



Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen

Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger

Datum	7 februari 2017
Status	Definitief

Colofon

Uitgegeven door	Ministerie I&M, Deltares, WUR, RUN, Ecofide, RWS ism RIVM, STOWA
Informatie Telefoon	Helpdesk Water 0800-6592837
Uitgevoerd door	ir Charlotte A. Schmidt, dr ir Jos P.M. Vink, prof dr Rob N.J. Comans, prof dr Leon P.M. Lamers, dr Jaap F. Postma, ir Johannes P.A. Lijzen, dr ir Leonard A. Osté, drs Steven Verbeek
Opmaak	Charlotte Schmidt
Datum	7 februari 2017
Status	Definitief
Versienummer	2.0

Voorwoord

Voor u ligt een voorstel voor een nieuw Milieuhygiënisch Toetsingskader voor Grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. Hierin is bij het afleiden van generieke samenstellingswaarden voor partijen grond of bagger uitgegaan van de wettelijk verankerde waterkwaliteitsdoelen voor grondwater en oppervlaktewater. Locatiespecifiek kan worden afgeweken van deze generieke waarden op basis van locatiespecifieke omstandigheden, zoals bv geohydrologische situatie en/of lokale milieukwaliteit, maar ook door het bepalen van de milieuchemische beschikbaarheid van stoffen in de partijen grond of bagger. In dat geval dient een inrichtingsplan te worden opgesteld waarin keuzes worden verantwoord. Voorliggend document beschrijft naast de onderbouwing van de generieke samenstellingswaarden ook de methodiek om locatiespecifiek milieuverantwoord af te kunnen wijken van de generieke samenstellingseisen.

De inhoud is op verschillende onderdelen zeer complex. In het vierjarige onderzoeksprogramma diepe plassen is om die reden wetenschappelijk onderzoek gedaan naar de milieuchemische processen die het stofgedrag in bagger en grond bij toepassen in diepe plassen bepalen. Wetenschappelijk inzicht vormt het hart van de beoordelingssystematiek. De resultaten van het onderzoeksprogramma zijn daarom vastgelegd in wetenschappelijke publicaties. Zonder de hoogwaardige kennis van Deltares, WUR, RUN, ECN, RIVM en Ecofide zou de systematiek niet tot stand zijn gekomen.

Het toetsingskader is opgesteld in afstemming met een stuurgroep waarin naast overheden, ook de grondbranche vertegenwoordigd was. De inbreng van de leden van de stuurgroep is waardevol geweest. Met de afronding van voorliggend document, zal een beleidsmatige werkgroep verder zorgdragen voor de beleidsmatige vertaling in wetgeving. Beleidsmatige keuzen kunnen gevolgen hebben voor dit toetsingskader.

Inhoud

	Voorwoord—3
	Inhoud—5
	Samenvatting—9
1	Inleiding—11
1.1	Wettelijk kader en tijdpad—11
1.2	Voortraject—11
1.3	Uitgangspunt Milieuhygiënisch Toetsingskader—12
1.4	Doel Milieuhygiënisch Toetsingskader—12
1.5	Inkadering—13
1.6	Aanpak en verantwoording—13
1.7	Leeswijzer—15
2	Bestaand nationaal juridisch en beleidsmatig kader—17
2.1	Inleiding—17
2.2	Juridische verankering van de doelen voor grond- en oppervlaktewater—17
2.3	Zorgplicht—19
2.4	Besluit en Regeling Bodemkwaliteit—20
2.5	Circulaire bodemsanering—20
2.6	Milieuhygiënisch toetsingskader als invulling van de zorgplicht—20
2.7	Nota Bodembeheer—22
2.8	Inrichtingsplan—23
2.9	Beoordeling door het Bevoegd Gezag—23
3	Beschermingsdoelen—25
3.1	Inleiding—25
3.2	Grondwater—26
3.2.1	Drempelwaarden Europese Grondwaterrichtlijn—26
3.2.2	Streefwaarden diep grondwater—28
3.2.3	Beïnvloeding van grondwater in watervoerend pakket door poriewater—32
3.3	Oppervlaktewater—33
3.3.1	Inleiding—33
3.3.2	Prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen—35
3.3.3	Nutriënten—40
3.3.4	Beïnvloeding van het oppervlaktewater door poriewater in sediment—42
3.4	Bodem—42
3.4.1	Inleiding—42
3.4.2	Normen voor toepassen op land—43
4	Nutriënten—45
4.1	Inleiding—45
4.2	Methodiek berekening generieke samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen—47
4.2.1	Concentraties en fluxen—47
4.2.2	Berekening fluxen uit concentraties—49
4.3	Generieke samenstellingswaarden—50
4.3.1	Berekening—50
4.3.2	Samenstellingswaarden voor beschermdoel oppervlaktewater—51
4.3.3	Samenstellingswaarden voor het beschermdoel grondwater—52
4.3.4	Generieke samenstellingswaarden voor P—53

5 Zware metalen—55

- 5.1 Inleiding—55
- 5.2 Resultaten Onderzoeksprogramma Diepe plassen—55
 - 5.2.1 Opzet onderzoeksprogramma—55
 - 5.2.2 Totaalgehalten bepalen met aqua nitrosa ipv aqua regia—57
 - 5.2.3 Benchmark vs extracties en kolomproef—57
 - 5.2.4 Partitierelaties—58
- 5.3 Methodiek berekening samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen—62
 - 5.3.1 Beschermingsdoel oppervlaktewater—62
 - 5.3.2 Beschermingsdoel grondwater—64
- 5.4 Generieke samenstellingswaarden—68

6 Organische microverontreinigingen—71

- 6.1 Inleiding—71
- 6.2 Methodiek berekening samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen—71
- 6.3 Generieke samenstellingswaarden vanuit norm in grond- of oppervlaktewater—73
- 6.4 Generieke samenstellingswaarden vanuit biotanorm—77

7 Stoffenpakket—81

- 7.1 Inleiding—81
- 7.2 Criteria voor een stoffenpakket diepe plassen—81
- 7.3 Voorstel voor het standaardstoffenpakket diepe plassen—85

8 Locatiespecifieke beoordeling—87

- 8.1 Inleiding—87
- 8.2 Beschermingsdoel voor oppervlaktewater—87
- 8.3 Afleiden Lokale Maximale Waarden (LMW's)—88
 - 8.3.1 LMW's ter bescherming van de oppervlaktewaterkwaliteit—88
 - 8.3.2 LMW's ter bescherming van de grondwaterkwaliteit—90
- 8.4 Beschikbaarheidsmetingen—91
 - 8.4.1 Beschikbaarheidsmetingen gericht op bescherming van oppervlaktewaterkwaliteit—92
 - 8.4.2 Beschikbaarheidsmetingen gericht op bescherming van grondwaterkwaliteit—93
- 8.5 Partijboekhouding—95

9 Monitoring—96

- 9.1 Inleiding—96
- 9.2 Oppervlaktewatermonitoring—96
 - 9.2.1 Vooraf, tijdens en na—96
 - 9.2.2 Frequentie en stoffenpakket oppervlaktewater—97
 - 9.2.3 Locatie(s)—97
 - 9.2.4 Toetsing van totaalconcentratie(s) vs opgeloste concentraties—98
- 9.3 Biotamonitoring—99
- 9.4 Grondwatermonitoring—99
- 9.5 Evaluatie en rapportage—99

10 Stappen in beoordelingssystematiek—100

- 10.1 Kies het generieke of locatiespecifieke spoor—100
- 10.2 Generiek spoor—102
- 10.3 Bepaal de huidige status en beschermingsdoelen van de plas—102
 - 10.3.1 Vaststellen beschermingsdoelen van de plas—102
 - 10.3.2 Monitoring uitgangssituatie—102
 - 10.3.3 Locatiespecifieke aanpassingen—102
- 10.4 Afleiden van lokale maximale waarden (LMW's)—102

10.4.1	Opties voor afleiding van LMW's ter bescherming van het oppervlaktewater—103
10.4.2	Opties voor afleiding van lokale maximale waarden ter bescherming van het grondwater—103
10.4.3	Vaststellen van definitieve lijst met maximale waarden.—104
10.5	Gebruik maken van beschikbaarheidsmetingen—104
10.6	Partijboekhouding—105
10.7	Monitoring en eindinrichting—105
10.7.1	Monitoring tijdens de werkzaamheden—105
10.7.2	Afdekken (indien van toepassing)—105
10.7.3	Monitoring van de eindsituatie—105
10.7.4	Evaluatie en herstel—105
	Referenties—106
	Bijlagen—112
	Bijlage 1 Normen in Circulaire bodemsanering (juli 2013)—113
	Bijlage 2 Relatie Koningswater en HNO ₃ -extractie—114
	Bijlage 3 Achtergrondwaarden en AS3000-rapportagegrenzen—116
	Bijlage 4 Verdunningsfactoren poriewater—120
	Bijlage 5 De stoffenlijst in bijlage 1 van het Besluit bodemkwaliteit—121
	Bijlage 6 De Bestrijdingsmiddelenatlas—125
	Bijlage 7 Normoverschrijdingen in Nederlandse waterlichamen—126

Samenvatting

In 2010 is naar aanleiding van het advies van de Commissie Verheijen de 'Handreiking voor het inrichten van diepe plassen' opgesteld. Met de handreiking is invulling gegeven aan het proces van vormgeven van de herinrichting en is vanuit het omgaan met de zorgplicht een strenger milieuhygiënisch toetsingskader ontwikkeld. De handreiking wordt sindsdien gehanteerd bij nieuwe initiatieven. Aansluitend is in 2011 gestart met een onderzoeksprogramma diepe plassen, met als doel de mogelijkheden te verkennen om op basis van een deugdelijke (wetenschappelijke) analyse het milieuhygiënisch toetsingskader onderbouwd te kunnen verruimen. In de onderhavige rapportage zijn de resultaten hiervan beschreven en is een toetsingskader uitgewerkt met samenstellingswaarden voor in diepe plassen toe te passen grond en/of bagger.

Uitgangspunt bij de afleiding van de samenstellingswaarden is dat bij het toepassen van grond en/of bagger voldaan wordt aan de beschermdoelen voor zowel oppervlaktewater als grondwater zoals vastgelegd op grond van de Kader Richtlijn Water en (aanvullend voor grondwater) op basis van de Wet bodembescherming. Bij de afleiding van de samenstellingswaarden is rekening gehouden met de chemische en fysische processen die plaats vinden als gevolg van het inbrengen van grond en/of bagger in diepe plassen. De rapportage gaat uitgebreid in op de onderbouwing van de wijze waarop de samenstellingswaarden zijn afgeleid voor oppervlaktewater en grondwater. Uiteindelijk is de strengste van de twee waarden aangehouden als generieke samenstellingswaarde voor toe te passen grond en/of bagger, waarbij deze samenstellingswaarde niet lager kan zijn dan de achtergrondwaarde. Op basis van deze systematiek zijn generieke samenstellingswaarden afgeleid voor nutriënten, metalen en organische microverontreinigingen.

De nalevering van fosfor en metalen kan niet worden voorspeld met gangbare analyses op basis van koningswaterextractie, maar wel met een extractie met zwak salpeterzuur. Binnen het onderzoek is daarom de samenstellingswaarde gekoppeld aan de bepalingsmethodiek op basis van de zwakke extractie met salpeterzuur. De consequenties hiervan zullen nog nader in beeld gebracht moeten worden. Ook is een voorstel gedaan voor een standaardstoffenpakket voor onderzoek van grond en/of bagger, bij een voorgenomen toepassing van grond en/of bagger in een diepe plas.

Als partijen grond en/of bagger niet voldoen aan de generieke samenstellingswaarden die zijn afgeleid, bestaat de mogelijkheid om (voor de stoffen die niet voldoen) lokale maximale waarden af te leiden. Mochten partijen ook hieraan niet voldoen, dan kan tot slot met een geavanceerde methode worden bekeken of nuttige toepassing van de betreffende partijen in die specifieke locatie toch geen belemmeringen vormen voor de kwaliteitsdoelen van grond- en/of oppervlaktewater. In de rapportage wordt ingegaan op de wijze waarop lokale maximale waarden kunnen worden afgeleid.

Monitoring is belangrijk om de uitgangssituatie te kennen en om te beoordelen of als gevolg van de verondieping wordt voldaan aan de beschermingsdoelen. De rapportage beschrijft hoe de monitoring gedurende de gehele looptijd van een initiatief moet worden uitgevoerd.

Het rapport sluit af met een stappenplan voor de milieuhygiënische beoordeling van de toepassing van grond en bagger.

1 Inleiding

1.1 Wettelijk kader en tijdpad

Uitgangspunt in het bodembeleid is een bewust en duurzaam gebruik van de bodem en hergebruik van vrijkomende grond en baggerspecie. Het in 2008 ingevoerde Besluit Bodemkwaliteit regelt de *nuttige toepassing* van herbruikbare grond en baggerspecie, o.a. voor de herinrichting van diepe plassen.

Diepe plassen zijn gedefinieerd als plassen die in Nederland meestal zijn ontstaan door winning van zand, klei of grond. Ook kan een dijkdoorbraak de oorzaak zijn, het gaat dan om wielen en kolken" (Staatscourant, 2010).

Een nuttige toepassing onderscheidt zich van het storten van grond of baggerspecie. Het storten van grond is alleen toegestaan indien de grond conform de normen van BBK niet herbruikbaar is OF na reiniging niet leidt tot een herbruikbaar product. Het storten van baggerspecie is alleen toegestaan indien de baggerspecie voldoet aan de acceptatienormen voor de bestaande stortplaatsen voor baggerspecie.

Op dit moment wordt in zowel de Wet milieubeheer, Wet bodembescherming als de Waterwet verwezen naar het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk) en de Regeling Bodemkwaliteit (Rbk). Het Bbk is in 2011 door het Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit geëvalueerd en het Bbk en Rbk zullen in 2015 worden bijgesteld, waarbij onder andere het Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen wordt herzien. Medio 2018 zullen de toepassingsregels voor grond en baggerspecie vanuit het Bbk en Rbk zijn opgenomen in de AMVB's van de Omgevingswet en in werking treden. Bovendien zal het Bbk opgaan in de Omgevingswet.

Voorliggend rapport bevat een voorstel voor het Milieuhygiënisch toetsingskader voor de *nuttige toepassing* van grond en baggerspecie in diepe plassen. Het rapport beschrijft de inhoudelijke onderbouwing van de generieke samenstellingswaarden en beschrijft de locatiespecifieke beoordelingssystematiek binnen strikte milieuhygiënische randvoorwaarden, zodat bewust en duurzaam gebruik van de bodem wordt gemaakt.

1.2 Voortraject

Begin 2009 heeft een aantal initiatieven tot herinrichting van diepe plassen geleid tot onrust en vragen bij bewoners en decentrale overheden. Naar aanleiding hiervan heeft de toenmalige Minister van VROM, mede namens de toenmalige staatssecretaris van V&W, een commissie onder voorzitterschap van de heer Verheijen (dijkgraaf van waterschap Aa en Maas), ingesteld met als taak om in overleg met betrokkenen zoveel mogelijk overeenstemming te bereiken over de wetenschappelijke onderbouwing van het beleid voor het herinrichten van diepe plassen. De Commissie Verheijen heeft geadviseerd om voor specifieke situaties aanvullende eisen te stellen en het proces voor het herinrichten van plassen te verduidelijken (Verheijen et al., 2009). Dit geldt zowel voor bewoners die willen weten op welke momenten zij inspraak hebben in het proces, voor bevoegde overheden die het proces rondom het herinrichten van diepe plassen zorgvuldig willen vormgeven, als voor eigenaren en initiatiefnemers die willen weten aan welke voorwaarden zij moeten voldoen.

In 2010 is met de Handreiking voor het herinrichten diepe plassen (I&M, 2010a) m.n. invulling gegeven aan het proces en het vormgeven van de herinrichting, en is vanuit het omgaan met de zorgplicht een strenger milieuhygiënisch toetsingskader opgenomen dan in BBK, met als advies deze te hanteren bij nieuwe ontwikkelingen.

Naar aanleiding van het advies van de deskundigencommissie Verheijen en op basis van een verkenning van de elementen voor een generieke en locatiespecifieke beoordeling (Lijzen e.a., 2011) is door gezamenlijke overheden en grondbanken in 2011 gestart met het Onderzoeksprogramma diepe plassen. Dit Onderzoeksprogramma heeft zich vooral gericht op de kennishiaten binnen het gedrag en nalevering van nutriënten en verontreinigingen uit grond en bagger bij Grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. De resultaten van dit onderzoeksprogramma zijn vastgelegd in 3 wetenschappelijke artikelen, die mede het wetenschappelijke fundament van het in dit rapport beschreven milieuhygiënisch toetsingskader vormen.

1.3 Uitgangspunt Milieuhygiënisch Toetsingskader

Het uitgangspunt uit de handreiking blijft gehandhaafd dat het Milieuhygiënisch toetsingskader vanuit een gewenste invulling van de zorgplicht, recht doet aan verantwoorde toepassingen van grond en baggerspecie in diepe plassen. Het toetsingskader biedt een kader voor toepassingen van meer dan 5000 m³ van buiten de plas. Voor kleinere hoeveelheden of grond- en baggerverzet binnen de plas, wordt verwezen naar de andere toepassingskaders uit BBK.

In lijn met de andere toetsingskaders van BBK is het voorstel om het nieuwe toetsingskader uit een generiek en locatiespecifiek deel te laten bestaan. Het generieke deel bestaat uit maximale waarden in grond en bagger, die aangeven dat de grond en/of bagger in alle gevallen zonder risico voor de kwaliteitsdoelen van diepe plassen toegepast mag worden.

In de gevallen dat gemeten waarden deze maximale waarden overschrijden, kan met behulp van het locatiespecifieke toetsingskader bepaald worden of de nuttige toepassing zonder belemmering voor de kwaliteitsdoelen kan plaatsvinden.

In het locatiespecifieke kader worden zowel locatiespecifieke informatie als partijspecifieke informatie betrokken.

1.4 Doel Milieuhygiënisch Toetsingskader

Het doel van de beoordelingssystematiek is het aan de hand van metingen beoordelen of partijen grond en/of bagger milieuhygiënisch verantwoord (ook op de lange termijn), kunnen worden toegepast in diepe plassen.

Het doel van dit rapport is een transparante en inhoudelijk verantwoorde onderbouwing van het Milieuhygiënisch Toetsingskader binnen de beoordelingssystematiek te geven, waarbij zo goed mogelijk wordt omgegaan met nog resterende kennisleemtes.

Onderscheid wordt gemaakt in

- Generiek toetsingskader: Onderbouwing van normen waar beneden grond en bagger altijd in diepe plassen toegepast mag worden.
- Locatiespecifiek toetsingskader: Methodiek waarmee beoordeeld kan worden of grond of bagger met samenstellingswaarden boven de generieke waarden, als gevolg van locatiespecifieke omstandigheden, toch milieuverantwoord in diepe plassen toegepast kan worden.

De inhoudelijke hoofdvraag voor beide is:

- Hoe voorspel je de beïnvloeding van de grond- en oppervlaktewaterkwaliteit uit metingen in de nog toe te passen grond/bagger en hoe wordt deze beïnvloed door locatiespecifieke en/of partijspecifieke omstandigheden?

Het toetsingskader is van toepassing op diepe plassen, vrijliggend en niet-vrijliggend, maar is ook van toepassing op het tijdelijk bestemmen van grond of bagger in diepe plassen, zoals opslag, omdat ook een tijdelijke bestemming geen belemmering van de (grond)waterkwaliteitsdoelen mag betekenen.

De doelgroep van deze beoordelingssystematiek is iedereen die te maken heeft met een nuttige toepassing van grond of bagger in een diepe plas: initiatiefnemer, waterbeheerder, vergunningverlener, omwonenden. Het Besluit Bodemkwaliteit schrijft voor dat een initiatiefnemer melding moet maken van een toepassing in een diepe plas, waarbij moet worden voldaan aan de eisen die wettelijk zijn vastgelegd.

1.5 Inkadering

Naast het onderbouwen en opstellen van het Milieuhygiënisch Toetsingskader binnen de beoordelingssystematiek, wordt in andere kaders gewerkt aan de volgende onderwerpen:

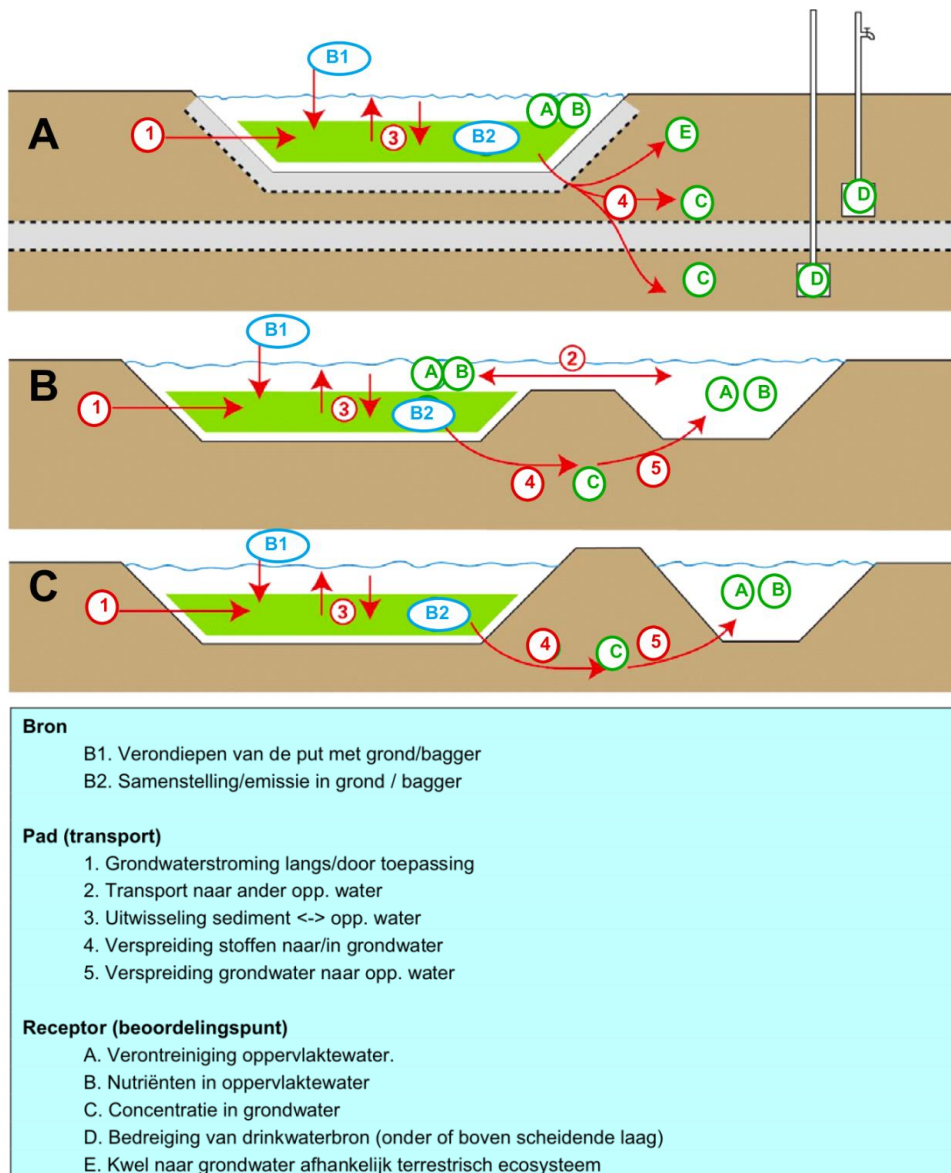
1. Alterra heeft een multicriteria-analyse-instrument (MCA Verondiepen) ontwikkeld, om te helpen bij het maken van een keuze voor inrichting en functie bij het verondiepen van diepe plassen. Hiermee kunnen stakeholders op een gestructureerde wijze meedenken over de nuttige toepassing van grond en bagger. Elementen uit de MCA zijn: huidige functie en kwaliteit, impact van herinrichting, en mogelijke nieuwe functie en kwaliteit.
<http://www.vakbladh2o.nl/index.php/h2o-online/recente-artikelen/entry/mca-verondiepen-multicriteria-instrument-voor-locatiekeuze-en-inrichting-bij-het-verondiepen-van-diepe-plassen>
2. Bij NIOO loopt een AIO-onderzoek naar de ecologische waarde van diepe plassen.

Afstemming met deze initiatieven heeft plaatsgevonden. Daarbij is geconstateerd dat de initiatieven elkaar ondersteunen en kunnen gebruiken en is gezorgd dat er geen overlap optreedt. De MCA maakt gebruik van voorliggend milieuhygiënische toetsingskader.

1.6 Aanpak en verantwoording

Bij het opstellen van de beoordelingssystematiek is uitgegaan van de wettelijke beschermingsdoelen voor grondwater en oppervlaktewater en is rekening gehouden met het gedrag van stoffen, zoals is geïllustreerd in figuur 1.1.

De beschermingsdoelen zijn, op basis van inzichten o.a. opgedaan in het Onderzoeksprogramma diepe plassen, vertaald naar samenstellingswaarden voor toe te passen grond en bagger waar beneden geen extra beoordeling nodig is. Als een partij grond of bagger niet voldoet aan deze generieke waarden, mag een locatiespecifieke beoordeling plaatsvinden.



Figuur 1.1 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).

In principe worden voor elke stof zowel samenstellingswaarden voor het grondwaterbeschermingsdoel als voor het oppervlaktewaterbeschermingsdoel afgeleid. De strengste van die twee waarden wordt voorgesteld als generieke samenstellingswaarde, zoals bij het afleiden van normen gebruik is, tenzij deze onder de achtergrondwaarde uitkomt. In dat geval wordt de achtergrondwaarde als generieke samenstellingswaarde voorgesteld.

Voor een deel van de stoffen buiten het standaard-stoffenpakket is er alleen een samenstellingswaarde ter bescherming van het grondwater of ter bescherming van het oppervlaktewater beschikbaar. Dergelijke stoffen krijgen geen generieke waarde en worden alleen genormeerd in de locatiespecifieke beoordeling. In sommige gevallen kan aannemelijk worden gemaakt dat de samenstellingswaarde voor het ene compartiment ook beschermend is voor het andere compartiment.

1.7 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft het juridische en beleidsmatige kader waarop het Milieuhygiënisch toetsingskader is gebaseerd. In hoofdstuk 3 zijn de gehanteerde beschermingsdoelen voor de oppervlaktewaterkwaliteit en de grondwaterkwaliteit beschreven. In hoofdstuk 4 Nutriënten, 5 Metalen en 6 Organische microverontreinigingen wordt onderbouwd bij welke generieke samenstellingswaarden in nuttig toe te passen grond of bagger de in hoofdstuk 3 beschreven beschermingsdoelen altijd worden gehaald. Het voorstel is dat deze generieke samenstellingswaarden zullen worden opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit, als onderdeel van de huidige bijlage B, tabel 2. In hoofdstuk 7 wordt het standaard-stoffenpakket voor diepe plassen beschreven, zoals dat zal worden opgenomen in de uitvoeringsprotocollen.

Locatiespecifieke omstandigheden kunnen rechtvaardigen dat beschermingsdoelen voor oppervlaktewater of grondwater mogen worden aangepast. In hoofdstuk 8 staat beschreven hoe daarmee lokale maximale waarden (LMW) worden afgeleid. Deze dienen te worden verantwoord in een nota Bodembeheer.

Daarnaast kunnen de fysisch—chemische eigenschappen van de partijen bagger en/of grond tot gevolg hebben dat de beschikbaarheid van de verontreinigingen onder de omstandigheden waarin de bagger/grond zich zal bevinden na de toepassing in de plas, (veel) lager is. In hoofdstuk 8 wordt ook beschreven hoe de beschikbaarheid van verontreinigingen wordt bepaald en hoe dit de toepassingsmogelijkheden van de partijen grond/bagger beïnvloedt.

In hoofdstuk 9 wordt beschreven hoe vooraf, tijdens en na een grootschalige bodemtoepassing de monitoring plaatsvindt.

Hoofdstuk 10 geeft voor de gebruiker van het milieuhygiënisch toetsingskader min of meer chronologisch aan welke stappen dienen te worden doorlopen bij een initiatief.

2 Bestaand nationaal juridisch en beleidsmatig kader

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden de bestaande juridische en beleidsmatige kaders toegelicht die van belang zijn voor het milieuhygiënisch toetsingskader diepe plassen. Hieronder wordt een overzicht gegeven van deze kaders.

Kader	Toelichting
Wet Bodembescherming	Gaat in 2018 op in de Omgevingswet
Wet Milieubeheer	Gaat in 2018 op in de Omgevingswet
Waterwet	Gaat in 2018 op in de Omgevingswet
Omgevingswet	Wordt in 2018 van kracht
Besluit en Regeling Bodemkwaliteit	Besluit Bodemkwaliteit en Regeling Bodemkwaliteit wordt in 2015 herzien, inwerkingtreding naar verwachting medio 2018; Het nieuwe beoordelingskader dat op basis van dit rapport wordt vastgesteld, zal het beoordelingskader in de circulaire (met handreiking) vervangen bij inwerking-treding van de Omgevingswet medio 2018
Circulaire herinrichting van diepe plassen	Verwoording beleidsstandpunt; Het is de bedoeling dat de Circulaire herinrichting van diepe plassen bij de inwerkingtreding van de Omgevingswet vervalt en dat de relevante inhoud uit de Circulaire wordt opgenomen
Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen	beschrijft wat initiatiefnemers en waterbeheerders moeten doen.
Nota Bodembeheer	Hierin dient gebiedsspecifiek beleid onderbouwd te worden als wordt afgeweken van generieke regelgeving (=normen in Regeling Bodemkwaliteit)
Inrichtingsplan	Vooraf aan een verondieping dient de initiatiefnemer een inrichtingsplan op te stellen en als bijlage bij de melding aan het Bevoegd Gezag te voegen
Waterplan	Hierin zijn de waterkwaliteitsdoelen voor het oppervlaktewater vastgelegd
Circulaire Bodemsanering	De kwaliteitscriteria voor het grondwater zijn hierin vastgelegd (streef en interventiewaarden grondwater)
Besluit Kwaliteitseisen en Monitoring Water (BKMW)	Besluit onder de Waterwet waar kwaliteitscriteria voor oppervlaktewater en grondwater zijn vastgelegd
Regeling monitoring KRW	Regeling bij de BKMW waarin milieukwaliteitseisen zijn vastgelegd

2.2 Juridische verankering van de doelen voor grond- en oppervlaktewater

2.2.1 Grondwater

Het nationaal beleid voor grondwater is vastgelegd in de Circulaire bodemsanering (2013). Een deel van grondwaterdoelen is afgeleid vanuit de KRW, maar voor veel stoffen is momenteel alleen een waarde beschikbaar vanuit het bodembeschermingsbeleid (Wbb). Wanneer in de toekomst meer richtwaarden of drempelwaarden vastgesteld worden, zullen deze waarden gebruikt worden in het

Milieuhygiënisch toetsingskader voor de diepe plassen. NB Beleidsmatig loopt er momenteel discussie over de beschermingsdoelen voor grondwater.

Drempelwaarden KRW

De KRW definieert de goede grondwatertoestand als de toestand van het grondwater wanneer zowel de chemische als de kwantitatieve toestand ten minste goed zijn (artikel 2.20). Wat vervolgens de goede chemische en kwantitatieve toestand van grondwater inhoudt, staat kwalitatief beschreven in bijlage V van de KRW (respectievelijk tabel 2.1.2 en 2.3.2). De Europese normen voor nitraten en bestrijdingsmiddelen, alsmede de richtlijnen voor het afleiden van drempelwaarden zijn vermeld in de Grondwaterrichtlijn (GWR, richtlijn 2006/118/EC). De gedetailleerde afleiding van de in 2009 in Nederland vastgestelde drempelwaarden staat in Verweij (2008). De drempelwaarden zijn in Nederland geïmplementeerd in het Besluit monitoring kwaliteitseisen oppervlaktewater (BKMW, 2009). Voorstellen voor aanpassing van deze waarden staan in de Nijs *et al.* (2011).

Besluit Kwaliteit Monitoring Water (BKMW).

In dit besluit zijn onder meer drempelwaarden vastgelegd voor de goede chemische toestand van grondwaterlichamen. Daarnaast zijn in het BKMW ook de op Europees niveau afgeleide normen voor prioritair en prioritair gevaarlijke stoffen in oppervlaktewater geïmplementeerd.

Een voorpublicatie van het ontwerpbesluit BKMW is gepubliceerd in de Staatscourant van 23 januari 2015. Het BKMW (versie 2015) vormt de basis voor de beschermingsdoelen waar het milieuhygiënisch toetsingskader vanuit gaat.

De lijsten met prioritair en specifiek verontreinigende stoffen worden periodiek herzien, zowel voor wat betreft de opgenomen stoffen als de hoogte van de bijbehorende normen. Zo zijn in de beschikking 2013/39/EU van 12 augustus 2013 twaalf nieuwe stoffen aan de lijst van 33 prioritair stoffen toegevoegd (EU, 2013). Voor deze stoffen moet in Nederland in 2018 een voorlopig monitoringprogramma zijn geïmplementeerd. Daarnaast heeft het RIVM in 2012 een evaluatie uitgevoerd van de lijst met specifiek verontreinigende stoffen (Smit & Wuijts, 2012). Dit betrof enerzijds het waar mogelijk de-selecteren van stoffen die niet langer relevant geacht worden en anderzijds het aanpassen van normwaarden, bijvoorbeeld omdat deze nog niet op de Europees afgestemde KRW-methode waren afgeleid (bijv. 'oude' MTR-waarden).

Voor de komende KRW-planperiode (2016-2021) worden in Nederland de nieuwe normwaarden van stoffen die al op één van beide lijsten stonden, meegenomen in het oordeel over de toestand, en worden de nieuwe normen voor de 12 nieuwe prioritair stoffen nog niet meegenomen, aangezien daar eerst een monitoringprogramma voor moet zijn geïmplementeerd.

In het milieuhygiënisch toetsingskader worden beide categorieën stoffen meegenomen.

Streefwaarden grondwater cf de Wet bodembescherming

Omdat er in de Wet bodembescherming (Wbb) maar voor 8 stoffen drempelwaarden zijn afgeleid, is voor andere stoffen in grond en bagger teruggevallen op andere beschermingsdoelen voor grondwater. Onder de Wbb zijn in de Circulaire Bodemsanering (juli 2013) streefwaarden voor diep en ondiep grondwater vastgelegd. Omdat diepe plassen vrijwel altijd steken in het diepe grondwater worden in het Milieuhygiënisch Toetsingskader de streefwaarden voor diep grondwater als beschermingsdoel voor het grondwater gehanteerd.

2.2.2 *Oppervlaktewater*

Nederland maakt steeds voor een periode van 6 jaar een Nationaal waterplan. Hierin worden op hoofdlijnen de doelen vermeld, maar onder dit nationale plan hangen de provinciale waterplannen (voor regionale wateren) en het Beheer en Ontwikkelplan Rijkswateren. Hierin is beschreven wat de huidige toestand is van de waterlichamen is en welke maatregelen genomen worden om de goede toestand te bereiken. Dit is per KRW-waterlichaam vormgegeven in factsheets, waarin ook de specifieke doelen voor het betreffende waterlichaam zijn beschreven.

Voor KRW-waterlichamen gelden chemische en ecologische doelen. De chemische doelen zijn vastgelegd in een lijst met prioritair en prioritair gevaarlijke stoffen (verder prioritair stoffen genoemd). De normen voor prioritair stoffen zijn vastgelegd in het BKMW (versie 2015). In het tekstkader boven deze § is enige achtergrondinformatie gegeven over het BKMW.

Daarnaast zijn er ecologische doelen. De ecologische doelen bestaan uit biologische maatlatten (op basis van veldinventarisaties), een lijst met specifiek verontreinigende stoffen, en algemene fysisch-chemische parameters. De biologische maatlatten blijven in dit document buiten beschouwing. Specifiek verontreinigende stoffen zijn stoffen die in het stroomgebied in significante hoeveelheden worden geloosd, maar waarvoor op Europees niveau geen norm is vastgesteld. De specifiek verontreinigende stoffen zijn opgenomen in de Regeling monitoring (versie 2015) die behoort bij het BKMW. De normen voor de prioritair en overige specifiek verontreinigende stoffen zijn voor alle wateren gelijk.

De derde component van de ecologische doelstelling, de algemene fysisch-chemische toestand van het waterlichaam, wordt bepaald aan de hand van de parameters temperatuur, zuurstofhuishouding, zoutgehalte, nutriënten, doorzicht (uitgezonderd rivieren) en verzuringstoestand (uitgezonderd overgangs- en kustwateren). Deze parameters worden gezien als ondersteuning voor de biologische toestand. Er zijn landelijke waarden afgeleid voor natuurlijke wateren per watertype (STOWA-rapporten 2012-31 en 2013-14), maar voor sterk veranderde en kunstmatige wateren mag de waterbeheerder afwijken van deze landelijke doelen. Deze waterlichaamspecifieke doelen zijn vermeld in de factsheets die voor elk waterlichaam zijn gemaakt (zie <http://www.waterkwaliteitsportaal.nl/>).

Niet alle diepe plassen zijn onderdeel van een KRW-waterlichaam. Voor deze, vaak vrij-liggende, diepe plassen, dient de waterbeheerder in een nota Bodembeheer zelf doelen vast te stellen. Hoewel niet altijd expliciet gemaakt, zullen waterbeheerders voor prioritair en specifiek verontreinigende stoffen hiervoor vaak dezelfde normen hanteren als gelden voor KRW-waterlichamen. Voor de algemene fysisch-chemische parameters zal de waterbeheerder in het inrichtingsplan de doelen expliciet moeten maken.

2.3 **Zorgplicht**

Voor degene die grond of bagger toepast of laat toepassen in een diepe plas geldt de zorgplicht van artikel 7 van het Besluit bodemkwaliteit. De zorgplicht is van toepassing op situaties waarbij de (mogelijke) nadelige gevolgen voor een oppervlaktewaterlichaam en grondwaterlichaam onvoldoende worden voorkomen of beperkt door naleving van de overige verplichtingen van het Besluit bodemkwaliteit. In die situaties zijn initiatiefnemers verplicht om deze gevolgen te voorkomen of

zoveel mogelijk te beperken. Deze nadelige gevolgen moeten voor de initiatiefnemer wel (redelijkerwijs) kenbaar zijn.

De circulaire en de daarbij behorende Handreiking geven informatie over de factoren die in het kader van de zorgplicht van belang zijn voor degenen die grond of baggerspecie in diepe plassen toepassen of laten toepassen.

Dit is in voorliggend toetsingskader (en Handreiking) als aanvullend toetsingskader verwerkt. De circulaire is hiermee vanuit zorgplicht artikel 7 een aanvulling op het Besluit bodemkwaliteit.

2.4 Besluit en Regeling Bodemkwaliteit

Het Besluit Bodemkwaliteit bevat aparte toetsingsregels en normenlijsten voor waterbodem en droge bodem. Sommige stoffen zijn alleen in droge grond genormeerd, andere alleen in bagger, en sommige in beiden, met meestal verschillende waarden.

De Regeling bodemkwaliteit geeft een beschrijving van voorwaarden waaraan het stoffenpakket waarop moet worden geanalyseerd moet voldoen. De stoffenpakketten zelf zijn opgenomen in de NEN 5720 en NEN 5740¹. In de NEN documenten wordt onderscheidt gemaakt in stoffenpakketten voor:

- Landbodem en regionaal (A)
- Grondwater (B)
- Bagger uit Rijkswateren, waarbij herkomst en toepassing in Rijkswateren zijn (C1)
- Bagger uit Rijkswateren, waarbij toepassing buiten Rijkswateren ligt (C2)
- Bagger uit Rijkswateren, waarbij toepassing in zee ligt (Zoute baggertoets) (C3)

2.5 Circulaire bodemsanering

In de circulaire bodemsanering 2013 zijn streef- en interventiewaarden voor bodem en grondwater opgenomen. Deze spelen een belangrijke rol in het curatieve bodembeheer. De streefwaarden grondwater geven voor een groot aantal stoffen kwaliteitscriteria die geschikt zijn als criterium voor een goede kwaliteit.

Interventiewaarden zijn een trigger voor nader onderzoek naar de omvang en de ernst. Wanneer op basis van deze Circulaire en het aanvullende onderzoek spoed wordt vastgesteld, dan volgt sanering. De waarden voor een goede grondwaterkwaliteit kunnen gebruikt worden om beschermdoelen te definiëren (zie hoofdstuk 3). De Circulaire zal onderdeel gaan worden van de Omgevingswet. Kwaliteitsgrenzen zullen in de daarbij behorende besluiten en regelingen worden opgenomen.

