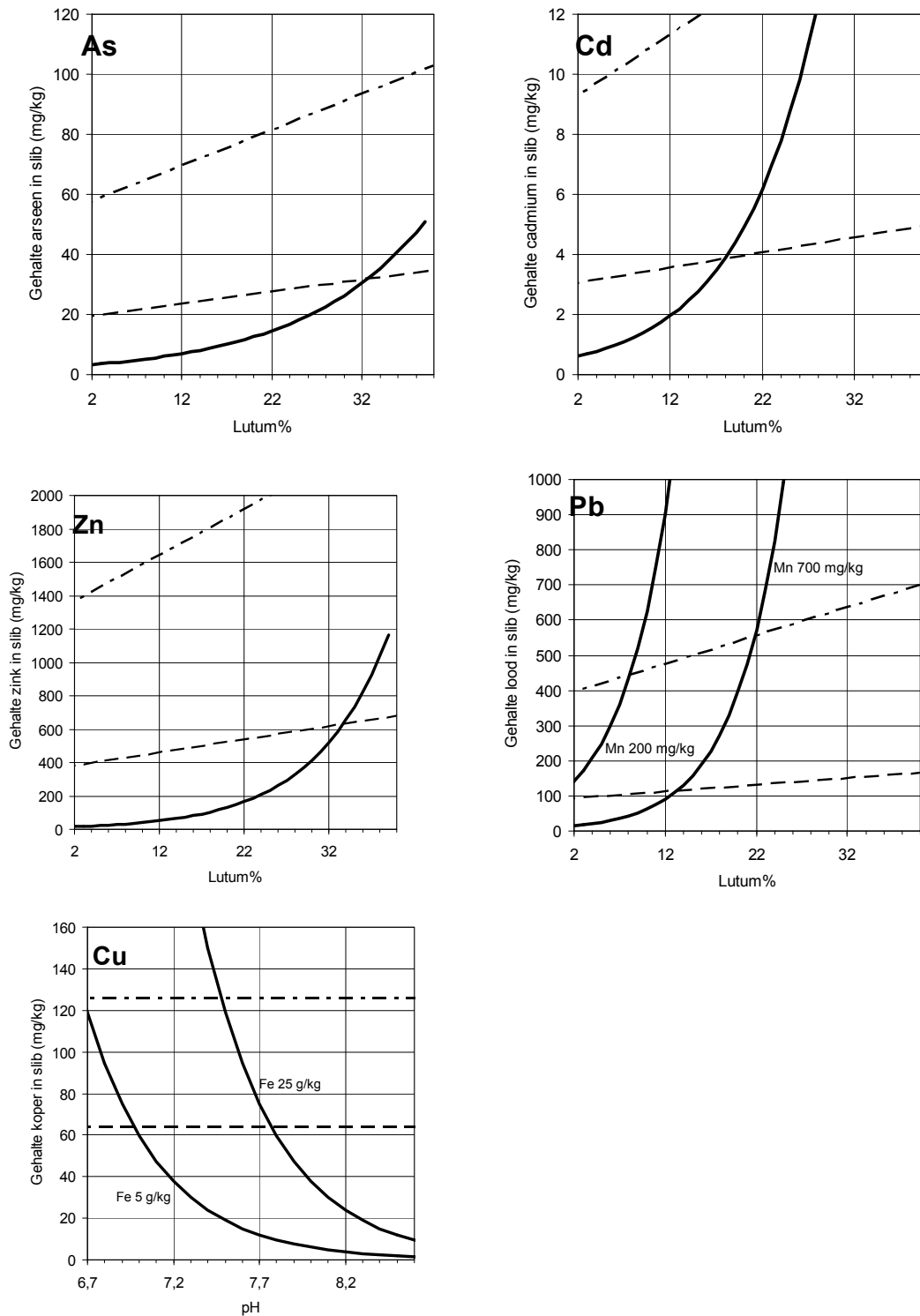
Berekende poriewater concentratie (worst case) op basis van gehalte in slib op basis van Kd-transferfunctie

poriewater concentratie (klasse B)	284	11	1578	800	2167	24	- ug/l
ratio poriewater/MTR	9	27	657	73	70	6	
ratio poriewater/SW ondiep	28	27	105	53	144	2	
poriewater concentratie (Klasse A)	97	3	797	190	610	11	- ug/l
ratio poriewater/MTR	3	8	332	17	20	3	
ratio poriewater/SW ondiep	10	8	53	13	41	0.7	