2.6 Milieuhygiënisch toetsingskader als invulling van de zorgplicht

De handreiking voorziet in een milieuhygiënisch toetsingskader dat vanuit een gewenste invulling van de zorgplicht recht doet aan een verantwoorde toepassing van grond en baggerspecie in diepe plassen. Het biedt een kader voor toepassingen van meer dan 5000 m³ van buiten de plas (zie ook §1.4). Voor kleinere

¹ Deze zullen moeten worden aangepast.

hoeveelheden of grond- en baggerverzet binnen de plas, wordt verwezen naar de artikelen van Bbk zelf.

Het toetsingskader is een praktische vertaling van het advies van de commissie Verheijen (Verheijen, 2010), het advies van de Technische Commissie Bodem (TCB, 2010) en de rapportage over locatiespecifieke beoordeling (RIVM, 2011), waarbij geen beleidsmatige afweging van de bescherming van het milieu in relatie tot het hergebruik van grond en baggerspecie is gedaan.

Er wordt een generiek toetsingskader gegeven en een locatiespecifieke uitwerking, op basis waarvan de waterbeheerder zelf een afweging kan maken.

Er is onderscheid gemaakt in vrijliggende en niet-vrijliggende diepe plassen (conform Handreiking diepe plassen). Het generieke kader is afgeleid op basis van vrijliggende plassen. Voor niet-vrijliggende plassen biedt de locatiespecifieke beoordeling meer toepassingsruimte.

In het geval dat een diepe vrijliggende plas in een korte tijdsspanne volledig gedempt wordt, dient de waterkwaliteitsbeheerder de samenstellingseisen af te stemmen op de grondwaterbeschermdoelen en te beoordelen welke eisen tijdens de uitvoering relevant zijn.

Definities

Vrijliggende diepe plas: Een diepe plas, niet gelegen in een oppervlaktewaterlichaam in beheer bij het Rijk, die boven de spronglaag nauwelijks gevoed worden door oppervlaktewater van elders. De verblijftijd van het water is voor 90% van het jaar langer dan een maand. Als de diepe plas een gedeelte uitmaakt van een groter oppervlaktewaterlichaam wordt de rest van het oppervlaktewaterlichaam beschouwd als oppervlaktewater van elders.

Niet-vrijliggende diepe plas: Een diepe plas, gelegen in een oppervlaktewaterlichaam in beheer bij het Rijk, of diepe plas die niet aan de definitie van vrijliggende plas voldoet.

Uit de definities volgt dat voor regionaal water een diepe plas die in permanente verbinding staat met overig oppervlaktewater wel als een vrijliggende plas wordt beschouwd indien de verblijftijd van het water groot is.

Nutriënten

In het inrichtingsplan, een beleidsregel van de waterbeheerder of een Nota bodembeheer dienen voor vrijliggende plassen en niet-vrijliggende plassen in open regionale wateren die kwetsbaar zijn voor emissies van nutriënten aanvullende voorwaarden te worden opgenomen en te worden onderbouwd. Indien er een Nota bodembeheer wordt opgesteld door de waterbeheerder worden deze (in lijn met het Bbk) vastgesteld als Lokale Maximale Waarden (LMW) voor grond en baggerspecie.

De voorwaarden die aan de toe te passen partijen grond en baggerspecie gesteld worden, hebben als doel om onomkeerbare processen in het oppervlaktewater zoveel mogelijk te voorkomen. Voor nutriënten zijn momenteel geen eenduidige generieke eisen voor grond en baggerspecie beschikbaar die in alle situaties toepasbaar zijn. Het voorliggende kader geeft hier wel invulling aan.

Contaminanten

Voor de contaminanten wordt eveneens voorzien in een generiek en locatiespecifiek deel. Het generieke kader kan altijd gehanteerd worden, zonder dat hiervoor besluitvorming plaatsvindt door de waterbeheerder.

Dikte van de afdeklaag

Als in een Nota bodembeheer wordt vastgelegd dat in de eindsituatie aan de beschermingsdoelen voor oppervlaktewater dient te worden voldaan, kan door het Bevoegd Gezag worden gesteld dat alleen de afdeklaag waarmee de grootschalige bodemtoepassing wordt afgerond aan de Lokale Maximale Waarden voldoet. De afdeklaag dient daarbij dik genoeg te zijn om blijvende bescherming te bieden. Er wordt aangenomen dat laagdikte van 0,5 tot 1 m voldoende is om het oppervlaktewater te beschermen.

De initiatiefnemer moet na afronding van het werk aantonen dat de bovenste 50 cm bestaat uit afdek materiaal dat aan de gestelde samenstellingswaarden voldoet. Volledigheidshalve wordt opgemerkt dat het niet mogelijk is tijdelijk af te wijken van de grondwaterbeschermingsdoelen.

2.7 Nota Bodembeheer

Zoals in de vorige paragraaf aangegeven, mag de waterbeheerder ervoor kiezen om voor een diepe plas gebiedspecifiek beleid te maken. Op basis van een locatiespecifieke beoordeling mag hiermee een toetsingskader worden opgesteld dat meer recht doet aan de lokale omstandigheden. Vergeleken met de mogelijkheden binnen het generieke toetsingskader biedt dat een verantwoorde verruiming of beperking van de mogelijkheden om grond of baggerspecie toe te passen in een diepe plas. Op die wijze mag het bevoegd gezag besluiten om bijvoorbeeld de toepassing van grond die voldoet aan de maximale waarden kwaliteitsklasse industrie én de maximale waarden kwaliteitsklasse B, en baggerspecie die voldoet aan de maximale waarden kwaliteitsklasse B, toe te staan in een vrijliggende diepe plas. Er is dan sprake van een verruiming van de mogelijkheden ten opzichte van het generieke toetsingskader. Het bevoegd gezag mag echter ook maximale waarden vaststellen die lager zijn dan de waarden van het generieke toetsingskader. In dat geval is er sprake van een beperking van de mogelijkheden om grond en baggerspecie toe te passen in een diepe plas. Het vereisen van samenstellingswaarden beneden de achtergrondwaarden is niet mogelijk.

De juridische basis voor het gebiedspecifieke beleid is thans artikel 45 van het Besluit bodemkwaliteit. Dat artikel biedt de mogelijkheid om met betrekking tot rijkswateren en regionale wateren voor een aangewezen bodembeheergebied lokale maximale waarden (LMW) vast te stellen. In dit besluit, in de praktijk 'nota bodembeheer' genoemd, kan de Minister van Infrastructuur en Milieu of het Algemeen Bestuur van een Waterschap onder meer het volgende vastleggen:

- maximale waarden waaraan de toe te passen grond of baggerspecie in een diepe plas in een aangewezen gebied moet voldoen;
- afwijkend percentage bodemvreemd materiaal in de toe te passen grond of baggerspecie (afwijkend van artikel 34, tweede en derde lid, van het Besluit bodemkwaliteit maar maximaal twintig gewichtsprocenten)
- type bodemvreemd materiaal dat de grond of baggerspecie wel of niet mag bevatten.

Een besluit als bedoeld in artikel 45 van het Besluit bodemkwaliteit wordt met toepassing van afdeling 3.4 van de Algemene wet bestuursrecht voorbereid (zie artikel 49 van het Besluit bodemkwaliteit). Dat betekent dat belanghebbenden inspraakmogelijkheden hebben en uiteindelijk tegen de vaststelling beroep kunnen aantekenen. Doordat de Minister van Infrastructuur en Milieu of het Algemeen Bestuur van een Waterschap het besluit vaststelt, kan over de vaststelling van de lokale maximale waarden politieke verantwoording worden afgelegd (democratische

legitimatie) of rechtsbescherming worden ingeroepen bij de rechter. Het besluit moet voldoen aan de eisen die daaraan worden gesteld in de artikelen 45 en 47 van het Besluit bodemkwaliteit (o.a. motivering van de lokale maximale waarden). De toepassing moet bovendien voldoen aan artikel 52 van dat besluit. Het Besluit bodemkwaliteit zal zodanig worden aangepast dat:

- het onmogelijk wordt gemaakt om in een nota bodembeheer, die betrekking heeft op een diepe plas, lokale maximale waarden voor baggerspecie vast te stellen die liggen boven de interventiewaarden (conform het advies van de Commissie Verheijen); tot deze aanpassing wordt het bevoegd gezag gevraagd geen gebruik te maken van de in artikel 45, tweede lid, van het Besluit bodemkwaliteit geboden mogelijkheid om voor de toepassing van baggerspecie in diepe plassen de lokale maximale waarden boven de interventiewaarden vast te stellen;
- een nota bodembeheer voor een diepe plas niet meer een bodemkwaliteitskaart hoeft te bevatten;
- ook grond of baggerspecie in een diepe plas mag worden toegepast die afkomstig is van buiten het bodembeheergebied.

2.8 Inrichtingsplan

Het initiatief tot het herinrichten van een diepe plas wordt uitgewerkt in een inrichtingsplan. Dit is een voor de onderbouwing noodzakelijk document.

Het inrichtingsplan geeft aan wat het doel (nut en functionaliteit) van de herinrichting is, waar dit eventueel in (ruimtelijke) plannen onderbouwd wordt, hoe dit doel bereikt gaat worden en hoe aan de eisen vanuit het Bbk voldaan wordt en omgegaan wordt met de in de circulaire² en handreiking² genoemde aandachtspunten. Tot slot wordt aangegeven hoe eventuele monitoring gaat plaatsvinden en het beheer van de plas na afronding vormgegeven is. Het inrichtingsplan wordt ingediend door de initiatiefnemer, als onderdeel van de Bbk-melding. De eigenaar van de plas is te allen tijde verantwoordelijk voor het behalen en behouden van de doelstellingen van de herinrichting (ongeacht de afspraken die de eigenaar met de initiatiefnemer of degene die grond en bagger toepast heeft gemaakt). Degene die voornemens is grond en bagger toe te passen is verantwoordelijk voor het op juiste wijze naleven van de milieuhygiënische regelgeving (Bbk) inclusief de zorgplicht. Voor meer details, zie hoofdstuk 4 van de Handreiking diepe plassen.

2.9 Beoordeling door het Bevoegd Gezag

Bij de melding van de voorgenomen toepassing dienen de ingevolge het Besluit bodemkwaliteit vereiste gegevens te worden gevoegd. Het bevoegd gezag beoordeelt of voldaan wordt aan de voorwaarden en de zorgplicht van het Besluit bodemkwaliteit.

² Of de opvolgende beleidsdocumenten

3 Beschermingsdoelen

3.1 Inleiding

Het Milieuhygiënisch Toetsingskader gaat uit van de wettelijk vastgelegde kwaliteitsdoelen voor grondwater en oppervlaktewater. In hoofdstuk 2 is reeds beschreven hoe deze doelen juridisch zijn verankerd. In dit hoofdstuk wordt beschreven welke kwaliteitsdoelen dat zijn.

De beschermingsdoelen gelden in het generieke kader zowel tijdens de uitvoering als na afronding van grootschalige bodemtoepassing. Om te borgen dat de beschermingsdoelen altijd worden gehaald, wordt elke partij grond of bagger getoetst aan samenstellingswaarden. In hoofdstuk 4 t/m 6 worden de generieke samenstellingswaarden afgeleid van de beschermingsdoelen die in dit hoofdstuk worden beschreven.

Binnen de locatiespecifieke beoordeling mag een waterbeheerder locatiespecifieke doelen hanteren (zie tekstkader) of rekening houden met andere bronnen en/of lokale achtergrondconcentraties. Speciaal aandacht is daarbij nodig voor diepe plassen die niet zijn aangewezen als KaderrichtlijnWater-waterlichaam of daar deel van uitmaken. De provincie is het Bevoegd Gezag dat in zulke gevallen de beschermingsdoelen voor de diepe plas dient vast te stellen.

De beschermingsdoelen dienen gemotiveerd te worden opgenomen in een nota Bodembeheer. Hoofdstuk 8 gaat hierop in.

Locatiespecifieke doelen voor het oppervlaktewater

Voor natuurlijke waterlichamen geldt als doel een Goede Ecologisch Toestand (GET). Voor niet-natuurlijke wateren geldt het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) als doel. Dit doel ligt meestal lager. GEP-waarden worden door de waterbeheerder zelf bepaald en kunnen daarom verschillen per waterlichaam en beheerder. Dit kan gebruikt worden bij een locatiespecifieke beoordeling, maar is alleen van toepassing op de ecologische doelen en de daaraan gekoppelde doelen voor bijvoorbeeld nutriënten. Voor verontreinigende stoffen is er geen verschil tussen natuurlijke en niet-natuurlijke wateren.

De vertaling van de in dit hoofdstuk beschreven beschermingsdoelen naar het milieuhygiënisch toetsingskader vraagt 3 stappen. Allereerst dienen alle stoffen die genormeerd moeten worden in het Besluit bodemkwaliteit te worden opgenomen. In bijlage 5 staan de stoffen die aan het Bbk dienen te worden toegevoegd. Vervolgens dienen samenstellingswaarden afgeleid te worden. Deze generieke samenstellingswaarden zullen worden opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit, als onderdeel van de huidige bijlage B, tabel 2. De generieke samenstellingswaarden worden afgeleid in de hoofdstukken 4 (nutriënten), 5 (metalen) en 6 (organische microverontreinigingen). In hoofdstuk 7 wordt het standaard-stoffenpakket voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen afgeleid, zoals dat zal worden opgenomen in de uitvoeringsprotocollen³.

Voor de bescherming van het grondwater en voor de bescherming van het oppervlaktewater worden voor elke stof aparte samenstellingswaarden afgeleid. De

³ vastgelegd in diverse NEN-normen en de SIKB BRL 9335

strengste van die twee waarden wordt als generieke samenstellingswaarde aangehouden, maar mag niet lager liggen dan de achtergrondwaarde. Voor alle stoffen in het standaard-stoffenpakket zullen zo twee waarden worden bepaald. Voor een deel van de stoffen buiten het standaard-stoffenpakket kan het zo zijn dat er alleen een samenstellingswaarde ter bescherming van het grondwater of ter bescherming van het oppervlaktewater is afgeleid, omdat er geen beschermingsdoel voor dat compartiment bestaat. Voor sommige stoffen geldt dat aannemelijk wordt gemaakt dat de samenstellingswaarde voor het ene compartiment voldoende beschermend is voor het andere compartiment.

3.2 Grondwater

In deze paragraaf wordt beschreven welke beschermingsdoelen worden gesteld voor het grondwater benedenstrooms van een verondiepte plas. Hiervoor zijn twee beleidsmatige kaders gebruikt: de uitwerking van de Europese grondwaterrichtlijn in de BKMW en de Circulaire bodemsanering 2009 (IenM, 2013). Wanneer in de toekomst meer richtwaarden of drempelwaarden vastgesteld worden, zullen deze waarden gebruikt worden voor het Milieuhygiënisch toetsingskader van de diepe plassen. Ook zal bij eventuele aanpassing van een streefwaarde diep deze in de systematiek worden verwerkt.

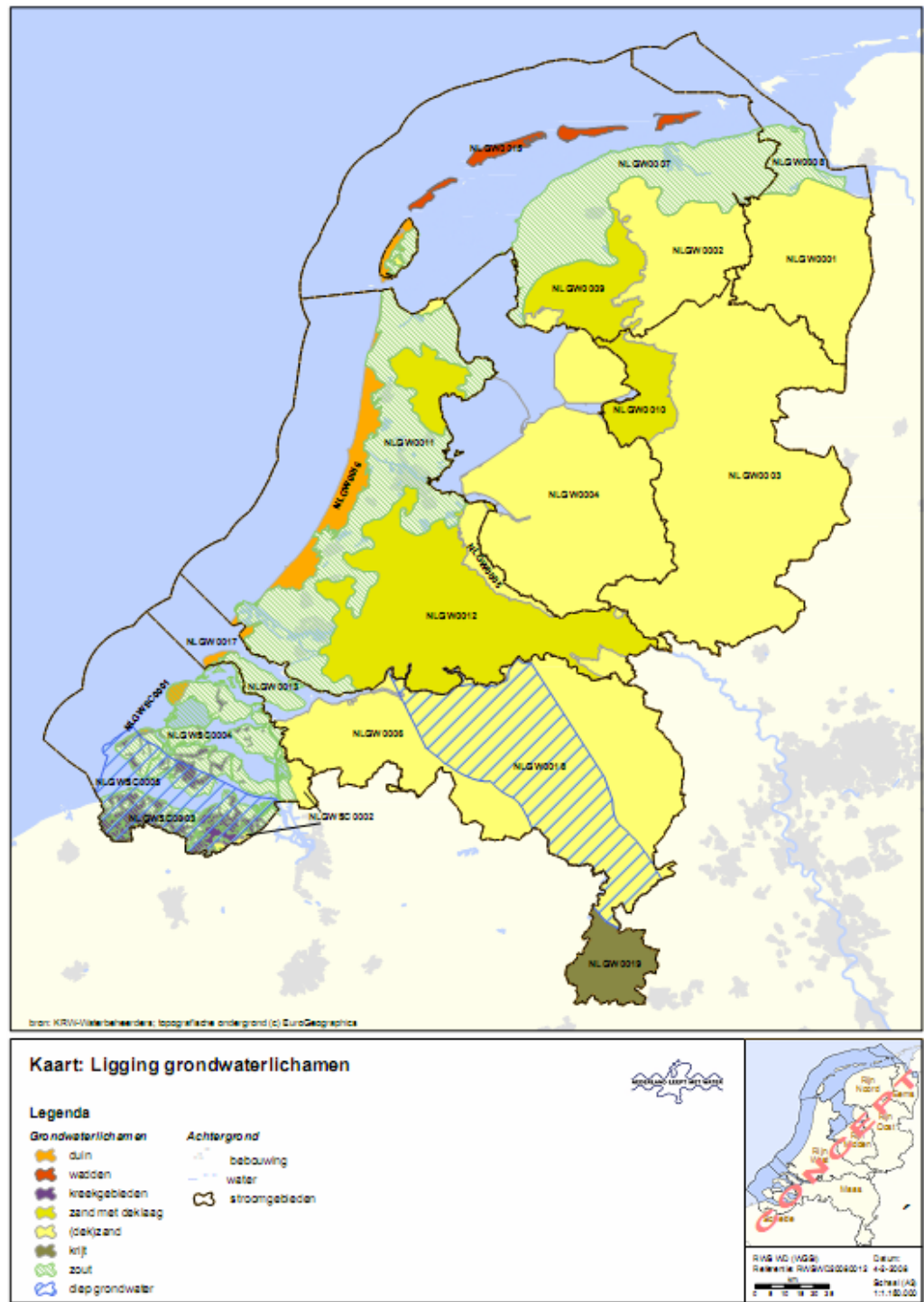
3.2.1 Drempelwaarden Europese Grondwaterrichtlijn

De 'grondwaterkwaliteitsnorm' is een milieukwaliteitsnorm uitgedrukt als de concentratie van een bepaalde verontreinigende stof, groep verontreinigende stoffen of indicator van verontreiniging in grondwater, die ter bescherming van de menselijke gezondheid en het milieu niet mag worden overschreden. De 'drempelwaarde' is de door de lidstaten conform artikel 3 vastgestelde grondwaterkwaliteitsnorm. De Europese Grondwaterrichtlijn schrijft voor dat lidstaten drempelwaarden voor grondwater vaststellen. Drempelwaarden zijn kwaliteitsnormen die beogen de mens en ecosystemen te beschermen, waarbij rekening wordt gehouden met de natuurlijke achtergrondconcentraties op nationaal niveau.

In Nederland is in 2008 besloten om voor acht stoffen drempelwaarden vast te stellen (BKMW 2009, versie 2015).

- Europees zijn drempelwaarden afgeleid voor nitraat (50 mg/l nitraat, ofwel: 11,3 mg/l N) en voor bestrijdingsmiddelen (0,1 µg/l per bestrijdingsmiddel en 0,5 µg/l voor de som). Deze zijn in nationaal beleid geïmplementeerd (BKMW 2009, versie 2015).
- Voor 3 stoffen zijn op nationaal niveau uniforme drempelwaarden afgeleid. Voor alle Nederlandse grondwaterlichamen: voor nikkel (20 µg/l), cadmium (0,35 µg/l) en lood (7,4 µg/l).
- Voor drie stoffen zijn per grondwaterlichaam drempelwaardes vastgesteld, nl voor arseen (13,2 of 18,7 µg/l), chloride (160 µg/l of n.v.t.) en fosfaat (2,0 of 6,9 µg/l uitgedrukt als P-totaal). Voor enkele zoute grondwaterlichamen is geen drempelwaarde afgeleid voor chloride omdat deze stof daar van nature in hogere concentraties voor komt. Figuur 3.1 toont de indeling in grondwaterlichamen in Nederland aangegeven.

Een overzicht van drempelwaarden voor grondwater conform BKMW (2009, versie 2015) staat in tabel 3.1.



Figuur 3.1. Kaart van grondwaterlichamen (februari 2008).

Tabel 3.1 Beschermingsdoelen voor metalen in grondwater, op basis van drempelwaarden voor grondwater gespecificeerd per grondwaterlichaam, zoals opgenomen in BKMW (versie 2015⁴ in de Nijs, 2011)

Grondwaterlichamen		Richtwaarden voor verontreinigende stoffen							
Code	Omschrijving	NO3- mg/l	Ntot mg/l	Cl mg/l	Ni µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	P-tot mg/l
NLGW0001	Zand Eems	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0008	Zout Eems	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0002	Zand Rijn-Noord	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0007	Zout Rijn-Noord	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0009	Deklaag Rijn-Noord	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0015	Wadden Rijn-Noord	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0004	Zand Rijn-Midden	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0003	Zand Rijn-Oost	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0010	Deklaag Rijn-Oost	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0005	Zand Rijn-West	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0011	Zout Rijn-West	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0012	Deklaag Rijn-West	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0016	Duin Rijn-West	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0006	Zand Maas	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0013	Zout Maas	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGW0017	Duin Maas	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGW0018	Maas-Slenk-diep	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	
NLGW0019	Krijt Maas	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0001	Zoet grondwater in duingebieden	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0002	Zoet grondwater in dekzand	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0003	Zoet grondwater in kreekgebieden	50	11,3	160	20	13,2	0,35	7,4	2,0
NLGWSC0004	Zout grondwater in ondiepe zandlagen	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	6,9
NLGWSC0005	Grondwater in diepe zandlagen	50	11,3	n.r.	20	18,7	0,35	7,4	

3.2.2

Streefwaarden diep grondwater

Onder de Wet Bodembescherming zijn in de Circulaire Bodemsanering streefwaarden voor diep en ondiep grondwater vastgelegd. Omdat diepe plassen vrijwel altijd steken in het diepe grondwater worden de streefwaarden voor diep grondwater als beschermingsdoel voor het grondwater gehanteerd.

⁴ www.rijksoverheid.nl/.../besluiten/2015/.../besluit-kwaliteitseisen-en-mon...

Voor de stoffen waarvoor een drempelwaarde is vastgesteld (waaronder nutriënten N en P-tot), gelden de drempelwaarden (2015) opgenomen in tabel 3.1, als beschermingsdoel en niet de streefwaarden diep grondwater. Streefwaarden voor diep grondwater uit de Circulaire bodemsanering (juli 2013) zijn in tabel 3.2 opgenomen voor zware metalen en in tabel 3.3 voor organische microverontreinigingen. Bijlage 1 geeft een overzicht van alle grondwaternormen.

Tabel 3.2 Beschermingsdoelen voor metalen in grondwater, op basis van streefwaarden diep grondwater (IenM, 2013).

Stofnaam	Streefwaarde diep grondwater ⁷ , incl. AC (> 10 m -mv) (µg/l)
1. Metalen	
Antimoon	0,15
Barium	200
Chroom	2,5
Kobalt	0,7
Koper	1,3
Kwik	0,01
Molybdeen	3,6
Zink	24

Tabel 3.3 Streefwaarden voor grondwater voor organische microverontreinigingen

Stofnaam	Streefwaarde Grondwater ⁷ (µg/l)
2. Overige anorganische stoffen	
Chloride (mg Cl/l)	100 mg/l
Cyanide (vrij)	5
Cyanide (complex)	10
Thiocyanaat	-
3. Aromatische verbindingen	
Benzeen	0,2
Ethylbenzeen	4
Tolueen	7
Xylenen (som) ¹	0,2
Styreen (vinylbenzeen)	6
Fenol	0,2
Cresolen (som) ¹	0,2
4. Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)⁵	
Naftaleen	0,01
Fenantreen	0,003*
Antraceen	0,0007*
Fluorantheen	0,003
Chryseen	0,003*
Benzo(a)antraceen	0,0001*
Benzo(a)pyreen	0,0005*
Benzo(k)fluorantheen	0,0004*
Indeno(1,2,3cd)pyreen	0,0004*
Benzo(ghi)peryleen	0,0003
PAK's (totaal) (som 10) ¹	-

Stofnaam	Streefwaarde Grondwater ⁷ (µg/l)
5. Gechloreerde koolwaterstoffen	
a. (vluchtige) koolwaterstoffen	
Monochlooretheen (Vinylchloride)	0,01
Dichloormethaan	0,01
1,1-dichloorethaan	7
1,2-dichloorethaan	7
1,1-dichlooretheen	0,01
1,2-dichlooretheen (som) ¹	0,01
Dichloorpropanen (som) ¹	0,8
Trichloormethaan (chloroform)	6
1,1,1-trichloorethaan	0,01
1,1,2-trichloorethaan	0,01
Trichlooretheen (Tri)	24
Tetrachloormethaan (Tetra)	0,01
Tetrachlooretheen (Per)	0,01
b. chloorbenzenen ⁵	
Monochloorbenzeen	7
Dichloorbenzenen (som) ¹	3
Trichloorbenzenen (som) ¹	0,01
Tetrachloorbenzenen (som) ¹	0,01
Pentachloorbenzenen	0,003
Hexachloorbenzeen	0,00009*
c. chloorfenolen ⁵	
Monochloorfenolen(som) ¹	0,3
Dichloorfenolen(som) ¹	0,2
Trichloorfenolen(som) ¹	0,03*
Tetrachloorfenolen(som) ¹	0,01*
Pentachloorfenol	0,04*
d. polychloorbifenylen (PCB's)	
PCB's (som 7) ¹	0,01*
e. Overige gechloreerde koolwaterstoffen	
Monochlooranilinen (som) ¹	-
Dioxine (som TEQ) ¹	-
Chloornaftaleen (som) ¹	-
6. Bestrijdingsmiddelen	
a. organochloor-bestrijdingsmiddelen	
Chloordaan (som) ¹	0,02 ng/l*
DDT (som) ¹	-
DDE (som) ¹	-
DDD (som) ¹	-
DDT/DDE/DDD (som) ¹	0,004 ng/l*
Aldrin	0,009 ng/l*
Dieldrin	0,1 ng/l*
Endrin	0,04 ng/l*
Drins (som) ¹	-
α-endosulfan	0,2 ng/l*
α-HCH	33 ng/l
β-HCH	8 ng/l
γ-HCH (lindaan)	9 ng/l
HCH-verbindingen (som) ¹	0,05

Stofnaam	Streefwaarde Grondwater ⁷ (µg/l)
Heptachloor	0,005 ng/l*
Heptachloorepoxide (som) ¹	0,005 ng/l*
b. organofosforpesticiden	
c. organotinbestrijdingsmiddelen	
Organotinverbindingen (som) ¹	0,05* – 16 ng/l
d. chloorfenoxo-azijnzuur herbiciden	
MCPA	0,02
e. overige bestrijdingsmiddelen	
Atrazine	29 ng/l
Carbaryl	2 ng/l*
Carbofuran	9 ng/l
7. Overige stoffen	
Asbest ³	–
Cyclohexanon	0,5
Dimethyl ftalaat	–
Diethyl ftalaat	–
Di-isobutyl ftalaat	–
Dibutyl ftalaat	–
Butyl benzylftalaat	–
Dihexyl ftalaat	–
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	–
Ftalaten (som) ¹	0,5
Minerale olie ⁴	50
Pyridine	0,5
Tetrahydrofuran	0,5
Tetrahydrothiofeen	0,5
Tribroommethaan (bromofom)	–

¹ Voor de samenstelling van de somparameters wordt verwezen naar bijlage N van de Regeling bodemkwaliteit. Voor de berekening van de som TEQ voor dioxine wordt verwezen naar bijlage B van de Regeling Bodemkwaliteit. Voor het optellen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

⁴ De definitie van minerale olie wordt beschreven bij de analysenorm. Indien er sprake is van verontreiniging met mengsels (bijvoorbeeld benzine of huisbrandolie) dan dient naast het alkaangehalte ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen te worden bepaald. Met deze somparameter is om praktische redenen volstaan. Nadere toxicologische en chemische differentiatie wordt bestudeerd.

⁵ Voor grondwater zijn effecten van PAK's, chloorbenzenen en chloorfenolen indirect, als fractie van de individuele interventiewaarde, optelbaar (dat wil zeggen 0,5 x interventiewaarde stof A heeft evenveel effect als 0,5 x interventiewaarde stof B). Dit betekent dat een somformule gebruikt moet worden om te beoordelen of van overschrijding van de interventiewaarde sprake is. Er is sprake van overschrijding van de interventiewaarde voor de som van een groep stoffen indien $\sum(C_i/I_i) > 1$, waarbij C_i = gemeten concentratie van een stof uit een betreffende groep en I_i = interventiewaarde voor de betreffende stof uit de betreffende groep.

⁶ Voor grondwater is er een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging

⁷ De Streefwaarden grondwater voor een aantal stoffen zijn lager dan de vereiste rapportagegrens in AS3000. Voor het beoordelen van meetwaarden beneden de bepalingsgrens, wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

⁹ Voor het omgaan met meetwaarden met meetwaarden beneden de bepalingsgrens van het laboratorium wordt verwezen naar bijlage G onderdeel IV van de Regeling bodemkwaliteit.

3.2.3

Beïnvloeding van grondwater in watervoerend pakket door poriewater

Bij het verondiepen van diepe plassen verandert de geohydrologische situatie meestal sterk. Bij een vrijliggende diepe plas staat het water in de plas in direct contact met het grondwater als deze een watervoerend pakket aansnijdt. Bij het verondiepen van de plas neemt de hydrologische weerstand sterk toe op het moment dat de waterkolom niet meer in direct contact staat met het watervoerende pakket.

Figuur 3.2 geeft een schematische weergave van een veel voorkomende eindsituatie weer van een vrijliggende diepe plas. De in de plas toegepaste grond of bagger vormt lokaal een (relatief) slecht-doorlatende laag in een relatief goed-doorlatende omgeving.

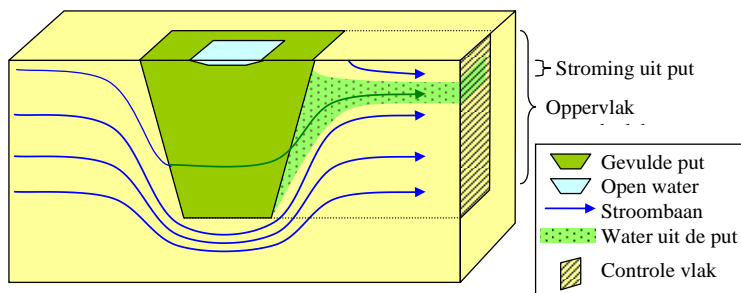
Als gevolg van deze nieuwe geohydrologische situatie zal de hoeveelheid water die door de toegepaste grond of bagger stroomt veel kleiner zijn dan de hoeveelheid water die in het watervoerend pakket langs de grond of bagger stroomt. Hierdoor heeft deze kleine hoeveelheid water de vorm van een zeer dunne en smalle pluim, die zich met dezelfde snelheid verplaatst als het water in de omgeving. Omdat de pluim meestal heel dun en smal is, is deze nauwelijks in het watervoerend pakket traceerbaar (ref De Lange, 2010).

Zolang de waterkolom in de plas nog in direct contact staat met het watervoerende pakket stroomt het water in de plas mee met het water in het watervoerende pakket, en stroomt er nauwelijks water door de ingebrachte grond of bagger. Dit is wel afhankelijk van de doorlatendheid van de ingebrachte grond of bagger, waarbij grond meestal doorlatender is dan bagger.

De beïnvloeding van het watervoerend pakket wordt bepaald door:

- de concentraties in het poriewater in de toegepaste grond of bagger en
- de stroomsnelheid van het water door de toegepaste grond en bagger
- en de stroomsnelheid in het watervoerend pakket.

In het Milieuhygiënisch toetsingskader wordt de invloed van de smalle/dunne pluim op het watervoerend pakket beschouwd over het vlak gevormd door de hoogte en de breedte van de oorspronkelijke plas dwars op de stroomrichting van het grondwater (het controlevlak in figuur 3.2). In de praktijk komt dit neer op een verdunning van de pluim in het watervoerend pakket. De mate van verdunning is gelijk aan de 'stroomsnelheid in het wvp' gedeeld door de 'stroomsnelheid door de gevulde put'.



Figuur 3.2 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) (bron: Lijzen, 2011).

In de Lange et al. (2010) en Lijzen et al. (2011) zijn geohydrologisch verschillende situaties geïnventariseerd en zijn bijbehorende verdunningsfactoren berekend bij gecombineerde toepassing van grond en bagger. Hieruit is gebleken dat een hydrologische verdunningsfactor van tenminste 100 optreedt in het gedefinieerde controlevlak, indien de inrichting/putafwerking aan de volgende eenvoudige hydrologische eisen voldoet.

1. Het verschil tussen het jaargemiddelde grondwaterpeil en oppervlaktewaterpeil mag niet meer zijn dan de marge van enkele centimeters.
2. Het slib moet uit een waterbodembodem afkomstig zijn en er moet geen zand zijn bijgemengd.
NB Doordat het bijmengen van zand ondanks de aanbeveling in De Lange et al. (2010), in het Onderzoeksprogramma Diepe plassen (nog) niet is onderzocht, geldt de stelling van een factor 100 niet voor het geval dat vooral zandige landbodem en/of zandig sediment (op basis van de slibfractie) uit Oost-Nederland wordt gebruikt voor de verondieping.

Als inrichtingsvoorwaarde is daarom opgenomen dat bagger of kleirijk materiaal toegepast moet worden. Van belang is dat de doorlatendheid (k-waarde) van de toegepaste grond of bagger en het watervoerend pakket minimaal een factor 500 is (De Lange et al., 2010; Lijzen et al., 2011).

Voor stoffen die niet van nature voorkomen (alle organische stoffen) is de toetsconcentratie in het poriewater daarmee: $100 \cdot$ het beschermingsdoel ($C_1=100 \cdot C_2$), met in achtname van de bovenstaande randvoorwaarden.

Voor stoffen die van nature voorkomen in het grondwater (zoals de metalen) dienen de achtergrondconcentraties in het grondwater te worden verdisconteerd in de toetsconcentratie. Ook wordt de verdunningsfactor hierdoor lager dan de hydrologische verdunningsfactor. De toetsconcentratie, de maximale poriewaterconcentratie waarbij het beschermingsdoel nog wordt gehaald, wordt berekend met:

$$C_1 = w(C_2 - AW) + AW$$

met:

C_1 = toetsconcentratie (in het poriewater)

C_2 = concentratie in controle vlak (POC) (= beschermingsdoel)

AW = achtergrondconcentratie in het grondwater bovenstrooms

w = hydrologische verdunningsfactor (standaard 100).

Bij de berekening van de generieke samenstellingswaarden voor het beschermingsdoel grondwater (hoofdstuk 5) is de hydrologische verdunningsfactor 100 aangepast aan de generieke achtergrondconcentraties. In bijlage 4 staan deze generieke verdunningsfactoren per metaal.

3.3 Oppervlaktewater

3.3.1 Inleiding

Bij een grootschalige toepassing van grond of bagger mogen er geen belemmeringen ontstaan voor gebruiksfuncties van een plas, zoals bv zwemwater, winterrustplaats voor eenden, of Natura 2000 doelen. Aan gebruiksfuncties zijn direct of indirect waterkwaliteitsdoelen verbonden, die eisen stellen aan de chemische dan wel ecologische waterkwaliteit. Voor de generieke samenstellingswaarden is uitgegaan van de landelijke oppervlaktewaternormen voor

prioritaire stoffen, specifiek verontreinigende stoffen en algemene fysisch-chemische parameters.

De waterkwaliteitsnormen in de KRW zijn gebaseerd op de zogenaamde EQS-waarden, die zijn afgeleid op basis van de toxiciteit van de stof voor mens, het ecosysteem en voor doorvergiftiging; alle drie de EQS-waarden zijn gedefinieerd als opgeloste concentraties in de waterfase (EU, 2011). De laagste EQS (strengste) geldt als de KRW-waterkwaliteitsnorm.

De KRW-normen voor prioritaire stoffen en specifiek-verontreinigende stoffen zijn gedefinieerd als jaargemiddelde (JG-MKN) en/of maximale concentraties (MAC) in het water. Voor het milieuhygiënisch toetsingskader is de norm voor de jaargemiddelde concentratie als beschermingsdoel gehanteerd. Indien er geen jaargemiddelde norm is, wordt de maximale aanvaardbare concentratie als doel gebruikt. In de KRW zijn voor enkele stoffen alleen biotnormen gesteld, dit zijn gehalten in vis en/of schelpdieren.

De EU heeft ruimte gegeven om bij de toestandsbeoordeling voor metalen rekening te houden met biologische beschikbaarheid of natuurlijke achtergrondconcentraties (Anonymus, 2011). Uitvoeren van zowel correctie voor biologische beschikbaarheid als achtergrondconcentratie bij dezelfde beoordeling is daarbij uitgesloten (Anonymus, 2011, p.56). De invulling van de mogelijkheid om te corrigeren voor biologische beschikbaarheid is aan de lidstaten overgelaten. In Nederland geldt dat de waterbeheerder voor de correctie voor de biobeschikbaarheid van 3 metalen (Cu, Ni en Zn) gebruik kan maken van de BLM-systematiek (Biotic Ligand Model). Voor de overige metalen vindt een correctie op basis van natuurlijke achtergrondconcentraties plaats. Voor sommige metalen (Sb, Ba, Co, Cu⁵, Mo) is deze achtergrondconcentratie reeds verwerkt in de KRW-norm. Voor de andere metalen (Pb, As, Cr, Sn, V, Zn⁴) wordt tijdens de toetsing rekening gehouden met de achtergrondconcentraties. De werkwijze hiervoor is beschreven in het protocol Toetsen en Beoordelen.

Cadmium

Voor cadmium is door de KRW een correctiemethodiek gegeven om te corrigeren voor hardheid. Omdat het waterkwaliteitsdoel voor cadmium toeneemt met een toenemende hardheid (tabel 3.4), wordt de generieke samenstellingswaarde gebaseerd op de JG-MKN voor wateren met een lage hardheidsgraad. Voor een specifieke plas kan de Lokale Maximale Waarde echter gebaseerd worden op het waterkwaliteitsdoel, passend bij de werkelijke hardheid.

⁵ Wordt beoordeeld via BLM's met PNEC-PRO

Tabel 3.4 KRW-waterkwaliteitsdoelen cadmium afhankelijk van hardheid

hardheidsklasse	JG-MKN Cadmium Landoppervlakte- wateren*	MAC-MKN Cadmium landoppervlakte -wateren*	MAC-MKN Cadmium andere oppervlaktewateren
1 <40 mg CaCO ₃ /l	<= 0,08	<= 0,45	<= 0,45
2 40 - <50 mg CaCO ₃ /l	0,08	0,45	0,45
3 50 - <100 mg CaCO ₃ /l	0,09	0,6	0,6
4 100 tot <200 mg CaCO ₃ /l	0,15	0,9	0,9
5 >= 200 mg CaCO ₃ /l	0,25	1,5	1,5

Bij de afleiding van de generieke samenstellingswaarden is de systematiek van de KRW gevolgd. De toetsing van de resultaten van de waterkwaliteitsmonitoring in de plas kan hiermee conform het protocol Toetsen en Beoordelen worden uitgevoerd. Zie ook: <http://www.helpdeskwater.nl/algemene-onderdelen/structuur-pagina/stuur/@37919/landelijke/>

In §3.3.2 worden de waterkwaliteitsdoelen (normen) voor prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen nader toegelicht. In §3.3.3 komen de nutriënten en andere algemene fysisch-chemische parameters aan bod. Tenslotte wordt in §3.3.4 de beïnvloeding van het oppervlaktewater door de toegepaste grond en/of bagger beschreven (vergelijkbaar met §3.2.3 voor grondwater).

3.3.2 Prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen

In het BKMW (versie 2015) zijn cadmium, kwik, lood en nikkel aangemerkt als prioritaire stoffen, waardoor voor deze stoffen Europese normen in oppervlaktewater zijn afgeleid. Voor kwik geldt daarnaast ook een norm in biota. Aangezien het effect van kwik vooral wordt bepaald door methylkwik (zie tekstkader in §3.3.2), wordt kwik in dit rapport meegenomen als organische microverontreiniging met een biotanorm. Naast deze prioritaire metalen zijn er in Nederland nog eens 18 metalen in het BKMW aangemerkt als 'specifiek verontreinigende stoffen'. Nederland heeft voor deze stoffen nationale normen afgeleid. Voor metalen gelden doelen voor de jaargemiddelde (JGM) concentraties en vaak ook voor de maximale concentraties (MAC) in water. De concentratie wordt gemeten nadat het monster is gefiltreerd over een 0,45 µm filter.

Ook voor de organische microverontreinigingen is een deel van de stoffen (namelijk 41) opgenomen in de Europese lijst met prioritaire stoffen. Voor alle overige organische microverontreinigingen zijn normen vastgelegd op nationaal niveau. In tegenstelling tot metalen en kwik, worden de organische stoffen geanalyseerd zonder filtratiestap. De aan zwevende stof gebonden verontreinigingen worden dus meegeteld bij het toetsen aan de norm.

In tabel 3.5 staan de beschermingsdoelen voor de prioritaire stoffen en in tabel 3.6 de beschermingsdoelen voor de specifiek verontreinigende stoffen.

Tabel 3.5 Prioritaire stoffen oppervlaktewater en normen (BKMW, 2015)

Parameter	JGM [ug/l]	MAX [ug/l]	Biota [ug/kg]
alachloor	0,3	0,7	
antraceen	0,1	0,1	
atrazine	0,6	2	
benzeen	10	50	
som PBDE28, 47, 99, 100, 153, 154		0,14	0,0085
cadmium (opgelost; afh. van hardheid)	0,08	0,45	
tetrachloormethaan (tetra)	12		
som C10-C13-chlooralkanen	0,4	1,4	
chloorfenvinfos	0,1	0,3	
ethylchloorpyrifos	0,03	0,1	
som aldrin, dieldrin, endrin en isodrin	0,01		
som 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD en 4,4'-DDE	0,025		
4,4'-dichloordifenyiltrichloorethaan (44DDT)	0,01		
1,2-dichloorethaan	10		
dichloormethaan	20		
di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	1,3		
diuron	0,2	1,8	
endosulfan (som alfa- en beta-isomeer)	0,005	0,01	
fluorantheen	0,0063	0,12	30
hexachloorbenzeen	0,000026	0,05	10
hexachloorbutadien	0,00055	0,6	55
som a-, b-, c- en d-HCH	0,02	0,04	
isoproturon	0,3	1	
lood (opgelost)	1,2	14	
kwik (opgelost)	0,00007	0,07	20
nikkel (opgelost)	4	34	
naftaleen	2	130	
4-nonylfenol	0,3	2	
octylfenol	0,1		
pentachloorbenzeen	0,007		
pentachloorfenol	0,4	1	
benzo(a)pyreen	0,00017	0,27	5
benzo(b)fluorantheen		0,017	
benzo(k)fluorantheen		0,017	
benzo(ghi)peryleen		0,0082	
simazine	1	4	
tetrachlooretheen (per)	10		
trichlooretheen (tri)	10		
tributyltin (kation)	0,0002	0,0015	
trichloorbenzenen	0,4		
trichloormethaan (chloroform)	2,5		
trifluraline	0,03		
dicofol	0,0013		33
perfluorooctaansulfonaat (PFOS)	0,00065	36	9,1
quinoxifen	0,15	2,7	
dioxines (µg TEQ/kg)			0,0065
aclonifen	0,12	0,12	
bifenox	0,012	0,04	
irgarol (cybutryne)	0,0025	0,016	
cypermethrin	0,00008	0,0006	
dichloorvos	0,0006	0,0007	
hexabroomcyclododecaan (HBCDD)	0,0016	0,5	167
som heptachloor en cis- en trans-heptachloorepoxide	0,0000002	0,0003	0,0067
terbutrin	0,065	0,34	

Tabel 3.6 Specifiek verontreinigende stoffen oppervlaktewater en normen (Min. Regeling Monitoring KRW, 2015)

Parameter	JGM [ug/l]	MAX [ug/l]	Biota [ug/kg]
arsen (opgelost)	0,5	8	
ethylazinfos	0,0011	0,011	
methylazinfos	0,0065	0,014	
benzylchloride	0,02		
alfa,alfa-dichloortolueen	0,0034		
4-chlooraniline	0,22	1,2	
dibutyltin (kation)	0,13	0,28	
1,2-dichloorpropaan	280	1300	
dichloorprop-P	1	7,6	
dimethoat	0,07	0,7	
ethylbenzeen	65	220	
fenitrothion	0,009		
fenthion	0,003		
linuron	0,17	0,29	
malathion	0,013		
2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur (MCPA)	1,4	15	
mecoprop	18	160	
mevinfos	0,00017	0,017	
monolinuron	0,15	0,15	
omethoat	1,2		
benzo(a)antraceen	0,00064	0,28	3
chryseen	0,0029	0,17	30
fenantreen	1,2	7,2	
ethylparathion	0,005		
methylparathion	0,011		
chloridazon	27	190	
triazofos	0,001	0,02	
tributylfosfaat	66	170	
trichloorfon	0,001		
trifenylytin (kation)	0,00024	0,49	
som xyleen-isomeren (1,2 + 1,3 + 1,4-xyleen)	17	244	
bentazon	73	450	
titaan (opgelost)	20		
boor (opgelost)	180	450	
uranium (opgelost)	0,17	8,6	
telluur (opgelost)	100		
zilver (opgelost)	0,01	0,01	
octamethylcyclotetrasiloxaan	0,2		7900
abamectine	0,001	0,02	
ammonium (µg N/l; pH=7,7 en temp 15°C)	0,304	0,608	
antimoon (opgelost)	5,6	200	
barium (opgelost)	73	148	
beryllium (opgelost)	0,08	0,813	
captan	0,34	0,34	
carbendazim	0,6	0,6	
chloorprofam	4	43	
chloortoluron	0,4	2,3	
chroom (opgelost)	3,4		

Parameter	JGM [ug/l]	MAX [ug/l]	Biota [ug/kg]
deltamethrin	0,0000031	0,00031	
diazinon	0,037		
dimethenamid-P	0,13	1,6	
esfenvaleraat	0,0001	0,00085	
fenamifos	0,012	0,027	
fenoxycarb	0,0003	0,026	
heptenofos	0,002	0,02	
imidacloprid	0,0083	0,2	
lambda-cyhalothrin	0,00002	0,00047	
methyl-metsulfuron	0,01	0,03	
kobalt (opgelost)	0,2	1,36	
koper (opgelost)	2,4		
metazachloor	0,08	0,48	
metabenzthiazuron	1,8		
metolachloor	0,4	2,1	
molybdeen (opgelost)	136	340	
pirimicarb	0,09	1,8	
methylpirimifos	0,0005	0,0016	
propoxur	0,01		
pyridaben	0,0017	0,0062	
pyriproxyfen	0,00003	0,026	
seleen (opgelost)	0,052	24,6	
teflubenzuron	0,0012	0,0017	
terbutylazine	0,2	1,3	
thallium (opgelost)	0,05	0,76	
tin (opgelost)	0,6	36	
tolclofos-methyl	1,2	7,1	
vanadium (opgelost)	3,5		
zink (opgelost)	7,8	15,6	

In het BKMW (versie 2015) zijn voor 11 stoffen (of stofgroepen) biotanormen geïmplementeerd. In drie gevallen is deze biotanorm gebaseerd op de risico's voor predatoren hoger op in de voedselketen. Voor de andere acht stoffen zijn de humane consumptierisico's doorslaggevend voor de hoogte van de biotanorm. In het merendeel van deze gevallen is de JG-MKN via evenwichtspartitie afgeleid van deze biotanorm. Met de keuze voor de JG-MKN als beschermingsdoel binnen het milieuhygiënisch toetsingskader worden daarmee niet alleen de directe effecten op het aquatisch ecosysteem maar ook eventuele doorvergiftiging en humane consumptie voldoende beschermd. Er zijn echter twee uitzonderingen. Dit zijn stoffen met een dioxine-achtige werking en de gebromeerde difenylethers (PBDE).

Biotanormen

Stoffen met een dioxineachtige werking

Op basis van een aantal onderzoeken uitgevoerd in de Nederlandse wateren is een relatie gevonden tussen de gehalten dioxines in vis en gehalten van PCB's. Voorwaarde voor deze relatie is dat de verontreiniging bestaat uit het mengsel van PCB en dioxines dat karakteristiek is voor de Nederlandse grote rivieren. Omdat PCB-153 doorgaans het best geanalyseerd kan worden, is in eerdere onderzoeken het PCB-153 gehalte gebruikt als indicator voor de aanwezigheid van stoffen met een dioxineachtige werking.

PBDE

Voor PBDE is het momenteel niet mogelijk om een goed onderbouwde generieke samenstellingswaarde af te leiden. Vooralsnog wordt daarom voorgesteld om de huidige rapportagegrens van 0,1 µg/kg sediment als samenstellingswaarde aan te houden.

Kwik (uit: Kotterman en Van den Heuvel, 2010)

Kwik kent verschillende verschijningsvormen (speciatie); metallisch kwik, ionogeen kwik (zout) en organisch kwik. De toxiciteit van deze kwiksoorten verschilt sterk, ook het fysische, chemische gedrag en de ophoping in biota verschilt sterk per kwiksoort. Het feit dat kwiksoorten door biotische en abiotische processen in elkaar kunnen worden omgezet maakt de beoordeling van de risico's van kwikvervuiling nog lastiger.

Methylkwik wordt beschouwd als de meest toxische vorm van kwik. Tevens hoopt methylkwik het sterkst op in organismen en in de voedselketen. Metallisch kwik en ook de kwikzouten zijn pas bij hogere dosis toxisch, worden sneller uitgescheiden en hopen niet of nauwelijks op. De omzetting van kwiksoorten door zowel biotische als abiotische processen is afhankelijk van veel factoren en valt daardoor niet eenvoudig te berekenen voor een gebied. Parameters als temperatuur, pH, organische stof en redox potentiaal beïnvloeden de omzettingsreacties.

Doorgaans is het aandeel methylkwik (van totaal opgelost kwik) in water hoger dan het percentage methylkwik in sedimenten, waarbij in zoetwater hogere percentages worden aangetroffen dan in mariene omgeving. In marien water is tot 5% methylkwik, in zoetwater kan dit oplopen tot 30%. Het uiteindelijke effect van kwikvervuiling op het ecosysteem zal afhangen van de mate waarin het methylkwik ophoopt in de voedselketen.

De biologische beschikbaarheid van kwik in sediment is complex, omdat allerlei factoren een rol spelen. Bepalend hierin is de mate van methylatie, waarbij methylkwik gemakkelijker bioaccumuleert dan metallisch kwik. Parameters als temperatuur, pH, organisch stof en de redox-potentiaal beïnvloeden de microbiële omzettingsreactie en daarmee ook de bioaccumulatiepotentie (Imares, 2009).

3.3.3

Nutriënten

In de Handreiking diepe plassen (Mini&M, 2010a) is aangegeven dat voor plassen die kwetsbaar zijn voor emissie van nutriënten aanvullende voorwaarden dienen te worden opgenomen, te worden onderbouwd en te worden vastgesteld als Lokale Maximale Waarden. In dit toetsingskader is daaraan invulling gegeven door aan te sluiten bij de KRW-systematiek waar de kwetsbaarheid van plassen is vertaald in de hoogte van de waterkwaliteitsnorm. Tabel 3.7 geeft de verschillende typen plassen aan waarvoor nutriëntennormen zijn vastgesteld (ranges voor de hydromorfologische kwaliteitselementen). Tabel 3.8 geeft voor elk van deze watertypen de waterkwaliteitsnormen.

Plassen in uiterwaarden hebben officieel het KRW-watertype van de rivier, maar hebben in de gevallen dat ze nauwelijks doorstromen veel meer de eigenschappen van een plas. Daarom wordt aan de waterbeheerder aanbevolen om expliciet te besluiten of de beschermingsdoelen van de rivier of beschermingsdoelen van een plas overeenkomstig de kenmerken vd plas, worden gehanteerd.

Tabel 3.7 Afmetingen en kenmerken van de verschillende KRW-watertypen (STOWA, 2012).

KRW-watertype		Diepte (m)	Volume (m ³)	Verblijftijd (jaar)	Kwel	Bodemopp/volume
Ondiep						
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen	0,1 - 3,0	Opp: <0,5 km ²	0,3 - 8,9	Nee/Ja	10,4 - 0,34
M12	Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen	0,1 - 3,0	7 tot 1,1*10 ⁶	0,3 - 8,9	Nee	10,4 - 0,34
M13	Kleine ondiepe zure plassen	0,1 - 3,0	Opp: <0,5 km ²	0,3 - 8,9	Nee	10,4 - 0,34
M14	Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	0,5 - 3,0	0,18*10 ⁶ tot 222*10 ⁶	1,5 - 8,9	Ja	2,0 - 0,33
M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen	0,1 - 3,0	Opp: <0,5 km ²	0,3 - 8,9	Nee/Ja	11,1 - 0,34
M23	Ondiepe kalkrijke (grotere) plassen	0,5 - 3,0	0,18*10 ⁶ tot 222*10 ⁶	1,5 - 8,9	Ja	11,1 - 0,34
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	0,5 - 3,0	0,18*10 ⁶ tot 222*10 ⁶	1,5 - 8,9	Ja	2 - 0,33
Diep						
M16	Diepe gebufferde meren	3,0 - 9,0	Opp: <0,5 km ²	<26,6	Ja	0,54 - 0,12
M17	Diepe zwak gebufferde meren	3,0 - 9,0	Opp: <0,5 km ²	<26,6	Ja	0,54 - 0,12
M18	Diepe zure meren	3,0 - 9,0	Opp: <0,5 km ²	<26,6	Ja	0,54 - 0,12
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	3 - 30	0,004 tot 15,5*10 ⁶	8,9 - 88,6	Ja	0,54 - 0,04
M21	Grote diepe gebufferde meren	3-4,4	222*10 ⁶ tot 3314*10 ⁶	8,9 - 11,8	Ja en nee	0,33 - 0,25
M24	Diepe kalkrijke meren	3,0 - 9,0	Opp: <0,5 km ²	1,5 - 8,9	Ja	2,1 - 0,34
M28	Diepe laagveen meren	3,0 - 9,0	Opp: <0,5 km ²	<26,6	Ja	0,54 - 0,12

Tabel 3.8 Watertype specifieke normen voor nutriënten, chloride en doorzicht (STOWA, 2012)..

KRW-watertype		Tot-P mg P/l	Tot-N mg N/l	Zicht (m)
Ondiep				
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen	≤0,09	≤1,3	≥0,9
M12	Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen	≤0,1	≤2,0	≥0,9
M13	Kleine ondiepe zure plassen	≤0,1	≤2,0	≥0,9
M14	Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	≤0,09	≤1,3	≥0,9
M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen	≤0,09	≤1,3	≥0,9
M23	Ondiepe kalkrijke (grotere) plassen	≤0,09	≤1,3	≥0,9
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	≤0,09	≤1,3	≥0,9
Diep				
M16	Diepe gebufferde meren	≤0,03	≤0,9	≥1,7
M17	Diepe zwak gebufferde meren	≤0,03	≤0,9	≥1,7
M18	Diepe zure meren	≤0,03	≤0,9	≥1,7
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	≤0,03	≤0,9	≥1,7
M21	Grote diepe gebufferde meren ¹⁾	≤0,07	≤1,3	≥0,9
M24	Diepe kalkrijke meren	≤0,07	≤1,3	≥1,7
M28	Diepe laagveen meren	≤0,07	≤1,3	≥1,7

¹⁾ = Hoewel M21 als diep meer is gekarakteriseerd, zijn op grond van de oppervlak/diepte ratio vaak doelen van ondiepe meren overgenomen

In hoofdstuk 4 worden samenstellingswaarden voor de nutriënten afgeleid.

Doorzicht

Doorzicht wordt onder meer beïnvloed door de korrelgrootteverdeling en het organische stofgehalte van de toe te passen grond of bagger. Het is echter zeer moeilijk te voorspellen in hoeverre fijne deeltjes langdurig in de waterfase blijven als gevolg van het toepassen van een partij baggerspecie. Voorgesteld wordt om bij de generieke systematiek geen aanvullende eisen te stellen aan de grond of bagger.

Chloride

De chloridenorm voor alle plastypen in tabel 3.4 is 200 mg/l⁶ getoetst op basis van een zomerhalfjaargemiddelde concentratie.

Diepe plassen liggen meestal in zoet water, maar kunnen in het westen van het land ook brak zijn (meestal veroorzaakt door brak grondwater). Chloride kan op twee manieren relevant zijn. Allereerst kan bij het toepassen van partijen brakke of zoute bagger chloride worden toegevoegd. Dat kan zeer ongunstig uitpakken voor de ecologie. Daarom is het uitgangspunt dat geen brakke of zoute bagger mag worden toegevoegd.

Eventueel kan locatiespecifiek wel een beperkte hoeveelheid zoute bagger worden toegestaan, maar dan moet met berekeningen worden onderbouwd dat de concentraties beneden de 200 mg/l blijven.

Zout kan ook invloed hebben op effecten van verontreinigende stoffen. Voor organische contaminanten maakt het niet veel uit of deze stoffen in zoet of zout water voorkomen. De beschikbaarheid en toxiciteit zijn vergelijkbaar. Voor zware metalen is de toxiciteit in zoet en zout milieu wel ongeveer gelijk maar de beschikbaarheid kan worden beïnvloed door zout door competitie van kationen en

⁶ Voor M12 geldt een norm van 40 mg/l . Gaat om vennen dus niet relevant voor deze problematiek.

door de vorming van metaalchloridecomplexen. Er is echter geen alternatieve methode voor brakke plassen. De methode om metaalnormen af te leiden, geldt daarom zowel voor zoete als voor zoute plassen. Voor nutriënten is de norm afhankelijk van sulfaat (zie hoofdstuk 4 en 8). Brak water bevat altijd sulfaatconcentraties boven de 20 mg/l.

Temperatuur

Het toepassen van grond leidt niet tot temperatuureffecten voor water in de plas. Uiteraard kunnen de nieuwe dimensies van een plas wel leiden tot andere watertemperaturen, maar dat wordt niet in het Bbk getoetst.

pH

De zuurgraad (pH) van diepe plassen is ongeveer neutraal tot licht basisch (pH 7-8,5). Het is niet te verwachten dat het toepassen van grond of bagger zal leiden tot afwijkingen van deze pH. De pH wordt daarom niet genormeerd.

O₂

Zuurstof is essentieel voor organismen. De KRW-norm is dat de zomerhalfjaargemiddelde zuurstofverzadiging tussen de 60 en 120% mag schommelen. In diepe (eutrofe) plassen is het diepe deel onder spronglaag anaeroob. Dit heeft voor organismen beperkt effect. In systemen zonder spronglaag (maximaal ca. 8 meter diep) is de waterlaag het gehele jaar gemengd en kunnen vooral in de zomer lage zuurstofconcentraties voorkomen die kunnen tot sterfte leiden. Het risico is het grootst in de zomer, door hoge afbraaksnelheden. Het risico dat het toepassen van grond/bagger leidt tot grote zuurstofvraag, is het grootst als er veel (makkelijk) afbreekbare organische stof bevat. Er is echte onvoldoende informatie beschikbaar om hiervoor meetmethoden en rekenregels voor af te leiden. Er wordt aangeraden om de zuurstofcondities te monitoren tijdens en na het werk.

3.3.4 Beïnvloeding van het oppervlaktewater door poriewater in sediment

Voor het beschermingsdoel grondwater wordt een generieke verdunningsfactor van 100 aangehouden vanwege de beïnvloeding van de kwaliteit van het watervoerend pakket (zie §3.2.3). Voor het beschermingsdoel oppervlaktewater wordt geen rekening gehouden met verdunning. Uitgegaan wordt van milieuchemisch evenwichtsinstelling tussen de concentraties in het poriewater en de gehalten in de toplaag van het sediment, conform normstelling. Tevens wordt er van uit gegaan dat na verloop van tijd ook het oppervlaktewater meedoet in dat milieuchemisch evenwicht. De generieke samenstellingswaarden ter bescherming van het oppervlaktewater zijn daarom, zowel voor de metalen als voor de organische microverontreinigingen, gebaseerd op deze milieuchemische evenwichtsinstelling die zich na verloop van tijd zal instellen tussen het poriewater, het oppervlaktewater en de vaste fase. Voor nutriënten wordt wel rekening gehouden met een verdunningsfactor doordat de invloed van nalevering van nutriënten op de concentraties in de waterkolom wordt bepaald door de hoogte van de waterkolom.

3.4 Bodem

3.4.1 Inleiding

Indien een plas volledig wordt gedempt, kan de eindsituatie worden beschouwd als droge bodem. Daarbij horen ook de beschermingsdoelen van landbodem. Het laatste stuk van de verondieping kan dus beschouwd worden als toepassen op land, met de daarbij behorende eisen.

3.4.2 *Normen voor toepassen op land*

De normen voor toepassen op land zijn vastgelegd in het Besluit bodemkwaliteit. De toegestane kwaliteit hangt af van de functie. Er worden 3 categorieën bodemfuncties onderscheiden:

1. Natuur en landbouw en Moestuinen en volkstuinen; toegepaste grond/bagger < Achtergrondwaarden
2. Wonen met tuin, Plaatsen waar kinderen spelen en Groen met natuurwaarden; toegepaste grond/bagger < Max. waarden klasse wonen
3. Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie; toegepaste grond/bagger < Max. waarden klasse industrie

In de nota Bodembeheer en het inrichtingsplan moet de functie van de na de herinrichting vastgelegd worden. Nutriënten zijn in het bodembeleid niet genormeerd. In natuurgebieden en dan met name name in schrale natuurgebieden is dit wel van belang. De natuurbeheerder is verantwoordelijk voor het stellen van randvoorwaarden aan de nutriëntengehalten van de afdeklaag.

4 Nutriënten

4.1 Inleiding

Voor de bepaling van generieke samenstellingswaarden met betrekking tot nutriënten worden de in H3 genoemde KRW-kwaliteitsdoelen voor de verschillende typen plassen gebruikt als beschermingsdoelen. Afhankelijk van de doelstellingen van de waterbeheerder voor de betreffende plas kunnen deze worden aangepast, in het locatiespecifieke spoor (Hoofdstuk 8).

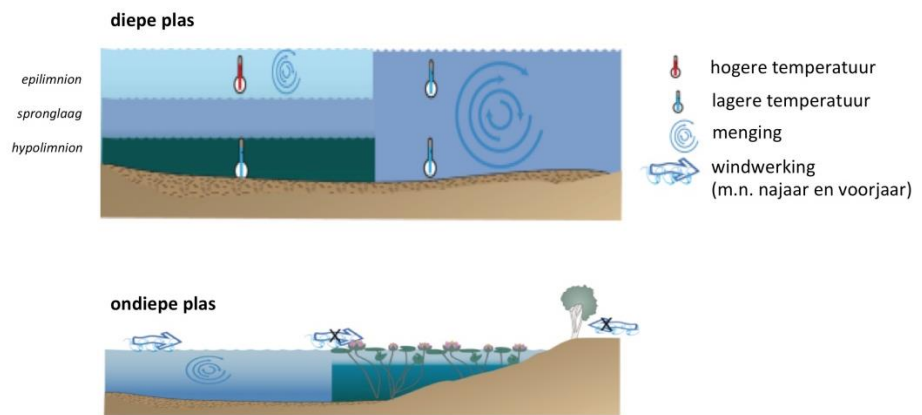


Fig. 4.1 Stratificatie van een diepe plas in de zomer, met name bij hogere organische belasting, en menging in het najaar (boven). Continue menging en ontbreken van echte stratificatie in een ondiepe plas (beneden, links), hoewel er enige gelaagdheid op kleine schaal kan optreden door drijvende waterplanten (rechts). Naar: wetlandinfo.ehp.qld.gov.au

Voor het functioneren van plassen met betrekking tot nutriëntenkringloop is het van belang om diepe (volgens KRW-richtlijn > 3m) en ondiepe plassen (KRW-richtlijn < 3m) te onderscheiden. Hoewel het al dan niet ontstaan van een spronglaag en de exacte diepte daarvan in een diepe plas sterk afhangt van een aantal factoren waaronder het weer, de dimensies, de expositie en de mate van organische en anorganische belasting, wordt hier uitgegaan van het ontstaan van een spronglaag bij diepe plassen volgens de KRW-richtlijn.

In Nederland zijn vrijwel alle diepe plassen gegraven en gebaggerd voor de winning van grind of zand. Uitzondering zijn pingo-ruïnes, ontstaan in ijstijden door het smelten van ijs in de ondergrond, die van nature opgevuld zijn met veen en slib. In diepe plassen ontwikkelt zich gedurende het groeiseizoen een spronglaag door temperatuurverschillen (Osté et al., 2010), waardoor het water in de meestal aerobe, warmere bovenlaag (het epilimnion) gedurende die periode weinig of niet beïnvloed wordt door bodemprocessen (Fig. 4.1). In het najaar komen nutriënten, geaccumuleerd in de anaerobe, koude onderlaag (het hypolimnion) van eutrofe en hypertrofe plassen, door menging echter alsnog in de gehele waterlaag terecht. Bij gelijke troebelheid ontvangen diepe plassen ook minder licht op bodem. Hierdoor groeien in diepe plassen over het algemeen ook minder waterplanten, en hebben ze over het algemeen ook een lagere biodiversiteit van zowel planten als dieren. De oeverzones van deze diepe plassen kunnen, afhankelijk van dimensies,

waterkwaliteit en bodemsamenstelling, echter wel een goede ontwikkeling laten zien.

Ondiepe plassen met een goede waterkwaliteit kennen over het algemeen een grotere biodiversiteit, maar hebben ook grotere eutrofiëringsrisico's in relatie tot de bodemkwaliteit door:

- een kleinere waterkolom per oppervlakte bodem;
- het ontbreken van een echte spronglaag;
- snellere opwarming van de waterlaag en bodem.

Hierdoor zullen er al bij lagere nutriëntenbelasting, bepaald door de externe aanvoer plus de interne mobilisatie, problemen kunnen ontstaan (Smolders et al., 2006; Jaarsma et al., 2008; Geurts et al., 2010). In ondiepe plassen bestaat, naast het potentiële probleem met hoge nutriëntennalevering van de bodem naar de waterlaag, ook een potentieel probleem bij bodems die wel relatief voedselrijk zijn, maar weinig naleveren. Dit kan namelijk leiden tot massawoekering van een of twee soorten waterplanten, zoals Grof hoornblad en Smalle waterpest (Lamers et al. 2013), met een lage biodiversiteit en eutrofiëring van de waterlaag (drijfslagen van algen) in het najaar na massaal afsterven.

Bij toepassing van slib en klei bestaat er een groot risico dat, onafhankelijk van de nutriëntenconcentraties, de KRW-doelstelling voor het doorzicht niet gehaald wordt. Dit heeft te maken met de lage bezinkingssnelheid en de grote mate van resuspensie van kleine bodempartikels in slib en klei. In brakke plassen is dit risico lager, doordat partikels makkelijker bezinken en er vaak minder snel algenbloei optreedt in verband met hogere zoutconcentraties (Van Dijk et al., 2013). Bij ontwikkeling van onderwatervegetatie zal de troebelheid afnemen, door verminderde windwerking. Er wordt echter om deze reden aanbevolen om voor de afdeklaag zand te gebruiken, en niet klei of slib.

Verondieping kan leiden tot verbetering van de waterkwaliteit en biodiversiteit van diepe plassen met een slechte bodemkwaliteit, maar kan ook tot een verslechtering leiden wanneer de nieuwe ondiepe bodem hoge nutriëntenconcentraties bevat of makkelijk opwerfelt. Dit betekent dus dat verondieping zowel kansen als risico's biedt. Uit eerder onderzoek (Geurts et al., 2013) bleek dat de huidige normering voor GBT ($1,36 \text{ g/kg}_{\text{ds}}$; $\text{Fe:P} > 18 \text{ g/g}$; Boers & Uunk, 1990; I&M, 2010; Koopmans et al., 2010) in diepe plassen onvoldoende bescherming biedt, aangezien partijen grond die voldeden aan deze normen toch een hoge nalevering van nutriënten konden hebben. Dit is ook gebleken in een aantal praktijksituaties, waarbij bloei van algen- en cyanobacteriën optrad na verondieping van plassen. Deze ongewenste effecten leidden tot maatschappelijke onrust en verschenen direct in de media, en zijn hiermee zeer ongewenst voor het waterbeheer. Eén van de oorzaken achter deze praktijkproblemen is het feit dat de normering tot nu toe is gebaseerd op totaalgehalten terwijl ondertussen bekend is (Geurts et al., 2013; Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012) dat de werkelijke P-mobilisatie zich veel beter laat voorspellen vanuit opgeloste P-waarden in het porievocht van de bodem onder water, of vanuit de beschikbare P-fracties. Het huidige voorstel sluit hierop aan door de toetsing op beschikbare P-gehalten te baseren. Bovendien geldt de bescherming door hoge Fe:P-ratio alleen bij hogere zuurstofconcentraties. In diepe plassen, en in eutrofe plassen in warme zomerperioden, zijn deze bij de bodem vaak heel laag.

Bij de afleiding van de generieke samenstellingswaarden wordt ervan uitgegaan dat de mobilisatie vanuit de bodem geen problemen mag opleveren met betrekking tot

de KRW-streefwaarden. Bij vrijliggende plassen zijn de onderwaterbodem, grondwater en oevers verantwoordelijk voor de nutriëntenaanvoer, voor niet-vrijliggende plassen komt de aanvoer van nutriënten, opgelost en in gesuspendeerd sediment, hierbij.

In dit hoofdstuk wordt uiteengezet op welke wijze de generieke samenstellingswaarden voor nutriënten afgeleid worden. Conform de richtlijnen van de KRW wordt ervan uitgegaan dat de kwaliteitsnormen voor de chlorofyl-a waarden hiermee voldoende gewaarborgd zijn.

4.2 Methodiek berekening generieke samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen

4.2.1 Concentraties en fluxen

De KRW-doelen voor nutriënten, en daarmee de beschermingsdoelen, zijn uitgedrukt in concentraties. De methodiek die voor de bepaling van de samenstellingswaarden gebruikt wordt, maakt een inschatting van de mobilisatiesnelheid van nutriënten (flux) op grond van de samenstellingswaarde in het groeiseizoen (KRW: 6 maanden). Deze afleiding wijkt af van de methoden voor zware metalen en organische verontreinigingen, aangezien de mobilisatie van nutriënten niet alleen door chemische evenwichten bepaald wordt, maar ook zeer sterk door biologische activiteit (o.a. door bodemfauna, maar met name microbiële activiteit, zoals mineralisatie, ijzerreductie, stikstofverlies naar de atmosfeer). Hierdoor is er geen sprake van een evenwichtssituatie, en kan er niet gewerkt worden met evenwichtspartities.

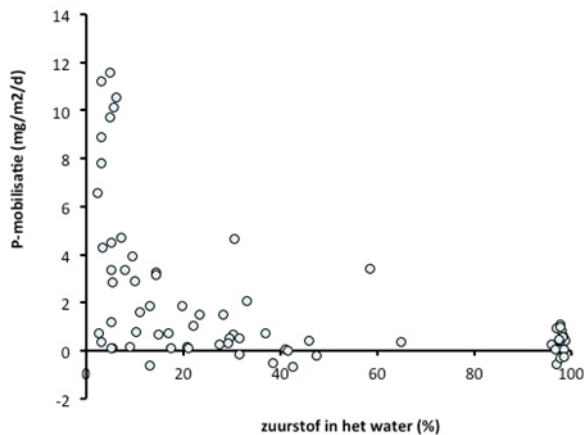
Stikstof

Bij eerder onderzoek (Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012) bleek dat de mobilisatie van stikstof (N) vanuit onderwaterbodems naar de waterlaag onder aerobe omstandigheden vrijwel lineair gekoppeld was aan de mobilisatie van fosfor (P). Bij zeer lage P concentraties in de bodem was dit echter niet zo, doordat er vrijwel geen denitrificatie of anammox (anaerobe ammoniumoxidatie) optrad. Hierdoor was het verlies van N naar de atmosfeer nihil, en kwam al het gemobiliseerde N in de waterlaag terecht. Aangezien P de grootste problemen oplevert voor de waterkwaliteit (Jaarsma et al., 2008; Osté et al., 2010), en een groot deel van N normaal gesproken via denitrificatie en anammox naar de atmosfeer verdwijnt, wordt de samenstellingswaarde voor nutriënten bepaald aan de hand van de P waarden voor de bodem, en niet voor N. Daarbij komt dat op grond van de stikstofwaarden in onderwaterbodems (opgelost N in het water van onderwaterbodems; N in zoutextract) geen goede afleiding bepaald kon worden voor de stikstofnalevering (Poelen et al., 2012). Dit betekent ook dat de N-nalevering pas gemeten kan worden nadat de bodem al toegepast is in een plas, of experimenteel voorafgaand aan toepassing. Deze methode leent zich daarom minder voor een generiek toetsingskader.

Voor ammoniak (NH_3) in oppervlaktewateren geldt dat een hoge pH (>8) vrijwel altijd leidt tot overschrijding van de norm, ook al bij relatief lage ammoniumwaarden. Verhoogde pH met verandering van ammonium naar ammoniak kan optreden door hoge fotosynthesesnelheden bij algen- of cyanobacteriënbloei, of in ondiepe wateren bij zeer dichte waterplantenvegetaties. Aangezien dit voor alle typen wateren geldt, en niet alleen voor plassen die verondiept zijn, heeft dit geen consequenties voor de bepaling van de samenstellingswaarden.

Fosfor

De mobilisatie van P vanuit de bodem naar de waterlaag wordt in zeer sterke mate bepaald door de zuurstofconcentratie in de waterlaag boven de bodem (Fig. 4.2). Bij een zuurstofverzadiging lager dan 20% (ongeveer 2 mg/l in zoet water, afhankelijk van de temperatuur) neemt de P mobilisatie zeer sterk toe. Er is geen anoxie (zuurstofloosheid) maar anaerobie (lage zuurstofconcentratie) van de waterlaag nodig voor sterke P-mobilisatie.



Figuur 4.2 Relatie tussen P-nalevering uit de waterbodem en zuurstofpercentage in de waterlaag. Negatieve mobilisatiewaarden geven P-binding aan. Naar: Geurts et al. 2013.

Voor aerobe omstandigheden geldt dat mobilisatie niet of nauwelijks optreedt bij een totaal Fe:P ratio > 10 mol/mol (18 g/g) (Geurts et al., 2010). Deze ratio is onafhankelijk van het P-gehalte van de bodem. Dit komt doordat bij deze waarden voldoende ijzer geoxideerd wordt op de overgang van bodem naar water om het aanwezige P te binden (ijzerval).

In een diepe, nutriëntenrijke plas is sprake van een anaeroob hypolimnion, waarbij in het najaar de nutriënten door menging beschikbaar komen in de hele waterlaag. Voor de afleiding van de generieke samenstellingswaarde voor P wordt rekening gehouden met de nalevering in de spronglaag en met de menging daarna. Voor de lengte van het groeiseizoen is gekozen voor 6 maanden conform KRW en voor de temperatuur in het hypolimnion waar de nalevering plaatsvindt, is gekozen voor een relatief lage temperatuur, namelijk 10°C. De naleveringsnelheden zijn bij deze temperatuur 25% lager t.o.v. de standaardbepaling bij 15 °C (Van den Berg et al., 2012). Als standaarddiepte is 10 meter gekozen. Aangezien er bij diepere plassen meer verdunning optreedt, kan bij het locatiespecifieke spoor (Hoofdstuk 8) hiervoor gecompenseerd worden.

Hoewel de waterlaag in ondiepe plassen doorgaans wel zuurstof bevat, wordt voor de ondiepe plassen uitgegaan van een scenario met een tijdelijke hoge flux in de zomer: anaerobie van de waterlaag door hoge temperatuur met hoge afbraaknelheden en hoge snelheden van ijzerreductie en fosfaatmobilisatie. De reden hiervoor is dat de warme maanden juist het grootste risico opleveren voor algen en cyanobacteriën, terwijl deze maanden tevens het belangrijkste zijn voor recreatie (zwemmaanden). Problemen zullen daarom direct maatschappelijk ongewenst zijn. Er wordt ook rekening gehouden met mogelijke langere anaerobie van de waterlaag door de ontwikkeling van drijvende waterplanten (bijvoorbeeld

kroossoorten) of drijflagen van algen of cyanobacteriën, ook als de temperatuur afneemt. Voor ondiepe plassen is in de afleiding van de generieke samenstellingswaarden gerekend met 2 maanden anaerobe situatie bij 20 °C (nalevering 30% hoger t.o.v. 15 °C; Van den Berg et al., 2012) en 4 maanden aerobe situatie bij 15 °C.

In het locatiespecifieke spoor (Hoofdstuk 8) wordt hier verder op ingegaan. Voor de *locatiespecifieke* samenstellingswaarden kan bovendien rekening worden gehouden met de exacte diepte van de plas, verblijftijden in de plas, de aan- en afvoer van nutriënten via het oppervlaktewater, en aan- of afvoer via het grondwater (Hoofdstuk 8).

4.2.2 Berekening fluxen uit concentraties

De KRW-bescherm-doelen voor P vermeld in tabel 4.1 kunnen worden teruggerekend naar naleveringsfluxen in een periode 6 maanden, afhankelijk van de diepte van de plas met:

Maximale Flux (mg/m²/d) = KRW-beschermingsdoel (mg/l) x 1000 x diepte / 183 (6 maanden)

Als voorbeeld: voor het beschermingsdoel 0,1 mg totaal P / liter, betekent dit voor een plas van 2 meter diep maximaal: 0,1 x 1000 x 2 / 183 dagen = 1,09 mg P/m²/d

Voor ondiepe plassen is een standaarddiepte van 2 meter gebruikt en voor diepe plassen 10 meter. In het locatiespecifieke spoor kan hiervan afgeweken worden door de werkelijke diepte bij oplevering te nemen. Tabel 4.1 geeft de resulterende maximale totaal-P mobilisatie in 6 maanden per KRW-watertype.

Tabel 4.1 Maximale totaal P mobilisatiewaarden voor de KRW-beschermingsdoelen in het generiek spoor, met diepte voor ondiepe plas gestandaardiseerd naar 2 m en voor diepe 10 m en een periode 6 maanden. Voor M16, 17, 18 zijn de aangepaste conceptnormen gegeven.

KRW-watertype		Tot-P mg P/l	Maximale Tot-P mobilisatie mg P/ m ² /d
Ondiep			
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen	≤0,09	≤0,98
M12	Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen	≤0,10	≤1,09
M13	Kleine ondiepe zure plassen	≤0,10	≤1,09
M14	Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	≤0,09	≤0,98
M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen	≤0,09	≤0,98
M23	Ondiepe kalkrijke (grotere) plassen	≤0,09	≤0,98
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	≤0,09	≤0,98
Diep			
M16	Diepe gebufferde meren	≤0,03	≤1,64
M17	Diepe zwak gebufferde meren	≤0,03	≤1,64
M18	Diepe zure meren	≤0,03	≤1,64
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	≤0,03	≤1,64
M21	Grote diepe gebufferde meren ¹⁾	≤0,07	≤3,83
M24	Diepe kalkrijke meren	≤0,07	≤3,83
M28	Diepe laagveen meren	≤0,07	≤3,83

4.3 Generieke samenstellingswaarden

4.3.1 Berekening

Voor de omrekening van maximale mobilisatiewaarden naar de maximale samenstellingswaarden voor de toegepaste bodem wordt gebruik gemaakt van experimenteel bepaalde fluxen bij 15°C (Fig. 4.3). De beste relatie met anaerobe nalevering werd gevonden met het Olsen-extract van verse bodem vóór toepassing ($R^2 = 0,51$; Geurts et al., 2013), niet met de totaal-P-waarde ($R^2 = 0,28$). Voor aerobe nalevering was er een goede correlatie met Olsen-P ($R^2 = 0,90$), maar niet met totaal P in de waterbodem (Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012).

Hoewel concentraties in het poriewater van onderwaterbodems een veel betere indicatie geven (Geurts et al., 2010; Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012), zijn deze in dit kader onbruikbaar aangezien de samenstellingswaarden voorafgaand aan de toepassing in plassen bepaald dienen te worden. De poriewaterconcentraties kunnen in het locatiespecifieke spoor wel bepaald worden door bodem onder water te zetten en na een maand de P-concentraties in het anaeroob verzamelde bodemvocht te bepalen en om te rekenen naar fluxen.

P-mobilisatie

De naleveringsflux onder anaerobe condities wordt berekend volgens Geurts et al. (2013) met:

$$P\text{-flux}_{\text{anaeroob}} = (0,0065 * P_{\text{Olsen}} + 0,9238) * f_t \quad (1)$$

De naleveringsflux onder aerobe condities wordt berekend volgens Poelen et al., (2012) met:

$$P\text{-flux}_{\text{aeroob}} = 7 * 10^{-7} * (P_{\text{Olsen}})^2 + 0,0033 * P_{\text{Olsen}} - 0,849 \quad (2)$$

waarin:

P-flux = P-mobilisatie in mg/m²/dag

P_{Olsen} in $\mu\text{mol/l}$ verse bodem

f_t = temperatuur correctiefactor met:

$f_t = 0,75$ voor diepe plassen, waarbij temperatuur = 10°C ipv 15°C

$f_t = 1,33$ voor ondiepe plassen, waarbij temperatuur = 20°C ipv 15°C

Omdat in formules (1) en (2) P_{Olsen} in $\mu\text{mol/l}$ is gegeven, dienen deze voor een samenstellingswaarde in mg/kg_{ds} en bovendien geëxtraheerd met HNO₃ i.p.v. volgens de Olsen-methode, te worden omgerekend met:

$$P_{\text{HNO}_3} = 10 * (P_{\text{Olsen}} * 31 / 1000) / \rho_d \quad (3)$$

waarin:

P_{Olsen} in $\mu\text{mol/l}$

ρ_d = droge bulkdichtheid = 0,2 kg/l

P_{HNO_3} in mg/kg_{ds}

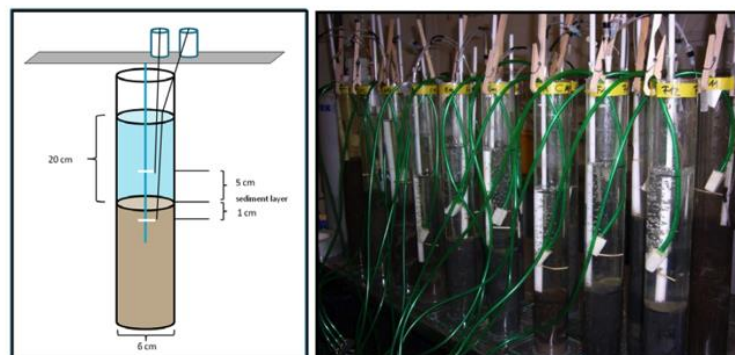
De factor 10 tussen P_{HNO_3} en P_{Olsen} (beide in mg/kg_{ds}) is gebaseerd op de experimenteel vastgestelde relatie op basis van gegevens van Deltares en RUN.

De P-flux in diepe plassen worden berekend met formule (1) voor anaerobe condities bij 10°C. De P-flux in ondiepe situaties wordt berekend door 2 maanden de flux onder anaerobe omstandigheden te berekenen met formule (1) bij 20°C en gedurende 4 maanden onder aerobe omstandigheden met formule (2). De totale flux in ondiepe situaties in mg/m²/dag wordt dan berekend met:

$$P\text{-flux-ondiep} = (4 * P\text{-flux-aeroob} + 2 * P\text{-flux-anaeroob}) / 6$$

Stikstof

Zoals in §4.2.1 beschreven, werd bij eerdere (aerobe) naleveringsproeven gevonden dat de nalevering van stikstof (N) uit onderwaterbodems een vrijwel lineaire correlatie ($R^2 = 0,96$) vertoonde met de nalevering van P, maar alleen wanneer de P-nalevering boven $1 \text{ mg/m}^2 / \text{dag}$ was (Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012). Uitgedrukt in $\text{mg/m}^2/\text{dag}$, bleek de N-nalevering vrijwel gelijk aan de P. De verhouding tussen de KRW-beschermingsdoelen voor N en P (zie §3.2.2) variëren tussen 14 en 30 (in g N/l gedeeld door g P/l). Aangezien dit ook voor de fluxen geldt, zal het gebruik van P-naleveringswaarden voor langere termijn in principe voldoende veiligheid voor het oppervlaktewater bieden met betrekking tot N, zeker aangezien in dit rapport uitgegaan wordt van hogere anaerobe P-naleveringswaarden gedurende perioden. Alleen direct na toepassing, en op langere termijn bij bodems met een lage P-nalevering, die een laag N-verlies naar de atmosfeer laten zien, kan verwacht worden dat de N-nalevering naar de waterlaag hoger is.



Figuur 4.3 Gestandaardiseerde naleveringsexperimenten voor de bepaling van samenstellingswaarden voor de toepassing van bodem in plassen. Uit: Geurts et al., 2013.

4.3.2

Samenstellingswaarden voor beschermdoel oppervlaktewater

De beschermingsdoelen voor P in oppervlaktewater (tabel 4.1) zijn omgerekend naar samenstellingswaarden (tabel 4.2). Voor afleiding van de generieke waarden worden de laagste waterkwaliteitsnormen voor P gehanteerd. Die zijn voor diepe plassen $0,03 \text{ mgP/l}$ en voor ondiepe $0,09 \text{ mgP/l}$. Dit leidt voor ondiepe en diepe plassen tot dezelfde samenstellingswaarden. Dit komt doordat de effecten van de hogere temperatuur, kleinere waterlaag en gedeeltelijk aerobe nalevering in ondiepe plassen even zwaar blijken te wegen als de lagere temperatuur, grotere waterlaag en anaerobe nalevering in diepe plassen.

NB Uit Janse, 2005 en Jaarsma et al., 2008 blijkt bovendien dat de gevoeligheid van de drie typen wateren (M21, M24 en M28) met betrekking tot maximale P-fluxen eigenlijk niet afwijkt van die van de andere diepe plassen, waardoor deze samenstellingswaarden voor alle plassen kunnen worden gehanteerd.

NB2 Als alleen de (ondiepe) oevers van diepe plassen worden aangevuld, dienen de waarden voor ondiepe plassen gebruikt te worden, aangezien dit deel van het water beïnvloed wordt.

Tabel 4.2 Berekende samenstellingswaarden voor P via Olsen- en 0,43 M HNO₃-extractie, gebaseerd op de maximale concentratiewaarden uit KRW, voor het generieke spoor. Deze gelden voor een standaardtype bodem met 20% vaste stof, waarbij de ondiepe plas gestandaardiseerd is naar 2 meter diepte, en de diepe naar 10 meter diepte.

KRW-watertype		Tot-P mgP/l	Maximale samenstellingswaarde mg/kg _{ds}	
			P _{Olsen}	P _{HNO3}
Ondiep				
M11	Kleine ondiepe gebufferde plassen	≤0,09	35	350
M12	Kleine ondiepe zwak gebufferde plassen	≤0,1	35	350
M13	Kleine ondiepe zure plassen	≤0,1	35	350
M14	Ondiepe (matig grote) gebufferde plassen	≤0,09	35	350
M22	Kleine ondiepe kalkrijke plassen	≤0,09	35	350
M23	Ondiepe kalkrijke (grotere) plassen	≤0,09	35	350
M27	Matig grote ondiepe laagveenplassen	≤0,09	35	350
Diep				
M16	Diepe gebufferde meren	≤0,03	30	300
M17	Diepe zwak gebufferde meren	≤0,03	30	300
M18	Diepe zure meren	≤0,03	30	300
M20	Matig grote diepe gebufferde meren	≤0,03	30	300
M21	Grote diepe gebufferde meren	≤0,07	100	1000
M24	Diepe kalkrijke meren	≤0,07	100	1000
M28	Diepe laagveen meren	≤0,07	100	1000

Gezien het gebruik van de zwakke HNO₃-extractie voor de bepaling van de samenstellingswaarden met betrekking tot metalen, en de sterke correlatie tussen P_{Olsen} en 0,43 M P_{HNO3} (R²=0,89; 0,43 M HNO₃-P = 10 x Olsen-P, data J. Vink), wordt de maximale samenstellingswaarde voor P_{HNO3} gegeven.

Omdat de Olsen-extractie algemeen gebruikt wordt om de beschikbaarheid van P voor planten te bepalen bij al dan niet afgraven van de toplaag van de bodem, kan ook de Olsen-P waarde gebruikt worden. Als voorbeeld, 350 mg (0,43 M HNO₃)-P / kg_{ds} komt overeen met 35 mg P_{Olsen}/kg_{ds}, wat voor een standaardbodem (0,2 kg droge stof/l_{veldverse bodem}) gelijk is aan 7 mg P_{Olsen}/l_{veldverse bodem} (225 μmol P_{Olsen}/l_{veldverse bodem}).

4.3.3

Samenstellingswaarden voor het beschermdoel grondwater

Voor grondwaterlichamen varieert de BKMW-richtwaarde voor P-tot, afhankelijk van het betreffende grondwaterlichaam (tabel in 3.1) tussen 2,0 en 6,9 mg P/l in verschillende grondwaterlichamen. Dit is, afhankelijk van het type plas, 20-230 keer hoger dan de KRW P-tot waarde voor oppervlaktewater.

De BKMW richtwaarde voor grondwaterlichamen is voor nitraat 50 mg NO₃ /l (11,3 mg NO₃-N/l) en voor N-tot ook 11.3 mg N/l. Dit is, afhankelijk van het type plas, 6-13 maal de norm voor oppervlaktewater.

Aangezien het volume van het grondwater niet gebruikt kan worden, kan er niet met fluxen gerekend worden. Uit de uitgebreide dataset van Baggernut (Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012) kunnen voor het poriewater in de onderwaterbodems de volgende relaties afgeleid worden:

$$N \text{ (mg/l)} = 0,030 \times P_{\text{Olsen}} \text{ (mg/kg}_{\text{ds}}) \text{ (R}^2=0,67)$$

$$P (\mu\text{mol/l}) = 0,024 \times P_{\text{Olsen}} (\text{mg/kg}_{\text{ds}}) (R^2=0,73)$$

met ρ_d = droge bulkdichtheid = 0,2 kg/l

Bij een verdunningsfactor van 100 voor het grondwater (zie §3.2), betekent dit voor de N-tot norm van 11,3 mg/l (zie Tabel 3.1) dat Olsen P maximaal 37.700 mg/kg mag zijn. Als voor de P-tot norm de minimale waarde van 2,0 mg/l (zie Tabel 3.1) genomen wordt, levert dit een Olsen P waarde van maximaal 8.300 mg/kg op. Deze waarden zijn vele malen hoger dan de samenstellingswaarden afgeleid voor het beschermingsdoel oppervlaktewater. Dit betekent dat deze waarde tevens voldoende bescherming voor het grondwater biedt.

4.3.4

Generieke samenstellingswaarden voor P

Op basis van voorgaande zijn samenstellingswaarden voor P berekend voor plassen dieper dan 3 meter en plassen ondieper dan 3 meter (Tabel 4.3). Deze waarden gelden voor een standaardtype bodem met 20% vaste stof, waarbij de ondiepe plas gestandaardiseerd is naar 2 meter diepte, en de diepe naar 10 meter diepte.

Onderscheid is ook gemaakt tussen sulfaatrijke en sulfaatarme plassen, omdat de nalevering in sulfaatrijke plassen (> 20 mg/l SO₄) tot een factor 2 hoger kan zijn dan in sulfaatarme plassen door extra mobilisatie van ijzergebonden P (Lamers et al., 1998; Smolders et al., 2006; Lamers et al., 2010; Poelen et al., 2012). Brakke plassen hebben altijd hogere sulfaatconcentraties, maar dat kan ook in zoete plassen het geval zijn. Vanwege de aard van de formules (zie 4.3.1) kunnen de samenstellingswaarden voor sulfaatrijke plassen niet simpelweg gehalveerd worden, maar zijn ze opnieuw berekend.

Tabel 4.3 Generieke samenstellingswaarden voor P voor het beschermingsdoel oppervlaktewater, gebaseerd op de maximale concentratiewaarden uit KRW voor de verschillende typen plassen.

	Maximale samenstellingswaarde obv 0,43 M HNO ₃ [mg P/kg _{droge stof}]		
	Ondiepe plassen <3m	Diepe plassen >3m Type M16, 17, 18, 20	Diepe plassen >3m Type M 21, 24, 28
< 20 mg/l SO ₄	350	300	1000
> 20 mg/l SO ₄	200	230	530

NB Voor samenstellingswaarden gebaseerd op P_{Olsen} in mg/kg_{ds} dienen bovenstaande waarden door 10 te worden gedeeld.

5 Zware metalen

5.1 Inleiding

Anorganische stoffen, waaronder (zware) metalen, onderscheiden zich in stofgedrag aanzienlijk van die van nutriënten en organische verbindingen. Redoxcondities spelen een grote rol in de speciatie (verdeling over verschillende chemische vormen), de toxiciteit en de mobiliteit van metalen. Zoals beschreven in de inleiding is daarom in het onderzoeksprogramma diepe plassen experimenteel onderzoek uitgevoerd naar het gedrag van anorganische stoffen in grond en bagger onder aerobe en anaerobe condities (Lijzen et al., 2012). De resultaten zijn beschreven in 3 wetenschappelijke artikelen (Vink et al., 2015a,b; Dijkstra et al., 2015) en een rapport (RUN, 2013) en vormen een belangrijk fundament van de beoordelingssystematiek.

In dit hoofdstuk worden generieke samenstellingswaarden voor (zware) metalen afgeleid voor grond en bagger onder aerobe en anaerobe condities. Hierbij wordt ervanuit gegaan dat de toplaag van de grond of bagger aeroob is en dat onder de toplaag anaerobe condities heersen. Grond zal daarbij eerst aeroob zijn en daarna onder de toplaag anaeroob worden, bagger blijft anaeroob. Zoals eerder gemeld wordt kwik beoordeeld als organische microverontreiniging met een biotanorm.

In § 5.2 worden de resultaten van het onderzoeksprogramma diepe plassen en literatuur beschreven ter onderbouwing van de methodiek (§5.3) voor afleiding van de generieke samenstellingswaarden (§5.4), en van de locatiespecifieke beoordeling (zie daarvoor H8).

5.2 Resultaten Onderzoeksprogramma Diepe plassen

5.2.1 Opzet onderzoeksprogramma

Grond

Om inzicht te krijgen in het stofgedrag bij het toepassen van grond zijn experimenten uitgevoerd waarbij de vulfase, de uitwisselingsfase met het oppervlaktewater en de grondwaterfase, zoals in figuur 5.1 zijn weergegeven, uitvoerig zijn bestudeerd. Met deze verdiepende experimentele studies is de toepassingspraktijk van grond in diepe plassen zo goed mogelijk benaderd (te noemen: benchmark). Tegelijkertijd is onderzocht welke analytische methoden of technieken (zoals extracties en kolomproeven), die relatief eenvoudig kunnen worden uitgevoerd, zo goed mogelijk deze benchmark-resultaten benaderen. Ook is uitgezocht of met partiticoëfficiënten of partitierelaties de concentraties van metalen die vrijkomen in de waterfase kunnen worden voorspeld uit gemeten samenstellingswaarden. De voorspellende kracht van deze methoden, d.w.z. de reproduceerbaarheid en betrouwbaarheid, is daarbij natuurlijk van groot belang.

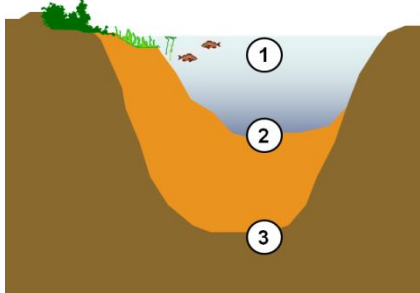


Fig 5.1. Schematisatie van een met grond of bagger verondiepte plas. Onderscheid in drie compartimenten. 1: Aerob oppervlaktewater inclusief zwevend stof (Vulfase); 2: Water-sediment overgang waarover uitwisseling plaatsvindt (Uitwisselingsfase); 3: Anaerobe condities en interactie met grondwater (Grondwaterfase).

Voor deze vergelijkende studies zijn grondpartijen geselecteerd met zeer uiteenlopende samenstelling, herkomst en verontreinigingsgraad, zodat de partitierelaties die op basis van de resultaten van de studie worden opgesteld, van toepassing zijn op een breed scala aan gronden. In tabel 5.1 is beknopt de reikwijdte weergegeven van enkele belangrijke bodemkarakteristieken van deze gronden.

Deze gronden zijn volgens het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) getoetst na bodemtypecorrectie en bevatten partijen in de klasse Wonen en Industrie.

Tabel 5.1 Bandbreedte van bodemkarakteristieken uit de benchmark-studies met grond.

Parameter	Min		Max
pH	6,5	-	7,4
<2µm (%)	5,6	-	25,2
Vast OC (%)	1,7	-	15,0
Opgelost OC (mg/l)	16,1	-	41
CaCO ₃ (%)	0,02	-	6,7
Al (mg/kg)	5,6	-	21,7
Fe-totaal (g/kg)	5,4	-	19,8
Ratio Fe amorf/kristallijn	0,3	-	2,8
Ratio Fe/P	12	-	36
Ratio Fe/S	1	-	78

Bagger

Voor het afleiden van partitierelaties of –coëfficiënten voor het anaerobe compartiment is gebruik gemaakt van een database van Deltares (Vink en De Weert, 2009) waarin gegevens van vijf milieucompartimenten zijn verzameld uit meetcampagnes en literatuur. Dit zijn de compartimenten bodem, uiterwaard, zwevend stof, aquifer (grondwater) en sediment. Het compartiment sediment (permanent nat) is hieruit geselecteerd en bedroeg 642 meetgegevens van locaties waarvan - naast totaal en opgeloste concentratie metalen - een breed scala aan omgevingsvariabelen is gemeten. De metingen zijn uitgevoerd aan (ongestoorde) sedimenten waarbij concentraties in het anaerobe poriewater met een hoge betrouwbaarheid zijn gemeten. Studies waarbij gebruik is gemaakt van spiking (het toevoegen van een stof aan sediment) zijn uitgesloten van analyse, omdat bekend is dat deze afwijkende resultaten opleveren ten opzichte van historisch verontreinigde sedimenten.

In tabel 5.2 is het bereik van de gegevens uit de gebruikte database weergegeven. Dit geeft tevens het toepassingsbereik aan van de afgeleide partitiefuncties en –coëfficiënten die zijn weergegeven in tabel 5.6 .

Tabel 5.2 Bandbreedte van sedimentkarakteristieken in de database.

	pH (H₂O)	Eh (mV)	Org. C (%)	Lutum (%)	Fe (g/kg)	Hardheid CaCO₃ (mg/l)	DOC (mg/l)
Max	8.52	+140	13	48.9	44.6	5350	86
Min	6.88	-420	0.1	0.5	0.7	41	1.3

Naast bovengenoemde gegevens zijn ook de poriewatermetingen gebruikt van de gronden uit het onderzoeksprogramma, die volledig anaerob zijn gemaakt, na 1 jaar reductie.

In de volgende subparagrafen worden resultaten gepresenteerd die gebruikt zijn bij de afleiding van de generieke en locatiespecifieke beoordelingssystematiek.

5.2.2

Totaalgehalten bepalen met aqua nitrosa ipv aqua regia

Totaalgehalten van anorganische stoffen, waaronder metalen en P, in grond en sediment worden bepaald via chemische extractie met een sterk zuur. In Nederland wordt daarvoor al geruime tijd de zogenaamde koningswater-extractie (Aqua regia) gebruikt. Dit is een mengsel van salpeterzuur en zoutzuur, dat als mengsel sterker is dan de zuren apart. Bij deze extractie worden alle minerale delen totaal ontsloten, dus ook de metalen die van nature in het kristalrooster van de mineralen zijn ingebouwd en daarom toxicologische geen enkel effect hebben. Deze metalen doen ook niet mee aan een evenwichtsinstelling met het poriewater, en zullen daardoor nooit mobiel worden.

Omdat deze extractie geen goede indicator oplevert voor de chemische en biologische beschikbaarheid en mobiliteit van metalen is het van belang dat bij het bepalen van de totaalgehalten alleen dat deel van de metalen in de grond of bagger wordt geëxtraheerd, dat wel meedoet aan een verdelingsevenwicht. Dit houdt in dat de zeer sterke extractie wordt vervangen door een mildere extractie. Inmiddels is breed onderkend (o.a. Brand et al., 2008) dat extractie met een mildere concentratie van salpeterzuur (0,43M HNO₃) wel een relatie laat zien met de potentiële beschikbaarheid van de metalen (ook wel genoemd "reactieve fase"), omdat de inerte fracties van de metalen worden uitgesloten.

In het onderzoeksprogramma zijn totaalgehalten bepaald zowel met de klassieke extractie met *aqua regia*, maar ook met de mildere extractie met *aqua nitrosa*.

5.2.3

Benchmark vs extracties en kolomproef

Benchmark

De vulfase en naleveringsfase zijn zo natuurgetrouw mogelijk in het laboratorium gesimuleerd door gebruik te maken van doorstroomde mesocosms van 200 liter en 25 kg grond. De grondwaterfase is gesimuleerd met SOFIE®-meetcellen voor het nabootsen van reducerende en anaerobe fasen.

Voor de vulfase lag de nadruk op mobilisatie van anorganische stoffen (in het bijzonder zware metalen) onder variërende zwevend stof concentraties van 0 tot 3000 mg/l; in de naleveringsfase zijn voor deze stoffen redoxgradiënten over water-sediment overgangen gemeten in de tijd en zijn fluxen bepaald. De samenstelling

van de grond dicteert de snelheidsbepalende processen. Details van de experimentele opzet en resultaten zijn beschreven in Vink et al. (2015a,b, in prep). De resultaten van deze benchmark-studie zijn gebruikt om voorspellende methoden af te leiden.

Chemische extracties met HNO₃ en CaCl₂

Omdat extractie met 0,43M HNO₃ de potentiële beschikbaarheid beter benadert en extractie met 1mM CaCl₂ de actuele beschikbaarheid beter benadert zijn beide methodes toegepast, naast de koningswater-extractie.

De extractie met 1millimolair CaCl₂ beoogt inzicht te geven in het meest beschikbare deel van verontreinigingen. De extractie vertoont relatief goede verbanden met de concentratie in het poriewater en met opname en bioconcentratie van metalen door bepaalde flora en fauna (Brand et al., 1999; Vink et al., 1999). Aangezien de "chemische beschikbaarheid" bij voorkeur gerelateerd moet worden aan de sediment-eigen karakteristieken en -condities, dient de ionsterkte van het extractiemiddel in grootte-orde overeen te komen met die van het poriewater. Voor terrestrische bodems wordt deze het best benaderd met 2,5 mM CaCl₂ (≅ 100 mg Ca/l) (Schröder et al., 2005). Voor aquatische sedimenten is de concentratie van het poriewater lager, en wordt een ionsterkte van 1mM CaCl₂ (40 mg Ca/l) aanbevolen. De methode is niet geschikt voor zoute sedimenten.

Standaard-kolomproef

De uitloogproef, of standaard-kolomproef, is een gestandaardiseerde methode die is beschreven in NEN7373 (2003) en NVN7384 (2003). De proef wordt uitgevoerd met kolommen van 5 cm diameter waarin 20 cm grond (of ander korrelvormig materiaal) wordt samengepakt. Via een opwaarts aangelegde stroming met demiwater worden effluent fracties verzameld met zogenaamde liquid-solid-ratios (L/S) van 0,1 tot 10 L/kg. De uitloogproeven zijn zowel aeroob (conform NEN 7373) als anaeroob (conform NVN 7384) uitgevoerd. De anaerobe test is uitgevoerd in een stikstofatmosfeer met ontgast demiwater, waarbij een incubatietijd van 30 dagen na verzadiging van de kolom met demiwater is gehanteerd om reducerende condities te bereiken. De methode zoals die is toegepast in dit onderzoeksprogramma is in detail beschreven door Dijkstra et al. (2015 in prep.).

5.2.4 *Partitierelaties*

Aerobe relaties t.b.v. beschermingsdoel oppervlaktewater

Om te onderzoeken welke laboratorium-testmethode de beïnvloeding van de concentraties in oppervlaktewater onder aerobe omstandigheden het beste benadert zijn de benchmark-resultaten vergeleken met de aerobe kolomproef en chemische extracties. De milde aerobe extractie met 1mM CaCl₂ blijkt daarbij een bruikbaar en betrouwbaar verband op te leveren met de in de benchmark gemeten concentraties in het oppervlaktewater.

Om de aerobe CaCl₂-extractie te vergelijken met de kolomproef zijn de cumulatieve concentraties van de kolomproef vergeleken bij dezelfde fractie L/S ratio als de 1mM CaCl₂-extractie, nl een L/S ratio van 10L/kg. De overeenkomsten tussen beide methoden zijn gering. In zijn algemeenheid levert de aerobe uitloogproef hogere concentraties op dan de aerobe CaCl₂-extractie. De uitloogproef vertoont ook geen goede verbanden met de resultaten uit de aerobe benchmarkexperimenten (Dijkstra et al., in prep). Geconcludeerd is dat de aerobe uitloogproef geen optimale voorspeller is voor de concentraties die door uitloging van aerobe grond ontstaan in oppervlaktewater. De aerobe CaCl₂-extractie is wel een goede voorspeller voor deze

concentraties, omdat deze extractie wel een goede algemene overeenkomst laat zien met de gemeten concentraties in de aerobe benchmark.

Molybdeen vormt hierop een uitzondering. De extractie met 0,43M HNO₃ voorspelt significant beter dan de CaCl₂-extractie. Molybdeen vertoont in aquatische systemen een vergelijkbaar gedrag als arseen, in die zin dat het als anion voorkomt (MoO₄⁻). Molybdaat adsorbeert goed aan (bij neutrale en lage pH positief geladen) Fe/Al/Mn-oxiden. Dit proces is pH-afhankelijk, waarbij de (positieve) lading en sorptie afneemt naarmate het milieu meer alkalisch wordt (Lindsay, 1979).

Anaerobe relatie tbv beschermingsdoel grondwater

De reductie van aerobe grond leidt tot drastische chemische veranderingen en daarmee gepaard gaande veranderingen in de vast/vloeistof verdeling (mobiliteit) van geassocieerde zware metalen (figuur 5.2).

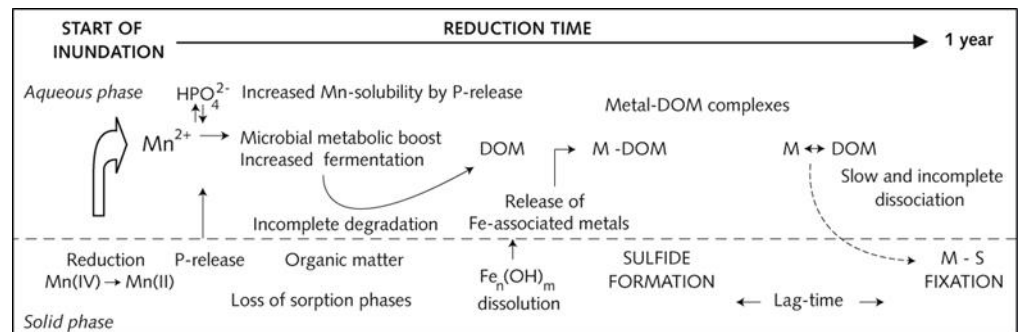


Fig 5.2. Reductiemechanismen in de tijd. Productie van Mn²⁺ verhoogt de microbiële omzetting van organisch materiaal. Concentraties aan opgelost organische stof (DOM) stijgen, hetgeen de verblijftijd van metalen in oplossing verhoogt. M=metaal; S=sulfide (Vink et al., 2010).

Voor een aantal metalen leidt dit tot een sterkere binding, naarmate reductie voortschrijdt, onder andere door de vorming van stabiele metaal-sulfide complexen (Schröder et al., 2005; Vink, 2009; Vink et al., 2010). Echter, door de productie van opgeloste organische stof (DOC) en de (reductieve) oplossing van voornamelijk ijzer- en mangaanoxiden is voor een aantal elementen een significante mobilisatie te zien (Vink et al., 2015b). In tabel 5.3 is weergegeven voor welke stoffen/elementen de kans groot is dat deze mobieler worden tijdens reductie van aerobe grond. Voor de hoogste categorie is aangegeven hoeveel maal de KRW-doelen daarbij maximaal werden overschreden in de benchmark-experimenten. Voor arseen zijn in enkele gevallen overschrijdingen met een factor 5 tot 10 waargenomen van de interventiewaarden (IW) voor grondwater. Het meest gevoelig zijn gronden met een relatief hoog aandeel reactief ijzer (=gemakkelijk reduceerbaar) ten opzichte van het totaalgehalte ijzer, en een laag pH-bufferend vermogen.

Tabel 5.3. Risico's van stoffen tijdens reductie van aerobe grond gebaseerd op gemeten fluxen (=mobilisatiesnelheid) naar poriewater in de benchmark experimenten, (duur >1 jaar) en mate van overschrijding van de betreffende KRW-norm voor grondwater (X-KRW weergegeven voor de hoogste risicocategorie).

Laag	Midden	Hoog	
			X-KRW
NO ₃	Cd	As	100
		B	80
Pb	Cr	Ba	10
		Co	30
PO ₄	NH ₄	Mo	30
		Ni	20
		Se	40
		Zn	

De anaerobe uitloogproef (standaard kolomproef NVN7384) gaf duidelijk andere uitkomsten dan de aerobe uitloogproef (NEN7373), hetgeen overeenkomt met het verschil in redoxcondities. De anaerobe uitloogproef liet wel dezelfde redoxprocessen (fig. 5.2) zien als de benchmark reductie-experimenten. Tot een periode van 30 dagen reductie zijn de concentraties van beide methoden goed tot zeer goed vergelijkbaar en lijkt de anaerobe uitloogproef deze processen goed te simuleren. Na 30 dagen traden echter grote verschillen op tussen de anaerobe uitloogproef en de benchmark reductie-experimenten. De oorzaak hiervan is het achterblijven van voldoende reductie(tijd) in de kolom. Nitraat werd weliswaar gereduceerd, en ook ammoniumproductie werd waargenomen, maar sulfaat-reducerende condities werden niet bereikt. Dit maakt de anaerobe uitloogproef in deze vorm onvoldoende geschikt als kwantitatieve indicator voor metaalmobilisatie onder anaerobe omstandigheden op langere termijn.

Een directe vergelijking tussen de (an)aerobe CaCl₂-extractie en de benchmark reductie-experimenten is niet mogelijk vanwege de verschillende L/S ratios waarbij deze worden bepaald.

Arseen

Van alle gemeten stoffen vertoont arseen onder reductieve omstandigheden de hoogste mobilisatie (tabel 5.3). In de benchmark reductie-experimenten is geen eenduidig verband gevonden tussen de hoeveelheid arseen in de grond en de waargenomen mobilisatie. Ook voorspelde geen van de toegepaste chemische extracties de hoge concentraties die tijdens reductie werden waargenomen. Wel zijn bruikbare verbanden gevonden tussen de mate van reactiviteit van twee ijzerfasen (het niet-kristallijne deel en het oplosbare, meest reactieve deel) en de mobilisatie van arseen (zie ook intermezzo).

Intermezzo 1: reductieve mobilisatie van arseen

Het vrijkomen van arseen tijdens reductie is een uitermate complex proces. De mobilisatie van arseen is geassocieerd met de reductieve oplossing van ijzer(hydr)oxiden in de bodem, en (empirische) verbanden tussen opgelost arseen en ijzer in grondwater zijn regelmatig waargenomen (o.a. Nickson et al., 2000; Duester et al., 2008). Echter, eenduidige verbanden om mobilisatie van arseen te voorspellen uit ijzergehalten in de bodem zijn er niet. IJzer komt voor in allerlei uiteenlopende vormen, van stabiel kristallijn (bijvoorbeeld goethiet, magnetiet en hematiet) tot labiel amorf (zoals ferrihydriet en lepidocrocite), met zeer uiteenlopende eigenschappen zoals dichtheid, specifiek oppervlak en sorptiecapaciteit. Er zijn sterke aanwijzingen dat microbiële reductie van Fe(III) preferent plaatsvindt bij amorf (hydr)oxiden, maar tijdens reductie vinden ook transitie van ijzerfasen plaats (Wahid & Kamalam, 1993) en mogelijk herverdeling van arseen. De binding van arseen aan ijzer is afhankelijk van de aanwezige ijzerfasen, waar bij de labiele, amorf ijzervormen het arseen voornamelijk aan het oppervlak is gebonden, terwijl bij de kristallijne ijzerspecies het arseen meer in de structuur is opgenomen (Pedersen et al., 2006). Daar komt bij dat het aan amorf ijzer gebonden arseen onderhevig is aan anionische competitie met PO_4^{3-} -fosfaat (Acharyya et al., 1999), HCO_3^- -carbonaat (Appelo et al., 2002), en eveneens negatief geladen humus- en fulvazuren in DOC (Van Zomeren, 2008).

De verbanden tussen de reactiviteit van twee ijzerfracties, het voorkomen van verhoogde concentraties humus/ fulvazuren in DOC en de mobilisatie van arseen vormen de basis voor de beoordeling van grond onder anaerobe omstandigheden.

Het opgeloste ijzer in de (aerobe) $CaCl_2$ -extracten is (naar alle waarschijnlijkheid) geassocieerd met reactieve humus- en fulvazuren in de opgeloste organische stof (DOC). Deze opgeloste humus- en fulvazuren kunnen zowel de Fe(III)-oplosbaarheid verhogen als de As-binding aan (resterende) ijzer(hydr)oxiden door competitie voor adsorptieplaatsen verlagen (zie intermezzo 1). In de $CaCl_2$ -extracten van de grond waarvoor de hoogste As-mobilisatie is waargenomen in de benchmark-experimenten zijn ook hoge humuszuur-concentraties aangetroffen (Dijkstra et al. 2015).

Het niet-kristallijne deel van het aanwezige ijzer kan worden bepaald met de 0,43M HNO_3 -extractie. De meest reactieve (en oplosbare) ijzerfractie die gemakkelijk beschikbaar is voor reductie, kan goed worden bepaald met de aerobe 1mM $CaCl_2$ -extractie. Beide ijzerfracties kunnen ook vrij eenvoudig sequentieel (opeenvolgend) worden bepaald.

De verhouding (K) tussen het niet-kristallijne deel en het oplosbare, meest reactieve deel, geeft inzicht in de mate van reactiviteit van het ijzer.

$$K \approx \text{Log} \frac{Fe_{HNO_3\text{-extracted}} \text{ (mg / kg)}}{Fe_{CaCl_2\text{-extracted}} \text{ (\mu g / l)}}$$

Hoe groter de waarde van K, hoe lager het aandeel gemakkelijk oplosbaar ijzer⁷, en hoe lager de mobiliteit van geassocieerd arseen. Als K kleiner is dan 5 dan is het risico op mobilisatie dus relatief groot. De mobilisatie van arseen is dus niet gerelateerd aan de gehalten van arseen in grond, maar aan de aanwezige

⁷ Het opgeloste ijzer in deze aerobe extracten is voornamelijk gebonden aan opgeloste organische stof. DOC kan zowel de Fe(III)-oplosbaarheid verhogen als de As-binding aan ijzer(hydr)oxiden verlagen (zie ook intermezzo 1). In de $CaCl_2$ -extracten waarvoor de hoogste As-mobilisatie is waargenomen in de benchmark-experimenten zijn ook hoge humuszuur concentraties aangetroffen.

ijzerfracties. Niet het absolute gehalte ijzer, maar de relatieve verhouding van stabiel en gemakkelijk oplosbaar ijzer is hier doorslaggevend.

5.3 Methodiek berekening samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen

De beschermingsdoelen voor zware metalen in oppervlaktewater en grondwater zijn weergegeven in Hoofdstuk 3. Deze waarden gelden als uitgangspunt voor de afleiding van de generieke samenstellingswaarden. Voor oppervlaktewater is het JG-MKN leidend, voor grondwater zijn dat in eerste instantie de drempelwaarden en in tweede instantie de streefwaarden voor diep grondwater. Omdat de metalen in grond zich verschillend gedragen van die in bagger als de redoxcondities veranderen van aerob naar anaerob, wordt voor het grondwaterbeschermingsdoel onderscheid gemaakt in bagger en droge grond.

5.3.1 Beschermingsdoel oppervlaktewater

Het aerob milieuchemisch gedrag van bagger (waarbij wordt aangenomen dat de toplaag volledig wordt geoxideerd) en grond zijn in essentie niet verschillend. Daarom wordt hiertussen geen onderscheid gemaakt bij het beschermingsdoel oppervlaktewater.

De nalevering van metalen uit grond kan worden voorspeld met partitierelaties ook wel transferfuncties genoemd. De partitierelaties tussen concentraties in oplossing en metaalgehalten en samenstellingswaarden bepaald via *Aqua nitrosa* (extractie met 0,43M HNO₃) hebben voor elk metaal het volgende format⁸.

$$\log Me_{Opgelost} = a + b \log (Me_{Gehalte}) + c \log (Al + Fe) + d \log (OS) + e \log (Lutum) + f (pH)$$

waarin:

$Me_{Opgelost}$ = opgeloste metaalconcentraties in µg/l

$Me_{Gehalte}$ = metaalgehalte in bodem (*aqua nitrosa*) in mg/kg_{ds}

Al = aluminiumgehalte in bodem (*aqua nitrosa*) in mg/kg_{ds} *Aqua nitrosa*

Fe = IJzergehalte in bodem (*aqua nitrosa*) in mg/kg_{ds}

OS = organisch stofgehalte in bodem in %

Lutum = fractie < 2 µm in bodem in %

pH = pH_{H2O} in bodem

In tabel 5.4 zijn de partitierelaties per metaal gegeven. Deze empirische relaties zijn breed toepasbaar voor verschillende bodemtypen, omdat hierin de meest relevante bodemeigenschappen zijn opgenomen. De relaties zijn gebaseerd op een grote dataset (Groenenberg et al., 2010), geven een goede voorspelling van de metaalconcentratie in het voor bodems meest relevante pH-bereik 4 tot 8, en zijn gevalideerd tegen voorspellingen op basis van het multi-surface geochemische model, dat ook is gebruikt voor de afleiding van de emissiewaarden voor (droge) grootschalige bodemtoepassingen in het Besluit Bodemkwaliteit (Groenenberg et al., 2012; Römkens et al., 2004).

⁸ Bij het afleiden van lokale maximale waarden op basis van andere waterkwaliteitsdoelen dient de formule te worden omgeschreven.

Tabel 5.4 Berekeningswijze voor opgeloste concentratie in oppervlaktewater per metaal voor grond en bagger.

Metaal	Element	Functie	R ²	SE
Antimoon	Sb	$\text{Log } C = 1 + 0,174 \cdot \log Q - 0,357 \cdot \log (0,037 \cdot \text{Al} + 0,018 \cdot \text{Fe}) + 0,3 \cdot \log \text{OS}$	0,59	0,19
Arseen	As	$\text{Log } C = 1,49 + 0,505 \cdot \log Q - 1,09 \cdot \log (0,037 \cdot \text{Al} + 0,018 \cdot \text{Fe}) + 1,01 \cdot \log \text{OS}$	0,72	0,35
Barium	Ba	$\text{Log } C = 2,33 + 0,711 \cdot \log Q - 0,3 \cdot \log L - 0,15 \cdot \text{pH}$	0,67	0,26
Cadmium	Cd	$\text{Log } C = 4,02 + 1,2 \cdot \log Q - 0,492 \cdot \log \text{OS} - 0,183 \cdot \log L - 0,501 \cdot \text{pH}$	0,91	0,28
Chroom	Cr	$C = 1000 \cdot Q / 10^{(1,79 + 0,287 \cdot \text{pH})}$	0,45	0,23
Kobalt	Co	$\text{Log } C = 4,92 + 0,994 \cdot \log Q - 0,177 \cdot \log \text{OS} - 0,117 \cdot \log L - 0,8 \cdot \text{pH}$	0,91	0,25
Koper	Cu	$\text{Log } C = 1,51 + 0,683 \cdot \log Q - 0,275 \cdot \log \text{OS} - 0,186 \cdot \text{pH}$	0,61	0,28
Lood	Pb	$\text{Log } C = 4 + 0,937 \cdot \log Q - 0,435 \cdot \log \text{OS} - 0,352 \cdot \log L - 0,68 \cdot \text{pH}$	0,77	0,56
Molybdeen	Mo	$\text{Log } C = 0,97 + 0,76 \cdot \log Q - 2,1 \cdot \log (0,037 \cdot \text{Al} + 0,018 \cdot \text{Fe}) + 1,86 \cdot \log \text{OS} + 0,6 \cdot \text{pH}$	0,58	0,30
Nikkel	Ni	$\text{Log } C = 4,1 + 1,1 \cdot \log Q - 0,278 \cdot \log \text{OS} - 0,267 \cdot \log L - 0,472 \cdot \text{pH}$	0,77	0,35
Tin	Sn	$C = 1000 \cdot Q / 10^{(3,6 - 0,1 \cdot (\text{OS} / 1,74))}$	0,62	0,21
Vanadium	V	$C = Q / 7,556$	0,67	0,46
Zink	Zn	$\text{Log } C = 4,26 + \log Q - 0,48 \cdot \log \text{OS} - 0,57 \cdot \text{pH}$	0,87	0,33

C = opgeloste concentratie (µg/l)

Q = gehalte in grond/sediment (mg/kg via *Aqua nitrosa*)

Al+Fe = opgeteld gehalte aluminium en ijzer (mg/kg ds via *Aqua nitrosa*)

OS = organisch stofgehalte (%)

L = lutum (<2µm, %)

pH* = zuurgraad (log H⁺)

*De pH in de partitierelaties verwijst naar de pH_{H2O} van de grond. Voor de beoordeling van toepassing in oppervlaktewater dient de (verwachte) pH van het oppervlaktewater te worden ingevuld.