B Slibgehalte (worst case) bij MTR diep en Streefwaarde ondiep op basis van Kd-transferfunctie

bij MTR diep	9.3	0.5	0.3	8.0	29	18	- mg/kg
bij SW-ondiep	3.0	0.5	1.8	11	14	69	- mg/kg

* de gehalte-criteria diagrammen geven de relaties poriewater-vaste fase voor het totale bereik aan sedimenteigenschappen



Figuur B3.1 Gehalte criteria diagrammen. Het slibgehalte als functie van lutumgehalte (arsenen, cadmium, lood en zink) en pH (koper). De getrokken lijn is het slibgehalte waarbij de streefwaarde grondwater ondiep bij een bepaald lutumgehalte of pH niet wordt overschreden. De gestippelde lijn is het slibgehalte van klasse A van het Besluit bodemkwaliteit gecorrigeerd voor lutum, de gebroken lijn is het slibgehalte van klasse B.

Bijlage 4 Verwachte poriewaterconcentraties bij slibgehalten organische contaminanten

In deze bijlage is voor de organische contaminanten die relevant zijn voor waterbodem een overzicht gegeven van de toegestane gehalten van klasse A uit het Besluit bodemkwaliteit en de interventiewaarden uit de circulaire bodemsanering 2009 weergegeven. Met behulp van Koc-waarden en een geschat organisch stofgehalte van 10% zijn de hierbij behorende poriewaterconcentraties uitgerekend. De Koc-waarde van een stof geeft de verdeling over het organische stof in de bodem en de opgeloste fase. Door deze berekende poriewaterconcentraties te vergelijken met het $MTR_{\text{water, opgelost}}$ kan worden beoordeeld of bij de toegestane slibgehalten (klasse A of interventiewaarden) het grondwater in voldoende mate is beschermd.

Uit deze bijlage blijkt dat voor klasse A van de stoffen in het standaardpakket waterbodem risicogrenzen kunnen worden overschreden voor enkele PAK (naftaleen, fenantreen, antraceen en benzo(a)antraceen), pentachloorfenol, pentachloorbenzeen, hexachloorbenzeen, DDT, DDE, DDD, heptachloorepoxide en minerale olie. Uitgaande van interventiewaarden wordt voor meer stoffen het $MTR_{\text{water, opgelost}}$ in het grondwater overschreden: PAK (met uitzondering van chryseen), pentachloorfenol, DDT, DDE, DDD, aldrin, dieldrin, endrin, α -endosulfan, β -HCH, γ -HCH, heptachloor, heptachloorepoxide en minerale olie.

Voor sommige stoffen zijn geen interventiewaarden, Koc (isodrin en organotinverbindingen) of MTR (isodrin, δ -HCH, hexachloorbutadieen en organotinverbindingen) beschikbaar waardoor de poriewaterconcentratie niet kan worden uitgerekend.