Standaardbodem

Voor grond en bagger worden de generieke samenstellingswaarden afgeleid op basis van een standaardbodemsamenstelling en bovenstaande transferfuncties.

Aan de huidige standaardbodemsamenstelling, waarin lutum en organisch stof gedefinieerd zijn, dienen de pH en de gehalten voor ijzer en aluminium te worden toegevoegd, omdat deze, zoals boven uitgelegd, de concentraties in het poriewater sterk bepalen.

De waarden van de standaardbodemsamenstelling, zoals in tabel 5.5 zijn opgenomen, zijn afgeleid uit de Alterra-database voor gronden met vergelijkbare lutum en organische-stofgehalten als de standaardbodem met 25% lutum en 10% organisch stof. De samenstellingswaarden zijn geheel afgeleid voor *Aqua nitrosa*.

Tabel 5.5. Samenstelling standaard bodem op basis van aqua nitrosa.

Parameter	Waarde
Lutum (<2µm)	25 %
Organisch stof	10 %
pH	7
Totaal aluminium (Al)	1200 mg/kg
Totaal ijzer (Fe)	3600 mg/kg

5.3.2

Beschermingsdoel grondwater

Voor de bescherming van het grondwater is de mobiliteit onder anaerobe omstandigheden van belang. Omdat grond de overgang maakt van aerobe naar anaerobe condities en bagger niet, wordt bij het afleiden van samenstellingswaarden voor de bescherming van grondwater onderscheid gemaakt tussen grond en bagger.

Voor het beschermdoel grondwater is arseen één van de meest gevoelige elementen. De speciatie van arseen en molybdeen, en derhalve de mobilisatie, is sterk redoxgevoelig mede vanwege de sterke associatie met ijzermaneralen, die onder anaerobe condities in oplossing kunnen gaan. Barium is sterk geassocieerd met reactief DOM, waardoor deze sterk mobiel kan worden. Voor de samenstellingswaarden van de andere metalen zijn partitierelaties dan wel partiticoëfficiënten afgeleid.

Antimoon (Sb) en tin (Sn)

Voor de elementen Sb en Sn zijn geen betrouwbare relaties voorhanden door gebrek aan meetgegevens. Daarom is voor deze stoffen een andere methode gehanteerd. Omdat op basis van het onderzoek geen indicatie is gevonden dat hoge concentraties in het grondwater kunnen ontstaan onder interventiewaarden, zijn de huidig vastgestelde emissietoetswaarden voor grond en bagger (respectievelijk 9,0 mg/kg_{ds} voor Sb en 450 mg/kg_{ds} voor Sn) omgerekend naar samenstellingswaarden voor aqua nitrosa. Dit is gedaan op basis van de gevonden gemiddelde factor tussen aqua nitrosa en aqua regia voor deze stoffen, zie verder bijlage 2.

Grond

Arseen (As), molybdeen (Mo) en barium (Ba)

Omdat arseen en molybdeen sterk mobiel kunnen worden door lage beschikbaarheid van vrij ijzer (bepaald met CaCl₂-extractie) en generiek de informatie over vrij ijzer niet beschikbaar is van partijen grond, kunnen geen generieke samenstellingswaarden worden afgeleid. Daarom wordt teruggevallen op de achtergrondwaarden in bodem. Deze bieden generieke bescherming aan het grondwater. Deze achtergrondwaarden dienen echter nog (literatuuronderzoek en wellicht experimenteel) te worden bepaald voor de extractiemethode met aqua nitrosa. Zolang dat nog niet gedaan is, kunnen de in bijlage 2 omgerekende achtergrondwaarden worden gehanteerd.

De oplosbaarheid van barium is voor een belangrijk deel afhankelijk van sulfaat, dat daarmee onder aerobe omstandigheden kan kristalliseren tot bariet. Onder gereduceerde omstandigheden is sulfaat niet tot nauwelijks aanwezig en zal barium hoofdzakelijk binden aan DOC. Omdat reductie veelal zorgt voor verhoogde DOC-concentraties (zie ook figuur 5.2) kan barium vrij gemakkelijk richting het grondwater worden getransporteerd. Dit is de reden dat de achtergrondwaarde van barium vrij hoog is.

De andere metalen in grond

Voor de metalen (Cd, Cu, Pb en Zn) waarvan veel informatie over anaerobe partitie beschikbaar is worden anaerobe partitierelaties gebruikt (zie tabel 5.6). Voor Ba, Co en Mo zijn (uitsluitend) anaerobe partiticoëfficiënten beschikbaar en gebruikt (tabel 5.6). Voor de resterende metalen in grond wordt uitgegaan van de aerobe partitierelaties. Uit het onderzoek is namelijk gebleken dat het stofgedrag van deze metalen aerob en anaerob niet sterk verschilt. Voor grond wordt hierbij uitgegaan van de aerobe relaties zoals beschreven bij het oppervlaktewaterspoor (tabel 5.4).

Bagger

Arseen (As), cadmium (Cd), koper (Cu), lood (Pb) en zink (Zn)

Voor de toepassing van anaerobe bagger wordt er van uitgegaan dat de verblijftijd in het oppervlaktewater zo kort is dat de anaerobe condities voor de gehele partij niet verandert. Voor deze anaerobe condities zijn anaerobe partitierelaties (tabel 5.6) afgeleid tussen opgeloste concentraties en de vaste-fase-samenstelling. Voor As, Cd, Cu, Pb en Zn zijn deze relaties uitgewerkt in gehalte-criteria-diagrammen (Fig. 5.5). In de diagrammen is de begrenzing aangegeven waarbij nog net wordt voldaan aan de streefwaarde voor diep grondwater.

De curve voor koper is afgeleid voor hoge en lage ijzergehalten. Als het ijzergehalte er duidelijk tussenin zit (bv 15), dan dient de samenstellingswaarden met beide functies te worden uitgerekend en daarna gemiddeld.

Tabel 5.6 Berekeningswijze voor samenstellingswaarde voor bagger voor het beschermdoel grondwater

Metaal		Partitie relaties (anaerob)	R ²	SE
Arseen	As	$Q = 2,6 \cdot 10^{-4} * 10^{(2,46+0,032*L)} * C$	0,49	0,18
Cadmium	Cd	$Q = 7,8 \cdot 10^{-4} * 10^{(3,1+0,05*L)} * C$	0,75	0,21
Koper	Cu	$Q = 4,9 \cdot 10^{-4} * 10^{(10,6-pH)} * C$ (Fe~5 g/kg ds)	0,77	0,31
		$Q = 4,9 \cdot 10^{-4} * 10^{(11,4-pH)} * C$ (Fe~25 g/kg ds)	0,72	0,23
Lood	Pb	$Q = 5,8 \cdot 10^{-4} * 10^{(3,74+0,05*L)} * C$	0,82	0,19
Zink	Zn	$Q = 4,4 \cdot 10^{-4} * 10^{(2,94+0,04*L)} * C$	0,59	0,25
<u>Partiticoëfficiënten (anaerob)</u>			<u>N</u>	<u>St.dev.</u>
Q(mg/kg ds)= Kp (l/kg)*Cw (mg/l)				
Barium	Ba	Kp=315	15	54
Chroom	Cr	Kp=2398	64	112
Kobalt	Co	Kp=285	18	93
Molybdeen	Mo	Kp=4,35	5	1,9
Nikkel	Ni	Kp=1286	132	138
Vanadium	V	Kp=1830	5	412

Q = gehalte in grond/sediment (mg/kg via *Aqua nitrosa*)
 C = opgeloste concentratie (µg/l); streefwaarde diep grondwater.
 L = lutum (<2µm, %)
 pH = zuurgraad (log H⁺)

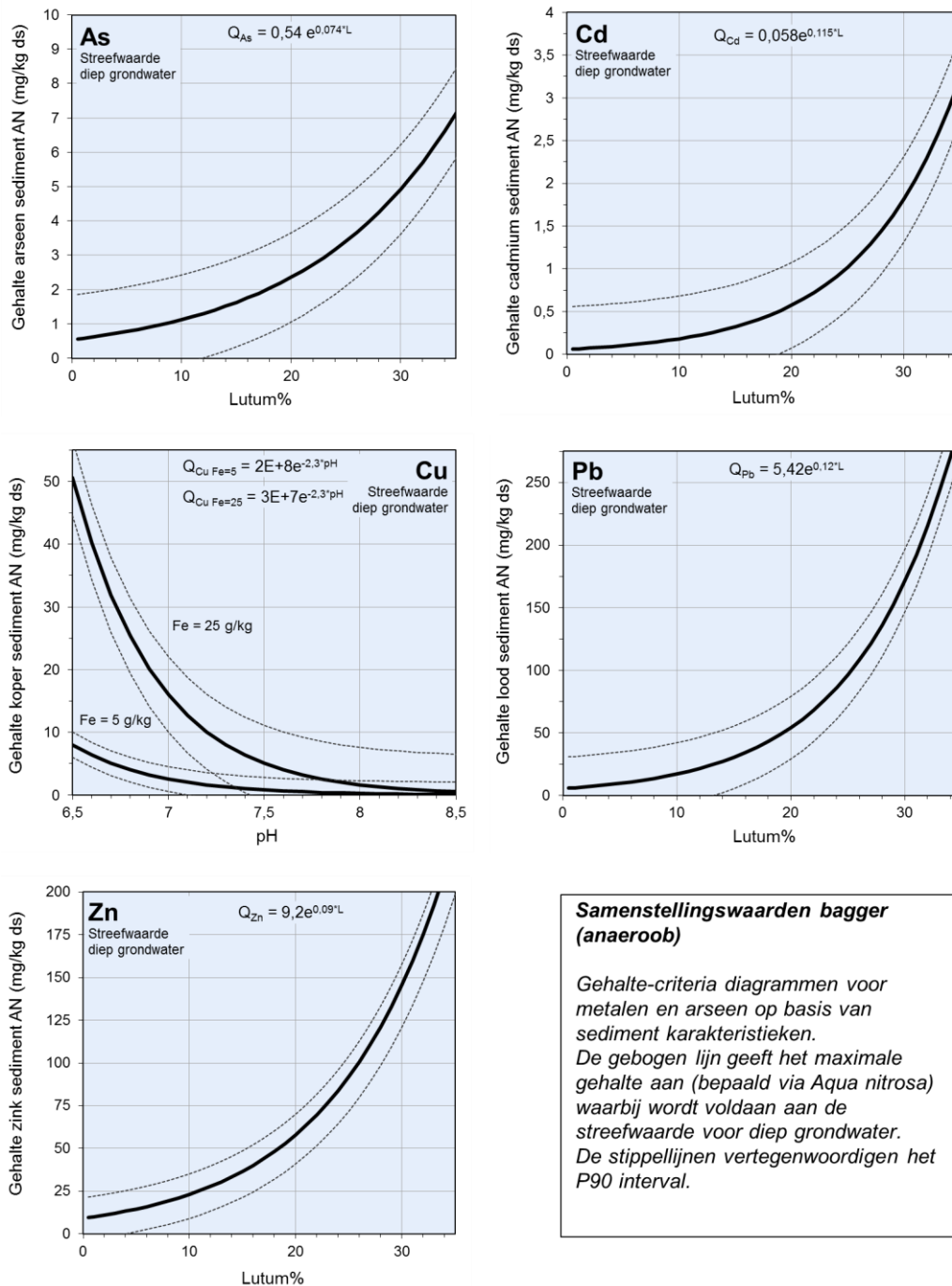


Fig. 5.5 Gehaltecriteria diagrammen voor toetsing van het beschermdoel grondwater. De functies zijn gebaseerd op anaerobe evenwichtspartitie.

Andere metalen in bagger

Voor metalen waarvoor geen gehalte-criteria-diagrammen beschikbaar zijn, worden samenstellingswaarden berekend met anaerobe partiticoëfficiënten, afgeleid op basis van de Deltares-database die gebruikt is door Vink en De Weert (2009).

Verdunningsfactoren in grondwater en lokale achtergrondwaarden

Zoals in §3.2 is beschreven wordt bij de berekening van samenstellingswaarden ter bescherming van het grondwater, rekening gehouden met de verdunning die in het watervoerend pakket plaatsvindt. In het generieke spoor wordt aangenomen dat in het grondwater altijd achtergrondconcentraties van metalen voorkomen. Bij de berekening van de geohydrologische verdunningsfactor wordt rekening gehouden met deze achtergrondconcentraties (bijlage 4).

In §3.2.4 is de berekeningswijze beschreven voor het bepalen van verdunningsfactoren voor grondwater, rekening houdend met de achtergrondwaarden in grondwater. In tabel 5.7 zijn de op de achtergrondconcentraties gecorrigeerde verdunningsfactoren weergegeven, waarmee de poriewaterconcentraties worden vermenigvuldigd.

Tabel 5.7 Netto verdunningsfactoren grondwater voor afleiding generieke samenstellingswaarden voor grondwaterbeschermingsdoel (zie §3.2.4)).

	Netto Verdunnings- factor
As	48
Ba	2
Cd	83
Co	4,9
Cr	4
Cu	1,8
Mo	81
Ni	90
Pb	79
Sb	41
Sn	1
V	1
Zn	1

Toepassing van zandige grond in diepe plassen

Zoals ook reeds in §3.2.3 is aangegeven, gelden deze verdunningsfactoren niet voor zeer zandige grond, maar alleen als de verhouding tussen de hydrologische weerstanden van de gevulde diepe plas en het watervoerend pakket meer is dan 500. In de gevallen dat zandige grond (toevoegen definitie van zandige grond) wordt toegepast dient direct het locatiespecifieke spoor voor grondwater te worden gevolgd en lokaal op basis van de geohydrologische situatie (zie §8.4.2) en de lokale grondwatersamenstelling de lokale verdunningsfactor te worden bepaald en vervolgens lokale samenstellingswaarden voor het beschermingsdoel grondwater afgeleid.

5.4 Generieke samenstellingswaarden

Voor grond en voor bagger zijn samenstellingswaarden berekend uit de beschermdoelen zoals in H3 zijn beschreven voor grondwater en oppervlaktewater. In figuur 5.6 is een overzicht gegeven van de relaties die zijn gebruikt voor de afleiding van generieke samenstellingswaarden in elke situatie.

Voor het beschermdoel oppervlaktewater zijn voor alle metalen aerobe partitievergelijkingen afgeleid die geldig zijn voor grond en bagger.

Voor het beschermdoel grondwater is voor verschillende metalen een onderscheid noodzakelijk tussen grond en bagger, omdat de redoxovergang die grond doormaakt in een diepe plas, invloed heeft op de mobiliteit van verschillende metalen.

Generieke samenstellingswaarden		
	Oppervlaktewater	Grondwater
GROND	<p>Alle metalen:</p> <ul style="list-style-type: none"> aerobe partitierelaties (Tabel 5.4) $C_{Me} (\mu\text{g/l}) = Q_{Me} (\text{mg/kg}) * f (\text{bodempluimvariabelen})$	<p><u>As:</u> Anaerobe partierelatie conform gehaltecriteriadiagram (Tabel 5.6 & fig. 5.5) <u>Cd, Cu, Pb, Ni, Zn:</u> Aerobe partitierelaties (Tabel 5.4) <u>Ba, Cr, Co, Mo, V:</u> Anaerobe partiticoëfficiënten (Tabel 5.6) <u>Sb en Sn:</u> Afgeleid o.b.v emissie-toetswaarden (§5.3.2)</p>
BAGGER		<p><u>As, Cd, Cu, Pb, Zn:</u> Anaerobe partitierelaties conform gehaltecriteriadiagrammen (Tabel 5.6 & fig. 5.5) <u>Overige metalen:</u> Anaerobe partiticoëfficiënten (Tabel 5.6)</p>

Fig. 5.6. Voor afleiding generieke samenstellingswaarden gebruikte partitierelaties per metaal

Tabel 5.8 geeft de berekende samenstellingswaarden in drie kolommen. De eerste kolom geeft de samenstellingswaarden voor het beschermdoel oppervlaktewater, van toepassing op grond en bagger. De tweede en derde kolom geven de samenstellingswaarden voor het beschermingsdoel grondwater, respectievelijk voor grond en bagger. Hierbij is rekening gehouden met de verdunningsfactoren in tabel 5.7.

De vierde kolom geeft de laagste waarden van de eerdere kolommen en vormt de basis voor de generieke samenstellingswaarde. Omdat echter verschillende van deze gehalten onder de achtergrondwaarden voor grond (obv HNO₃-extractie) liggen, worden voor die stoffen de generieke samenstellingswaarden verhoogd naar de achtergrondwaarden (op basis van extractie met HNO₃). Bijlage 2 geeft de achtergrondwaarden voor de metalen gebaseerd op extractie met aqua nitrosa. In de 5^e laatste kolom staan de generieke samenstellingswaarden voor de metalen, zoals worden opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit.

Omdat over metalen als As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb en Zn veel meer gegevens bekend zijn in de wetenschappelijke literatuur, dan over de metalen Sb, Co, Mo, Sn en V is

het gedrag van deze metalen beter bekend. Bij de afleiding van de samenstellingswaarde voor lood op basis van de gehalte-criteriadiagrammen, is rekening gehouden met de bandbreedte rondom de afgeleide relatie (SE ten opzichte van de R^2 in tabel 5.4) in het voor ons relevante concentratiegebied. Dit heeft tot gevolg dat de generieke samenstellingswaarde voor lood is verhoogd van 77 tot 95 (tabel 5.8). Voor molybdeen geldt dat de partitierelatie voor het oppervlaktewaterspoor gegeven in tabel 5.4 niet betrouwbaar genoeg is om een samenstellingswaarde op te baseren. Er zijn meer meetgegevens nodig, vooral in het relevante concentratiebereik. Als de partitierelatie uit tabel 5.4 wel wordt gebruikt, dan volgt een samenstellingswaarde in de orde van grootte van 0,2 tot 5 mg/kg_{ds}, dezelfde orde als de samenstellingswaarde afgeleid voor het grondwaterspoor van 1,3 mg/kg_{ds}.

Omdat verschillende generieke samenstellingswaarden gebaseerd zijn op achtergrondwaarden op basis van HNO₃-extractie is van belang dat deze zowel wetenschappelijk worden bepaald, als beleidsmatig worden vastgelegd. De achtergrondwaarden in tabel 5.8 zijn slechts gebaseerd op een extrapolatie.

Tabel 5.8 Generieke samenstellingswaarden op basis van Aqua nitrosa en standaardbodemsamenstelling.

Element		Samenstellings- waarden voor beschermingsdoel oppervlaktewater [mg/kg _{standaardbodem}]	Samenstellings- waarden voor beschermingsdoel grondwater [mg/kg _{standaardbodem}]		Generieke Samenstellingswaarden <i>zonder</i> rekening te houden met achtergrondwaarden grond en bagger	Generieke Samenstellings- waarden rekening houdend met achtergrondwaarden grond en bagger
			voor grond en bagger	grond		
Antimoon	Sb	11	1,1	1,1	1,1	11
Arseen	As	0,07	300	300	0,07	5,2*
Barium	Ba	26	126	126	26	84*
Cadmium	Cd	0,20	26	507	0,20	0,47*
Chroom	Cr	21	24	24	21	21
Kobalt	Co	2,0	1,0	1,0	1,0	3,9*
Koper	Cu	4,5	4,4	4,6**	4,5	20*
Molybdeen	Mo	-	1,3	1,3	1,3	1,3
Nikkel	Ni	2,7	673	2315	2,7	8,1*
Lood	Pb	95	56675	33135	95	95
Tin	Sn	0,7	13,5	13,5	0,7	0,7
Vanadium	V	26	44	44	26	26
Zink	Zn	14	39	92	14	67*

*verhoogd naar achtergrondwaarden obv HNO₃-extractie

**gebaseerd op relatie bij Fe = 5 g/kg. In bodems met Fe= 25 g/kg is de samenstellingswaarde 29 g/kg

6 Organische microverontreinigingen

6.1 Inleiding

In H3 zijn de beschermdoelen voor oppervlaktewater- en grondwaterkwaliteit beschreven. In dit hoofdstuk wordt afgeleid bij welke generieke gehalten in nuttig toe te passen grond of bagger deze beschermingsdoelen altijd worden gehaald. Locatiespecifieke omstandigheden kunnen rechtvaardigen dat beschermdoelen voor oppervlaktewater of grondwater worden aangepast. Hiermee worden lokale maximale waarden (LMW) afgeleid die worden onderbouwd in een nota Bodembeheer of in het Inrichtingsplan. Daarnaast kunnen de fysisch—chemische eigenschappen van de partijen bagger en/of grond tot gevolg hebben dat de beschikbaarheid van de verontreinigingen onder de omstandigheden waarin de bagger/grond zich zal bevinden na de toepassing in de plas, (veel) lager is. In H8 wordt beschreven hoe de lokale maximale waarden worden berekend aan de hand van de locatiespecifieke omstandigheden, hoe de beschikbaarheid van verontreinigingen wordt bepaald en hoe dit de toepassingsmogelijkheden van de partijen grond/bagger beïnvloedt.

Omdat de stoffenlijsten in de wetgeving voor vooral oppervlaktewater niet aansluiten op de gangbare stoffenpakketten voor grond en bagger, worden in dit hoofdstuk voor alle stoffen, waar beschermdoelen voor zijn, samenstellingswaarden afgeleid. Een voorstel voor welke standaardstoffen er in de partijen grond- en bagger geanalyseerd moeten worden, wordt onderbouwd in hoofdstuk 7. Als partijen verdacht zijn voor stofgroepen die niet in het standaardstoffenpakket zijn opgenomen, dan dienen deze wel hierop chemisch te worden geanalyseerd en dient te worden beoordeeld of de gehalten voldoen aan de in dit hoofdstuk afgeleide generieke samenstellingswaarden.

6.2 Methodiek berekening samenstellingswaarden uit beschermingsdoelen

In §3.2.2 en §3.3.2 is aangegeven voor welke organische stoffen er in de Nederlandse wetgeving waterkwaliteitsnormen zijn vastgelegd voor respectievelijk grondwater en oppervlaktewater. Uitgaande van de standaard chemische evenwichtsverdeling (K) tussen de waterfase en de vaste fase kan voor al deze stoffen berekend worden welke gehalten in bodem/grond horen bij de concentraties in het oppervlakte- en/of grondwater, zoals vastgelegd in waterkwaliteitsnormen.

In het RIVM-rapport over de integrale normstelling van stoffen (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007) is de wijze waarop in Nederland een norm in water ($\mu\text{g/l}$) wordt omgerekend naar een norm in sediment of grond, beschreven. Die berekening is gebaseerd op chemische verdelingsevenwichten, conform:

$$MPC_{\text{sediment, TGD, EqP, ww}} = \frac{K_{\text{susp-water}}}{RHO_{\text{susp}}} \times MPC_{\text{eco, water}} \times 1000$$

$$MPC_{\text{sediment, TGD, EqP, dw}} = \frac{RHO_{\text{susp}}}{F_{\text{solid}}_{\text{susp}} \times RHO_{\text{solid}}} \times MPC_{\text{sediment, TGD, EqP, ww}}$$

In de formule zijn default-waarden voor parameters als $F_{\text{solid}_{\text{susp}}}$, RHO_{susp} en RHO_{solid} gebruikt conform de Europese normstelling (zie Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Alleen het verdelingsevenwicht $K_{\text{susp-water}}$ hangt af van de K_{oc} -waarde specifiek voor elke stof. De extra factoren in de formules van het RIVM houden vooral rekening met verschillen in de massa en samenstelling van zwevende stof ten opzichte van sediment.

Deze berekening komt feitelijk neer op een chemisch evenwichtsverdeling tussen opgeloste en gebonden stof, volgens:

$$C_{\text{sed}} \text{ (mg/kg)} = C_{\text{water}} \text{ (mg/l)} * K_{\text{sed}}, \text{ waarbij } K_{\text{sed}} = f_{\text{oc}} * K_{\text{oc}}$$

In deze vereenvoudigde formule is de concentratie van een stof in het sediment alleen afhankelijk van de verdelingsconstante K_{sed} , die op zijn beurt wordt bepaald door de hoeveelheid organisch stof in sediment (f_{oc}) en een stofafhankelijke chemische bindingseigenschap aan organische stof (K_{oc}).

Keuze van Koc-waarden

Per stof is in de literatuur vaak een verscheidenheid aan Koc-waarden te vinden. Ook binnen het Nederlandse waterbodemb- en bodembeleid worden verschillende Koc-waarden gehanteerd. Harmonisatie hiervan is omvangrijk, mede door de wettelijke verankering van eenmaal vastgestelde normen, en zal daarom via de weg van geleidelijkheid bereikt moeten worden. In het Milieuhygiënisch toetsingskader wordt hierop aangesloten door de keuzevolgorde van de gebruikte Koc-waarden aan te geven. Omdat het gaat om de toepassing van grond en bagger in diepe plassen wordt het waterbodembeleid als leidend gezien en zijn de Koc-waarden uit een tweetal (water)bodem-beoordelingstools (Sedias en Sedisoil) als basis genomen. Voor stoffen, die hierin niet zijn meegenomen, is gebruik gemaakt van de Koc-waarden uit het bodembeleid en de Nederlandse normstelling (Csoil). Tenslotte zijn een viertal andere bronnen gebruikt voor de resterende Koc-waarden. Dit leidt tot de volgende volgorde:

- 1) Koc-waarden zoals die in Sedias (Handreiking Beoordelen Waterbodems; Hin et al., 2010) worden gebruikt
- 2) Koc-waarden zoals die in Sedisoil worden gebruikt
- 3) Koc-waarden zoals die in Csoil worden gebruikt
- 4) Koc-waarden zoals die zijn te berekenen met de logKp-waarden van de site www.rivm.nl/rvs
- 5) Koc-waarden uit Europese factsheets
- 6) Koc-waarden uit de literatuur (incl. bronvermelding)
- 7) Koc-waarden geschat via de QSAR toolbox.

De gebruikte Koc-waarde en de herkomst is in bijlage xxx gespecificeerd.

Voor één groep stoffen geldt een uitzondering en dat zijn de sterk hydrofobe stoffen. De evenwichtpartitietheorie gaat er namelijk van uit dat de opname van stoffen volledig via de waterfase verloopt. Bij sterk hydrofobe stoffen ($\log K_{\text{oc}} > 5$) speelt echter de opname via voedsel een dusdanig belangrijke rol dat in de normstelling (zie Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007) het berekende gehalte in sediment met een factor 10 wordt verlaagd.

Alle generieke samenstellingswaarden voor het milieuhygiënisch toetsingskader zijn berekend met de formules uit het RIVM-rapport Van Vlaardingen en Verbruggen (2007).

Grondwater

Voor de berekening van de concentraties in het grondwater wordt hierbij nog rekening gehouden met een standaard verdunningsfactor 100 in het watervoerend

pakket zoals in §3.2 is onderbouwd. Dit is rekenkundig vorm gegeven door de geldende norm in het grondwater met deze factor 100 te verhogen.

6.3 Generieke samenstellingswaarden vanuit norm in grond- of oppervlaktewater

Uitgaande van de beschermingsdoelen voor grondwater en voor oppervlaktewater uit H3 zijn generieke samenstellingswaarden berekend op basis van bovenbeschreven evenwichtspartitie (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007) en K_{oc} 's. Voor het beschermingsdoel grondwater is rekening gehouden met de in §3.2 onderbouwde verdunningsfactor 100. In tabel 6.1 t/m 6.3 staan de beschermingsdoelen en de berekende samenstellingswaarden voor de oppervlaktewater en grondwater. De tabellen geven de waarden voor:

- Alle prioritair stoffen binnen de KRW (en daarbinnen de EU-volgorde) in tabel 6.1
- Alle specifiek verontreinigende stoffen binnen de KRW (en daarbinnen de BKMW-volgorde) in tabel 6.2
- Alle stoffen met alleen een drempelwaarde of streefwaarde voor grondwater in tabel 6.3

Som-normen

Voor verschillende stoffen zijn geen beschermingsdoelen vastgelegd voor individuele normen maar voor som-normen. Dit geldt zowel voor oppervlaktewater-normen als voor grondwater-normen. Bovendien geldt dat niet altijd de samenstelling van de somnorm voor grondwater en oppervlaktewater hetzelfde is. Zo kent het oppervlaktewater een som-norm voor aldrin, dieldrin, endrin en isodrin, terwijl er voor grondwater alleen individuele streefwaarden voor aldrin, dieldrin en endrin zijn. Alleen bij de interventiewaarde kent het grondwater een som-norm van deze drie stoffen. De groep van DDT's wordt binnen de KRW beoordeeld op 4 congenere (zie onder, waarbij aanvullend de 4,4'-DDT ook apart is genormeerd), terwijl de streefwaarde voor grondwater op de som van alle 6 is gebaseerd (cf. Bbk). Voor endosulfan in grondwater geldt een streefwaarde voor de alpha-isomeer, terwijl voor het oppervlaktewater zowel de alpha- als beta-isomeer wordt meegenomen.

Gestreefd is de generieke samenstellingswaarde voor grond en bagger te baseren op dezelfde sommatie als de bijbehorende norm voor grond- of oppervlaktewater.

Bij de berekening van de generieke samenstellingswaarden voor somnormen is de gemiddelde $\log K_{oc}$ -waarde van de individuele stoffen of isomeren gehanteerd, waarbij vereist werd dat deze niet teveel uiteen liepen. Dit geldt voor de som drins (aldrin, dieldrin, endrin, isodrin), som o,p en p,p-DDT & p,p-DDD & p,p-DDE, som HCH (alpha, beta, gamma, delta), som heptachloor en heptachloorepoxoide, som xyleen-isomeren en (alleen voor grondwater) cresolen, dichloorpropan, dichloorbenzeen, tetrachloorbenzeen en de mono, di, tri en tetrachloorfenolen.

HCH's

Voor de HCH's is er in het BKMW een som-norm voor oppervlaktewater vastgesteld op basis van de alpha-, beta-, gamma- en delta-isomeren. Dezelfde sommatie geldt ook voor de streefwaarde in grondwater. Daarnaast zijn er ook streefwaarden voor de individuele alpha-, beta- en gamma-isomeren in grondwater vastgesteld. Deze leiden tot ongeveer eenzelfde generieke samenstellingswaarde (0,71 mg/kg voor de som van drie en 0,74 voor de som van vier). Vanuit het oogpunt van eenvoud wordt alleen een samenstellingswaarde voor de som-norm voor grondwater afgeleid.

Heptachloor en heptachloorepoxide

Voor heptachloor is de norm voor oppervlaktewater gebaseerd op de som van heptachloor en cis- en trans-heptachloorepoxide. Voor grondwater zijn er aparte streefwaarden voor heptachloor en de som van cis en trans heptachloorepoxide. Wederom vanuit het oogpunt van eenvoud zijn deze laatste gesommeerd en omgerekend tot een generieke samenstellingswaarde voor de som van drie, zodat deze vergelijkbaar is met de werkwijze voor oppervlaktewater.

Minerale olie

Voor minerale olie is een streefwaarde voor grondwater vastgesteld van 50 µg/l. Deze groep stoffen is echter zo divers dat er geen gemiddelde LogK_{oc}-waarde kan worden gehanteerd. Daarom is het niet mogelijk een generieke samenstellingswaarde voor minerale olie af te leiden. Daarnaast geldt dat de risico's van minerale olie steeds vaker worden gebaseerd op een verder onderscheid in fracties, zoals C10-C21. Op het moment dat de streefwaarde voor grondwater op een overeenkomstige manier wordt herzien, kan wel een generieke samenstellingswaarde worden afgeleid.

Ftalaten

Voor ftalaten is er voor grondwater een streefwaarde van 0,5 µg/l vastgesteld. Deze geldt voor de som van 7 ftalaten, waaronder di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP). Voor oppervlaktewater is er alleen een norm voor di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP) vastgesteld. Ook voor ftalaten geldt dat de logK_{oc}-waarden van de individuele stoffen erg kunnen verschillen, waardoor er vanuit een som-norm geen samenstellingswaarde berekend kan worden. Onder de aanname dat DEHP in grondwater een evenredig deel van de streefwaarde zal opvullen (norm is dan $1/7 * 0,5$), leidt dit tot een samenstellingswaarde die een factor 5 hoger is dan de samenstellingswaarde voor DEHP voor het beschermingsdoel oppervlaktewater. Hiermee is de samenstellingswaarde voor oppervlaktewater voldoende beschermend voor de grondwaterdoelen. Voor situaties waarin er alleen een grondwater risico bestaat kan van de generieke samenstellingswaarde voor DEHP afgeleid voor oppervlaktewater gebruik worden gemaakt.

Relatie met de bestaande achtergrondwaarden en rapportagegrenzen

In sommige gevallen ligt de berekende samenstellingswaarde onder de huidige AW-waarde of onder de AS3000-rapportagegrens. Bij het opstellen van het huidige Bbk was dit ook regelmatig het geval. In overeenstemming met de toen gevolgde aanpak is ook nu de samenstellingswaarde in die gevallen gelijkgesteld aan de hoogste waarde van hetzij de achtergrondwaarde hetzij de rapportagegrens AS3000. In bijlage 7 is aangegeven voor welke stoffen dit geldt. Voor een deel van de stoffen is nog geen AW-waarde of AS3000 rapportagegrens vastgesteld. Dit zijn deels stoffen die vanuit het oppervlaktewaterbeleid zijn aangedragen (H3) en niet eerder in het (water)bodem beleid zijn beschouwd. Daarnaast hebben AW-waarden soms betrekking op de som van een groep verbindingen (zoals Pak's), waardoor AW-waarden voor de individuele stoffen ontbreken. Enkele van deze stoffen maken ook onderdeel uit van het voorstel tot een nieuw standaard analysepakket (hoofdstuk 7). In dat geval is afleiding van een AW-waarde en AS3000-rapportagegrens nodig. Ook ontbreken voor enkele stoffen nog interventiewaarden (bovengrens), terwijl beleidsmatig is afgesproken dat alle stoffen in het standaardstoffenpakket een AW en interventiewaarde moeten hebben.

Relatie met de hoeveelheid zwevende stof

Zoals in §3.3 is aangegeven gelden de KRW-normen voor organische verbindingen in totaal-water, inclusief zwevend stof. Omdat de generieke samenstellingswaarden

zijn afgeleid op basis van de daaraan ten grondslag liggende EQS-waarden (opgeloste concentraties) geeft dit een verschil waarmee bij monitoring van de oppervlaktewaterkwaliteit rekening mee gehouden dient te worden. Hier wordt in H9 dieper op ingegaan.

Tabel 6.1 Samenstellingswaarden voor prioritaire stoffen [mg/kg_{ds}]

Prioritaire stoffen, normen oppervlaktewater afkomstig uit BKMW, 2015
normen grondwater afkomstig uit Circulaire bodemsanering, 2013.

Parameter	Oppervlaktewater	Grondwater	Generieke
	Samenstellings waarde (mg/kg)	Samenstellings waarde (mg/kg)	Samenstellings waarde (mg/kg)
alachloor	0,003		0,003
antraceen	0,068	0,05	0,05
atrazine	0,035	0,053	0,035
benzeen	0,20	0,20	0,20
som PBDE28, 47, 99, 100, 153, 154	0,10		0,10
tetrachloormethaan (tetra)	0,30	0,30	0,30
som C10-C13-chlooralkanen	0,46		0,46
chloorfenvinfos	0,0030		0,0030
ethylchloorpyrifos	0,011		0,011
som aldrin, dieldrin, endrin en isodrin	0,015		0,015
aldrin		0,0034	0,0034
dieldrin		0,040	0,040
endrin		0,016	0,016
som 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD en 4,4'-DDE	0,30		0,30
som DDT, DDD en DDE (6 isomeren)		0,30	0,30
4,4'-dichloordifenyltrichloorethaan (44DDT)	0,021		0,021
1,2-dichloorethaan	0,20	2,2	0,20
dichloormethaan	0,10	0,10	0,10
di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	585	585	585
diuron	0,0045		0,0045
endosulfan (som alfa- en beta-isomeer)	0,0033		0,0033
endosulfan (alfa)		0,013	0,013
fluorantheen	0,05	0,71	0,05
hexachloorbenzeen	0,0085	0,021	0,0085
hexachloorbutadieen	0,0030		0,0030
som a-, b-, c- en d-HCH	0,010	0,74	0,010
isoproturon	0,0039		0,0039
kwik	0,15		0,15
naftaleen	0,086	0,05	0,05
4-nonylfenol	0,094		0,094
octylfenol	0,016		0,016
pentachloorbenzeen	0,0056	0,24	0,0056
pentachloorfenol	0,24	2,4	0,24
benzo(a)pyreen	0,05	0,19	0,05
benzo(b)fluorantheen	0,057		0,057
benzo(k)fluorantheen	0,055	0,13	0,055
benzo(ghi)peryleen	0,14	0,51	0,14
simazine	0,0084		0,0084
tetrachlooretheen (per)	0,18	0,15	0,15
trichlooretheen (tri)	0,25	16	0,25
tributyltin (kation)	0,065		0,065
trichloorbenzenen	0,045	0,11	0,045
trichloormethaan (chloroform)	0,25	2,3	0,25
trifluraline	0,015		0,015
dicofol	0,00083		0,00083
perfluorooctaansulfonaat (PFOS)	0,00012		0,00012
quinoxifen	0,20		0,20
PCB-153 (als gidsstof voor stoffen met dioxine achtige werkin)	0,0071		0,0071
acлонifen	0,050		0,050
bifenox	0,0050		0,0050
irgarol	0,00015		0,00015
cypermethrin	0,00034		0,00034
dichloorvos	0,0000036		0,0000036
hexabroomcyclododecaan (HBCDD)	0,0042		0,0042
som heptachloor en cis- en trans-heptachloorepoxide	0,003	0,0032	0,003
terbutrin	0,0026		0,0026

Tabel 6.2 Samenstellingswaarden voor specifiek verontreinigende stoffen [mg/kg_{ds}]

Specifiek verontreinigende stoffen, normen oppervlaktewater afkomstig uit Min. Regeling Monitoring KRW, 2015
normen grondwater afkomstig uit Circulaire bodemsanering, 2013.

Parameter	Oppervlaktewater	Grondwater	Generieke
	Samenstellings waarde (mg/kg)	Samenstellings waarde (mg/kg)	Samenstellings waarde (mg/kg)
ethylazinfos	0,000018		0,000018
methylazinfos	0,0075		0,0075
benzylchloride	0,00023		0,00023
alfa,alfa-dichloortolueen	0,000079		0,000079
4-chlooraniline	0,0049		0,0049
dibutyltin (kation)	0,035		0,035
1,2-dichloorpropan	1,4		1,4
dichloorprop-P	0,080		0,080
dimethoat	0,00038		0,00038
ethylbenzeen	1,54	9,5	1,54
fenitrothion	0,00072		0,00072
fenthion	0,00034		0,00034
linuron	0,0063		0,0063
malathion	0,00091		0,00091
2-methyl-4-chloorfenoxycijzuur (MCPA)	0,55	0,55	0,55
mecoprop	0,49		0,49
mevinfos	0,00000075		0,00000075
monolinuron	0,00086		0,00086
omethoat	0,0028		0,0028
benzo(a)antraceen	0,05	0,05	0,05
chryseen	0,05	0,51	0,05
fenantreen	0,78	0,20	0,20
ethylparathion	0,00044		0,00044
methylparathion	0,00097		0,00097
chloridazon	0,18		0,18
triazofos	0,000023		0,000023
tributylfosfaat	8,5		8,5
trichloorfon	0,000043		0,000043
trifenylnin (kation)	0,004		0,004
som xyleen-isomeren (1,2 + 1,3 + 1,4-xyleen)	0,45	0,45	0,45
bentazon	0,29		0,29
octamethylcyclotetrasiloxaan	0,58		0,58
abamectine	0,00033		0,00033
captan	0,0026		0,0026
carbendazim	0,0090		0,0090
chloorprofam	0,21		0,21
chloortoluron	0,0052		0,0052
deltamethrin	0,00018		0,00018
diazinon	0,0011		0,0011
dimethenamid-P	0,0025		0,0025
esfenvaleraat	0,00037		0,00037
fenamifos	0,00023		0,00023
fenoxycarb	0,000032		0,000032
heptenofos	0,000064		0,000064
imidacloprid	0,00013		0,00013
lambda-cyhalothrin	0,000018		0,000018
methyl-metsulfuron	0,000044		0,000044
metazachloor	0,00076		0,00076
metabenzthiazuron	0,070		0,070
metolachloor	0,0058		0,0058
pirimicarb	0,0024		0,0024
methylpirimifos	0,000030		0,000030
propoxur	0,000034		0,000034
pyridaben	0,0062		0,0062
pyriproxyfen	0,000037		0,000037
teflubenzuron	0,0018		0,0018
terbutylazine	0,0062		0,0062
tolclofos-methyl	0,14		0,14

Tabel 6.3 Samenstellingswaarden voor stoffen met alleen een grondwaternorm [mg/kgds]

Stoffen zonder oppervlaktewater norm; normen grondwater afkomstig uit Circulaire bodemsanering, 2013.