Stof (groep)	standaard pakket	Stof in OMEGA 6.0 Regeling bodemkwaliteit	Max waarde vers Regeling bodemkwaliteit mg/kg ds klasse A	Iwaarde bodem onder Oppw mg/kg ds klasse B	LogKoc	log Koc/Kd	Klasse A		Klasse B		Grondwater			Oppervlaktewater		Ratio Cw/norm BKMW of Reg mon				
							Cw berekend mg/l opgelost	Cw berekend mg/l opgelost	grondslag berekende concentratie	MTR opgelost ug/l www.rivm.nl/rvs	Ratio Cw/MTR		JG-MKN BKMW 2009 ug/l	MTR opp VROM, 2010 Reg. mon KRW ug/l	klasse A	klasse B	klasse A	klasse B		
											klasse A	klasse B								
antimoon				22																
arsen	C1,2,3		29	76		2.46	5.29E-02	1.39E-01		6.3								7.2		
barium	A, C2		395			3	2.08E-01			31	2	4						32	1.7	4.3
cadmium	A, C1,2,3		4	13		3.09	1.71E-03	5.56E-03		220	1									
chrom	C1,2,3		120			4.31	3.09E-03			0.4	4	14	<0,08						21.4	70
kobalt	A, C2		25	190		3.6	3.30E-03	2.51E-02		11	0.28									
koper	A, C1,2,3		96	190		3.6	1.27E-02	2.51E-02		3.2	1	8								
kwik	A, C1,2,3		1.2			5.05	5.63E-06			2.4	5	10						3.8	3.3	6.6
lood	A, C1,2,3		138	530		4.22	4.38E-03	1.68E-02		0.23	0.02		0.05						0.1	
molybdeen	A, C2		5	190		2.93	3.09E-03	1.17E-01		11	0.40	2	7.2						0.6	2.3
nikkel	A, C1,2,3		50	100		2.97	2.82E-02	5.64E-02		290	0.01	0.41								
tin										3.9	7	14							1.4	2.8
vanadium										20										
zink	A, C1,2,3		563	720		5.47	1.00E-03	1.28E-03		4.7									5.1	
naftaleen	A+C1,2,3	+	9	40	2.98	2.93	9.55E-02	4.25E-01 PAK (som)		31	0.03	0.04								
fenantreen	A+C1,2,3	+	9	40	4.23	4.29	4.19E-03	1.86E-02 PAK (som)		1.2	80	354	2.4						39.8	177
antraceen	A+C1,2,3	+	9	40	4.3	4.31	4.00E-03	1.78E-02 PAK (som)		0.3	14	62						0.3	14.0	62
fluorantheen	A+C1,2,3	+	9	40	5.18	4.97	8.75E-04	3.89E-03 PAK (som)		0.07	57	254	0.1						40.0	178
chryseen	A+C1,2,3	+	9	40	5.72	5.72	1.56E-04	6.92E-04 PAK (som)		0.3	3	13	0.1						8.8	39
benzo(a)antraceen	A+C1,2,3	+	9	40	5.79	5.79	1.32E-04	5.89E-04 PAK (som)		0.3	0.52	2						0.9	0.2	0.8
benzo (a) pyreen	A+C1,2,3	+	9	40	5.82	5.82	1.24E-04	5.49E-04 PAK (som)		0.01	13	59	0.03						4.4	20
Benzo (k) fluorantheen	A+C1,2,3	+	9	40	6.24	6.24	4.70E-05	2.09E-04 PAK (som)		0.05	2	11	0.05						2.5	11
indeno (1,2,3cd)pyreen	A+C1,2,3	+	9	40	6.02	6.02	7.80E-05	3.47E-04 PAK (som)		0.04	1	5	0.03						1.6	7.0
benzo (ghi) perylefen	A+C1,2,3	+	9	40	6.43	6.43	3.03E-05	1.35E-04 PAK (som)		0.04	2	9	0.002						39.0	173
PAK (som)	A+C1,2,3	+	9	40						0.03	1	4	0.002						15.2	67
Pentachloorfenol	C1,2	+	0.016	5	3.86	2.00E-05	6.26E-03			4	0.005	2	0.4						0.1	16
PentaCB	C1,2	+	0.007	1	3.92	7.63E-06	1.09E-03			0.3	0.025	4								
HexaCB	C1,2,3	+	0.044	0.5	4.06	3.48E-05	3.95E-04			0.009	3.9	44								
chlorobenzenen som		+		30																690
PCB28	A+C1,2,3	+	0.014		4.61	4.74	2.31E-06	1.65E-04 PCB som 7	SW!!	0.01	0.23	0.71	8 ug/kg ds							
PCB52	A+C1,2,3	+	0.015		4.7	5.05	1.21E-06	8.09E-05 PCB som 7		0.01	0.12	0.67	8 ug/kg ds							
PCB101	A+C1,2,3	+	0.023		5.53	5.71	4.07E-07	1.77E-05 PCB som 7		0.01	0.04	0.43	8 ug/kg ds							
PCB118	A+C1,2,3	+	0.016		6.35	6.17	9.82E-08	6.14E-06 PCB som 7		0.01	0.01	0.63	8 ug/kg ds							
PCB138	A+C1,2,3	+	0.027		5.71	5.96	2.69E-07	9.95E-06 PCB som 7		0.01	0.03	0.37	8 ug/kg ds							
PCB153	A+C1,2,3	+	0.033		5.87	6.03	2.79E-07	8.47E-06 PCB som 7		0.01	0.03	0.30	8 ug/kg ds							
PCB180	A+C1,2,3	+	0.018		5.99	6.56	4.50E-08	2.50E-06 PCB som 7		0.01	0.00	0.56	8 ug/kg ds							
PCB som 7	A+C1,2,3	+	0.139	1																
Chlooraan (som)	C1,2	+		4	4.6	4.94	4.17E-04			0.002		208	0.002							208