Parameter	Oppervlaktewater	Grondwater	Generieke
	Samenstellingswaarde (mg/kg)	Samenstellingswaarde (mg/kg)	Samenstellingswaarde (mg/kg)
1,1,1-trichloorethaan		0,25	0,25
1,1,2-trichloorethaan		0,30	0,30
1,1-dichloorethaan		2,3	2,3
1,1-dichlooretheen		0,30	0,30
1,2-dichlooretheen (som)		0,30	0,30
chlooretheen (vinylchloride)		0,10	0,10
styreen		9,6	9,6
tolueen		6,6	6,6
chlooraan		0,0025	0,0025
fenol		0,25	0,25
som cresol-isomeren		0,30	0,30
som dichloorpropanen (som 1,1- en 1,2- en 1,3-)		0,80	0,80
som dichloorbenzeen		8,9	8,9
som tetrachloorbenzeen		0,28	0,28
som monochloorfenol		0,18	0,18
som dichloorfenolen		0,37	0,37
som trichloorfenol		0,19	0,19
som tetrachloorfenol		0,20	0,20
carbofuran		0,017	0,017
carbaryl		0,15	0,15
maneb		2,9	2,9
cyclohexanon		2	2
pyridine		0,15	0,15
tetrahydrofuraan		0,45	0,45
tetrahydrothiofeen		1,5	1,5
monochloorbenzeen		10	10
indeno(1,2,3-cd)pyreen		0,68	0,68

6.4 Generieke samenstellingswaarden vanuit biotanorm

In het BKMW (versie 2015) zijn voor 11 stoffen (of stofgroepen) biotanormen geïmplementeerd. In drie gevallen is deze biotanorm gebaseerd op de risico's voor predatoren hogerop in de voedselketen. Voor de andere acht stoffen zijn de humane consumptierisico's doorslaggevend voor de hoogte van de biotanorm. In het merendeel van deze gevallen is de JG-MKN via evenwichtspartitie afgeleid van deze biotanorm. Door het JG-MKN als beschermingsdoel te hanteren worden daarmee niet alleen de directe effecten op het aquatisch ecosysteem maar ook eventuele doorvergiftiging en humane consumptie voldoende beschermd.

Er zijn hierop echter twee uitzonderingen, nl. de stoffen met een dioxine-achtige werking en de gebromeerde diphenylethers (PBDE's). Hierop wordt hieronder verder ingegaan, net als op de biotanorm voor kwik.

Dioxine-achtige stoffen

In het BKMW is voor dioxine-achtige stoffen een biotanorm vastgelegd van 6,5 ng som-TEQ/kg_{versgewicht}. Voor het toetsen aan deze norm worden de gehalten van zeven verschillende dioxines (PCDD's), 10 furanen (PCDF's) en 12 dioxine-achtige pcb's gezamenlijk geanalyseerd en via een verrekking van de onderlinge toxiciteit

met TEF's omgezet in een TEQ-waarde⁹. De bioconcentratie-factoren van deze 29 verschillende dioxine-achtige verbindingen verschillen onderling zodanig dat er met evenwichtspartitie geen betrouwbare JG-MKN van deze biotanorm kon worden afgeleid. Ook binnen de EU is er geen norm voor sediment afgeleid.

De generieke samenstellingswaarde voor stoffen met een dioxine-achtige werking is daarom afgeleid van een grootschalig onderzoek in het Benedenrivierengebied uitgevoerd door Deltares en Imares in 2009 (Van den Heuvel-Greve et al, 2009). In dit onderzoek is het pcb-153 gehalte gebruikt als indicator voor de aanwezigheid van stoffen met een dioxine-achtige werking. In het bijbehorende visiedocument is een overzicht gepresenteerd, waarin de pcb-153 gehalten in sediment en Paling aan elkaar zijn gerelateerd. Tot zo'n 25 µg pcb-153/kg sediment was er sprake van een duidelijk positieve correlatie tussen het pcb-153 gehalte in niet-gestandaardiseerd sediment en het pcb-153 gehalte in Paling op vetgewicht basis.

Omdat de biotanorm is opgesteld op basis van versgewicht en de generieke samenstellingswaarde moet gelden voor gestandaardiseerd sediment, is deze relatie omgezet door te corrigeren voor het gemiddelde vetgehalte van Paling (10%) en het organisch stofgehalte in de sedimentmonsters (5%).

Om vervolgens de afleiding te kunnen voltooien is de biotanorm omgerekend van som-TEQ naar pcb-153 door gebruik te maken van de relatie tussen beide, zoals opgenomen in de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Hin et al., 2010). De resulterende biotanorm is 40 µg pcb-153/kg_{versgewicht} en resulteert in een generieke samenstellingswaarde van 7,1 µg pcb-153/kg_{standaardbodem}. Hierbij geldt pcb-153 dus als indicatorstof voor alle verbindingen met een dioxine-achtige werking, ondanks het feit dat deze Pcb zelf niet tot deze groep behoort. Pcb-153 is echter analytisch één van de meest betrouwbaar te analyseren pcb's, die ook in het verleden vaak als indicatorstof is gebruikt voor de hele stofgroep.

Gebromeerde diphenylethers (PBDE)

De groep van gebromeerde diphenylethers bestaat uit in totaal 209 congenere met een van 2 tot 10 olopend aantal broom-atomen. Deze stoffen worden vooral gebruikt als brandvertragers. Over de aanwezigheid van de stof in Nederlandse sedimenten zijn slechts in zeer beperkte mate gegevens voorhanden (met name enkele wetenschappelijke onderzoeken). De biotanorm is opgesteld voor de som van 6 indicator congenere (BDE-28, 47, 99, 100, 153 en 154), die uit zowel tri-, tetra-, penta- als hexa-gebromeerde congenere bestaat.

De door de EU afgeleide biotanorm bedraagt 8,5 ng/kg_{versgewicht} en is gebaseerd op humane consumptie risico's. In het Europese EQS-dossier is ook een bijbehorende norm voor oppervlaktewater afgeleid. Deze bedraagt $4,9 \cdot 10^{-8}$ µg/l en ligt daarmee ver onder de MAC-MKN van 0,14 µg/l, die op alleen de directe risico's voor het aquatisch ecosysteem is gebaseerd. Deze norm voor oppervlaktewater ligt bovendien ver onder bestaande rapportagegrenzen en kan daarom niet getoetst worden.

Doordat er tot nu toe weinig routinematig onderzoek naar de aanwezigheid van gebromeerde diphenylethers in Nederlands oppervlaktewater, grondwater of bodem plaatsvindt, zijn er momenteel geen achtergrondwaarden vastgesteld. Ook in de AS3000 zijn geen minimale rapportagegrenzen vastgelegd. Voor deze groep stoffen is het daarmee nu niet mogelijk om een goed onderbouwde generieke samenstellingswaarde af te leiden.

Ter illustratie: de in de Europese EQS-dossier genoemde norm voor oppervlaktewater van $4,9 \cdot 10^{-8}$ µg/l zou via de evenwichtspartitie uitkomen op een norm in sediment van $2,5 \cdot 10^{-4}$ µg/kg, wat veel lager is dan de huidige

⁹ Som-TEQ: de mate van giftigheid (toxiciteit) van de verschillende dioxines, furanen en dioxine-achtige PCBs uitgedrukt in nanogram per kilogram (= microgram per kilogram). Deze Toxische Equivalenten (TEQ) worden berekend ten opzichte van de meest giftige dioxine 2,3,7,8 TCDD.

rapportagegrens. Dit benadrukt het belang van de bioaccumulatie-route van deze groep stoffen.

Beleidsmatig lijkt het afleiden van een achtergrondwaarde, een interventiewaarde en HVN een eerste stap. Vooral nog wordt voorgesteld om de huidige rapportagegrens van 0,1 µg/kg sediment als samenstellingswaarde aan te houden.

Kwik en methyl-kwik

Imares (2010) heeft de relatie tussen kwik in Paling en zwevende stof onderzocht op basis van veldmetingen uit een groot aantal wateren. Het gehalte in zwevende stof was hierbij een voorspeller voor het gehalte in de toplaag van sediment. Er werd een lineaire relatie afgeleid tussen het gehalte in zwevende stof (cq. sediment) en het gehalte in Paling. Met deze relatie is het mogelijk de biotanorm van 20 µg/kg_{versgewicht} om te rekenen naar een norm in sediment. Deze sedimentwaarde is afhankelijk van de grootteklasse van de Paling en varieert daarom tussen de 0,11 – 0,14 mg/kg_{standaardbodem}. Geconcludeerd is dat bij een kwikgehalte van 0,10-0,15 mg/kg_{sediment} het kwikgehalte in Paling de KRW-biotanorm dreigt te overschrijden. Omdat de huidige achtergrondwaarde voor kwik 0,15 mg/kg bedraagt, wordt deze als generieke samenstellingswaarde gehanteerd.

Tabel 6.4 Samenstellingswaarden voor stoffen met een biotanorm

Prioritaire stof	Biotanorm	Generieke samenstellingswaarde
Dioxine-achtige stoffen	6,5 ng ΣTEQ/kg _{versgewicht}	7,1 µg PCB- 153/kg _{standaardbodem}
<i>Gebromeerde diphenylethers (PBDE)</i>	8,5 ng/kg _{versgewicht}	0,1 µg/ kg _{standaardbodem}
<i>Kwik en methyl-kwik</i>	20 µg/kg _{versgewicht}	0,15 mg/ kg _{standaardbodem}

7 Stoffenpakket

7.1 Inleiding

Normen spelen in de praktijk geen rol als een stof niet wordt gemeten. Toch is het niet gebruikelijk om alle stoffen waarvoor een norm geldt altijd te meten. Een deel van de genormeerde stoffen wordt alleen gemeten als er een concrete verdenking is dat die stof in verhoogde gehalten voorkomt. Alleen stoffen die frequent verhoogd voorkomen moeten deel uitmaken van het standaardstoffenpakket in grond of bagger.

In de huidige situatie zijn er meerdere standaardstoffenpakketten die zijn vastgelegd in protocollen (NEN5720 en NEN5740). Momenteel zijn er 3 stoffenpakketten:

- A. een stoffenpakket voor het onderzoek bij landbodem en bij waterbodem in regionale wateren, alsmede voor het keuren van grond en het keuren van bagger uit regionale wateren.
- B. een stoffenpakket voor grondwater.
- C. een stoffenpakket voor het onderzoek van de waterbodem bij Rijkswateren en het keuren van baggerspecie uit Rijkswateren. Dit pakket heeft 3 varianten: C1 zoete bagger die binnen de rijksoppervlaktewateren blijft, C2 zoete bagger die buiten de rijksoppervlaktewateren wordt toegepast en C3 zoute bagger.

Het algemene criterium voor stoffenpakketten voor grond en sediment (A en C) is, dat een stof regelmatig verhoogd voorkomt in sediment ten opzichte van het achtergrondniveau in de bodem (Achtergrondwaarde). De huidige stoffenpakketten A en C zijn niet gebaseerd op verhoogd voorkomen in oppervlakte- of grondwater. Omdat de beschermingsdoelen in H3 uit het waterbeleid voortvloeien, is het zinvol om ook de criteria voor het vaststellen van het stoffenpakket voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen opnieuw vast te stellen.

In dit hoofdstuk wordt een voorstel gedaan voor criteria en de daaruit voortvloeiend stoffenpakket voor diepe plassen.

7.2 Criteria voor een stoffenpakket diepe plassen

De lijst van stoffen waarvoor conform H3 in H4, H5 en H6 samenstellingswaarden zijn afgeleid vormt de basis voor het afleiden van het standaardstoffenpakket.

De selectiecriteria voor opname in een stoffenpakket voor diepe plassen zijn:

1. Waterbodemrelevante stoffen ($\log K_{oc} > 3$)
2. Stoffen die in Nederland de grond- en of oppervlaktewaterkwaliteitsnormen minimaal op 2 locaties overschrijden. Een overschrijding van de norm is het resultaat van een 3-jarig gemiddelde gebaseerd op 12 of 36 metingen. Stoffen die op 1 locatie overschrijden worden handmatig bekeken om in te schatten of er reden is om de stof te willen meten.
3. Stoffen die regelmatig de huidige interventiewaarden waterbodem¹⁰ overschrijden (Gerritsen, 2012) en stoffen die in droge bodems frequent voor problemen zorgen.

¹⁰ Dit geldt ook voor bodems die de maximale waarde industrie overschrijden, maar daar is geen overzicht van.

4. Elementen die nodig zijn voor de partitierelaties in H5
5. Nutriënten

NB De bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) vermeldt voor andere stoffen normoverschrijdingen dan de KWR-toetsing. Dit komt deels omdat de BMA-meetpunten op andere locaties liggen, maar ook omdat de BMA alle stoffen toetst, ook als ze niet op de KRW-lijsten staan. De BMA gebruikt in veel gevallen ad-hoc MTRs om te toetsen. Het voorstel is om deze stoffen niet op te nemen in het standaardstoffenpakket. De overschrijdingen cf BMA zijn wel vermeld in bijlage 6.

Kosten worden vooralsnog niet als selectie criterium opgenomen, maar er is in tabel 7.5 in §7.3 wel vermeld in hoeverre stoffen een aparte voorbehandeling of analysegang vragen.

Ad 1 Waterbodembrelevante stoffen

Voor organische contaminanten start de procedure met het verwijderen van alle stoffen met een $\log K_{oc} < 3$. Voor de metalen is geen screening op waterbodembrelevantie gedaan; ze worden allemaal als waterbodembrelevant beschouwd.

Ad 2 Overschrijding grond- en oppervlaktewaternormen

Voor het bepalen van welke stoffen in minimaal 2 KRW-waterlichamen in Nederland overschrijdingen van de oppervlaktewaterkwaliteitsdoelen laten zien, zijn de meest recente toetsingen van alle beheerders gebruikt in het kader van het 2^e SGBP (zie bijlage 7). In deze toetsing zijn echter de nieuwe prioritaire stoffen niet of nauwelijks getoetst. Voor deze stoffen is gebruik gemaakt van het rapport Landelijke screening nieuwe stoffen (Ecofide, 2015). Hierbij is terughoudend omgegaan met het toevoegen van deze nieuwe stoffen. Stoffen die haast nooit boven de rapportagegrens komen en waarbij enkele metingen het resultaat bepalen, zijn niet toegevoegd. Terbutrin, irgarol en PFOS overschrijden de nieuwe prioritaire stoffen norm wel regelmatig. Alleen de laatste stof is echter waterbodembrelevant.

Tabel 7.1 geeft alle organische microverontreinigingen die meer dan 1 keer de oppervlaktewaternormen overschrijden. Een groot deel van deze stoffen zit al in het huidige stoffenpakket (alle stoffen in de groepen PAK, PCB en OCB). Uitbreiding is voorzien voor organotins. Van deze stoffen zijn meestal nog geen metingen verricht in partijen grond of bagger. Als na een aantal jaren blijkt dat specifieke stoffen nauwelijks worden aangetroffen in grond of bagger dan kan deze stoffenlijst heroverwogen worden.

Er zijn weinig tot geen toetsingen uitgevoerd voor organische contaminanten in grondwater (Pers. Med. Esther Wattel, RIVM). Daarom zijn er ook geen stoffen geselecteerd op basis van overschrijding van streefwaarden grondwater.

De metalen die meerdere keren de normen overschrijden zijn opgenomen in tabel 7.2. Van de stoffen die in oppervlaktewater worden gemeten, overschrijden Be, Cr, Mo, Sb, Te, en Ti in geen enkel oppervlaktewaterlichaam de norm, terwijl Sn slechts in 1 waterlichaam overschrijdt. In RIVM-rapport 680721005 (van Vliet *et al.*, 2010) zijn metalen getoetst aan de streefwaarde ondiep (minder strenge toetsing, behalve voor Cr). Een aanzienlijk deel van de monsters in middeldiep grondwater (ruwweg de filters dieper van 15 m-mv) overschrijdt de streefwaarden ondiep voor As, Cr, Ni, Zn en in mindere mate Cd. Voor Pb en Cu worden weinig overschrijdingen waargenomen. Andere stoffen zijn niet getoetst.

Tabel 7.1 Organische contaminanten die in het stoffenpakket voor "waterbodembrelevante probleemstoffen oppervlaktewater" worden opgenomen op basis van definitieve toetsingen IHW in mei 2015.

Stof	CAS-nr	Groep
Antraceen	120-12-7	PAK
benzo(a)antraceen	56-55-3	PAK
benzo(a)pyreen	50-32-8	PAK
benzo(b)fluorantheen	205-99-2	PAK
benzo(ghi)peryleen	191-24-2	PAK
benzo(k)fluorantheen	207-08-9	PAK
chryseen	218-01-9	PAK
Endosulfan	115-29-7	OCB
Fluorantheen	206-44-0	PAK
Hexachloorbenzeen	118-74-1	OCB
Hexachloorbutadieen	87-68-3	OCB
som a-, b-, c- en d-HCH	NVT	OCB
som heptachloor en cis- en trans-	NVT	OCB
tributyltin (kation)	36643-28-4	Organotin
trifenyln (kation)	668-34-8	Organotin
PCB 153 als indicator voor dioxineachtige stoffen	35065-27-1	PCB

Tabel 7.2 Anorganische contaminanten die in het stoffenpakket voor "waterbodembrelevante probleemstoffen oppervlaktewater" worden opgenomen, geëxtraheerd met 0,43M HNO₃. De laatste drie kolommen geven de aanleiding waarom een stof is opgenomen.

code	Omschrijving	CAS-nummer	probleem in opp.water	probleem in grondwater
Ag	zilver	7440-22-4	x	
As	arseen	7440-38-2	x	x
B	boor	7440-42-8	x	
Ba	barium	7440-39-3	x	
Cd	cadmium	7440-43-9	x	x
Co	kobalt	7440-48-4	x	
Cr	Chroom	7440-47-3		x
Cu	Koper	7440-50-8	x	
Hg	Kwik	7439-97-6	x	
Ni	Nikkel	7440-02-0	x	x
Pb	Lood	7439-92-1	x	
Se	Seleen	7782-49-2	x	
Tl	Thallium	7440-28-0	x	
U	Uranium	7440-61-1	x	
V	Vanadium	7440-62-2	x	
Zn	Zink	7440-66-6	x	x

Ad 3 Overschrijding interventiewaarden en probleemstoffen bodem

Het derde criterium is of een stof de huidige interventiewaarden waterbodem (of voor bodems de maximale waarde industrie) overschrijdt. In 2012 heeft Gerritsen in het kader van een studie naar het standaardstoffenpakket rijkswateren zwevend-stofdata getoetst aan verschillende bodemnormen. Omdat zwevend stof een weergave geeft van relatief recent (schoon) sediment is ervoor gekozen om alle stoffen die frequent klasse B of niet toepasbaar zijn te selecteren (tabel 7.3).

Tabel 7.3 Stoffen waarvoor in de database van Gerritsen (2012) minimaal 1 waarde boven de interventiewaarde en/of minimaal 5 waarden boven de maximale waarde klasse A gerapporteerd is.

Parameter	CAS-nummer
2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyl (PCB 153)	35065-27-1
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyl (PCB 101)	37680-73-2
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyl (PCB 52)	35693-99-3
2,3',4,4',5-pentachloorbifenyl (PCB 118)	31508-00-6
2,4,4'-trichloorbifenyl (PCB 28)	7012-37-5
aldrin	390-00-2
alfa-endosulfan	959-98-8
alfa-hexachloorcyclohexaan	319-84-6
arseen	7440-38-2
beta-hexachloorcyclohexaan	319-85-7
cadmium	7440-43-9
chrom	7440-47-3
dieldrin	60-57-1
endrin	72-20-8
gamma-hexachloorcyclohexaan (lindaan)	58-89-9
heptachloor	76-44-8
hexachloorbenzeen	118-74-1
hexachloorbutadieen	87-68-3
isodrin	297-78-9
kobalt	7440-48-4
koper	7440-50-8
kwik	7439-97-6
lood	7439-92-1
minerale olie	Nvt
molybdeen	7439-98-7
nikkel	7440-02-0
pentachloorbenzeen	608-93-5
pentachloorfenol	87-86-5
som 10 polyaromatische koolwaterstoffen (10 PAK-VROM)	Nvt
som 17 dioxines (Bbk, 1-1-2008: als I-TEQ)	Nvt
som 2 organotin verbindingen (tributyltin en trifenyltin)	Nvt
som 23 organochloorhoud. bestrijdingsm.(Bbk,1-1-2008:waterb)	Nvt
som 7 polychloorbifenylen PCB28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	Nvt
som a-, b-, c- en d-HCH	Nvt
som aldrin, dieldrin en endrin	Nvt
som chloorfenolen	Nvt
som monochloorfenol-isomeren	Nvt
som tetrachloorbenzeen-isomeren	Nvt
som trichloorbenzenen (som 1,2,3- en 1,2,4- en 1,3,5-)	Nvt
som trichloorfenol-isomeren	Nvt
telodrin	297-78-9
tin	7440-31-5
tributyltin	36643-28-4
vanadium	7440-62-2
zink	7440-66-6

Ondanks het behoorlijke aantal stoffen op deze lijst, leidt dit niet tot andere analyses. Vaak waren één of enkele stoffen van een som reeds geselecteerd, waardoor geen uitbreiding van de analysewerkzaamheden nodig is. De uitzondering betreft de chloorfenolen.

Voor bodem worden de volgende stofgroepen vaak klassebepalend aangetroffen: VOCL (46%), minerale olie (17%), vluchtige aromaten (13%) zware metalen (12%), meerdere en overige verontreinigingen (resp 7% en 5%) (Uitvoeringsprogramma bodemconvenant, november 2013).

Ad 5 Elementen die nodig zijn voor de partitierelaties

Partitie van metalen kan alleen berekend worden indien de volgende parameters bekend zijn: het aluminiumgehalte in bodem (*aqua nitrosa*), het ijzergehalte in bodem (*aqua nitrosa*), het organisch stofgehalte in bodem, de fractie < 2 µm in bodem (lutum) en de pH_{H2O} in bodem (zie H5).

Ad 6 Nutriënten

In het oppervlaktewater en grondwater zijn stikstof, fosfaat en sulfaat van belang. Voor meting in grond en bagger is alleen P een nuttige parameter (zie H4). Alleen P is dus opgenomen in tabel 7.4.

Tabel 7.4 Nutriënten en ondersteunende parameters die in het standaardstoffenpakket moeten worden opgenomen.

code	Omschrijving	CAS-nummer
Al	Aluminium -HNO ₃	7429-90-5
Fe	IJzer -HNO ₃	7439-89-6
P	Fosfor -HNO ₃	7723-14-0
OS	Organische stof	NVT
KGF2	Korrelgroottefractie < 2 µm	NVT
pH _{H2O}	pH gemeten in water	NVT

7.3 Voorstel voor het standaardstoffenpakket diepe plassen

Bovenstaande criteria (1 t/m 5) leiden tot het in tabel 7.5 vermelde stoffenpakket voor het verondiepen van diepe plassen. In de tabel is met een code vermeld welke stoffen in eenzelfde analysepakket zitten. Omdat er geen aanleiding is dat minerale olie, BTEX en VOCL in bagger gemeten hoeft te worden, maar wel regelmatig in grond aanwezig zijn, hoeven deze alleen in droge grond geanalyseerd te worden. Voor alle stoffen geldt dat de rapportagegrenzen aan dienen te sluiten bij de hoogte van de samenstellingswaarden.

Aanbevolen wordt om na een periode van bv 3 jaar op basis van de praktijkresultaten te evalueren of het standaardstoffenpakket aangepast dient te worden.

Afhankelijk van de herkomst van de grond en bagger, kan er locatiespecifiek worden besloten om het analysepakket van gedefinieerde partijen grond/bagger aan te passen. De onderbouwing van deze keuze dient te zijn opgenomen in het inrichtingsplan. Als een grondstroom verdacht is, dient het analysepakket met deze verdachte stoffen te worden aangevuld.

Tabel 7.5 Stoffenpakket diepe plassen.

Stof (groep)	Analyse*
Ondersteunende parameters: Org.stof, KGV (<2 µm), pH _{H2O}	divers
Nutriënten o.b.v. HNO ₃ -extractie: P. (Olsen-extractie is ook mogelijk)	A-1
Metalen o.b.v. HNO ₃ -extractie: Al, Fe, Ag, As, B, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, U, V, Zn**	A-1
Metalen totaalgehalte: Hg	B-2
OCBs***: endosulfan, chloorbenzenen, HCH's, drins, heptachloor, cis-/trans-heptachloorepoxide, hexachloorbutadien	C-3
7 PCB (28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)	C-3
10 PAK-VROM + benzo(b)fluoranteen	C-4
Organotins (TBT, TFT)	D-5
PFOS	E-6
Chloorfenolen	F-7
<i>Alleen in grond:</i>	
Minerale olie C10-C40 (in fracties EC10-12, EC 12-16, EC 16-21, >EC21)****	C-8
BTEX*****	G-9
Tetrachlooretheen, trichlooretheen (VOCl)	G-9

* De letters geven de voorbehandeling weer, de cijfers geven de analysemethode weer.

Analysemethode 1 betreft CFA (continuous flow analyser - analyse op basis van kleurreactie) of ICP-OES, 2 is ICP-MS, 3 betreft ICP-MS of koude damp AAS, 4 t/m 7, 9 en 10 zijn GC-MS analyses (G-10 is headspace GC-MS analyse op nat materiaal), 8 betreft een HPLC-analyse.

** voor sommige metalen kan de meting op de ICPMS verbeterd worden als bepaalde stoffen worden toegevoegd, zoals: Ag & Sn: beter aanzuren met met HCl i.p.v. HNO₃, Se: methanol toevoegen, Verder zijn B & Be lastiger te meten omdat het lichte elementen zijn.

*** De huidige som OCB is iets anders, die bevat: DDT incl. metabolieten (nu niet opgenomen omdat ze niet overschrijden), endosulfan ipv a-endosulfan (KRW definieert de som van a en b), chloordaan (overschrijdt niet cf KRW-normen), som 4 drins met telodrin (KRW hanteert som 3 drins: aldrin, dieldrin, isodrin).

**** Gelijke extractie als C-4 en C-5, maar moet worden uitgevoerd op nat monster

***** headspace op natte waterbodem

8 Locatiespecifieke beoordeling

8.1 Inleiding

Als de partijen grond/bagger niet voldoen aan de generieke samenstellingswaarden zoals zijn afgeleid in voorgaande drie hoofdstukken, dan kan gekozen worden voor locatiespecifieke beoordeling. In essentie maken drie elementen onderdeel uit van zo'n locatiespecifieke beoordeling: 1. Lokale Maximale Waarden; 2. Beschikbaarheidsmetingen, 3. Partijboekhouding.

Lokale Maximale Waarden worden onderbouwd vastgelegd in een Nota Bodembeheer. Voor de andere twee elementen is dat nog niet vastgelegd. Ze zouden een plek kunnen krijgen in het Inrichtingsplan.

Omdat het locatiespecifieke spoor altijd een verruiming van de mogelijkheden betekent, zal het locatiespecifieke spoor vooral gericht zijn op stoffen waarvoor verwacht wordt dat ze niet aan de generieke samenstellingswaarden voldoen.

In dit hoofdstuk wordt achtereenvolgens beschreven welke informatie op welke manier kan worden ingezet bij de berekening van Lokale Maximale Waarden (LMW's). Daarna worden de methodes voor het bepalen van de beschikbaarheid van de verontreinigingen in partijen grond en bagger beschreven (§ 8.4).

8.2 Beschermingsdoel voor oppervlaktewater

De waterbeheerder is verantwoordelijk voor het vaststellen en vastleggen van de beschermingsdoelen voor het oppervlaktewater. Indien de plas geen waterlichaam is of daar geen deel van uitmaakt, dient de waterbeheerder lokale beschermdoelen vast te leggen, niet alleen voor de bestaande situatie, maar ook voor de situatie na de verondieping. Indien de plas geen deel uitmaakt van een Provinciaal Waterplan of van het Beheer en Ontwikkelplan Rijkswateren en de waterbeheerder de doelen ook niet in een ander document heeft vastgelegd, dienen ze te worden vermeld in een Inrichtingsplan. De waterkwaliteitsbeheerder is hiervoor het Bevoegd Gezag.

Voor microverontreinigingen (zowel prioritair als specifiek verontreinigend) is er in de praktijk weinig variatie in beschermdoelen. De (inter)nationaal vastgestelde normen worden eigenlijk overal van toepassing verklaard. Voor nutriënten wordt wel vaak afgeweken van de norm voor natuurlijke wateren.

Tijdelijk afwijken van beschermingsdoelen voor oppervlaktewater

Voor vrijliggende plassen waar reeds een initiatief loopt, kan tijdelijk (max 10 jaar) worden afgezien van wettelijke beschermingsdoelen voor oppervlaktewater. De afdeklaag waarmee de gevulde plas wordt afgewerkt, dient wel te voldoen aan de generieke waarden of Lokale Maximale waarden.

In het geval dat tijdelijk andere eisen aan de waterkwaliteit worden gesteld, zal dit in een Inrichtingsplan dienen te worden vastgelegd en verantwoord. Hierbij geldt dat de waterkwaliteit ook tijdens de vulfase dient te worden gemonitord conform H9, ter controle.

8.3 Afleiden Lokale Maximale Waarden (LMW's)

Lokale Maximale Waarden worden onderbouwd vanuit de lokale situatie. Voor grondwater en voor oppervlaktewater worden apart Lokale maximale waarden afgeleid. Dit is nodig omdat het ene compartiment andere samenstellingswaarden vraagt dan het andere. Dit is bijvoorbeeld het geval als de lokale geohydrologische situatie zodanig is dat nauwelijks beïnvloeding van de grondwaterkwaliteit optreedt, terwijl bv de kwetsbaarheid van de plas zelf vraagt om lage concentraties van nutriënten in de toe te passen grond/bagger.

In deze paragraaf worden de onderwerpen behandeld waarmee Lokale Maximale Waarden kunnen worden onderbouwd. Eerst worden alle onderwerpen (opties) behandeld die betrekking hebben op bescherming van het oppervlaktewater, daarna die van het grondwater. Deze LMW's gelden voor de vulfase. De eindfase kan andere LMW's vereisen, waaraan door het aanbrengen van een afdeklaag in kan worden voorzien. Na het afleiden van de Lokale Maximale Waarden voor beide sporen (geldend voor de vulfase) worden de strengste waarden van beide sporen gehanteerd.

Het afleiden van de Lokale Maximale Waarden zal worden ondersteund met een tool, de zgn 'risicotoolbox'. Deze tool zal in 2016 worden gemaakt.

8.3.1 LMW's ter bescherming van de oppervlaktewaterkwaliteit

Onderstaande opties kunnen tegelijkertijd worden toegepast.

Optie 1: Huidige oppervlaktewaterkwaliteit is uitgangspunt voor LMW's

Het komt regelmatig voor dat de uitgangssituatie van een plas niet aan de kwaliteitsdoelen voldoet. Meestromende of niet-vrijliggende plassen kunnen sterk onder invloed staan van het water en sediment waarmee de plassen in verbinding staan. Vrijliggende plassen worden weliswaar alleen gevoed door regenwater en soms door kwelwater (grondwater), maar depositie vanuit de lucht en bladval of andere lokale (historische) bronnen kunnen ook in die systemen voor een zekere oplading zorgen waardoor niet wordt voldaan aan de waterkwaliteitsdoelen. In die gevallen heeft de waterbeheerder de mogelijkheid om andere beschermingsdoelen te stellen.

Niet-vrijliggende plassen

In meestromende plassen, waarin de zwevendstofkwaliteit niet voldoet aan de generieke samenstellingswaarden, kunnen de Lokale Maximale Waarden gelijk gesteld worden aan de kwaliteit van het in de plas sedimenterende zwevende stof (lokaal herverontreinigingsniveau). Deze kwaliteit kan op verschillende manieren worden bepaald. Het heeft de voorkeur om de sedimentkwaliteit te bepalen in het aanvoertraject (bovenstrooms) van de plas. Vaak kent de waterbeheerder plaatsen waar zich sediment ophoopt. De kwaliteit van de toplaag (bovenste 5 à 10 cm) op dat soort plaatsen vormt een goede indicatie voor het herverontreinigingsniveau. Ook kan zwevend stof in het aanvoerwater worden gemeten met behulp van doorstroomcentrifuges of sedimentvallen. Zwevend stof moet dan nog wel worden omgerekend naar standaard sediment. De meting van zwevend stof vindt plaats direct achter de instroomopening van de diepe plas. In plassen die slechts periodiek meestromen moeten deze metingen in die periode worden uitgevoerd. Monitoringsgegevens van sediment met sedimentvallen dienen te worden verzameld over een periode van tenminste 1 jaar met een frequentie van viermaal per jaar.

Vrijliggende plassen

In vrijliggende plassen kan de huidige waterkwaliteit en de sedimentkwaliteit worden gemeten. Op basis daarvan kan worden In dat geval moet wel duidelijk zijn dat de sedimentkwaliteit in de put niet wordt bepaald door eerdere storten van grond, bagger of afval.

Optie 2: onderscheid tussen vul- en eindfase

Voor het oppervlaktewaterspoor kunnen voor de vulfase en de eindfase verschillende Lokale Maximale Waarden worden afgeleid, omdat de beschermingsdoelen kunnen verschillen. De berekende Lokale Maximale Waarden voor het oppervlaktewaterspoor in de eindsituatie zijn bepalend voor de kwaliteit van de afdeklaag. Voor de afdeklaag kan geen gebruik worden gemaakt van de partijboekhouding zoals in §8.5 is beschreven.

Optie 3: Eindinrichting: diepe plas transformeren in land (dempen)

Indien een diepe plas wordt opgevuld tot maaiveldniveau verdwijnen de oppervlaktewaterbeschermingsdoelen. Daardoor verdwijnen de samenstellingswaarden ter bescherming van oppervlaktewater. Voor de bovenste meter komen daar bodemkwaliteitsdoelen voor in de plaats (zie §3.4). De (lokale) samenstellingswaarden gericht op bescherming van grondwater blijven gelden.

Optie 4: LMW's Cu, Ni en Zn obv DOC-complexatie en Cd obv hardheid

Bij de beoordeling van de concentraties van metalen in oppervlaktewater is het binnen de KRW mogelijk om een zogenoemde tweedelijnsbeoordeling toe te passen. Voor Cd, Cu, Ni en Zn is de tweedelijns norm gebaseerd op biobeschikbaarheid. De biobeschikbaarheid hangt af van de lokale milieucondities (o.a. DOC, Mg, Ca, pH), waardoor niet generiek gebruik gemaakt kan worden van deze tweedelijns norm. Hoewel de milieucondities ten gevolge van de verondieping zouden kunnen veranderen, zijn de milieuomstandigheden voorafgaand aan de verondieping bepalend voor de locatiespecifieke norm. Deze kan onder andere worden berekend met Biotic Ligand Models (BLMs; Niogy and Wood, 2004). Afhankelijk van de samenstelling van het oppervlaktewater, wordt een Predicted No-Effect Concentration (PNEC) afgeleid voor de specifiek geldende condities, waaraan gemeten totaal opgeloste concentraties kunnen worden getoetst. De methodiek is operationeel en als tool vrij beschikbaar (Deltares, 2014).

Voor cadmium geeft de KRW verschillende beschermingsdoelen bij verschillende hardheden van het oppervlaktewater (zie §3.3.1). Voor de generieke samenstellingswaarde is uitgegaan van de laagste hardheid (met de bijbehorende laagste norm).

Voor normen afgeleid o.b.v. zowel BLMs als hardheid geldt dat Lokale Maximale Waarden kunnen worden afgeleid door de cadmiumnorm behorend bij de plasspecifieke hardheid in te vullen in de formules, zoals in hoofdstuk 5 gespecificeerd.

Tabel 8.1 Transferfuncties voor Cu, Ni en Zn adhv DOC, pH, Ca, Na, Mg (PNEC-pro Versie 5 (Vink et al., 2013)). Indien een parameter niet beschikbaar is dan kiest de rekentool automatisch een simpeler functie. Voorwaarde is wel dat DOC is gemeten. Zonder DOC kan geen PNEC worden berekend.

Stof	Meest betrouwbare transfer functie (µg/l)	R ²
Cu	62.6 + 2.74 * DOC - 6.38 * pH - 0.23 * Ca	0.882
Zn	- 53.6 + 1.51 * DOC + 7.79 * pH + 0.06 * Na	0.954
Ni	- 21.0 + 0.86 * DOC + 2.98 * pH + 0.43 * Mg	0.966

Optie 5: LMW's voor P o.b.v. werkelijk volume van de plas

Bij het afleiden van de generieke samenstellingswaarde voor nutriënten wordt een standaarddiepte van 2 meter genomen voor ondiepe plassen, en van 10 meter voor diepe plassen. In het locatiespecifieke spoor kan gekozen worden voor de werkelijke diepte in de eindsituatie. Deze wordt bepaald door het volume te delen door het oppervlak.

Voor de aanpassing naar de locatiespecifieke maximale fluxen wordt de werkelijke diepte ingevuld in de formule voor berekening van de maximale flux in § 4.2.2. Vervolgens kan aan de hand van de formules in 4.3.1 de nieuwe bijbehorende Lokale Maximale Waarde berekend worden. Vanwege de aard van de formules (zie 4.3.1) kunnen de samenstellingswaarden niet simpelweg aangepast worden, maar dienen ze opnieuw berekend te worden.

8.3.2 *LMW's ter bescherming van de grondwaterkwaliteit*

Onderstaande opties kunnen tegelijkertijd worden toegepast.

Optie 1: Huidige oppervlaktewaterkwaliteit is uitgangspunt voor LMW's

Beschermdoelen voor grondwater kunnen door de waterbeheerder in een Nota Bodembeheer worden aangepast aan de lokale achtergrondconcentraties. Voor organische stoffen is geen sprake van (lokale) achtergrondconcentraties.

Omdat bijvoorbeeld arseen in verschillende delen van Nederland in (veel) hogere concentraties in het grondwater voorkomt dan de streefwaarde voor diep grondwater (Vink, Van der Grift & Schmidt, 2010) kan voor arseen een Lokale Maximale Waarde (samenstellingswaarden) worden afgeleid uitgaande van de lokale (gemeten) achtergrondconcentraties.

In §3.2.3 is beschreven hoe bij het bepalen van de verdunningsfactor rekening wordt gehouden de achtergrondconcentratie in het watervoerend pakket. Met deze zelfde formule kan uit de lokale achtergrondconcentraties een lokale verdunningsfactor worden afgeleid.

De poriewaterconcentratie kan worden berekend volgens

$$C_1 = w(C_2 - AW) + AW$$

met:

C₁ = poriewaterconcentratie

C₂ = concentratie in grondwater in controle vlak (POC)

AW = achtergrondconcentratie in het grondwater bovenstrooms

w = hydrologische verdunningsfactor berekend volgens §8.4.2.

Optie 2: Locatiespecifieke verdunningsfactor

Lokale geohydrologische situatie

Bij de afleiding van de generieke samenstellingswaarden voor grondwater is rekening gehouden met een verdunningsfactor 100, gerechtvaardigd vanuit de verhouding tussen de doorlaatbaarheid van de toegepaste grond/bagger en die van watervoerende pakketten (zie §3.2.3). In veel gevallen is deze verhouding veel hoger dan 100, wat betekent dat er meer sprake is van geohydrologische isolatie. Echter in het geval dat minder dan 20% baggerspecie in een diepe plas worden toegepast, kan deze verdunningsfactor niet worden aangehouden omdat de toegepaste grond niet meer dichtslibt door de toegepaste baggerspecie. In dat geval zal de verdunningsfactor voor de lokale situatie moeten worden berekend. Hiervoor is kennis over de doorlatendheid van het watervoerend pakket en de doorlatendheid van de (zandige) toe te passen grond noodzakelijk. Een voorbeeld van zo'n situatie is het vullen van de zandwinplas in de Schellerwaard waar uitsluitend zeer zandig materiaal wordt toegepast (De Lange *et al.*, 2015).

In De Lange (2009) zijn verschillende geohydrologische situaties onderscheiden die leiden tot een hogere verdunningsfactor (f_{pluim}). Door de lokale geohydrologische situatie goed in beeld te brengen kan een andere verdunningsfactor voor het grondwater worden afgeleid, en daarmee andere samenstellingswaarden.

Voor het schatten van de verdunningsfactor op basis van potentiële verspreidingsrisico's in het grondwater kunnen ook computermodellen worden ingezet. Dit zijn in de regel krachtige methoden, waarin zowel de geohydrologie als het milieuchemisch gedrag wordt gesimuleerd. Ook kunnen hierbij de onzekerheden bij verschillende scenario's worden gekwantificeerd. Er zijn verschillende praktijkvoorbeelden van dergelijke toepassingen beschikbaar (o.a. De Lange *et al.*, 2009; Vink en De Lange, 2015), waarbij hydrologie en chemie zijn gekoppeld. Het gebruik van deze modellen vraagt zeer gespecialiseerde kennis en kan niet routinematig worden uitgevoerd.

8.4 Beschikbaarheidsmetingen

Zoals in § 5.2.2 is beschreven is een deel van de metalen zo sterk gebonden aan de mineralen dat deze metalen nooit vrijkomen. Omdat dit deel volledig inert is, vormen ze geen belasting voor het milieu. De rest van de metalen en alle organische microverontreinigingen is wel potentieel beschikbaar, en kunnen onder bepaalde omstandigheden in oplossing gaan. Onder de omstandigheden die heersen in toegepaste grond of bagger of in een (diepe) plas is echter een deel van de organische microverontreinigingen zo sterk gebonden aan de vaste fase dat deze niet meedoet aan het verdelingsevenwicht tussen poriewater en grond/bagger en daarmee ook geen bedreiging vormt voor de waterkwaliteit. Voor metalen en nutriënten geldt dat, als gevolg van de specifieke samenstelling van de grond of bagger en/of door locatiespecifieke omstandigheden, de nalevering veel lager kan zijn, waardoor deze partijen specifieke grond en/of bagger wel binnen de gestelde beschermingsdoelen kan worden toegepast. Dit kan van tevoren in de partijen grond en bagger worden bepaald door het uitvoeren van beschikbaarheidstesten.

De methoden voor de bepaling van het effect op oppervlaktewater verschillen in een aantal gevallen van de methoden voor bepaling van het effect op grondwater. Tevens zijn de technieken voor nutriënten, metalen en organische

microverontreinigingen verschillend. Tabel 8.2 geeft voor grond- en oppervlaktewater een overzicht van de methoden die in 8.4.1 en 8.4.2 nader worden beschreven.

Tabel 8.2: Beschikbaarheidsmethoden voor beschermingsroute oppervlaktewater en/of grondwater voor grond of bagger

Stoffen	Oppervlaktewater grond en bagger	Grondwater grond	Grondwater bagger
Nutriënten	P-Olsen	P-Olsen	poriewater/P-Olsen
Zware metalen	aerobe CaCl ₂	anaerobe CaCl ₂	poriewater
Organische contaminanten	TENAX	TENAX	TENAX

8.4.1 Beschikbaarheidsmetingen gericht op bescherming van oppervlaktewaterkwaliteit

Nutriënten in grond en bagger

Omdat metalen met een 0,43 M HNO₃-extractie worden bepaald, is in het generieke spoor gekozen om P ook met behulp van deze extractie te bepalen. De oorspronkelijke afleiding van P-samenstellingswaarden is echter gebaseerd op een Olsen-extractie. In het locatiespecifieke spoor kan gekozen worden om deze P_{Olsen} te gebruiken. De P-flux kan dan berekend worden met formule 2 in § 4.3.1.

Zware metalen in grond en bagger

De beschikbaarheid van metalen in de partijen grond of bagger onder aerobe omstandigheden (beschermdoel oppervlaktewater) kan worden bepaald met een 1mM CaCl₂-extractie onder gecontroleerde aerobe condities. Deze methode is in het kader van het onderzoeksprogramma diepe plassen verder ontwikkeld in een NTA/ISO-conceptnorm. Deze concentratie dient getoetst te worden aan het oppervlaktewaterbeschermingsdoel, waarbij voor koper, nikkel en zink tweedelijns-toetsing conform §8.4.5 kan worden toegepast. Voor de andere metalen wordt direct aan de oppervlaktewaternorm getoetst.

Organische microverontreinigingen in grond en bagger

Van vele waterbodembonden organische microverontreinigingen is aangetoond dat in het veld de verdeling over de waterfase en de vaste fase niet hetzelfde is als onder laboratoriumomstandigheden waarbij met gespikete monsters wordt gewerkt. Vaak ligt het verdelingsevenwicht in een milieumonster meer aan de kant van de vaste fase, met als gevolg dat de concentraties in de waterfase lager zijn dan berekend wordt met standaard evenwichtsverdeling (EP). De totaalgehalten in de vaste fase worden onderverdeeld in drie groepen:

- Het snel-desorbeerbare deel dat geheel meedoet aan het verdelingsevenwicht
- Het traag-desorbeerbare deel dat slechts voor een klein deel meedoet aan het verdelingsevenwicht
- Het zeer-traag-desorbeerbare deel dat niet meedoet aan het verdelingsevenwicht.

Door het meten van de snel-desorbeerbare fractie mbv een TENAX-extractie volgens NTA 6751 wordt een schatting verkregen van de gehalten in de grond of bagger die meedoen aan het verdelingsevenwicht. De NTA 6751 is via www.NEN.nl op te vragen.

Na meting dienen deze beschikbare gehalten gestandaardiseerd te worden naar standaardbodem. Deze beschikbare gehalten worden vervolgens getoetst aan de

generieke samenstellingswaarden vermeld in §6.3, of (als deze zijn afgeleid) aan de lokale maximale waarden conform §8.3.

8.4.2 Beschikbaarheidsmetingen gericht op bescherming van grondwaterkwaliteit

Nutriënten in grond

In grond kan de beschikbaarheid van P bepaald worden met de P-Olsen-extractie.

Nutriënten in bagger

In partijen bagger kunnen voor het beschermdoel grondwater de P en N de poriewaterconcentraties worden gemeten door met een Rhizon anaeroob poriewater te verzamelen, aan te zuren en te analyseren. Partijen grond zullen eerst onder nutriëntenarm water gezet moeten worden, en vervolgens kan na een maand op dezelfde wijze poriewater verzameld en geanalyseerd worden.

Zware metalen in grond

Arseen, Molybdeen en Barium

Het gedrag voorspellen van grond onder anaerobe omstandigheden is complex.

In §5.3.2 is beschreven dat in partijen grond de vormen waarin ijzer aanwezig is de mobiliteit van de stoffen As, Mo en Ba bepaald.

Als de gehalten van deze metalen de generieke samenstellingswaarden voor het grondwaterbeschermdoel in tabel 5.8 overschrijden, dan kan door het meten van het niet-kristallijne deel en het reactieve deel bepaald worden of de partij grond de potentie heeft om veel van deze metalen na te leveren.

$$\text{Log} \frac{Fe_{HNO_3\text{-extractie}} \text{ (mg / kg)}}{Fe_{CaCl_2\text{-extractie}} \text{ (}\mu\text{g / l)}} > 5$$

Als de verhouding kleiner is dan 5 dan is de nalevering van deze stoffen meestal relatief hoog.

Als de verhouding tussen beide ijzervormen groter is dan 5, kan vervolgens met de anaerobe 1mM CaCl₂-extractie de daadwerkelijke concentratie in het porievocht van deze metalen worden gesimuleerd (beschikbaarheid). De concentratie in µg/l in het CaCl₂-extract wordt gedeeld door de verdunningsfactor en daarna direct getoetst aan het beschermingsdoel grondwater. De verdunningsfactor dient te worden bepaald volgens §3.2.3 en 8.4.2.

Overige zware metalen

De overige zware metalen in grond voor het beschermingsdoel grondwater

Om de beschikbaarheid van de andere dan de 8.5.2 genoemde metalen te bepalen in de partijen grond dient de anaerobe 1mM CaCl₂-extractie uitgevoerd te worden volgens de genoemde NTA/ISO-conceptnorm.

Zware metalen in bagger

In partijen bagger kunnen voor het beschermdoel grondwater de poriewaterconcentraties direct worden gemeten door met een Rhizon (poriewatersampler met 0,45µm microfiltratie) anaeroob poriewater te verzamelen, aan te zuren en chemisch te analyseren. Deze concentratie wordt gedeeld door de verdunningsfactor en getoetst aan het grondwater-beschermingsdoel.

Organische microverontreinigingen in grond en bagger

Voor organische microverontreinigingen is er geen verschil tussen beschikbaarheidsmetingen gericht op bescherming van oppervlaktewater of grondwater. De beschrijving in § 8.4.1 geldt dus ook voor grondwater.

8.5 Partijboekhouding

Bij de afleiding van de generieke samenstellingswaarden is geen locatiespecifieke informatie of partijgegevens betrokken. Samenstellingswaarden zijn afgeleid vanuit het doel dat de toepassing van grond of bagger geen belemmering vormt voor de waterkwaliteitsdoelen voor oppervlaktewater en grondwater.

Omdat het in de praktijk ook zal voorkomen dat gehalten in de bagger of grond duidelijk lager zullen zijn dan de generieke samenstellingswaarden, kan afgesproken worden dat de initiatiefnemer een partijboekhouding bijhoudt, waarmee de gemiddelde partijkwaliteit gedurende het vullen van de plas wordt bijgehouden. De gewogen gemiddelde kwaliteit dient dan op jaarbasis aan de generieke samenstellingswaarden te voldoen. Hiermee ontstaat ruimte voor partijen die niet voldoen aan de generieke samenstellingswaarden, zolang de jaargemiddelde partijkwaliteit maar wel voldoet. Randvoorwaarde blijft dat alle individuele partijen moeten voldoen aan klasse industrie of klasse B voor grond of bagger.

De kwaliteitseisen die worden gesteld aan de afdeklaag worden hierdoor niet beïnvloed, omdat de kwaliteit van de afdeklaag voor zeer lange tijd de kwaliteit van het bovenstaande oppervlaktewater zal beïnvloeden. Dat betekent dat elke individuele partij dient te voldoen aan de samenstellingswaarden.

Belangrijk bij een partijboekhouding is dat deze jaarlijks gerapporteerd wordt aan de waterkwaliteitsbeheerder en dat controle en eventueel benodigde handhaving door de waterkwaliteitsbeheerder plaatsvindt. Bovendien is belangrijk dat de rapportagegrenzen aansluiten bij de generieke samenstellingswaarden dan wel lokale maximale waarden. Indien onvoldoende nauwkeurig wordt gemeten, is het niet mogelijk om de partijboekhouding nauwkeurig uit te voeren.

9 Monitoring

9.1 Inleiding

Bij het vullen van een diepe plas dient de waterkwaliteit altijd te worden gemonitord, zowel vooraf, tijdens als na afronding van het initiatief. De monitoring wordt in het inrichtingsplan beschreven en dient jaarlijks te worden geëvalueerd en gerapporteerd aan de waterkwaliteitsbeheerder. Ook in het geval dat een plas wordt gevuld met partijen grond of bagger die aan de generieke samenstellingswaarden voldoen, kan alleen met monitoring worden aangetoond dat aan de beschermingsdoelen wordt voldaan.

In dit hoofdstuk wordt beschreven op welke wijze de monitoring dient te worden uitgevoerd zodat getoetst kan worden of aan de beschermingsdoelen zoals beschreven in hoofdstuk 3, wordt voldaan. De Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen (juli 2014) is daarbij leidend. De monitoringresultaten dienen jaarlijks getoetst te worden en gerapporteerd aan de waterkwaliteitsbeheerder.

9.2 Oppervlaktewatermonitoring

Voor oppervlaktewatermonitoring wordt zoveel mogelijk aangesloten bij de KRW-monitoring. De KRW kent verschillende vormen van monitoring. Toestand- en trendmonitoring (TT) heeft tot doel het vaststellen en beoordelen van lange termijn trends. De algemene regel is dat bij TT-monitoring alle stoffen gedurende één gehele jaarcyclus eens in de 6 jaar worden gemeten. De frequentie in dat jaar is minimaal 12 keer voor prioritaire stoffen (tabel 3.4), minimaal 4 keer voor specifiek verontreinigende stoffen (tabel 3.5) en 6 keer gedurende de zomer voor algemene en fysisch-chemische parameters (tabel 9.1). Indien er normoverschrijdingen zijn geconstateerd, wordt de monitoring geïntensiveerd. Deze zogeheten 'operationele monitoring' (OM) heeft twee doelen: 1) de toestand vaststellen als milieudoelstellingen niet worden bereikt en 2) wijzigingen in de toestand van waterlichamen te beoordelen als gevolg van maatregelen. OM richt zich alleen op de parameters die (veranderingen in) de slechte toestand het beste indiceren. Prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen wordt dan elk jaar gemeten (frequentie van respectievelijk 12 en 4 keer per jaar). Binnen de OM wordt aanbevolen om bij het bepalen van de toestand bij voorkeur het gemiddelde van 3 meetjaren te gebruiken.

9.2.1 *Vooraf, tijdens en na*

Monitoringsgegevens zijn nodig voor verschillende doeleinden. Metingen in de plas voorafgaand aan de uitvoering zijn nodig voor het berekenen van lokale maximale waarden. Daarnaast wordt hiermee de T0-situatie vastgelegd, zodat tijdens de uitvoering kan worden beoordeeld of er een verandering in de waterkwaliteit optreedt.

Door monitoring van de waterkwaliteit tijdens het vullen van de plas, wordt de waterkwaliteit gemonitord en dient getoetst te worden of de waterkwaliteit aan de afgesproken beschermdoelen voldoet. Indien de meetreeks daar aanleiding toe geeft, kan in overleg met de waterkwaliteitsbeheerder worden bijgestuurd. Gedurende de gehele looptijd van het initiatief dient de monitoring te worden uitgevoerd. Omdat het constateren en volgen van effecten van de grootschalige

bodemtoepassingen op de beschermingsdoelen een belangrijk doel van het monitoren is, dient de frequentie en het stoffenpakket hierop aan te sluiten. Na afronding van de grootschalige bodemtoepassing in de diepe plas dient de waterkwaliteit te worden gevolgd gedurende minimaal 5 jaar. De minimale duur van de monitoring dient te worden vastgelegd in het inrichtingsplan en kan afhankelijk gemaakt worden van de meetresultaten. De monitoring kan worden uitgevoerd conform de Operationele Monitoring van de KRW.

9.2.2 *Frequentie en stoffenpakket oppervlaktewater*

De waterkwaliteit in de plas wordt gemonitord conform de Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen.

De meetfrequentie van de prioritaire stoffen, opgenomen in tabel 3.4, is daarin twaalfmaal per jaar (ca elke 4 weken). De meetfrequentie van specifiek verontreinigde stoffen, opgenomen in tabel 3.5, is viermaal per jaar (elke 13 weken). De algemene en veldparameters uit tabel 9.1 worden bij iedere monsternamen vastgesteld. De nutriënt-parameters worden gedurende het zomerhalfjaar maandelijks geanalyseerd.

Tabel 9.1 Algemene parameters en nutriënten

Veldparameters	Algemene parameters	Nutriënten
Doorzicht	Zwevend stof	Tot-N
Chloride	POC	Tot-P
EGV	DOC	NH ₄
Temperatuur		NO ₃
pH		o-PO ₄
O ₂		

De monitoring tijdens de vulfase is onder andere bedoeld om te volgen wat de effecten van de grootschalige toepassing zijn op de beschermingsdoelen. Hierom kan worden overwogen om binnen de grote groep aan organische microverontreinigingen alleen de bodemgebonden verontreinigingen ($K_{oc} > 3$) te monitoren. Daarnaast kan in het inrichtingsplan worden onderbouwd dat de frequentie voor de organische microverontreinigingen wordt teruggebracht van maandelijks naar viermaal per jaar, afhankelijk van de vulsnelheid.

Tijdens de eindfase van de plas wordt de werkwijze van de Operationele monitoring KRW gevolgd. Dit betekent dat het stoffenpakket bij de monitoring wordt bepaald door de kritische parameters uit de resultaten van de driejarige monitoringperiode daarvoor.

9.2.3 *Locatie(s)*

In het inrichtingsplan wordt de locatie of locaties waar de monitoring wordt uitgevoerd, vastgelegd. Het aantal monitoringslocaties hangt af van de grootte van de plas en van de grootte van de toepassing. De bemonsteringslocatie(s) dient in de directe omgeving (10 tot 50m) van het deel van de plas gekozen te worden waar de het vullen plaatsvindt. Als het een kleine toepassing betreft kan worden volstaan met één locatie. Als het een groot initiatief is, is monitoring op verschillende plaatsen relevant.

In niet-vrijliggende plassen dient ook een locatie direct na de instroomopening van de plas gemonitord te worden om eventuele normoverschrijdingen te kunnen verklaren uit het lokale herverontreinigingsniveau.

Als een niet-vrijliggende plas permanent meestroomt, kan de monitoringslocatie worden verplaatst naar de uitstroomopening. Daarnaast dient ook een locatie direct na de instroomopening van de plas gemonitord te worden om eventuele normoverschrijdingen te kunnen verklaren uit het lokale herverontreinigingsniveau.

Monitoring vindt plaats op 1 m onder het wateroppervlakte. In plassen dieper dan 10m wordt aanbevolen om ook monitoring onder de spronglaag uit te voeren halverwege het hypolimnion. Hiermee kan het optreden van zeer lage zuurstofconcentraties en de effecten daarvan op nalevering van P en metalen worden gedetecteerd.

Er wordt aanbevolen om niet tijdens het daadwerkelijke storten van de bagger/grond te bemonsteren, maar bv na een paar dagen, omdat getoetst wordt op jaargemiddelde concentraties en niet op de concentraties tijdens het storten. Er wordt wel aangeraden om tijdens en na het werk de zuurstofcondities en troebelheid te monitoren.

In niet-vrijliggende putten dient tijdens de werkzaamheden dagelijks troebelheid te worden gemeten in de uitstroomopening, omdat zwevendstofgebonden verontreinigingen significant bijdragen aan de vracht die de put verlaat. Geadviseerd wordt de zwevendstofconcentratie op het uitstroompunt te maximeren op 10% hoger dan in de rivier.

9.2.4

Toetsing van totaalconcentratie(s) vs opgeloste concentraties

Voor prioritaire stoffen zijn door de EU waterkwaliteitsnormen afgeleid op basis van de toxiciteit van de stof voor mens en ecosysteem, de zogenaamde EQS-waarden. De normen voor de 'specifiek verontreinigende stoffen' zijn door Nederland (RIVM) volgens dezelfde KRW-methodiek afgeleid.

Bij de afleiding van deze normen is gerekend met opgeloste concentraties (zoals die in laboratoriumonderzoek worden geanalyseerd). Onder veldomstandigheden zal echter een deel van de concentraties niet opgelost zijn, maar gebonden zijn aan het zwevend materiaal.

In het EU-rapport over de normafleiding (EU, 2011) is beschreven dat getoetst moet worden aan 1) de opgeloste concentraties óf 2) aan totaalconcentraties in water (dus incl. zwevende stof) maar dan moeten de normen worden omgerekend.

Het protocol Toetsen en Beoordelen (Rijkswaterstaat, 2014) schrijft voor organische microverontreinigingen een directe toetsing van de totaalconcentraties aan de KRW-normen voor. Dit is daarmee een goede eerste screening: Als er geen normoverschrijdingen zijn vastgesteld, weet men zeker dat er voor die stof geen probleem is; als er echter wel een normoverschrijding is geconstateerd weet men niet zeker of deze overschrijding ook daadwerkelijk een risico betekent.

Het uitvoeren van een tweede stap in de beoordeling lijkt dan wenselijk. De KRW-richtlijn biedt daar nu nog geen expliciete mogelijkheid voor, maar in het genoemde EU-rapport (EU, 2011) is uitgelegd hoe deze correctie kan worden uitgevoerd inclusief de bijbehorende formules.

Bij het toepassen van grond of bagger in diepe plassen zal tijdens de vulfase geen sprake zijn van een milieuchemisch evenwicht tussen de waterfase en de vaste fase, omdat een (groot) deel van het zwevende stof afkomstig is van de recent toegepaste grond en/of bagger. Ook kunnen de zwevende-stofconcentraties tijdens de stortperiode tijdelijk (veel) hoger zijn. Om deze redenen wordt aanbevolen om bij de toetsing van de monitoringsresultaten (totaalwatermonster) de gemeten zwevende-stofconcentraties te betrekken.

Voor zware metalen wordt de monitoring wel uitgevoerd in gefiltreerde monsters, waardoor bovenstaande niet speelt.

9.3 Biotamonitoring

Zoals in §3.2.2 is beschreven gelden voor verschillende prioritaire stoffen normen in biota, met name in vis maar ook in schelpdieren. De biotanormen zijn gebaseerd op zowel blootstelling van de mens door de consumptie van vis, maar ook op de blootstelling van hogere trofische niveaus, zoals visetende vogels. Dit type monitoring is momenteel sterk in ontwikkeling. Door de beheerder kan overwogen worden of KRW-biotamonitoring dient te worden uitgevoerd. Voor de verdere uitvoering daarvan wordt verwezen naar de KRW-kaders.

9.4 Grondwatermonitoring

Monitoring van het grondwater is niet nodig, omdat in vrijwel alle gevallen het transport van verontreinigingen via het grondwater dusdanig langzaam en op kleine schaal plaatsvindt, dat deze niet meetbaar is. Ook is het niet mogelijk de exacte locatie van de eventuele pluim te kennen en aan te boren.

Gegevens over de samenstelling van het grondwater zijn echter wel van belang voor het bepalen van lokale achtergrondconcentraties in het grondwater. Dit geldt met name voor arseen dat in delen van Nederland sterk verhoogd voorkomt. Lokale maximale waarden voor enkele metalen kunnen worden afgeleid op basis van meetgegevens in het watervoerend pakket. Als alternatief kan hierbij gebruik worden gemaakt van reeds beschikbare meetgegevens uit de directe omgeving van de diepe plas. In het inrichtingsplan dient gemotiveerd te worden of en waarom grondwatermonitoring nodig is. Hierin dienen stofkeuze en meetfrequentie te worden aangegeven.

9.5 Evaluatie en rapportage

Voorgesteld wordt om in het inrichtingsplan vast te leggen dat jaarlijks de monitoringsresultaten getoetst worden aan de waterkwaliteitsdoelen en de T_0 -situatie en gerapporteerd worden aan de waterkwaliteitsbeheerder.

Omdat het KRW-oordeel wordt gebaseerd op driejarig-gemiddelden, wordt na de eerste 3 jaar van monitoring een voortschrijdend gemiddelde beoordeeld en bepaald of er een significante trend optreedt. Als tijdens het vullen niet wordt voldaan aan de beschermingsdoelen (terwijl dat in de T_0 -situatie wel het geval was) dan dient de oorzaak te worden gezocht en kan door de waterkwaliteitsbeheerder overwogen worden of de toepassing bijgestuurd moet worden. Dit geldt ook voor de situatie dat in de T_0 -situatie niet werd voldaan aan de beschermingsdoelen en er een sterke verslechtering wordt geconstateerd.

Na afronding van de toepassing en nadat deze is afgedekt met een afdeklaag van een halve meter dik die voldoet aan de generieke samenstellingswaarden of afgeleide lokale maximale waarden, dient de monitoring (incl evaluatie en rapportage) minimaal 5 jaar te worden voortgezet. Afhankelijk van de resultaten kan naderhand ingrijpen door bv het aanbrengen van een extra afdeklaag overwogen worden.

Het voldoen aan de al dan niet lokaal vastgelegde beschermingsdoelen blijft het uitgangspunt.

10 Stappen in beoordelingssystematiek

In dit hoofdstuk worden aan de hand van het schema in figuur 10.1 de verschillende stappen doorlopen die bij een initiatief tot herinrichting spelen.

10.1 Kies het generieke of locatiespecifieke spoor

Er zijn twee hoofdsporen: generiek en locatiespecifiek. In het generieke spoor (links in figuur 10.1) hoeft milieuhygiënisch niets geregeld te worden. Er hoeft bijvoorbeeld geen T_0 -waterkwaliteit te worden bepaald en er hoeft geen nota Bodembeheer te worden opgesteld. Op basis van een inrichtingsplan kan verondiept worden en volstaat een melding voor het materiaal dat voldoet aan de generieke normen. Het is wel verplicht om tijdens de vulfase en gedurende een aantal jaren (ca. 5 jaar) de eindsituatie te monitoren.

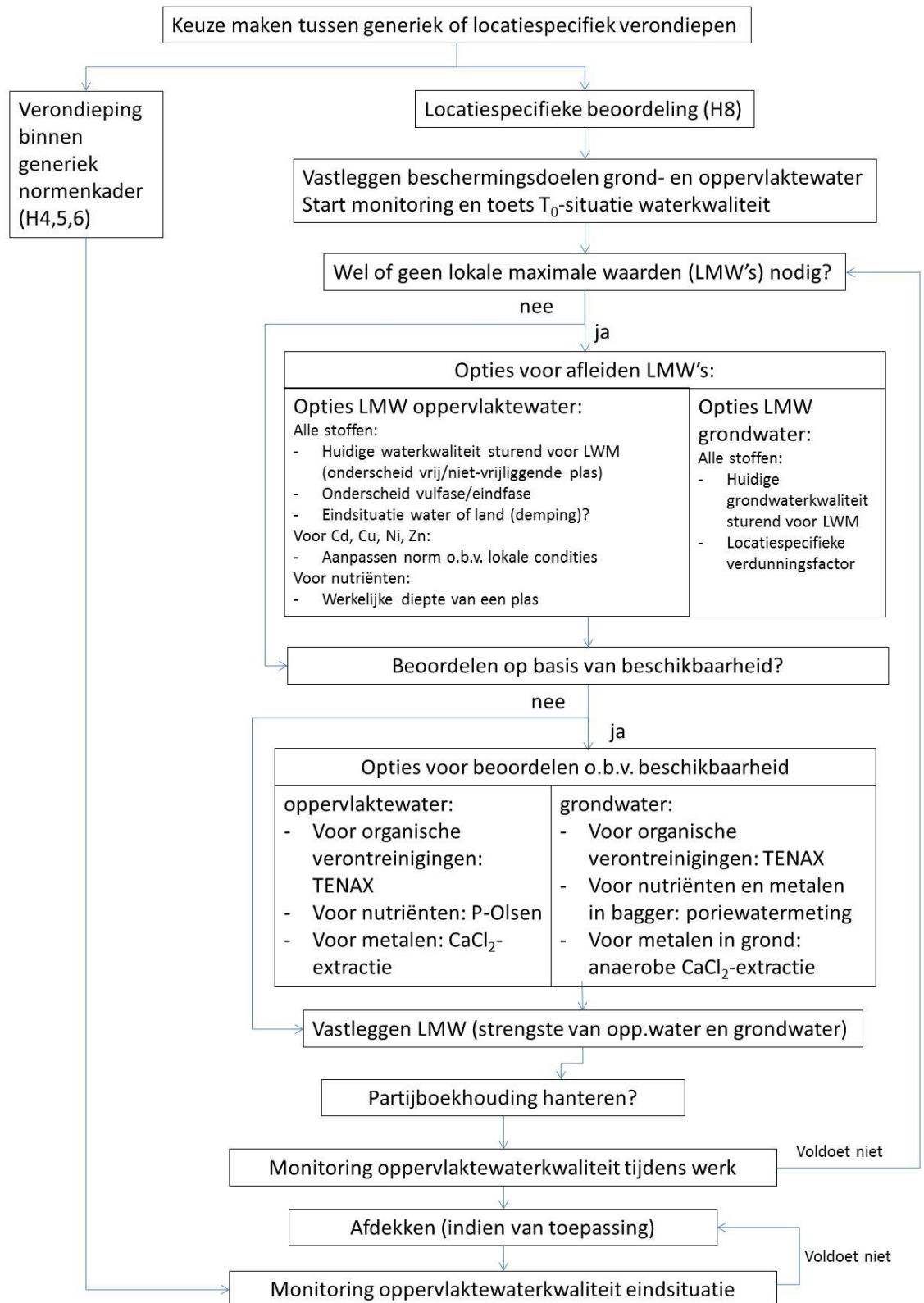
Hoewel het meer voorbereiding en onderbouwing vraagt, zijn er meerdere redenen mogelijk om voor het locatiespecifieke spoor te kiezen:

- Als de aanvangskwaliteit van de plas door structurele belasting van stoffen (herverontreiniging) niet voldoet aan de normen, biedt dat de mogelijkheid om soepelere criteria te stellen voor verondieping.
- Als wordt verwacht dat de gemiddelde kwaliteit van de beoogde grond en bagger waarmee verondiept gaat worden, niet voldoet aan de generieke samenstellingswaarden, kan in locatiespecifieke spoor worden onderbouwd dat wel de bagger/grond wel aan de gestelde kwaliteitseisen voldoet.
- Als wordt verwacht dat wordt verondiept met voornamelijk grond (minder dan 20% baggerspecie), dan mag geen gebruik gemaakt worden van de generieke samenstellingswaarden voor grondwater. Deze grond is namelijk zo doorlatend, dat niet met een verdunningsfactor 100 gerekend mag worden. In dat geval dient in het locatiespecifieke spoor de werkelijke doorlatendheid bepaald te worden en op basis daarvan samenstellingswaarden.

Het tweede hoofdspoor, locatiespecifiek, kent enkele keuzeopties:

1. Wel of geen lokale maximale waarden vaststellen
2. Wel of geen gebruik maken van beschikbaarheidsmetingen
3. Wel of geen gebruik maken van partijboekhouding.

Deze keuzes zijn in figuur 10.1 in achtereenvolgende stappen weergegeven, maar dienen in samenhang met elkaar te worden gemaakt.



Figuur 10.1: Schematisch overzicht van de stappen die doorlopen moeten worden.

10.2 Generiek spoor

In figuur 10.1 is te zien dat, als gebruik gemaakt wordt van de generieke samenstellingswaarden, er milieuhygiënisch geen belemmering is om te verondiepen, mits verondiept wordt met meer dan 20% baggerspecie. 'Na de melding wordt direct gestart met de monitoring van de oppervlaktewaterkwaliteit.

10.3 Bepaal de huidige status en beschermingsdoelen van de plas

10.3.1 Vaststellen beschermingsdoelen van de plas

De oppervlaktewaterbeschermingsdoelen en grondwaterbeschermingsdoelen moeten helder zijn. Als de waterbeheerder deze niet expliciet heeft vastgelegd, moet dat alsnog gebeuren (zie §8.2). Verder moet worden vastgelegd hoe de eindsituatie zal worden (bijv. verandering KRW-watertype mogelijk met wijziging van doelen voor nutriënten en ondersteunende parameters) en na hoeveel jaar de eindsituatie moet zijn behaald.

10.3.2 Monitoring uitgangssituatie

Om de uitgangssituatie te kennen, dient minimaal een jaar voorafgaand aan het initiatief gestart te worden met monitoring van de oppervlaktewaterkwaliteit conform hoofdstuk 9.

Als het oppervlaktewater in de uitgangssituatie niet voldoet aan de waterkwaliteitsdoelen moet worden besloten welke beschermingsdoelen gelden tijdens de uitvoering en in de eindsituatie. Deze kunnen dus verschillen in de vulfase en in de eindsituatie.

Als het oppervlaktewater in de uitgangssituatie wel voldoet aan de waterkwaliteitsdoelen moet worden besloten of tijdens het vullen van de plas andere beschermingsdoelen gelden.

10.3.3 Locatiespecifieke aanpassingen

Nu komen de drie eergenoemde keuzes in §10.1 aan bod.

1. Eerst krijgt de initiatiefnemer de keuze of hij/zij lokale maximale waarden gaat afleiden, zoals in §10.4 beschreven.
2. Dan wordt bepaald of beschikbaarheidsmetingen worden uitgevoerd (§10.5).
3. In §10.6 wordt het derde keuze-element, de partijboekhouding, toegelicht.

10.4 Afleiden van lokale maximale waarden (LMW's)

In deze paragraaf zullen de verschillende onderwerpen aan de hand waarvan LMW's worden onderbouwd, kort worden beschreven aan de hand van figuur 10.1. De details van het afleiden van LMW's zijn reeds vastgelegd in hoofdstuk 8.

Er zijn verschillende opties om te komen tot LMW's. Sommige zijn geschikt voor alle stoffen, andere zijn alleen mogelijk voor specifieke stofgroepen. Ook de eigenschappen van de plas (bijvoorbeeld wel of niet-vrijliggend) of de inrichtingsvariant (diepe delen, ondiep of dempen) bepalen de mogelijkheden voor het afleiden van LMW's.

10.4.1 *Opties voor afleiding van LMW's ter bescherming van het oppervlaktewater*

Mogelijk voor alle stoffen: de huidige waterkwaliteit in de plas voldoet niet

In niet-vrijliggende plassen worden de lokale maximale waarden bepaald op basis van het lokale herverontreinigingsniveau, hiervoor dienen metingen te worden uitgevoerd van zwevend-stofkwaliteit of top laagkwaliteit.

In vrijliggende plassen kan de lokale bodemkwaliteit als lokale maximale waarde worden gehanteerd, mits de afdeklaag waarmee de nuttige toepassing uiteindelijk wordt afgerond aan de vereisten voldoet voor het halen van het vastgestelde oppervlaktewaterbeschermingsdoel.

Mogelijk voor alle stoffen: onderscheid tussen vul- en eindfase

De waterbeheerder kan besluiten dat een tijdelijk verslechtering van de plas geen probleem is als de eindsituatie maar weer aan alle beschermingsdoelen voldoet. Meer informatie is te vinden in §8.3.1 optie 2.

Mogelijk voor alle stoffen: eindinrichting

Indien de plas helemaal wordt gevuld, vervallen de samenstellingswaarden voor oppervlaktewater en blijven alleen normen ter bescherming van het grondwater over. Voor de nieuwe top laag is het echter wel nodig dat deze voldoet aan de normen voor de bodemfunctie die de voormalige plas krijgt (zie §8.3.1 optie 3).

Mogelijk voor Cd, Cu, Ni en Zn: 2^e lijnsnorm

Voor deze 4 metalen is de 2^e lijnsnorm locatiespecifiek. Deze locatiespecifieke norm voor oppervlaktewater mag worden gebruikt als de variabelen DOC, pH en Ca in de plas bekend zijn. Zie §8.3.1 optie 4 voor de uitwerking.

Mogelijk voor P: gebruik van werkelijke diepte

Omdat de generieke samenstellingswaarde voor P is gebaseerd op een fluxberekening (en niet op evenwicht tussen sediment en oppervlaktewater), speelt de diepte een rol (verdunding) bij het afleiden van de samenstellingswaarde voor P. Indien de inrichtingsdiepte afwijkt van de default-waarden kan de samenstellingswaarde opnieuw hiermee berekend worden. Details zijn beschreven in §8.3.1 optie 5.

10.4.2 *Opties voor afleiding van lokale maximale waarden ter bescherming van het grondwater*

Mogelijk voor alle stoffen: huidige grondwaterkwaliteit bepaalt LMW's.

Indien de achtergrondconcentratie van het grondwater dat langs/door de put stroomt voor een aantal parameters reeds de norm overschrijdt, mag voor die parameters een LMW worden bepaald die past bij die lokale achtergrondconcentratie. De berekeningen zijn vermeld in § 8.3.2 optie 1.

Mogelijk voor alle stoffen: locatiespecifieke verdunningsfactor bepalen.

De mate waarin de grond/bagger in de verondieping de grondwaterkwaliteit beïnvloedt, hangt sterk af van de geohydrologische situatie. Om dit te verdisconteren is een verdunningsfactor geïntroduceerd. Daarin speelt ook de doorlatendheid van de grond/bagger waarmee verondiept een rol, deze moet geschat worden. Voor de generieke samenstellingswaarden is gerekend met een verdunningsfactor van 100. In § 10.2 is reeds gesteld dat als voornamelijk grond (minder dan 20% baggerspecie) wordt gebruikt, dan de verdunningsfactor lager is, maar in veel gevallen is deze verdunningsfactor juist veel hoger. Voor het bepalen van de LMW's kan deze verdunningsfactor worden berekend op basis van de

verwachte eigenschappen van de grond/bagger die in de put wordt toegepast en de geohydrologische situatie. Meer informatie over het aanpassen van de verdunningsfactor is te vinden in §8.3.2 optie 2.

10.4.3 Vaststellen van definitieve lijst met maximale waarden.

Als de (lokale) waarden, of wel in de vorm van gehalten in grond/sediment of in concentraties in water, ter bescherming van grond- en oppervlaktewater zijn vastgesteld, worden de acceptatiecriteria vastgesteld door per stof de strengste van die twee samenstellingswaarden te nemen.

10.5 Gebruik maken van beschikbaarheidsmetingen

Beschikbaarheidsmetingen ter bescherming van oppervlaktewaterkwaliteit

In het locatiespecifieke spoor is ruimte voor het meenemen van biobeschikbaarheid. De initiatiefnemer mag zelf beslissen of hij dit doet voor enkele stoffen, stofgroepen of voor alle stoffen. Wel wordt geadviseerd om alle stoffen mee te nemen die in dezelfde analysegang worden gemeten. Als wordt beoordeeld op basis van beschikbaarheid, wordt een milder extractiemiddel gebruikt. Voor metalen wordt daarvoor de aerobe CaCl_2 -extractie gebruikt, voor metalen wordt met TENAX geëxtraheerd. Deze beschikbaarheidsmetingen vervangen de totaalgehaltebepalingen, waardoor extra kosten worden voorkomen. Meer informatie is te vinden in § 8.4.1.

De resultaten van de CaCl_2 -extractie (in $\mu\text{g/l}$) worden niet getoetst aan de samenstellingswaarde voor grond/bagger, maar direct aan de waternorm. Dat betekent dat voor metalen geen (lokale) maximale waarden in grond/bagger nodig zijn, maar (lokale) maximale concentratie in oppervlaktewater. Het TENAX-resultaat wordt wel aan de samenstellingswaarde voor grond/bagger getoetst.

Beschikbaarheidsmetingen ter bescherming van grondwaterkwaliteit

Het beoordelen is het meest eenvoudig voor organische contaminanten in grond/bagger. De beschikbaarheidsmethode voor grondwater is gelijk aan dat van oppervlaktewater, behalve dat het resultaat getoetst wordt aan de samenstellingswaarde voor grondwater.

Voor nutriënten en metalen in bagger is een directe meting in poriewater geschikt als beschikbaarheidsmeting. De gemeten concentratie in poriewater wordt direct getoetst aan de grondwaternorm. Dit houdt ook in dat de (lokale) maximale waarde wordt uitgedrukt in $\mu\text{g/l}$.

Voor grond is de beoordeling op basis van beschikbaarheid complexer omdat een inschatting gemaakt moet worden van de beschikbaarheid onder anaerobe omstandigheden. Voor metalen is daarvoor de anaerobe CaCl_2 -extractie geschikt; voor nutriënten is dat een proef waarin een kleine hoeveelheid grond een maand onder water wordt gezet. Het resultaat van de CaCl_2 -extratie wordt hierbij getoetst aan een (lokale) maximale waarde in $\mu\text{g/l}$.

Beschikbaarheidsmetingen ter bescherming van grondwater zijn uitgewerkt in § 8.4.2.

10.6 Partijboekhouding

Als is vastgelegd dat een partijboekhouding mag worden bijgehouden tijdens de vulfase dan dient in het inrichtingsplan te worden vastgelegd hoe en door wie de partijboekhouding wordt uitgevoerd en beoordeeld. De randvoorwaarden van een partijboekhouding zijn beschreven in § 8.4.

10.7 Monitoring en eindinrichting

10.7.1 Monitoring tijdens de werkzaamheden

Jaarlijks wordt de toestand en trend van de oppervlaktewaterkwaliteit gerapporteerd aan waterkwaliteitsbeheerder. Als er niet-voorzienere stijgende trends of normoverschrijdingen (op basis van een 3-jarig gemiddelde) worden gerapporteerd, wordt in overleg met het Bevoegd Gezag gekeken of aanpassing van de maximale waarden gewenst is.

10.7.2 Afdekken (indien van toepassing)

Nadat de diepe plas is gevuld volgens het inrichtingsplan dient deze afgedekt te worden met een halve meter dikke afdeklaag grond of bagger die aan de lokale maximale waarden voldoet die zijn afgeleid op basis van de waterkwaliteitsdoelen die gelden in de eindsituatie. Deze kunnen afwijken van de samenstellingswaarden voor de vulfase. Elke partij dient hieraan te voldoen.

10.7.3 Monitoring van de eindsituatie

In het inrichtingsplan wordt vastgelegd hoelang de toestand en trend van de waterkwaliteit zal worden gemonitord en jaarlijks gerapporteerd aan de waterkwaliteitsbeheerder.

10.7.4 Evaluatie en herstel

Indien op basis van 3-jarige gemiddelden de waterkwaliteit na oplevering van de inrichting niet voldoet aan de afgesproken beschermingsdoelen voor de waterkwaliteit, en als er geen andere aanwijsbare bronnen zijn, dan dienen herstelmaatregelen te worden uitgevoerd door de initiatiefnemer. Dit zou kunnen betekenen dat een nieuwe toplaag van schone grond of bagger moet worden aangebracht.

Referenties

Acharyya, S.K., P. Chakraborty, S. Lahiri, B.C. Raymahashay, S. Guba, A. Bhowmik (1999). Arsenic poisoning in the Ganges delta. *Nature* 401:545-547.

Appelo, C.A.J., M.J.J. van der Weijden, C. Tournassat, L. Charlet (2002). Surface complication of ferrous iron and carbonate on ferrihydrite and the mobilization of arsenic. *Environ. Sci. Technol.* 36:3096-3103.

Berg, L.J.L. van den, M.D.M. Poelen, N.G. Jaarsma J.J.M. Geurts, R.J. Brederveld, L.P.M. Lamers (2012). Waterbodembeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT)- De rol van vissen, planten, zuurstof en temperatuur bij de nalevering van nutriënten. Rapport met resultaten experimenten RUN en B-Ware. B-WARE Rapport 2012.18.

Best, J. de, A. Wijdeveld, J.P.M. Vink, P. van Noort, B. van Breukelen, F. Smedes (2007). Uitloging en verspreiding vanuit depots. Beschrijving resultaten metingen bij depot Amerikahaven 2006. AKWA rapport 07.002, Lelystad.

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

BKMW, 2015. Voorpublicatie van het ontwerpbesluit tot wijziging van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009. Besluit van 23 januari 2015. Staatsblad 2015, 1852.

Brand, E., W. Peijnenburg, B. Groenenberg, J.P.M. Vink, J. Lijzen, D. ten Hulscher, C. Jonker, P. Romkens (2009). Towards implementation of bioavailability measurements in the Dutch soil regulatory framework. RIVM report 711701084/2009, Bilthoven.

Circulaire bodemsanering, 1 juli 2013. Staatscourant Jaargang 2013 Nr. 16675, 27 juni 2013.

Coffey, M., F. Dehirs, O. Collette, G. Luther, T. Church, T. Jickells (1997). The behaviour of dissolved barium in estuaries. *Estuarine Coastal and shelf Science* 45:113-121.

Deltares (2014). <http://www.pnec-pro.com>.

Dijkstra, Joris J., Rob N. J. Comans, Jos P.M. Vink, Andre van Zomeren, e.a. (in prep). Experimental tools to estimate the contaminant fate upon the submerged storage of contaminated soils and sediments in former sandpits.

Duester, Lars, Jos P.M. Vink, Alfred V. Hirner (2008). Antimony and arsenic species in sediment pore water tested with SOFIE. *Environmental Science & Technology* 42(16):5866-5871.

Ecofide (2015). Landelijke screening nieuwe stoffen. Prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen. In opdracht van: Kring monitoring. Wordt ook een STOWA-rapport:

STOWA (in prep). Landelijke screening nieuwe stoffen. Prioritaire en specifiek verontreinigende stoffen.

EU, 2011. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 27.

Gerritsen, A.A.M. (2012). Stoffenpakket waterbodems rijkswateren. Deltares-rapport 1205363.

Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, A.M. Banach, J.P.M.V. De Graaf, J.G.M. Roelofs, L.P.M. Lamers (2010). The interaction between decomposition, net N and P mineralization and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44: 3487-3495.

Geurts, J.J.M., H. Hetjens, L.P.M. Lamers (2013). Nalevering van nutriënten bij de verondieping van diepe plassen. Rapport in opdracht van Rijkswaterstaat Waterdienst / Deltares. Radboud Universiteit Nijmegen, Afdeling Aquatische Ecologie & Milieubiologie.

Groenenberg, J.E., Romkens, P.F.A.M., Comans, R.N.J., Luster, J., Pampura, T. (2010). Transfer functions for solid-solution partitioning of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in soils: derivation of relationships for free metal ion activities and validation with independent data. *Europ. J. Soil Sci.* 61:58-73.

Groenenberg, J.E., J.J. Dijkstra, L.T.C. Bonten, W. de Vries, R.N.J. Comans (2012). Evaluation of the performance and limitations of empirical partition relations and process based multisurface models to predict trace element solubility in soils. *Environ. Poll.* 166:98-107.

Groot, A.C. de, W.J.G.M. Peijnenburg, M.A.G.T. van den Hoop, R. Ritsema en R.P.M. van Veen, 1998. Heavy metals in Dutch field soils: an experimental and theoretical study on equilibrium partitioning. RIVM report no. 607220001, Bilthoven, The Netherlands.

Heuvel, M. van den, L. Osté, H. Hulsman & M. Kotterman (2009). Aal in het benedenrivierengebied. 1. Feiten. Deltares rapport nr. Q4736/1002515.

Hin, J.A., L.A. Osté, C.A. Schmidt, 2010. Handreiking beoordelen waterbodems. Ministerie van Infrastructuur en Milieu, Den Haag.

Hullebusch, E. van, A. Peerbolte, M.H. Zandvoort, P.N.L. Lens (2005). Sorption of cobalt and nickel on anaerobic granular sludges: isotherms and sequential extractions. *Chemosphere* 58:493-505

Imares (2009). Kwik en chroom in het milieu. Verschijningsvormen, gedrag en toxiciteit. Literatuurstudie in opdracht van Movares en RWS IJsselmeergebied.

Imares (2010). Risico's van kwik in het Zwarte water; studie naar de relatie tussen gehalten in zwevend stof en de waterbodem. Rapport C153/10.

Jaarsma, N., M. Klinge & L. Lamers (2008). Van helder naar troebel... en weer terug. Een ecologische systeemanalyse en diagnose van ondiepe plassen voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA Rapport 2008-4.

Janse, J.H. (2005). Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift WUR, Wageningen.

Kotterman, M en M. van den Heuvel, 2010. Kwik en chroom in het milieu. Verschijningsvormen, gedrag en toxiciteit. IMARES-Rapport C046/10

Lamé, F.P.J., D.J. Brus, R.H. Nieuwenhuis (2008). Achtergrondwaarden 2000. TNO rapport 2007-U-R1051/A, Utrecht.

Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen, J.G.M. Roelofs (1998). Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.

Lamers L. (red.), J. Sarneel, J. Geurts, M. Dionisio Pires, E. Remke, H. van Kleef, M. Christianen, L. Bakker, G. Mulderij, J. Schouwenaars, M. Klinge, N. Jaarsma, S. van der Wielen, M. Soons, J. Verhoeven, B. Ibelings, E. van Donk, W. Verberk, H. Esselink, J. Roelofs (2010). Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren. OBN Eindrapportage 2006-2009 (Fase 2). Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Directie Kennis.

Lamers, L., S. Schep, J. Geurts, F. Smolders (2012). Erfenis fosfaatrijk verleden: Helder water met woekerende waterplanten. *H₂O* 13: 29-31.

Lamers, L.P.M., M.D.M. Poelen, L.J.L. Van den Berg, J.J.M. Geurts, J.G.M. Roelofs, A.J.P. Smolders (2013). Waternatuur in een veranderend klimaat. *De Levende Natuur* 114: 153-156.

Lange, Wim de (2011). Handreiking geohydrologische beoordeling bij herinrichting van diepe plassen. Deltares, Utrecht, Rapportnr.1203224-000.

Lange, W. de, N. Hartog, J.P.M. Vink, B. van der Grift, R. Heerdink, J.C. Hoogewoud, R. Nieuwenhuizen, T. Vergroesen, J. Griffioen (2009). Van Put naar plas: Bergen van grond onder water. Systematisch onderzoek zandwinput Schellerwaard. Deltares, Rapport 0906-0216.

Lijzen, J.P.A., J.W. Claessens, R.N.J. Comans, J. Griffioen, W.J. de Lange, J. Spijker, J.P.M. Vink, M.C. Zijp, 2011. Beoordelen grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. Elementen voor generieke en locatiespecifieke beoordeling. RIVM Rapport 607711002/2011, RIVM, Deltares, ECN.

Maranger, R., M.J. Pullin (2003). Elemental complexation by dissolved organic matter in lakes: implications for Fe speciation and the bioavailability of Fe and P. In: *Aquatic Ecosystems* (Findlay, S.E.G. and R.L. Sinsabaugh), Academic Press 0-12-256371-9, p. 185-214.

Ministerie van Infrastructuur & Milieu – DG Water (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems. 4 november 2010.

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

Mol, G, J. Spijker, P. van Gaans, Paul Romkens, 2012. Geochemische atlas van Nederland. Wageningen Academic Publishers, Nederland

- Moore, T.R. (1988). Dissolved iron and organic matter in northern peatlands. *Soil Science* 145/1:70-76
- Nickson, R.T., J.M. McArthur, P. Ravenscroft, W.G. Urges, K.M. Ahmed (2000). Mechanism of arsenic release to groundwater, Bangladesh and West Bengal. *Appl. Geochem.* 15:403-413.
- Niyogi, S., C.M. Wood (2004). Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. *Environ. Sci. Technol.* 23:6177-6192.
- Nijs, A.C.M. de | W. Verweij | E. Buis | G. Janssen, 2011. Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater, Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren. Rapport 607402003/2011.
- Osté, A., N. Jaarsma, F. van Oosterhout (2010). Een heldere kijk op diepe plassen. Kennisdocument diepe meren en plassen: ecologische systeemanalyse, diagnose en maatregelen. STOWA Rapport 2010-38.
- Pedersen, H.D., D. Postma, R. Jakobsen (2006). Release of arsenic associated with the reduction and transformation of iron oxides. *Geochim. Cosmochim. Acta* 70:4116-4129.
- Poelen, M.D.M., L.J.L. van den Berg, G.N.J. ter Heerdt, R. Bakkum, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma, R.J. Brederveld, L.P.M. Lamers (2012). Waterbodembeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) - Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). B-WARE Rapport 2012.18.
- Riedel, Thomas, Dominik Zak, Harald Biester, and Thorsten Dittmar (2013). Iron traps terrestrially derived dissolved organic matter at redox interfaces. *PNAS* 110/25:10101-10105.
- Römkens, P.F.A.M., Groenenberg, J.E., Bonten, L.T.C., de Vries, W., Bril, J., 2004. Derivation of partition relationships to calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn solubility and activity in soil solutions. Alterra, Wageningen.
- Rijkswaterstaat (2014). Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen.
- RWS, 2014. Richtlijn KRW Monitoring Oppervlaktewater en Protocol Toetsen & Beoordelen. Juli 2014. www.helpdeskwater.nl
- Schröder, T.J., W.H. van Riemsdijk, S.E.A.T.M. van der Zee, J.P.M. Vink (2008). Monitoring and modeling of the solid-solution partitioning of heavy metals and As in a river floodplain redox sequence. *Applied Geochemistry* 23:2350-2363.
- Sheppard, S., J. Long, B. Sanipelli, G. Sohlenius (2009). Solid/liquid partitioning coefficients (kd) for selected soils and sediments at Forsmark and Laxemar-Simpevarp. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management, Report R-09-27, Stockholm.

Smit, C.E. & S. Wuijts, 2012. Specifieke verontreinigende en drinkwater relevante stoffen onder de Kaderrichtlijn water. Selectie van potentieel relevante stoffen voor Nederland. RIVM rapport 601714022 incl. bijlagen rapport.

Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde, J.G.M. Roelofs (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.

STOWA (2012). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021 (STOWA 2012-31).

Midterm review Uitvoeringsprogramma bodemconvenant, november 2013

Verheijen et al, 2009. Verantwoord grootschalig toepassen van grond en baggerspecie. Rapport van de Deskundigencommissie Verheijen (Hoofdrapport en bijlagenrapport).

Verschoor, A., J.P.M. Vink, M. Vijver (2012). Simplification of biotic ligand models of Cu, Ni and Zn by one, two and three parameter transfer functions. *Integrated Environmental Assessment and Management* 4:738-748.

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.

Vlaardingen, P.L.A. van, en E.M.J. Verbruggen, 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of 'International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands' (INS). RIVM report 601782001.

Vink, J.P.M. (1999): Beschikbaarheid van zware metalen in Maas uiterwaarden en in reducerend sediment. AKWA/RIZA rapport 99.014, Lelystad.

Vink, J.P.M. (2002a): Measurement of heavy metal speciation over redox gradients in natural water-sediment interfaces and implications for uptake by benthic organisms. *Environmental Science & Technology* 36/23:5130-5138.

Vink, J.P.M. (2002b). Anaërobe poriewater metingen in geconcentreerde berging van Maas-weerdgrond. RIZA werkdokument 2003.049X, AKWA projectdocument 03.002, Lelystad.

Vink, J.P.M. (2009). The origin of speciation: trace metal kinetics and bioaccumulation by Oligochaetes and Chironomids in undisturbed water-sediment interfaces. *Environmental Pollution* 157:519-527.

Vink, J.P.M. (2010). Cadmium speciation and biological uptake over water-sediment interfaces. In: *Advances in Environmental Research IV* (Ed: J.A. Daniels), Chapter 17. ISBN 978-1-61668-169-2, Nova Publishers Inc. DOI: 10.13140/2.1.2178.9127.

Vink, J.P.M. (2011). Relatie poriewaterkwaliteit en samenstelling van anaerobe bagger; Onderzoeksprogramma grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen Deltares, Utrecht, rapportnr. 1204085-003

Vink, J.P.M. (2014). Kwaliteitstoets risicobeoordeling microzand Kraaijenbergse plassen 5. Fysisch-chemische karakterisering. Deltares, Utrecht.

Vink, J.P.M. en Miermans, C.J.H. (2001). Anaerobe metingen in poriewater van diepe sedimentmonsters uit het baggerdepot De Slufter. AKWA document 01.004; RIZA werkdocument 2001.173X, Lelystad.

Vink, J.P.M., B. van der Grift, C.A. Schmidt (2010). Arseen in het lokale grondwater van Nederland en indelingen voor regionale beoordeling. Deltares rapport 1203842-000-BGS-0004, Utrecht.

Vink, J.P.M., J. Harmsen, H. Rijnaarts (2010). Delayed immobilisation of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions. Consequences for flooding and storage. *Journal of Soils and Sediments* 10(8):1633-1645.

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

Vink, Jos P.M., R. Comans, J. Dijkstra, e.a. (2015a, in prep). Soils in lakes I: Impact of nutrients and heavy metals on surface water quality.

Vink, J.P.M., A. van Zomeren, R. Comans e.a. (2015b, in prep). Soils in Lakes II: Reduction dynamics and the impact of nutrient and metal loads to groundwater

Vliet, ME van; Vrijhoef A; Boumans LJM; Wattel-Koekkoek EJW, 2010. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland: In het jaar 2008 en de verandering daarvan in 1984-2008.

Vink, J.P.M., W.J. de Lange (2015). Milieueffecten van grootschalig grondverzet. Chemisch-hydrologische modelstudie naar de verondieping van een zandwinplas in de Scheller- en Oldeneler buitenwaarden langs de rivier IJssel. Deltares rapport 1210937, Utrecht.

Wahid, P.A., N.V. Kamalam (1992). Reductive dissolution of crystalline and amorphous Fe(III) oxides by microorganisms in submerged soil. *Biol. Fertil. Soils* 15:144-148.

Wijngaart, T. van der, G. ter Heerdt, R. Bakkum, L. van den Berg, B. Brederveld, J. Geurts, N. Jaarsma, L. Lamers, L. Osté, M. Poelen, F. Smolders, R. van de Weerd (2012). BaggerNut, Maatregelen baggeren en nutriënten. Overkoepelend rapport. STOWA Rapport 2012-40.

Zomeren, A. van (2008). On the nature of organic matter from natural and contaminated materials. PhD-thesis, Wageningen UR.

Bijlagen

Bijlage 1 Normen in Circulaire bodemsanering (juli 2013)

Stofnaam	Streefwaarde grondwater ⁷ ondiep (< 10 m-mv) (µg/l)	Landelijke achtergrond concentratie Grondwater (AC) diep (> 10 m-mv) (µg/l)	Streefwaarde grondwater ⁷ diep (incl. AC) (> 10 m -mv) (µg/l)
1. Metalen			
Antimoon	–	0,09	0,15
Arseen	10	7	7,2*
Barium	50	200	200
Cadmium	0,4	0,06	0,06*
Chroom	1	2,4	2,5
Chroom III	–	–	–
Chroom VI	–	–	–
Kobalt	20	0,6	0,7
Koper	15	1,3	1,3
Kwik	0,05	–	0,01
Kwik (anorganisch)	–	–	–
Kwik (organisch)	–	–	–
Lood	15	1,6	1,7*
Molybdeen	5	0,7	3,6
Nikkel	15	2,1	2,1*
Zink	65	24	24

*Deze waarden zijn niet gebruikt, maar de richtwaarden zoals vermeld in tabel 3.1.

Bijlage 2 Relatie Koningswater en HNO₃-extractie

Het toepassen van de extractie met Aqua nitrosa (0,43M HNO₃) op grondmonsters in plaats van Aqua regia (12M HCl+15,8M HNO₃ bij ca. 150°C) betekent dat de gemeten gehalten (veel) lager zullen uitvallen. De mate waarin verschilt per metaal en bodemtype. Op basis van beide metingen aan een groot aantal grondmonsters (uit onderzoeksprogramma diepe plassen en database Alterra) geeft onderstaande tabel voor de verschillende metalen de gemiddelde factor f tussen beide extracties:

$$Me_{\text{-Aqua nitrosa}} = f * Me_{\text{-Aqua regia}}$$

Me	As	Ba	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V	Zn
f =	0,26	0,44	0,39	0,78	0,26	0,10	0,49	0,15	0,05	0,23	0,58	0,12	0,03	0,31	0,48

Voor de elementen As, Mo, Pb en Sb wordt in de transferfuncties gebruik gemaakt van het totaalgehalte Aluminium (gemeten via Aqua nitrosa). Als Al niet bekend is kan de waarde worden geschat uit het totaalgehalte ijzer, volgens:

$$Al \text{ (mg/kg)} = 3 * Fe \text{ (mg/kg)}.$$

De hierboven weergegeven waarden voor de factor f kunnen worden gebruikt voor een indicatieve vergelijking van de huidige samenstellingswaarden op basis van aqua regia en de waarden die in dit rapport worden afgeleid op basis van aqua nitrosa.

Achtergrondwaarden (AW) voor grond

Kolom 1: huidige, beleidsmatig vastgestelde en afgeronde AW-waarden (met Aqua regia);

kolom 2: AW op basis van Aqua nitrosa;

kolom 3: AW zoals ze in AW-2000 (Lamé et al. 2008) zijn gerapporteerd.

Kolom 4: AW in zand, gebaseerd op geochemische atlas

Kolom 5: AW in klei, gebaseerd op geochemische atlas

Tabel Achtergrondwaarden (AW) voor grond voor extractie met Aqua nitrosa, omgerekend met de factoren zoals weergegeven in het voorgaande intermezzo. Ter vergelijking zijn de (met dezelfde factoren) getransformeerde P-95 waarden weergegeven uit AW-2000 (Lamé et al., 2008).

		AW	AW	P95-waarde	AW (p95)	AW (p95)
		Grond	Grond	AW-2000	<5% lutum	>5% lutum
		(Aqua regia)	(Aqua nitrosa)		(zand)	(klei)
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	geochem atlas	geochem atlas
					(Aqua nitrosa)	(Aqua nitrosa)
					mg/kg	mg/kg
Antimoon	Sb	4,0	0,48	0,03	0,061	0,136
Arseen	As	20	5,2	3,3	1,9	10,0
Barium	Ba	-	83,6	68,2	25,0	205
Beryllium	Be	-	-	0,41	0,171	1,03
Cadmium	Cd	0,6	0,47	0,11	0,31	2,4
Chroom	Cr	55	5,5	4,8	1,58	4,71
Kobalt	Co	15	3,9	2,9	-	-
Koper	Cu	40	19,6	9,6	11,8	32,3
Kwik	Hg	0,15	-	-	0,123 (AR)	0,723 (AR)
Lood	Pb	50	29	8,7	27,4	117
Molybdeen	Mo	1,5	0,08	0,001	0,032	0,073
Nikkel	Ni	35	8,1	6,5	1,65	7,58
Seleen	Se	-	-	-	0,076	0,191
Tin	Sn	-	0,195	0,03	0,0474	0,127
Vanadium	V	80	24,8	21,0	14,7	15,8
Zn	Zn	140	67,2	30,9	29,5	142
P	P				15,4	15

Bijlage 3 Achtergrondwaarden en AS3000-rapportagegrenzen

Metalen

De achtergrondwaarden op basis van Aqua regia zijn omgerekend naar verwachte achtergrondwaarden op basis van Aqua nitrosa. De vetgedrukte achtergrondwaarden in tabel 5.8 zijn bepalend geweest voor de generieke samenstellingswaarden.

In de tabel staan ook de huidige AS3000-rapportagegrenzen gebaseerd op de Aqua regia extractie. Verwacht wordt dat deze bij een Aqua nitrosa extractie niet wezenlijk anders zullen zijn. De huidige AS3000-rapportagegrenzen zijn voor verschillende metalen hoger dan de afgeleide generieke samenstellingswaarden. Een verlaging van de AS3000-rapportagegrenzen is in die gevallen wenselijk.

Metalen		Achtergrondwaarden op basis van HNO ₃ -extractie [mg/kg _{ds}]	AS3000 rapportagegrenzen op basis van aqua regia [mg/kg _{ds}]
Antimoon	Sb	0,48	3,9
Arseen	As	5,2	5,9
Barium	Ba	84	59
Beryllium	Be	-	
Cadmium	Cd	0,47	0,45
Chroom	Cr	5,5	23
Kobalt	Co	3,9	3,2
Koper	Cu	20	7,7
Kwik	Hg	-	
Lood	Pb	29	19,4
Molybdeen	Mo	0,08	1,5
Nikkel	Ni	8,1	4,5
Seleen	Se	-	
Tin	Sn	0,20	4,5
Vanadium	V	25	9
Zn	Zn	67	32

Organische microverontreinigingen

De vetgedrukte achtergrondwaarden en rapportagegrenzen zijn bepalend geweest voor de generieke samenstellingswaarden in tabel 6.1 en 6.2.

Prioritaire stoffen	AW Waterbodem (mg/kg)	RG AS3000 (mg/kg)
antraceen		0.05
atrazine	0.035	
benzeen	0.2	
tetrachloormethaan (tetra)	0.3	
som aldrin, dieldrin, endrin en isodrin	0.015	0.004
aldrin	0.0008	0.001
dieldrin	0.008	0.001
endrin	0.0035	0.001
isodrin	0.001	0.001
som 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD en 4,4'-DDE	0.3	0.004
som DDT, DDD en DDE (6 isomeren)	0.3	0.004
4,4'-dichloordifenyiltrichloorethaan (44DDT)		0.001
1,2-dichloorethaan	0.2	
dichloormethaan	0.1	
endosulfan (som alfa- en beta-isomeer)	0.0009	0.001
endosulfan (alfa)	0.0009	0.001
fluorantheen		0.05
hexachloorbenzeen	0.0085	0.001
hexachloorbutadieen	0.003	0.001
som α -, β -, γ - en δ -HCH	0.01	0.004
α -HCH	0.001	0.001
β -HCH	0.002	0.001
γ -HCH (lindaan)	0.003	0.001
kwik	0.15	0.05
naftaleen		0.05
pentachloorbenzeen	0.0025	0.001
pentachloorfenol	0.003	0.003
benzo(a)pyreen		0.05
benzo(b)fluorantheen		
benzo(k)fluorantheen		0.05
benzo(ghi)peryleen		0.05
simazine		
tetrachlooretheen (per)	0.15	
trichlooretheen (tri)	0.25	
tributyltin (kation)	0.065	0.004
trichloorbenzenen	0.015	
trichloormethaan (chloroform)	0.25	

PCB-153 (als gidsstof dioxineachtige werking)	0.0035	0.001
som heptachloor en cis- en trans-heptachloorepoxide	0.0027	0.003
heptachloorepoxide	0.002	0.001
heptachloor	0.0007	0.001

Prioritaire stoffen	AW Waterbodem (mg/kg)	RG AS3000 (mg/kg)
methylazinfos	0.0075	
ethylbenzeen	0.2	
2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur (MCPA)	0.55	
benzo(a)antraceen		0.05
chryseen		0.05
fenantreen		0.05
trifenyln (kation)		0.004
som xyleen-isomeren (1,2 + 1,3 + 1,4-xyleen)	0.45	

Prioritaire stoffen	AW Waterbodem (mg/kg)	RG AS3000 (mg/kg)
1,1,1-trichloorethaan	0.25	
1,1,2-trichloorethaan	0.3	
1,1-dichloorethaan	0.2	
1,1-dichlooretheen	0.3	
1,2-dichlooretheen (som)	0.3	
chlooretheen (vinylchloride)	0.1	
styreen	0.25	
tolueen	0.2	
chloordaan	0.002	0.001
fenol	0.25	
som cresol-isomeren	0.3	
som dichloorpropanen (som 1,1- en 1,2- en 1,3-)	0.8	
som dichloorbenzeen	2	0.2
som tetrachloorbenzeen	0.009	0.004
som monochloorfenol	0.045	
som dichloorfenolen	0.2	
som trichloorfenol	0.003	
som tetrachloorfenol	0.015	
carbofuran	0.017	
carbaryl	0.15	
cyclohexanon	2	
pyridine	0.15	

tetrahydrofuraan	0.45	
tetrahydrothiofeen	1.5	
monochloorbenzeen	0.2	0.04
indeno(1,2,3-cd)pyreen		0.05

Bijlage 4 Verdunningsfactoren poriewater

Generieke verdunningsfactor van beschermdoel (C2) tot kritische concentratie poriewater (C1) bij hydrologische verdunningsfactor van 100

Stofnaam	Achtergrondconcentratie	Streef-waarde grondwater diep	Streef-waarde grondwater diep (onafgerond)	Drempel-waarde (zoet= laagste)	kritische conc. in poriewater, C1	netto verdunnings-factor C2 t.o.v. C1
	AC	(incl. AC)	(incl. AC)			
	(> 10 m - mv)	(> 10 m - mv)	(> 10 m - mv)			
	[µg/l]	[µg/l]	[µg/l]	[ug/l]	[µg/l]	[-]
1. Metalen						
Antimoon	0,09	0,15	0,152		6	41
Arseen	7	7,2	7,24	13,2	627	48
Barium	197	200	198,5		347	2
Cadmium	0,06	0,06	0,0634	0,35	29	83
Chroom	2,4	2,5	2,485		10,9	4
Chroom III	-	-	-			
Chroom VI	-	-	-			
Kobalt	0,63	0,7	0,656		3,2	4,9
Koper	1,3	1,3	1,311		2,4	1,8
Kwik*	0	0,01	0,01		1	100
Kwik (anorganisch)	-	-	-			
Kwik (organisch)	-	-	-			
Lood	1,6	1,7	1,71	7,4	582	79
Molybdeen	0,69	3,6	3,59		291	81
Nikkel	2,1	2,1	2,118	20	1792	90
Selenium*	0,02	n.a.			0,02	
Vanadium*	1,2	n.a.			1,2	
Zink	24	24	24,066		30,6	1

Indien alleen AW bekend is of stof van nature niet voorkomt (kwik) dan is de kritische poriewaterconcentratie gelijk aan de achtergrondconcentratie

Bijlage 5 De stoffenlijst in bijlage 1 van het Besluit bodemkwaliteit

In de stoffenlijst zijn alle stoffen opgenomen die genormeerd mogen worden in het Bbk. Uiteraard kunnen vanuit de zorgplicht altijd verdachte stoffen buiten de lijst worden gemeten, maar als een stof generiek wordt genormeerd in de Regeling bodemkwaliteit, moet deze in het Besluit bodemkwaliteit zijn opgenomen. De huidige stoffenlijst is te vinden in bijlage 1 van het Besluit bodemkwaliteit: <http://wetten.overheid.nl/BWBR0022929/>

Deze stoffenlijst dient op een aantal punten te worden gewijzigd.

1. Aanvullingen

De stoffenlijst Bbk is reeds afgestemd op de stoffen ter bescherming van het grondwater, maar de stoffen voor bescherming van het oppervlaktewater zijn niet allemaal opgenomen in deze lijst. Onderstaande tabel toont de stoffen die toegevoegd moeten worden om ook alle oppervlaktewaterrelevante stoffen te kunnen normeren in de Regeling bodemkwaliteit.

Stoffen met een waternorm die niet in de Bbk-stoffenlijst voorkomen.

Parametercode	Parameteromschrijving	CAS-nummer
PBDE153	2,2',4,4',5,5'-hexabroomdifenylether	68631-49-2
PBDE154	2,2',4,4',5,6'-hexabroomdifenylether	207122-15-4
PBDE99	2,2',4,4',5-pentabroomdifenylether	60348-60-9
PBDE100	2,2',4,4',6-pentabroomdifenylether	189084-64-8
PBDE47	2,2',4,4'-tetrabroomdifenylether	5436-43-1
PBDE28	2,4,4'-tribroomdifenylether	41318-75-6
abmtne	abamectine	71751-41-2
acnfn	aclonifen	74070-46-5
aaDCITol	alfa,alfa-dichloortolueen	98-87-3
bentzn	bentazon	25057-89-0
benzCl	benzylchloride	100-44-7
bedsfn	beta-endosulfan	33213-65-9
bfnx	bifenox	42576-02-3
B	boor	7440-42-8
captn	captan	133-06-2
carbdzm	carbendazim	10605-21-7
Clpfm	chloorprofam	101-21-3
Cltlrn	chloortoluron	15545-48-9
Clidzn	chloridazon	1698-60-8
cypmtn	cypermethrin	52315-07-8
dmtn	deltamethrin	52918-63-5
Daznn	diazinon	333-41-5
DC4ySn	dibutyltin (kation)	NVT
DClppP	dichloorprop-P	15165-67-0
Dcfl	dicofol	115-32-2
DmtnmdP	dimethenamid-P	163515-14-8
Dmtat	dimethoaat	60-51-5
esfvlrt	esfenvaleraat	66230-04-4
C2yazfs	ethylazinfos	2642-71-9
fenamfs	fenamifos	22224-92-6
feNO2ton	fenitrothion	122-14-5
fenOxcb	fenoxy carb	72490-01-8
heptnfs	heptenofos	23560-59-0
HBCD	hexabroomcyclododecaan	25637-99-4
imdcpd	imidacloprid	138261-41-3
irgrl	irgarol	28159-98-0

Parametercode	Parameteromschrijving	CAS-nummer
lcyhltn	lambda-cyhalothrin	91465-08-6
linrn	linuron	330-55-2
MCCP	mecoprop	93-65-2
metbtazrn	metabenzthiazuron	18691-97-9
mzCl	metazachloor	67129-08-2
C1ymsfrn	methyl-metsulfuron	74223-64-6
C1yprmfS	methylpirimifos	29232-93-7
metlCl	metolachloor	51218-45-2
mevfs	mevinfos	7786-34-7
Mlnrn	monolinuron	1746-81-2
OcC1yccT4slx	octamethylcyclotetrasiloxaan	556-67-2
omtat	omethoat	1113-02-6
PFOS	perfluoroctaansulfonaat	1763-23-1
pirmcb	pirimicarb	23103-98-2
propxr	propoxur	114-26-1
pyrdbn	pyridaben	96489-71-3
pyrpxfn	pyriproxyfen	95737-68-1
quinoxfn	quinoxifen	124495-18-7
s4C9yFol	som vertakte 4-nonylfenol-isomeren	NVT
tefbzrn	teflubenzuron	83121-18-0
terC4yazne	terbutylazine	5915-41-3
Ti	titaan	7440-32-6
tolcfsC1y	tolclofos-methyl	57018-04-9
Tazfs	triazofos	24017-47-8
TC4yPO4	tributylfosfaat	126-73-8
TClfn	trichloorfon	52-68-6
U	uranium	7440-61-1
PCB77*	3,3',4,4'-tetrachloorbifenyl	32598-13-3
PCB81*	3,4,4',5-tetrachloorbifenyl	70362-50-4
PCB105*	2,3,3',4,4'-pentachloorbifenyl	32598-14-4
PCB114*	2,3,4,4',5-pentachloorbifenyl	74472-37-0
PCB123*	2,3',4,4',5'-pentachloorbifenyl	65510-44-3
PCB126*	3,3',4,4',5-pentachloorbifenyl	57465-28-8
PCB156*	2,3,3',4,4',5-hexachloorbifenyl	38380-08-4
PCB157*	2,3,3',4,4',5'-hexachloorbifenyl	69782-90-7
PCB167*	2,3',4,4',5,5'-hexachloorbifenyl	52663-72-6
PCB169*	3,3',4,4',5,5'-hexachloorbifenyl	32774-16-6
PCB189*	2,3,3',4,4',5,5'-heptachloorbifenyl	39635-31-9

* Voor dioxineachtige stoffen vermeldt de Aquo-standaard 'som 29 dioxines (Bbk, 1-10-2010: als TEQ)'. In het Besluit bodemkwaliteit zijn alle dioxines (7) en furanen (10) vermeld, maar de dioxineachtige PCB's niet, behalve PCB118 die tot de som 7 behoort. In de normtabel van de Rbk zijn wel alle PCB's vermeld (met toxiciteits equivalentfactor; TEF). Het toevoegen van de dioxineachtige PCB's is dus ook voor normering voor toepassen op droge bodems relevant.

2. Correcties

Naast de toe te voegen stoffen is geconstateerd dat er een aantal foute CAS-nummers in de Bbk-lijst is vermeld. De goede CAS-nummers staan hieronder.

Goede CAS-nummers van stoffen met een fout CAS-nummer in bijlage 1 van het Besluit bodemkwaliteit

Stof	code	CAS-nummer
Kobalt	(Co)	7440-48-4
Zink	(Zn)	7440-66-6
Aldrin		309-00-2
Cis-Heptachloorepoxide		1024-57-3
Trans-Heptachloorepoxide		28044-83-9
Maneb		12427-38-2

Tenslotte is de naamgeving niet altijd gelijk. Hoewel de CAS-nummers uniek zijn, is consistent om de Nederlandse normlijsten zo veel mogelijk te voorzien van uniforme namen. Onderstaande tabel geeft de verschillende namen en in sommige gevallen een voorkeur.

Stoffen waarvan de naamgeving in de de Bbk-lijst afwijkt van de Waterlijst (Aquo-standaard). De naam voorzien van een sterretje heeft de voorkeur; in de gevallen zonder sterretje is er inhoudelijk geen voorkeur, hoewel de Aquo-standaard goed wordt bijgehouden en ook de Bbk-toetsen in de Aquokit zijn opgenomen.

Bbk	Aquo-standaard
Tellurium	Telluur
Ortho-xyleen	1,2-xyleen
Meta-xyleen	1,3-xyleen
Para-xyleen	1,4-xyleen
Pyrene	Pyreen*
Acenaphthene	Acenafteen*
Benzo(b)fluoranthene	Benzo(b)fluorantheen*
Benzo(j)fluoranthene	Benzo(b)fluorantheen*
Dibenz(a,h)anthracene	Dibenz(a,h)antracene*
9H-Fluorene	9H-Fluoreen*
Acenaphthylene	Acenaftyleen*
TCDD/PeCDD/HxCDD	uitgeschreven
Trichloormethaan	Trichloormethaan (chloroform)
Trichlooretheen	Trichlooretheen (tri)
Tetrachloormethaan	Tetrachloormethaan (tetra)
Tetrachlooretheen	Tetrachlooretheen (per)
Endosulfan	endosulfan (som alfa- en beta-isomeer)
HCH's	uitgeschreven
Azinfos-methyl	Methylazinfos
Tributyltin-kation	Tributyltin (kation)
MCPA	2-methyl-4-chloorfenoxijazijnzuur
Terbutryn*	Terbutrin
Chloorpyrifos-ethyl	Ethylchloorpyrifos
Parathion-methyl	Methylparathion

Bbk	Aquo-standaard
Di(2-ethylhexyl)ftalaat	bis(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)
4-para-nonylfenol	4-nonylfenol
Para-tert-octylfenol	4-tertiar-octylfenol
<i>Niet opgenomen</i>	Trichloorbenzeen (12002-48-1)
1,2,3-trichloorbenzeen (87-61-6)	<i>Niet opgenomen</i>
1,2,4-trichloorbenzeen (120-82-1)	<i>Niet opgenomen</i>
1,3,5-trichloorbenzeen (108-70-3)	<i>Niet opgenomen</i>

Bijlage 6 De Bestrijdingsmiddelenatlas

Naast de stoffen die in de SGBP's genoemd staan als normoverschrijdend worden ook in de Bestrijdingsmiddelenatlas (BMA) bestrijdingsmiddelen genoemd die de waterkwaliteitsdoelen overschrijden. Daarin worden ook stoffen genoemd die in de SGBP's niet getoetst worden. Tabel xxx geeft aanvullende stoffen die cf. de BMA-toetsing overschrijden. Vooralnog wordt hiermee niets gedaan voor de selectie van stoffen in het standaardpakket, maar mogelijk voor locatiespecifieke normen zou er rekening gehouden kunnen worden met deze stoffen.

Waterbodembrelevante stoffen die overschrijden volgens de Bestrijdingsmiddelenatlas.

ethylchlorpyrifos	2921-88-2
dieldrin	60-57-1
isodrin	297-78-9
4,4'-dichloordifenyiltrichloorethaan (44DDT)	50-29-3
aclonifen	74070-46-5
bifenox	42576-02-3
heptachloor	76-44-8
methylazinfos	86-50-0
methylparathion	298-00-0
deltamethrin	52918-63-5
esfenvaleraat	66230-04-4
fenoxycarb	72490-01-8
lambda-cyhalothrin	91465-08-6
teflubenzuron	83121-18-0

Bijlage 7 Normoverschrijdingen in Nederlandse waterlichamen

Prioritaire Stoffen	Aantal waterlichamen in NL dat	
	voldoet	niet voldoet
4-nonylfenol	396	0
aclonifen	18	0
antraceen	597	2
benzo(a)pyreen	438	131
benzo(b)fluorantheen	479	111
benzo(ghi)peryleen	417	205
benzo(k)fluorantheen	519	81
bifenox	18	0
cadmium	503	10
cypermethrin	17	1
di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP)	578	0
endosulfan (som alfa- en beta-isomeer)	556	9
ethylchloorpyrifos	619	0
fluorantheen	288	275
hexachloorbenzeen	581	5
hexachloorbutadieen	570	11
kwik	384	152
lood	581	3
nikkel	513	122
octylfenol	523	1
pentachloorbenzeen	564	0
pentachloorfenol	536	0
quinoxyfen	18	0
som 2,4'-DDT, 4,4'-DDT, 4,4'-DDD en 4,4'-DDE	541	0
som a-, b-, c- en d-HCH	558	5
som aldrin, dieldrin, endrin en isodrin	556	0
som C10-C13-chlooralkanen	149	0
som heptachloor en cis- en trans-heptachloorepoxide	223	71
som PBDE28, 47, 99, 100, 153, 154	453	0
tributyltin (kation)	305	119
trichloorbenzenen	547	0
trifluraline	597	0

Specifiek verontreinigende stoffen	Aantal waterlichamen in NL dat	
	voldoet	niet voldoet
abamectine	102	2
antimoon	224	0
arseen	356	44
barium	216	31
benzo(a)antraceen	178	143
beryllium	225	0
boor	170	5
chrom	541	0
chryseen	232	60
dibutyltin (kation)	422	0
ethylparathion	224	0
fenantreen	292	2
fenitrothion	224	0
fenoxycarb	70	0
fenthion	175	0
kobalt	167	99
koper	578	67
malathion	242	0
methylazinfos	263	1
methylparathion	245	0
molybdeen	226	0
pyriproxyfen	76	0
seleen	85	141
telluur	224	0
thallium	250	14
tin	228	1
titaan	175	0
tolclofos-methyl	237	0
tributylfosfaat	230	0
trifenyltin (kation)	274	3
uranium	19	156
vanadium	271	8
zilver	213	26
zink	362	290