Stof (groep)	standaard pakket	Stof in OMEGA 6.0 Regeling bodemkwaliteit	Max waarde vers Regeling bodemkwaliteit mg/kg ds klasse A	Iwaarde bodem onder Oppw mg/kg ds klasse B	LogKoc	log Koc/Kd	Klasse A	Klasse B	Grondwater			Oppervlaktewater		Ratio Cw/norm BKMW of Reg mon		
							Cw berekend mg/l opgelost	Cw berekend mg/l opgelost	grondslag berekende concentratie	MTR opgelost ug/l www.rivm.nl/rvs	Ratio Cw/MTR klasse A klasse B	JG-MKN BKMW 2009 ug/l	MTR opp VROM, 2010 Reg. mon KRW ug/l	klasse A	klasse B	
DDT (som)	C1,2,3	+			5.58	5.58	7.16E-06	9.55E-05	DDT/DDE/DD	0.0004	18	239	0.025		0.3	4
DDE (som)	C1,2,3	+			5.35	5.35	1.22E-05	1.62E-04	DDT/DDE/DD	0.0004	30	405				
DDD (som)	C1,2,3	+			5.18	5.18	1.80E-05	2.40E-04	DDT/DDE/DD	0.0004	45	600				
DDT/DDE/DDD (som)	C1,2,3	+	0.3	4												
Aldrin	C1,2	+	0.0013		3.94	3.94	1.35E-06	4.17E-03	drins (som)	0.0009	2	4629				
dieldrin	C1,2	+	0.008		3.99	3.99	7.43E-06	3.71E-03	drins (som)	0.012	0.6	309				
endrin	C1,2	+	0.0035		3.95	3.95	3.56E-06	4.07E-03	drins (som)	0.004	1	1018				
isodrin	C1,2	+	-													
telodrin	C1,2	+	-													
drins (som)	C1,2	+	0.015	4												
α -endosulfan	C1,2	+	0.0021	4	3.11		1.48E-05	2.81E-02		0.02	0.7	1405	0.005		3.0	5619
endosulfan fosfaat	C1,2	+	-													
α -HCH	C1,2	+	0.0012		3.33	3.33	5.08E-06	8.47E-03	HCH(som)	3.3	0.00	3				
β -HCH	C1,2	+	0.0065		3.37	3.37	2.51E-05	7.73E-03	HCH(som)	0.8	0.03	10				
γ -HCH (lindaan)	C1,2	+	0.003		2.99	2.99	2.78E-05	1.85E-02	HCH(som)	0.91	0.03	20				
delta HCH	C1,2	+	-			3.14		HCH(som)								
HCH-verbindingen (som)	C1,2	+	0.01	2									0.02			
heptachloor	C1,2	+	0.004	4	4.45	4.72	6.92E-07	6.92E-04		0.0005	1	1383		0.0005	1.4	1383
heptachloorepoxide (som)	C1,2	+	0.004	4	2.94	3.72	6.91E-06	6.91E-03		0.0005	14	13823		0.0005	14	13823
hexachloorbutadien	C1,2	+	0.0075			4.75	1.21E-06									
organotinverbindingen (som)		+	- (AW=0.15)	2.5												
tributyltin	C3	+	0.25			3.8	3.59E-04	3.59E-03					0.0002		1797	17967
MCPA		+		4	1.78			0.57		2-280			1.4			406
Atrazine		+		6	2.2			0.34		0.0024		139934	0.6			560
carbaryl		+		5	2.27			0.24		0.23		1039				
carbofuran		+		2	1.64			0.38		0.91		422				
Minerale olie C10-C40	A+C1,2,3	+	1250	5000												

Voor de berekening van de Kd waarden van de anorganische stoffen zijn de volgende aannamen gedaan: lutum = 25%, pH = 7, Fe = 5 g/kg, Mn = 1000 mg/kg.

Aannamen omrekening waterfase en vaste fase

foc	0.058
bulkdichtheid	1.9
porositeit	0.4

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**



Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl