



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

**Visiedocument gebruik van
biobeschikbaarheid in
bodembeoordeling**

Mogelijkheden voor metalen in bodem
en waterbodem

RIVM Briefrapport 2015-0215
J.P.A. Lijzen e.a.



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

**Visiedocument gebruik van
biobeschikbaarheid in
bodembeoordeling**

Mogelijkheden voor metalen in bodem
en waterbodem

RIVM Briefrapport 2015-0215
J.P.A. Lijzen et.al.

Colofon

© RIVM 2017

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

J.P.A. Lijzen (auteur), RIVM
A.J. Verschoor (auteur), RIVM
M. Mesman, (auteur), RIVM
P.T. de Boer (auteur), RWS
L. Osté (auteur), Deltares
P. Römken (auteur) Alterra

Contact:
Johannes Lijzen
DMG
johannes.lijzen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van DGMI-Directie Duurzaamheid, in het kader van project Kennisbasis bodembeleid (M250042/15/AB), en in opdracht van DGRW-Directie Water en Bodem in het kader van het project Bodemkwaliteit (M270036/16/SA)

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Visiedocument gebruik van beschikbaarheid in bodembeoordeling

Mogelijkheden voor metalen in bodem en waterbodem

Om te bepalen of de kwaliteit van een bodem geschikt is voor (her)gebruik, wordt een risicobeoordeling uitgevoerd. Daarmee wordt onder meer beoordeeld of de aanwezige metalen een risico vormen voor mens, plant en dier. Momenteel wordt hiervoor de totale concentratie van de aanwezige metalen gemeten. Bekend is echter dat niet al het aanwezige metaal schadelijke effecten veroorzaakt. Door de hoeveelheid metalen te bepalen die effecten kan veroorzaken, wordt de risicobeoordeling van metalen in land- en waterbodem verbeterd.

Aanbevolen wordt een meetmethode met verdund salpeterzuur toe te passen waarmee dit kan. Het RIVM heeft een visiedocument opgesteld, waarin staat waar, hoe en waarom dit in het bodem- en waterbodembeleid mogelijk is.

Het heeft de voorkeur de nieuwe werkwijze in de eerste stap van de risicobeoordeling voor land- en waterbodem te gebruiken. Met de voorgestelde methode wordt nauwkeuriger het deel van de metalen bepaald dat verantwoordelijk is voor effecten op organismen. Voor kwik in beide bodemsoorten blijkt deze methode vooralsnog niet geschikt.

Geadviseerd wordt om uit te werken welke concentraties voor land- en waterbodem toelaatbaar zijn. Ook wordt aangeraden de consequenties van de voorgestelde methode in de eerste stap van de risicobeoordeling voor de uitvoering van het bodembeleid in de praktijk in beeld te brengen.

De nieuwe werkwijze kan wel direct worden gebruikt als aanvullende risicobeoordeling (tweede stap) van land- en waterbodem en binnen het beleid voor de diepe plassen van de aankomende Omgevingswet.

Kernwoorden: biobeschikbaarheid, ecotoxicologische risico's, potentieel beschikbare concentratie, totaalgehalte, bodem, sediment, kwaliteitsbeoordeling, beleid, effecten.

Synopsis

Outlook on use of bioavailability in assessment of soil and sediment

Opportunities for metals

Risk assessments are carried out to determine if the quality of the soil should be increased or to determine if it is fit for re-use. It is assessed if compounds, amongst which metals, cause a risk for men and environment. Currently the total content of metals is measured, of which is known that not all the metals present cause environmental impact. This study concludes that by measuring metals that potentially can cause an effect, the risk assessment of metals in soil and sediment can be improved.

We recommend using the 'aqua nitrosa' method (with diluted nitric acid) for on soil and sediment assessments. The RIVM made a vision document, which describes where, how and why this method can be applied in policy on soil and sediment.

It is preferred to use the method in the first step of the risk assessment of terrestrial soil as well as for sediment, because it more accurately measures the part that is responsible for effects on organisms. For mercury, this method currently is not suitable.

It is advised to elaborate the accepted concentrations in soil and sediments in different legislations and to analyse the consequences of the proposed method before implementation into policy.

In any case, the proposed method can be used as an additional measurement in the second step of soil risk assessment and in the oncoming risk assessment of deep freshwater pools in the oncoming Environment & Planning Act.

Keywords: bioavailability, potential available concentration, Total content, soil, sediment, quality assessment, policy, effects.

Inhoudsopgave

1	Inleiding — 11
1.1	Aanleiding en beleidscontext — 11
1.2	Afbakening, vraagstelling en doel — 11
1.3	Werkwijze — 12
1.4	Wat is biobeschikbaarheid? — 12
1.5	Biobeschikbaarheid in beoordelingssystemen; van eenvoudig naar complex — 13
2	Overzicht beschikbare methoden voor metalen en organische stoffen — 17
2.1	Organische stoffen — 17
2.2	Metalen — 18
2.2.1	Overzicht — 18
2.2.2	Totaalgehalten met aqua regia — 19
2.2.3	Potentiële (bio)beschikbaarheid via 0,43 M HNO ₃ extractie. — 19
2.2.4	Actuele (bio)beschikbaarheid via poriewater en 0,001M CaCl ₂ : — 20
2.2.5	Meten van bodemparameters — 21
2.2.6	Maatwerk metingen voor effecten van stoffen — 21
3	Relevante beleidskaders — 23
3.1	Beleidsontwikkelingen en context — 23
3.2	Internationaal — 23
3.3	Droge bodem — 24
3.3.1	Algemeen — 24
3.3.2	Geen voornemen tot verplaatsing — 24
3.3.3	Grondverzet (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007) — 25
3.3.4	Grootschalige bodemtoepassing, GBT (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007) — 25
3.4	Waterbodem — 25
3.4.1	Algemeen — 25
3.4.2	Geen voornemen tot verplaatsing — 26
3.4.3	Baggerverzet en grondverzet (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007) — 26
3.4.4	Beoordelen van nieuwe werken — 27
3.5	Discussie beoordeling in verschillende kaders — 27
4	Resultaten kansrijke methoden voor implementatie — 31
4.1	Resultaten op basis van workshops — 31
4.2	Scenario's risicobeoordeling metalen bodem en waterbodem — 31
4.2.1	Aanpak — 31
4.2.2	Scenario's voor stap 1 beoordeling — 32
4.2.3	Hoofdconclusies workshops — 33
4.3	Invulling van de risicobeoordeling metalen landbodem — 35
4.3.1	Discussie — 35
4.3.2	Voorlopige conclusies — 36
4.4	Invulling risicobeoordeling metalen waterbodem — 37
4.4.1	Discussie — 37

- 4.4.2 Voorlopige conclusie: — 38
- 4.5 Conclusie voor beoordeling bodem en waterbodem op basis van de workshop — 38

5 Conclusies en aanbevelingen voor vervolg — 41

- 5.1 Conclusies risicobeoordeling metalen — 41
- 5.2 Aanbevelingen voor vervolgstappen metalen — 43
- 5.3 Conclusies risicobeoordeling organische stoffen — 44
- 5.4 Algemene aanbevelingen — 45

6 Referenties — 47

Bijlage 1 Background document for the workshop — 51

Bijlage 2 Verslag Workshop 'Implementatie biobeschikbaarheid in het bodembeleid.' — 64

Bijlage 3 Verslag workshop 13 mei 2014 — 75

Bijlage 4a. Verbeterde correctie achtergrondgehalten metalen — 80

Bijlage 4b. Notitie alternatieve bodemtypecorrectie NOBOWA-2014-003 — 82

Samenvatting

Dit briefrapport gaat in op de vraag hoe risico's van met name metalen in de bodem en waterbodem zo realistisch mogelijk beoordeeld kunnen worden. De normstelling en risicobeoordeling van metalen in de bodem en waterbodem is gebaseerd op het totaalgehalte. De ervaringen van de afgelopen 25 jaar hebben geleerd dat bij gemeten verhoogde gehalten ecotoxicologische effecten niet altijd waarneembaar zijn. Met het oog op de aankomende Omgevingswet is het gewenst na te gaan of ook inhoudelijk vereenvoudigingen en verbeteringen mogelijk zijn. Het doel van dit visiedocument is om aan te geven waarom, hoe en waar biobeschikbaarheid van metalen in het bodem- en waterbodembeleid een plaats gegeven kan worden.

Er is een overzicht gemaakt van de beschikbare kennis over de methoden van beoordelen van beschikbaarheid in de bodem en waterbodem. Daarnaast is van de beleidskaders waarin momenteel risicobeoordeling van metalen in bodem- en waterbodem een plaats heeft, een overzicht gegeven. Daarbij is ook ingegaan op de huidige mogelijkheden van het gebruik van beschikbaarheid. Twee workshops hebben geleid tot conclusies over de meest kansrijke methoden binnen voor context van de huidige beleidskaders.

Voor de beoordeling van de landbodem is geconcludeerd dat het voor de eerste stap van de risicobeoordeling van metalen het de voorkeur verdient de totaalgehalte-meting (met aqua-regia) te vervangen door de meting van de potentieel beschikbare fractie (met 0,43M HNO₃) en bodemparameters. Op die manier wordt de fractie gemeten die overeenkomt met het deel dat effecten bepaalt. Voor kwik blijkt deze methode vooralsnog niet geschikt.

Voorlopig kan een alternatief zijn om in de eerste stap beoordeling de totaalgehalte-meting te handhaven, maar daarbij te toetsen aan normen die de nieuwe correctie voor het achtergrondgehalte van metalen gebruiken (zie bijlage 4). De zwak-zure extractie kan dan ingezet worden in een stap 2 beoordeling.

Voor de tweede stap beoordeling kan voor een locatiespecifieke beoordeling voor een aantal metalen met behulp van de zwak-zure extractie en de bodemeigenschappen de poriewaterconcentraties worden geschat.

Voor de beoordeling van waterbodem heeft de beoordeling van de potentiële beschikbaarheid (met 0,43M HNO₃) ook de voorkeur, omdat dit een betere maat is voor de concentraties die in de waterfase (poriewater en oppervlaktewater) zullen voorkomen. De toetsing van de meetwaarden kan worden gedaan op basis van de toetswaarden die zijn afgeleid van aquatische toxiciteitsgegevens.

Voor de tweede stap beoordeling kan gebruik gemaakt worden van een groot aantal specialistische methoden voor de inschatting van ecotoxicologische effecten of verspreiding, afhankelijk van het type beoordeling dat gewenst is.

Aanbevolen wordt een consequentieanalyse uit te voeren om na te gaan wat een overgang van totaalgehalten naar potentiële gehalten betekent voor de toetsing in de praktijk. Daarvoor zijn meer metingen nodig van partijen grond en bagger met beide methoden. Ook zullen de humane en ecotoxicologische toetscriteria voor landbodemp en waterbodemp op de juiste wijze uitgewerkt moeten worden.

Toepassing van het gebruik van de potentieel beschikbare gehalten is op korte termijn mogelijk voor locatiespecifieke beoordeling van landbodemp. Met deze ervaringen en met de resultaten van een consequentieanalyse, en na uitwerking van de toetscriteria, kan besloten worden over een toepassing in de volle breedte van bodembepoordeling. Voor waterbodemp is toepassing van deze meting binnen het beleidskader van de diepe plassen mogelijk. Met de ervaringen binnen dat kader is bredere toepassing in het waterbeheer ook binnen bereik.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en beleidscontext

De mate waarin verontreinigende stoffen in het milieu tot effecten op de mens en andere organismen kan leiden, hangt af van de mate waarin stoffen beschikbaar zijn voor contact en opname. In de generieke bodemnormstelling voor het bepalen van spoed voor sanering (interventiewaarden) en voor reguleren van het grondverzet (Maximale waarden) wordt uitgegaan van een totaalgehalte-meting¹. Door het meten van totaalgehalten kunnen de risico's overschat worden, omdat de stoffen er wel in zitten, maar in een deel van de situaties niet tot effecten in het milieu leiden.

Wel bestaat binnen de spoedbepaling de mogelijkheid om het aspect beschikbaarheid mee te nemen in een tweede stap van de risicobeoordeling.

In tegenstelling tot bodem, is voor bouwstoffen de beoordeling van anorganische stoffen van oudsher (1990) gebaseerd op de beschikbaarheid voor uitloging en belasting van de bodem. Dit komt omdat het gehalte in de matrix niet relevant wordt gevonden, omdat het geen onderdeel uitmaakt van een bouwwerk.

1.2 Afbakening, vraagstelling en doel

Met de geplande herziening van het Besluit bodemkwaliteit, de overgang naar de Omgevingswet in 2019 en de verwachte integratie van bodemsanering en -beheer op termijn, is dit een goed moment om stil te staan bij de manier waarop bodemkwaliteit wordt beoordeeld en welke meetmethoden worden toegepast.

De centrale vraagstelling in dit document is: Hoe kunnen we de beschikbaarheid zo realistisch mogelijk beoordelen? Daarnaast rijst de vraag: Is er verbetering mogelijk ten opzichte van het huidige systeem? Dit betekent dat er een betere relatie te leggen is tussen gemeten verhoogde gehalten en met name de ecotoxicologische effecten.

Het hoofddoel van dit visiedocument is om aan te geven waarom, hoe en waar biobeschikbaarheid van metalen in de bodem en de waterbodem een plaats gegeven kan worden binnen de relevante beleidskaders. Daarbij is het relevant te kijken naar het doel van de beoordeling, de meetmethode zelf, de beoordeling van de meting (referentiekader) en de manier waarop resultaten worden gebruikt voor besluitvorming.

Een nevendoeel is, om daar waar mogelijk te streven naar een vereenvoudiging van de diversiteit van beoordelingsmethoden. Vereenvoudiging kan bestaan uit een reductie van het aantal criteria en

¹ Totaalgehalte in dit rapport staat voor een extractie met zogenaamd koningswater, een mengsel van zoutzuur en salpeterzuur. Deze extractie haalt veel, maar niet alle metalen uit grond/bagger en moet formeel gezien worden als een 'pseudo'totaalbeoordeling.

meetmethoden, maar ook in het verminderen van de complexiteit en kosten van de methoden. Om deze reden is onderzocht of meetmethoden voor het waterbodembodembodem- als het landbodembodembeleid gecombineerd kunnen worden. Het uitgangspunt daarbij is dat het huidige normen- en beleidskader in acht genomen wordt, waarbij wel ruimte gezocht wordt voor maatwerk. Het is ook van belang dat er een breed draagvlak is voor de voorstellen voor herziening.

1.3 Werkwijze

Dit visiedocument spitst zich toe op beoordeling van metalen, maar het omgaan met beschikbaarheid van organische stoffen wordt mede op basis van een eerdere rapportage wel meegenomen.

Om de gestelde doelen te bereiken is er voor gekozen om twee workshops te organiseren. Hierdoor is het mogelijk om het draagvlak van voorstellen meteen te toetsen. De eerste workshop richtte zich vooral op de beschikbare methoden. De laatste jaren is er nieuwe kennis over het bepalen van biobeschikbaarheid van metalen in de bodem bekend geworden. De mogelijkheden variëren van eenvoudige tot complexe meetmethoden en simpele correcties tot ingewikkelde rekenmodellen. Het achtergronddocument in bijlage 1 heeft als basis daarvoor gediend. De tweede workshop richtte zich meer op de toepassing in het beleid.

De resultaten van twee workshops met inhoudelijke experts over biobeschikbaarheid en beleidsmakers zijn opgenomen in hoofdstuk 4. Op basis hiervan worden in hoofdstuk 5 voorstellen voor een strategie gedaan die in de praktijk kan worden toegepast en beleidsmatig kan worden geïmplementeerd.

Hierdoor hebben de gepresenteerde resultaten een breed draagvlak (zie bijlage 2 en 3 voor deelnemers)

1.4 Wat is biobeschikbaarheid?

Effecten en risico's van stoffen zijn een gevolg van een complex samenspel van fysische, chemische en biologische processen. In het huidige bodembeleid worden risico's van stoffen beoordeeld op basis van totaalconcentraties van (individuele) stoffen. Strikt genomen is de totaalconcentratie daarmee gerelateerd aan het maximale risico indien er vanuit wordt gegaan dat alle stoffen, die zijn gemeten via totaalextractie, ook beschikbaar zijn.

De werkelijke risico's en effecten zijn gelijk aan of kleiner dan die bepaald aan de hand van de totaalextractie. Dit komt omdat in een deel van de gevallen de aanwezige stoffen niet beschikbaar is voor contact en opname.

Er wordt een onderscheid gemaakt tussen chemische (milieu) beschikbaarheid (environmental availability) en biologische beschikbaarheid (environmental bioavailability) (ISO 17402, 2008 zie toelichting in bijlage 1).

Chemische beschikbaarheid (of potentiële biobeschikbaarheid, environmental availability) is de fractie van de verontreiniging die potentieel beschikbaar is voor opname door organismen binnen een bepaalde periode door desorptie of oplossen van mineralen. Het gaat daarbij dus om langere tijdsperioden (langer dan voor individuele organismen relevant) en betreft dus de totale fractie die gemobiliseerd kan worden vanuit de vaste fase. ([Smith et al., 1999](#)). Actuele biobeschikbaarheid (environmental bioavailability) is de fractie van de verontreiniging die gerelateerd is aan de hoeveelheid die een organisme kan binnendringen door het celmembran te passeren. Biobeschikbaarheid verschilt daardoor ook per organisme, waardoor een universele maat voor biobeschikbaarheid niet bestaat ([Harmsen, 2007](#); [Peijnenburg et al., 2007](#))

Van nature voorkomende gehalten aan metalen zijn vaak minder beschikbaar dan toegevoegde verontreinigingen. Daarom is het van belang rekening te houden met een correctie voor achtergrondgehalten (bijvoorbeeld op basis van het kleigehalte) en/of met beschikbaarheid. De huidige systematiek voor de bodemtypecorrectie die is geïmplementeerd werkt in de praktijk als een correctie voor (bio)beschikbaarheid van metalen, maar is daar niet voor bedoeld.

Bij het ontwikkelen van criteria voor blootstelling en voor concentraties in contactmedia is er in experimenten en bij modellering meestal uitgegaan van toegevoegde stoffen die tot effecten kunnen leiden.

1.5 Biobeschikbaarheid in beoordelingssystemen; van eenvoudig naar complex

De wens om beleid voor verontreinigende stoffen in het milieu eenvoudig te houden/maken staat op gespannen voet met de complexe werkelijkheid aangaande de risico's van verontreinigende stoffen in het milieu (zie figuur 1.1). Hoe eenvoudiger het beoordelingssysteem, des te meer (normaliter "worstcase") aannames er gemaakt moeten worden.

Door aannames en onzekerheden in de risicobeoordeling komen de potentiële risico's niet altijd overeen met de werkelijke risico's. Het Nederlandse milieubeleid streeft na de mens en het ecosysteem te beschermen tegen de aanwezigheid van chemische stoffen in de bodem. In de huidige eerste beoordelingsstap wordt een "worst case" situatie als uitgangspunt genomen. In een dergelijke benadering leidt dit tot een grotere bezorgdheid, dan vanuit risicoperspectief strikt noodzakelijk is.

In de huidige eerste beoordelingsstap is het in beperkte mate mogelijk om rekening te houden met locatiespecifieke omstandigheden door middel van een bodemtypecorrectie. Het meenemen van meer locatiespecifieke informatie van biologische, fysische-chemische of hydrologische aard kan in een hogere beoordelingsstap worden uitgevoerd. De Triade vormt hierbij een hulpmiddel bij de ecologische risicobeoordeling (ref naar Triade procesnorm, NEN 5737).

		Werkelijk risico	
		ja	nee
Geschat risico	ja		(F+) Econ. schade
	nee	(F-) milieu schade	

Figuur 1.1 Verhouding tussen werkelijke en geschatte risico's. In rood: correcte voorspelling van "wel risico". In groen: correcte voorspelling van "geen risico". F- (vals negatief) onterechte inschatting van "geen risico". F+ (vals positief) onterechte inschatting van "wel risico".

Een belangrijke drijfveer om biobeschikbaarheid in het bodembeleid te gebruiken is dat de actuele risico's van bodemverontreiniging vaak kleiner zijn dan de potentiële risico's (op basis van de huidige (totaal) benadering). Op basis daarvan bestaat de kans op een vals positieve beslissing. De biobeschikbaarheid, in de proeven die ten grondslag hebben gelegen aan de normen, is namelijk vaak hoog, omdat stoffen zijn toegevoegd en de proeven een korte looptijd hebben. In (historisch) verontreinigde grond is de biobeschikbaarheid relatief gezien vaak lager door adsorptie en gebonden residuvorming (Posthuma e.a, 1998). Om ervoor te zorgen dat implementatie van biobeschikbaarheid bijdraagt aan vereenvoudiging van het bodembeleid zijn de volgende uitgangspunten van het bodembeleid te noemen:

- De methodiek voor land- en waterbodem zoveel mogelijk harmoniseren;
- In het preventieve bodembeleid gemakkelijke meetmethoden en eenduidige en landelijk vastgelegde systematiek hanteren;
- In het curatieve spoor het onderzoek stapsgewijs in te vullen, waarbij alleen de eerste stap geheel is vastgelegd. Voldoet een partij niet aan de gestelde eisen dan is vervolgonderzoek mogelijk. Een locatie moet dan gesaneerd worden, TENZIJ wordt aangetoond dat er geen risico is voor mens en milieu. Hierbij mag gebruik gemaakt worden van expert judgement en innovatieve methoden. De kwaliteitsborging en toetsing ervan is een punt van aandacht.

De bodemsaneringsoperatie is in de loop van de jaren steeds meer gestuurd vanuit ruimtelijke ontwikkelingen. Het saneren van de bodem was dan een randvoorwaarde voor die ontwikkeling. Het wegnemen van de risico's is daarmee vaak niet meer het hoofddoel. Bij deze curatieve ingrepen loont het om geld in extra onderzoek in te zetten om vervolgens verantwoord tot een minder vergaande aanpak (en goedkopere) te komen. Kennis over biobeschikbaarheid kan dan worden ingezet om tot kosteneffectieve oplossingen te komen.

Bij grondverzet en 'bodemgebruik in overeenstemming met functie' (onderdelen van bodembeheer) is een bepaalde handeling gewenst

waarvoor geld beschikbaar is. Het verplaatsen van grond is dan een middel om het (ruimtelijk) doel van een plan te kunnen halen. Voorwaarde voor het betrekken van beschikbaarheid bij deze veel voorkomende handelingen is dat de methode eenvoudig is (en daarmee betaalbaar en robuust).

2 Overzicht beschikbare methoden voor metalen en organische stoffen

2.1 Organische stoffen

In 2012 is een rapportage opgesteld waarin de meetmethoden staan beschreven voor organische stoffen (Brand e.a., 2012), getiteld: 'Advies voor de implementatie van biobeschikbaarheid in het Nederlandse bodembeleid; Gebruiksprotocol voor organische verontreinigingen'.

Dat rapport beschrijft vijf methoden en de bijbehorende gebruiksprotocollen om deze methoden te kunnen implementeren in het bestaande bodembeleid voor besluitvorming binnen het saneringsbeleid van verontreinigde gronden en voor duurzaam bodemgebruik en beheer.

Momenteel worden de totaalconcentraties gemeten. Deze worden getoetst aan toxiciteitsexperimenten met stoffen die aan de bodem zijn toegevoegd. Wanneer de concentratie van de verontreiniging de kwaliteitsgrens op basis van totale gehalten overschrijdt, kan een tweede stap in de risicobeoordeling worden gedaan.

Alleen uitgaan van de totaalconcentraties leidt tot een minder nauwkeurige risicobeoordeling, omdat mogelijk niet alle verontreiniging beschikbaar is om effecten bij organismen te veroorzaken. Het idee is dat er vaak risico's worden verondersteld, maar geen nadelige effecten worden waargenomen. De biobeschikbaarheidsmeting kan daarbij helpen, doordat in de risicobeoordeling het aantal vals-positieven kan verminderen (zie figuur 1.1).

In een eerdere verkenning waren meerdere kansrijke methoden geselecteerd. Drie methoden om de *actueel* beschikbare fractie te meten:

- Passive sampling met 'Solid Phase Micro Extraction (SPME)';
- Polyoxymethylene Solid Phase Extraction (POM-SPE);
- Passive sampling met siliconenrubber.

en twee methoden om de *potentieel* beschikbare fractie te meten:

- Extractie met de sterke adsorbent Tenax;
- Complexatie met cyclodextrine.

Tot op het moment van publicatie van bovenstaand rapport was er geen internationale richtlijn die beschrijft hoe deze experimenten uitgevoerd moeten worden. Daarom zijn er gebruiksprotocollen opgeschreven in het rapport. Dit is in analogie gedaan met de internationale ontwikkelingen in de ISO werkgroep over biobeschikbaarheid. Intussen is hiervoor een ISO-richtlijn voor beschikbaar gekomen (ISO/DIS 16751, 2015).

Verder was het nodig om de meetresultaten te koppelen aan bodemkwaliteitsgrenzen. Dit zou een 'higher tier'-beoordeling moeten zijn die in lijn is met de huidige manier van bodembeoordeling. Er zijn twee mogelijkheden:

- Relateer de actueel beschikbare concentraties aan de aquatische toxiciteit;
- Relateer de potentieel beschikbare concentratie aan de bodemkwaliteitsnormen.

Een keuze hiertussen is nog niet gemaakt. Wel is het zo dat de eerstelijnsbeoordeling van organische stoffen op basis van totaalgehalten met een correctie voor organisch stof algemeen geaccepteerd is.

In Ortega-Calvo (2015) wordt ook ingegaan op het toepassen van methoden voor het meten van biobeschikbaarheid van organische stoffen voor beleidsbeslissingen.

2.2 Metalen

2.2.1

Overzicht

In bijlage 1 is een Engelstalig achtergronddocument opgenomen over het meten en beoordelen van de biobeschikbaarheid van metalen. In dit document wordt geconcludeerd dat er momenteel drie meetmethoden veel zijn toegepast, waarmee inzicht kan worden verkregen in chemische bodemkwaliteit en de biobeschikbaarheid. Deze methoden zijn mede op basis van bijlage 1 besproken tijdens de eerste workshop en bediscussieerd.

Ten behoeve van het overzicht van meetmethoden worden hier de meetmethoden beschreven die door de onderlinge verschillen een beeld kunnen geven van de mate van biobeschikbaarheid van een stof

- Koningswater extractie. De hoeveelheid metalen, die bij deze destructie vrijkomt per kg bodem, wordt getoetst aan de bestaande norm met een toxicologisch deel en een deel achtergrondgehalte (zie 2.2.2).
- Meting van de potentiële biobeschikbaarheid met 0,43 M HNO₃ extractie (verdund salpeterzuur), die de reactieve metaalconcentratie geeft. Er wordt getoetst aan alleen het toxicologische deel van de norm (zie 2.2.3);
- Meting van de actuele beschikbaarheid met 0,001M CaCl₂, die de poriewaterconcentratie simuleert. Er wordt getoetst aan de waternormen (bij voorkeur MTR-grondwater of HC₅₀-grondwater, eventueel oppervlaktewatertoxiciteit) (zie 2.2.4).

Naast deze meetmethoden is in de workshops ook aangegeven dat er uitspraken mogelijk zijn over de biobeschikbaarheid van metalen via:

- Een combinatie van sequentiële of parallelle extracties die verschillende opnameroutes van organismen representeren, bijvoorbeeld de hiervoor genoemde totaalconcentraties en zwak zure extracties;
- Een correctie van de beschikbaarheid van metalen in anaerobe sedimenten voor binding aan sulfide en aan organisch koolstof. Dit kan bruikbaar zijn voor de beoordeling van waterbodembodem;
- Via gebruik van transferfuncties die totaalconcentraties koppelen aan biologische effecten.

Deze methodieken zijn hier niet verder toegelicht en uitgewerkt, maar zijn onderwerp van onderzoek en kunnen in specifieke situaties aanvullende informatie opleveren.

2.2.2 *Totaalgehalten met aqua regia*

Totaalgehalten van metalen worden in Nederland bepaald met aqua regia (koningswater) ontsluiting. Hierbij worden met een mengsel van salpeterzuur en zoutzuur bij een verhoogde temperatuur en druk metalen ontsloten uit de bodem of bagger. Met deze extractiemethode worden meer metalen gemeten dan er beschikbaar zijn voor ecotoxicologische effecten. Via het gebruik van een goede bodemtypecorrectie voor achtergrondgehalten, kan gecorrigeerd worden voor het deel dat in de matrix van de bodem zit. Voor deze achtergrondgehalten-correctie is een nieuwe en betere manier beschikbaar om te corrigeren voor de achtergrondgehalten van metalen in de Nederlandse bodems op basis van de lutumgehalten (Spijker, 2008). (zie bijlage 4).

Overigens worden met deze methode niet alle metalen gemeten die in de matrix van de bodem zitten; daarvoor is een totaalontsluiting nodig met waterstoffluoride (HF). Het verschil tussen beiden is voor de ecotoxicologische effecten overigens weinig relevant doordat het om een inerte fractie gaat.

2.2.3 *Potentiële (bio)beschikbaarheid via 0,43 M HNO₃ extractie.*

De extractie met verdund salpeterzuur wordt gezien als een geschikte methode² om de potentiële biobeschikbaarheid in alle beleidskaders te bepalen. Internationaal wordt deze methode beschreven in de ISO/FDIS 17586 richtlijn (ISO/FDIS, 2016); deze is inmiddels vastgesteld. De methodiek is ook gevalideerd (Van Vark, januari 2016). De methode is geschikt voor natte én droge bodems en is eenvoudig toe te passen door laboratoria. In het analyse protocol wordt droge bodem/bagger geëxtraheerd. Door het drogen verdwijnt een fors deel van de sulfiden door oxidatie, waardoor 0 tot 10% S over blijft dat grotendeels wordt toegeschreven aan stabiele sulfiden. Dat restant stabiele sulfiden wordt grotendeels geëxtraheerd met Aqua nitrosa (als gevolg van oxidatie; dit kan leiden tot een pH daling, maar met weinig effect). Er zijn, vooral in het lage concentratiebereik veel gegevens beschikbaar in bijvoorbeeld de Geochemische Bodematlas (Mol et al., 2012), waaruit afgeleid kan worden hoe de HNO₃-extractie zich verhoudt tot aqua regia-en CaCl₂-extracties. Bovendien zijn er modellen beschikbaar om met deze gegevens het concentratieverloop in de tijd en transport naar het grondwater te voorspellen. Door het bepalen van de potentiële biobeschikbaarheid is een bodemtypecorrectie niet meer noodzakelijk, omdat metalen die in een niet-beschikbare vorm in de matrix van bodemdeeltjes zitten vrijwel niet gemeten worden. De potentiële biobeschikbare concentratie wordt als een reële benadering gezien voor de risico's voor mens, ecosysteem en risico op verspreiding.

² De validiteit van de huidige norm voor toetsing van concentraties in een HNO₃ extract moet onderzocht worden. De huidige normen zijn namelijk afgeleid van totaalconcentraties van toegevoegd metaal.

2.2.4 Actuele (bio)beschikbaarheid via poriewater en 0,001M CaCl₂:

Voor de actuele biobeschikbaarheid wordt de concentratie in poriewater als een geschikte³ maat beschouwd. Wel moet opgemerkt worden dat er is een verschil tussen die organismen die alleen via de waterfase worden beïnvloed (oa planten/bacteriën) en die organismen die via de vaste fase worden blootgesteld (en bodemdeeltjes innemen, zoals wormen en waterorganismen)

In waterbodems en bagger is de aerobe [poriewaterextractie](#) met 0,001M CaCl₂ een bruikbare methode voor metalen. De methode is beschreven in een NEN⁴ en vastgelegd in een ISO-richtlijn⁵ (Hin e.a., 2010; Osté, 2010). Deze methode heeft momenteel de voorkeur boven andere methoden (0.01 – 0.001 Ca(Cl)₂/Ca(NO₃)₂). Onderscheid moet gemaakt worden tussen effecten in de waterbodem zelf en de nalevering vanuit de waterbodem naar oppervlaktewater. Voor organismen in water en sediment is gesteld dat de effecten in het algemeen goed te relateren zijn aan de toxiciteit van de concentraties in de waterfase.

In droge bodems is vaak onvoldoende poriewater aanwezig en fluctueren poriewaterconcentraties door meteorologische omstandigheden. Voor droge bodems en grond wordt daarom ook een milde extractie met 0,001 M CaCl₂ aanbevolen, waarmee die bezwaren wegvallen. De gemeten concentratie van een 0,001 M CaCl₂-extract wordt representatief gezien voor de gemiddelde poriewaterconcentratie. In droge bodems is de relatie tussen poriewaterconcentraties en toxiciteit voor een beperkt aantal organismen aangetoond (bijvoorbeeld voor een aantal landbouwgewassen als sla, wortel, prei etc.) maar geldt ook dat deze relatie verschilt per gewas. Voor droge bodems zullen nut en noodzaak van een beoordeling van actuele biobeschikbaarheid van geval tot geval bekeken moeten worden. Hierbij moet rekening gehouden worden met de specifieke organismen die mogelijk effecten ondervinden en het (geplande) gebruik van een locatie. Mede daarom wordt deze methode niet geschikt gevonden voor de beoordeling van het algemene grondverzet. Bij grote bodemverontreinigingslocaties kan een beoordeling mede op basis van de actuele biobeschikbaarheid, mits goed onderbouwd, bijdragen aan een realistische risicobeoordeling. De methode kan dan ondersteunend werken voor andere waarnemingen over effecten op organismen, bijvoorbeeld in de context van een Triade onderzoek (NEN 5737, 2010; ISO/DIS 19204, in development). Ingrepen en beheermaatregelen kunnen daar op gebaseerd worden.

Voor het schatten van verspreidingsrisico's in droge bodems kan een CaCl₂-extractie in de eerste stap van de risicobeoordeling wel gebruikt worden. Daarvoor is de poriewaterconcentratie of concentratie in het 0,001 M CaCl₂-extract een realistische schatting. Om een uitspraak te doen van de mogelijke verspreiding (uitloging) van stoffen naar het

³ Kritiekpunt blijft dat totaalconcentratie voor sommige organismen toch een betere risicovoorspeller is dan opgeloste concentratie. Dezelfde discussie speelde in het waterbeheer. Daar heeft men een aantal jaren geleden de stap gezet om risico's te beoordelen o.b.v. opgeloste concentraties en geen rekening te houden met aan zwevende stof gebonden metalen.

⁴ NEN, 1996. NEN 5704. Nederlandse Bodem. Monstervoorbehandeling van grond. Extractie met een calciumchloride-oplossing (0,01mol/l)

⁵ ISO/TS 21268-2:2007(en). Soil quality — Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials — Part 2: Batch test using a liquid to solid ratio of 10 l/kg dry matter

grondwater is meer nodig, bijvoorbeeld een beoordeling in een kolomproef of modellering van verspreiding op basis van bodemeigenschappen.

2.2.5 *Metten van bodemparameters*

Zuurgraad (pH), organische stofgehalte (OM), lutumgehalte en in natte bodems ook de redoxpotentiaal geven extra informatie over de beschikbaarheid van metalen in de bodem. Zij bepalen in hoge mate de mate van oplosbaarheid en de vorm waarin metalen opgelost aanwezig zijn. De meetwaarden van pH, OM en lutum kunnen gebruikt worden voor bodemtypecorrectie, voor transferrelaties naar poriewater of voor geavanceerdere modelberekeningen om het verloop van poriewaterconcentraties in tijd of diepte te voorspellen.

Ook in de huidige praktijk is het gebruikelijk om bodemparameters (OM en L) te bepalen. Het is aan te bevelen om dit te continueren en zo mogelijk de pH toe te voegen.

2.2.6 *Maatwerk metingen voor effecten van stoffen*

Voordat in een bepaalde situatie besloten wordt een beheer- of saneringsmaatregel te nemen, is het vaak gewenst meer informatie te hebben over de effecten en mogelijke risico's in dat specifieke geval. Daarmee kan bekeken worden of verwachte effecten werkelijk optreden en kan kosten- effectiviteit worden meegewogen. Bij de eerstelijns beoordeling tijdens grond/baggerverzet is een situatie-afhankelijke beoordeling ongewenst. De maatwerkoptie biedt vooral bij beheer of sanering van een locatie de mogelijkheid om innovatieve methoden en beoordelingswijzen toe te passen. Geavanceerdere uitloogproeven, zoals kolomproeven voor uitloging bodem (zoals NEN 7373 en NEN 7383), of meetcellen voor nalevering van stoffen uit sediment en modellering zijn manieren om de risico's voor verspreiding en ecosysteem nauwkeuriger te kunnen beoordelen.

De waterbeheerder is momenteel vrij om de meest geschikte technieken en methoden te kiezen. Er is ter inspiratie een achtergronddocument beschikbaar dat bij de Handreiking beoordeling waterbodems hoort (Osté, 2011). Het valt buiten de scope van dit document (en de workshops) om het maatwerk volledig in te vullen. Bij grondverzet heb je veelal te maken met onverdachte grond, waardoor onderzoek in eerste instantie beperkt zal blijven. Voor verdachte locaties, die mogelijk gesaneerd moeten worden, zal een zwaardere onderzoeksinspanning vaker op zijn plaats zijn en eerder een stap 2 methode gebruikt worden.

3 Relevante beleidskaders

3.1 Beleidsontwikkelingen en context

In Nederland wordt er beleidsmatig gestreefd naar het integreren van afzonderlijke milieuaspecten in één beleidskader. Een en ander zal in de Omgevingswet gestalte moeten krijgen. Deze Omgevingswet dient toekomstige besluitvorming over ingrepen in de omgeving te faciliteren. Daarbij is het de bedoeling om een integrale afweging te maken. Dat wil zeggen dat te nemen besluiten inzake (veranderen van) de omgeving, rekening houden met effecten op alle relevante milieusectoren (bodem, water, lucht, etc.).

Dit beleidsvoornemen zet ook de rol van bodembeleid in een andere context. De bodemkwaliteit (verbeteren) zal in de toekomst geen doel op zich meer zijn, maar gebiedsontwikkeling komt centraal te staan. Bodemverontreiniging en grondverzet kunnen dan in een planvormingstraject in samenhang met andere kansen en bedreigingen in een gebied worden beschouwd. De overgang van het Besluit en Regeling bodemkwaliteit (Bbk, 2007) en de Circulaire bodemsanering (2013) in de Omgevingswet, is een geschikt moment om kansen te zoeken om 'het bodembeleid' op punten inhoudelijk te vereenvoudigen en te verbeteren, door meer naar de werkelijke risico's te kijken.

Het vereenvoudigen van het normenstelsel in combinatie met ruimte voor lokale afwegingen past bij de in 2008 ingezette beleidsverandering richting decentralisatie en maatwerk. De wens bestaat, waar mogelijk, de generieke normstelling en het bodembeheer eenvoudig in te richten. Wanneer er behoefte is voor maatwerk, dan moet het mogelijk zijn om complexere situaties te beoordelen.

3.2 Internationaal

Nederland is een van de lidstaten van de EU. Mede om een 'gelijk speelveld' te verkrijgen wordt Europees beleid- en regelgeving gemaakt. Afzonderlijke lidstaten moeten zich conformeren aan Europees beleid, bijvoorbeeld op het gebied van milieu.

Weliswaar bestaat er geen EU-regelgeving specifiek voor bodem maar toch zijn een aantal EU-richtlijnen aan te wijzen die indirect toezien op bodemkwaliteit. Bijvoorbeeld de EU-afvalstoffenrichtlijn (verder KRA) en de Grondwaterrichtlijn (verder GWR) onder de Kader Richtlijn Water (verder KRW). Grond en Bagger zijn opgenomen in de EU-afvalstoffenlijst en daarom is de EU-afvalstoffenrichtlijn bepalend voor de manier waarop omgegaan moet worden (verwerken als afval of nuttig toepassen) met grond en bagger.

De KRW en grondwaterrichtlijn stellen eisen aan respectievelijk de kwaliteit van oppervlaktewater en de kwaliteit van grondwater(lichamen). Deze eisen kunnen lidstaten aanleiding geven tot het treffen van maatregelen(programma's). In Nederland is bijvoorbeeld een maatregelenprogramma vastgesteld om de doelen van de Kader Richtlijn Water voor oppervlaktewaterkwaliteit te verwezenlijken. Vanuit

de GWR wordt gewerkt aan regionaal grondwaterbeheer. GWR is (vergelijkbaar met de KRW) gericht op grootschalige problemen, die grote volumes grondwater bedreigen.

De Nederlandse opgave voor beleidsvernieuwing (waaronder bodem in omgevingswet) zou niet losgezien mogen worden van de EU-agenda. Het ligt voor de hand om te bekijken of en in hoeverre met een vernieuwd Nationaal bodembeleid invulling gegeven kan worden aan de EU-beleidsdoelen van de KRW en KRA. Deels sloot het Nederlandse bodemsaneringsbeleid hierop al aan (of andersom). Zo zijn zorgen rond de grondwaterkwaliteit regelmatig aanleiding om (water)bodems te saneren. Inmiddels is in Nederland de besluitvorming inzake waterbodemsanering gebaseerd op de doelen van de KRW. De GWR kan ook een aanknopingspunt bieden voor een herziening van het saneringsbeleid voor droge bodems in relatie tot de grondwaterkwaliteit door naar de mate van belasting van het grondwater te kijken. Binnen het Nederlandse bodem- en waterbodembeleid is de loop der tijd een breed scala aan wet- en regelgeving ontstaan, zowel voor het curatieve als preventieve spoor. Het curatieve spoor richt zich op het herstellen van de bodem met het oog op de omgevingskwaliteit. Het preventieve beleid, omgaan met (afval)stoffen, draait om een nuttige toepassing van grond en bagger.

Daarin is voor verschillende situaties en grond- en baggerstomen aangegeven welke randvoorwaarden gelden voor het hergebruiken van grond en bagger en welke rol bepaalde getalswaarden daarin hebben. In deze paragraaf wordt op hoofdlijnen geschetst welke situaties onderscheiden worden en wat wel en niet mag worden toegepast. In de rapportage 'Ken uw bodemkwaliteit' (Wezenbeek, 2007) is e.e.a. op een korte en bondige manier verwoord.

3.3 Droge bodem

3.3.1 Algemeen

In de huidige systematiek geeft de interventiewaarde bodem en waterbodem aan welke (totaal)concentratie niet acceptabel is. Daarbij is er een onderscheid tussen de bestaande situatie (liggende grond) en de situatie dat men grond of bagger vanwege een andere reden dan de kwaliteit wil verplaatsen. Curatief ingrijpen (bodemsanering) richt zich op de eerste soort gevallen. Voor het grondverzet (nieuwe situatie) zijn voor het toepassen van grond en bagger kwaliteitsklassen gedefinieerd. Om voor grond lokale hergebruikswaarden af te leiden is de Risicotoolbox bodem beschikbaar (www.risicotoolbox.nl). In Tabel 3.1 zijn de verschillende beleidskaders voor bodem samengevat.

3.3.2 Geen voornemen tot verplaatsing

In geval er op zich geen voornemen is tot verplaatsing van bodem, bepaalt de Circulaire bodemsanering (2013) of het gaat om een ernstig geval van bodemverontreiniging en of er sprake is van een geval van spoed. De interventiewaarden voor metalen zijn totaalgehalten die alleen voor worden gecorrigeerd via een bodemtypecorrectie.

Binnen de tweedelijnsbeoordeling van het saneringscriterium (www.sanscrit.nl) wordt voor de ecotoxicologische beoordeling gewerkt met een toxische druk (TD-) berekening. Daarbij worden totaalgehalten getoetst aan toxiciteitsgegevens op het EC₅₀-niveau (het niveau van verontreiniging waarbij 50% van de organismen een effect ondervindt op bijvoorbeeld groei, reproductie of overleving). In de derdelijns beoordeling is ruimte voor locatiespecifieke meting van de beschikbaarheid (0,43 M HNO₃, en CaCl₂). Voor het verwerken van deze informatie in de Triade-methodiek zijn nog geen gestandaardiseerde methoden beschikbaar (Mesman et al., 2011). Het wordt nu vooral gebruikt om resultaten te nuanceren via een expert beoordeling. Op basis hiervan neemt de bevoegde overheid een beslissing over al dan niet spoed.

3.3.3 *Grondverzet (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007)*

In het Besluit bodemkwaliteit en de Regeling bodemkwaliteit zijn regels opgenomen over wat met vrijkomende grond mag worden gedaan. Wanneer bodemkwaliteitskaarten zijn gemaakt (op basis van totaalgehalten), kan op basis van de geconstateerde kwaliteit en de bodemfunctie grond wel of niet uitgewisseld worden tussen gebieden. De Maximale Waarden uit de Regeling bodemkwaliteit spelen daarbij een centrale rol.

Wanneer de generieke maximale waarden tot een ongewenste beperking van de mogelijkheden voor het grondverzet leiden, kunnen onder bepaalde voorwaarden *lokale maximale waarden (LMW)* worden vastgesteld. De verplichting is wel dat

de 'Risicoolbox bodem' wordt gebruikt voor het bepalen van deze gebiedspecifieke LMW. Binnen het gebiedspecifieke spoor zou voor een bepaalde stof de biobeschikbaarheid van een stof gebruikt kunnen worden om het grondverzet te regelen.

3.3.4 *Grootschalige bodemtoepassing, GBT (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007)*

Voor het toepassen van grond in de grootschalige bodemtoepassing (GBT) gaat het vooral om wat er mogelijk uit het toegepaste materiaal komt en niet wat de concentratie is. Er is onderscheid te maken in toepassingen op land en in oppervlaktewater. In de Regeling bodemkwaliteit staan voor de metalen emissietoetswaarden (totaalgehalten) waaronder de emissie voldoende laag is bevonden. Daarboven moet een kolomproef (NEN 7373 of NEN 7383; chemische beschikbaarheidsproef) worden uitgevoerd. De resultaten van de kolomproef moeten getoetst worden aan de emissiewaarden uit de Regeling bodemkwaliteit. Voor de toepassing in oppervlaktewater wordt een voorstel voor een aangepaste toetsing voorbereid.

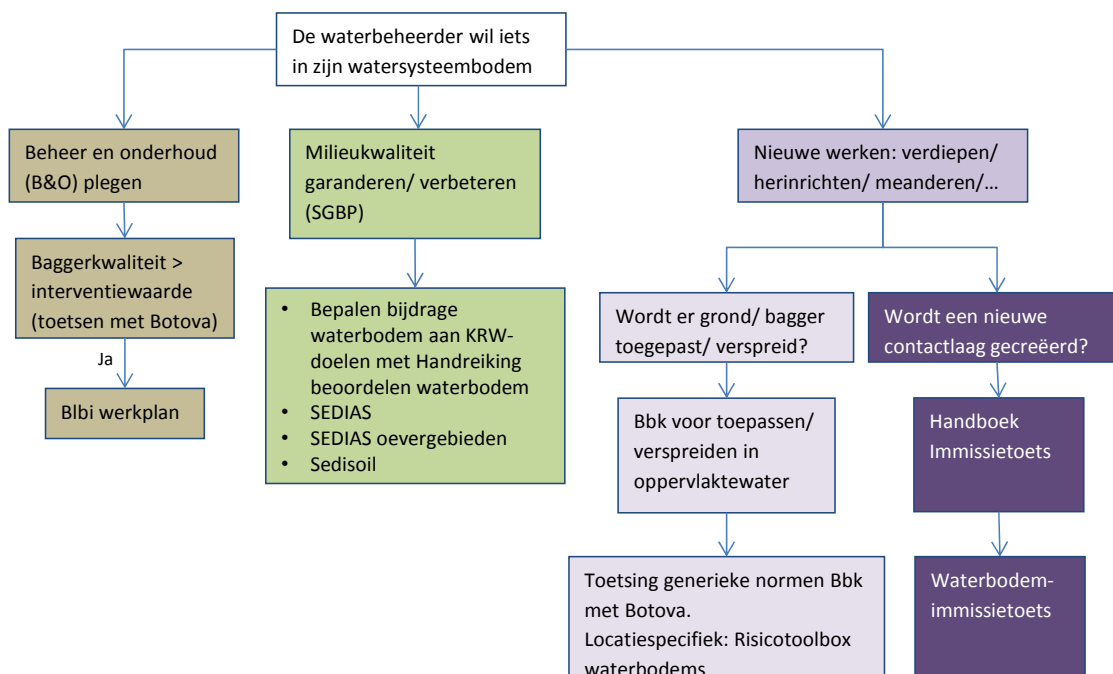
3.4 **Waterbodem**

3.4.1 *Algemeen*

Voor het beheer van de waterbodem heeft de waterbeheerder met verschillende beleidskaders te maken. Elk beleidskader kent zijn eigen specifieke aanpak en heeft zijn eigen beoordelingsinstrumentarium.

Figuur 3.1 geeft (van boven naar onderen) weer waar een beheerder mee te maken krijgt als hij een ingreep in de waterbodembodem wil uitvoeren. De linker kolom betreft het proces voor beheer en onderhoud (binnen de legger; daar waar de Keur van toepassing is t.b.v. de waterkering), de middelste kolom gaat over kwaliteitsingrepen en de rechterkolom gaat over nieuwe werken buiten het leggerprofiel (zoals verdieping, verbreding, aantakking, natuurvriendelijke oevers en nevengeulen). In deze kolom is het van belang om te voorkomen dat ingrepen in het watersysteem (buiten de legger) een bedreiging vormen voor de waterkwaliteit.

In Tabel 3.1 zijn de verschillende beleidskaders voor bodem en waterbodembodem samengevat.



Figuur 3.1 Beleidskaders in het waterbodembodembeheer.

Momenteel is er een groot aantal relevante beleidskaders, waardoor de transparantie beperkt is. Op termijn is het de bedoeling tot een vereenvoudiging te komen. De sporen Milieukwaliteit en Nieuwe werken worden hieronder nader besproken.

3.4.2 Geen voornemen tot verplaatsing

Bij het garanderen/verbeteren van de milieukwaliteit van het oppervlaktewater (zie middelste kolom in Tabel 3.1) gaat het om het beoordelen van de huidige situatie zonder dat ingrepen zijn voorzien. De Handreiking beoordelen waterbodems (Hbw) inclusief spreadsheetmodel SEDIAS, kan worden gebruikt als onderbouwing van het KRW-maatregelenpakket (Hin et al., 2010), waarmee de waterkwaliteitsdoelen gehaald moeten worden.

3.4.3 Baggerverzet en grondverzet (Besluit en regeling bodemkwaliteit, 2007)

A. Bij 'beheer en onderhoud van de waterbodembodem' (zie linker kolom Tabel 3.1) staat in het Besluit lozingen buiten inrichtingen (Bibi, 2011) staat

dat bij gehalten boven de interventiewaarde een werkplan opgesteld moet worden om verspreiding van verontreinigd sediment te minimaliseren. Ook het Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007) is van belang bij beheer en onderhoud. Hierin zijn normen vermeld voor grond en bagger (van elders) die wordt toegepast of verspreid. Bij het Bbk hoort de Regeling bodemkwaliteit en de Risicotoolbox voor de onderbouwing van Lokale maximale waarden.

B. Voor grootschalige bodemtoepassingen in oppervlaktewater is ook het Besluit bodemkwaliteit (Bbk, 2007) van toepassing en is het beleid vastgelegd in de Circulaire herinrichting van diepe plassen. Momenteel wordt gewerkt aan een herziening van het beoordelingskader voor toepassing grond en bagger in diepe plassen, waarbij zowel de kwaliteit van het grondwater als het oppervlaktewater wordt geborgd. Uit de concept-rapportage hierover (RWS, 2015) wordt duidelijk dat het meten van de concentratie in de vaste fase met een zwakzure extractie (0, 43M HNO₃) de voorkeur heeft omdat een relatie te leggen is met de verwachte water en poriewaterconcentratie van bepaalde metalen. Het feit dat deze voor aerobe en anaerobe omstandigheden kan verschillen, leidt voor een deel van de metalen tot een andere waarde voor grond en voor bagger.

3.4.4 *Beoordelen van nieuwe werken*

Beoordelen van nieuwe werken: de Waterbodemimmissietoets (WIT) is bedoeld voor het beoordelen van nieuwe lozingen uit de waterbodem als gevolg van een ingreep (zie rechter kolom in Tabel 3.1) (Ministerie van IenM, 2011, RWS-WVL, 2014). Dat is relevant als de achterblijvende waterbodem viezer is dan de oorspronkelijke waterbodem (bijvoorbeeld een slechtere kwaliteit bij verdiepingsbagger) of als er nieuwe waterbodem bijkomt, (bijvoorbeeld door verbreding van het watersysteem).

3.5 **Discussie beoordeling in verschillende kaders**

Het Nederlandse bodembeleid kent nu aparte normenkaders voor droge bodems en waterbodems, en voor grondverzet binnendijks/droog en grondverzet buitendijks/nat (zie Tabel 3.1). Uit Tabel 3.1 kan worden afgeleid dat de huidige systematiek uitgebreid is. In de volgende hoofdstukken worden voorstellen gedaan om, met het oog op het meenemen van biobeschikbaarheid, dit systeem te verbeteren en zo mogelijk te vereenvoudigen. Uit de discussie tijdens de workshops kwam naar voren dat vereenvoudiging daarbij ook wenselijk is. Het goed definiëren van de eindpunten, (bijvoorbeeld verspreiding, effecten oppervlaktewater etc.) die beoordeeld moeten worden vanuit het beleidsperspectief, kan daarbij helpen.

Uit dit overzicht kan worden geconcludeerd dat momenteel in een beperkt aantal situaties met beschikbaarheid en mobilisatie rekening wordt gehouden.

Tabel 3.1 Huidige beleidskaders rond bodem en waterbodembodem ingedeeld naar type handeling, het beleidsdocument dat richtinggevend is, en het type meting en de norm die van toepassing is. Vet= waar het nu mogelijk is om gebruik te maken van biobeschikbaarheidsmetingen.

Compartiment	Soort handeling	Wat wordt beoordeeld?	Huidig beleidskader	Type meting en norm; huidige ruimte voor meting beschikbaarheid
Bodem	Geen voornemen tot verplaatsing grond/bodem (3.3.2)	Is de bodemkwaliteit veilig voor mens en ecologie? Maatregelen/sanering nodig?	Circulaire bodemsanering	Totaalgehalte; Sanscrit stap 3: meten (bio) beschikbaarheid
	Verplaatsen van droog naar droog (3.3.3)	Is verplaatsen grond veilig voor de ontvangende bodem?	Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 4 en 5, Bodemkwaliteitskaderen	(lokale) Maximale waarde; totaalgehalte: (geen beschikbaarheid)
		Grond als Grootschalige Bodem Toepassing (GBT) op/in landbodembodem?	Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 6 en 7	emissietoetswaarde : totaalgehalte emissiewaarde voldoet aan L/S10
	van nat naar droog (3.4.3)	Kan bagger verspreid worden over aangrenzend perceel? Kan bagger toegepast worden op land.	Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 3 Rapport 'nieuwe normen waterbodembodem', 2008	Eerste lijn: Omrekening totaalgehalte naar poriewaterconcentratie (én gecombineerde stoffen beoordeling msPAF-methode)
Waterbodembodem	Geen voornemen tot verplaatsing bagger/sediment (3.4.2)	Heeft de waterbodembodem een negatieve impact op de oppervlaktewaterkwaliteit? Maatregelen/sanering nodig?	Waterwet, Handreiking beoordelen waterbodembodems	Eerste lijn: toetsing oppervlaktewaterkwaliteit; Tweedelijns: poriewater toetsen aan oppervlaktewaternorm
	Verplaatsen van nat naar nat (3.4.2)	Is verplaatsen sediment zoet/zout veilig voor ontvangend oppervlaktewater?	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 3, 4 en 6	Totaalgehalte; (geen beschikbaarheid)
		Toepassen bagger als GBT op/in de bodembodem onder oppervlaktewater?	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 7 en 8	Totaalgehalte: emissietoetswaarde ; Beschikbaarheid: Emissiewaarde voldoet aan L/S10

Compartiment	Soort handeling	Wat wordt beoordeeld?	Huidig beleidskader	Type meting en norm; huidige ruimte voor meting beschikbaarheid
	Verplaatsen van droog naar nat (3.3.3)	Is verplaatsen grond veilig voor ontvangend oppervlaktewater?	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom, 4, 5 en 6	Totaalgehalte; (geen beschikbaarheid)
		Grond als GBT op/in bodem onder oppervlaktewater?	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 7 en 8	Totaalgehalte: emissietoetswaarde; Beschikbaarheid: emissiewaarde voldoet aan L/S10
Waterbodem	Creëren nieuwe contactzone van reeds aanwezig materiaal. (3.4.4)	Beïnvloeding oppervlaktewater door sediment dat aan het oppervlak komt door verwijderen bestaande bodem?	Handboek immissietoets	Nee, evt. bij fine tuning

4 Resultaten kansrijke methoden voor implementatie

4.1 Resultaten op basis van workshops

Om tot een breed gedragen visie te komen over welke 'beschikbaarheidsmethoden' geschikt worden gevonden om toe te passen voor bodem- en waterbodembeoordeling zijn twee workshops georganiseerd. Bij de eerste workshop lag het accent op de methoden en in de tweede workshop op de beleidskaders waar beschikbaarheid toegepast zou kunnen worden in de beoordeling.

Een groep van Nederlandse onderzoekers en beleidsmakers was in januari 2014 door het RIVM uitgenodigd om mee te denken over mogelijkheden voor de implementatie van biobeschikbaarheid in het bodembeleid. De workshop richtte zich specifiek op methoden die geschikt zijn voor de beoordeling van metalen (voor organische stoffen zijn eerder dit type workshops georganiseerd, zie ook Brand et al., 2012). In het eerste deel van de workshop zijn de verschillende bepalingsmethoden geïnventariseerd en ingedeeld in categorieën (meten, modelleren, beoordelingscriteria, type beschikbaarheidsmeting). In het tweede deel van de workshop zijn de methoden gekoppeld aan beleidskaders, onderverdeeld in de clusters zoals opgenomen in Tabel 3.1. Het volledige verslag van de workshop, met daarbij een lijst van deelnemers is opgenomen in bijlage 2.

Op basis van de resultaten van de eerste workshop is een opzet gemaakt voor implementatie van diverse biobeschikbaarheidsmethoden in de onderscheiden beleidskaders. Deze opzet is besproken in een tweede workshop in mei 2014. Tevens zijn presentaties gegeven over de huidige toepassing van biobeschikbaarheidsmetingen in het waterbodembeleid. De opzet is uitgebreid bediscussieerd. Het doel van de workshop was om per beleidskader aan te geven welke methoden geschikt zijn voor toepassing. Dit voorstel zou vervolgens gebruikt kunnen worden voor het uitvoeren van een consequentie-analyse voor het introduceren van biobeschikbaarheidsmetingen bij het beoordelen van (water)bodem.

Aan het einde van de tweede workshop is overeenstemming bereikt over de hoofdconclusies die voor de eerste stap van de risicobeoordeling getrokken kunnen worden (zie Tabel 4.1) Een volledig verslag van de workshop staat in bijlage 3.

Deze conclusies zijn gebruikt bij het opstellen van scenario's voor de beoordeling van bodem en waterbodemkwaliteit in de volgende paragraaf (4.2) en een mogelijke invulling van biobeschikbaarheid voor landbodem (4.3) en voor waterbodem (4.4).

4.2 Scenario's risicobeoordeling metalen bodem en waterbodem

4.2.1 Aanpak

Op basis van de discussies en voorlopige conclusies in de twee workshops biobeschikbaarheid worden enkele scenario's uitgewerkt voor invulling van de risicobeoordeling van verontreiniging in bodem en waterbodem. Vanwege de doelstellingen van vereenvoudiging en ruimte

geven voor maatwerk wordt vooral ingegaan op de eerste stappen van de risicobeoordeling. Het primaire doel was om over de eerste stappen consensus te bereiken of de grootste gemene deler te vinden. Voor maatwerk zijn alleen enkele suggesties gedaan.

Een getrapte risicobeoordeling is het uitgangspunt bij het bodemonderzoek. Hiermee is een kosteneffectieve aanpak mogelijk: "Makkelijk als het kan, moeilijk als het moet". Vanuit het voorzorgsbeginsel wordt er bij beperkte informatie over de kwaliteit van de bodem, uitgegaan van robuuste enigszins conservatieve methoden. Bij normoverschrijding kan aanvullend onderzoek worden gedaan, dat duurder en complexer is, maar ook meer rekening houdt met de werkelijke locatiespecifieke risico's. In een dergelijke getrapte systematiek is de kans op een onterechte veilige beoordeling klein (vals negatief, zie Figuur 1.1).

De vraag is hoe deze getrapte benadering het beste vormgegeven kan worden. Uit de gevoerde discussies blijkt dat er harmonisaties mogelijk zijn, maar dat er ook verschillen voor landbodem en waterbodem zullen blijven. Een belangrijke reden voor een verschil is dat verontreinigde waterbodem alleen aangepakt wordt wanneer dat een negatieve invloed heeft op de oppervlaktewaterkwaliteit én sanering tot een verbetering zal leiden. Bij landbodem is kwaliteitsverbetering en/of sanering van de bodem zelf wel gewenst.

De elementen die in een getrapte benadering kunnen worden gebruikt, worden hierna kort beschreven met een aantal voor en nadelen. Een getrapte benadering in de risicobeoordeling is afhankelijk van de eindpunten waarnaar wordt gekeken. Voor de risico's voor mens, voor het ecosysteem en het risico op verspreiding kunnen zodoende verschillende methoden het meest geschikt zijn. Als input voor de workshop zijn de volgende benaderingen in aanmerking genomen voor stap 1:

- Huidige totaalgehaltebepaling handhaven met bestaande bodemtypecorrectie (scenario 0);
- Huidige totaalgehaltebepaling handhaven met verbeterde variabele achtergrondwaarde (zie bijlage 4, waarin is beschreven hoe de nieuwe bodemtypecorrectie geïmplementeerd kan worden in de beoordeling van droge grond en waterbodem)(scenario 1).
- Bepalen potentieel biobeschikbare gehalte (eventueel aangevuld + bodemparameters (voor modelmatige benadering) (scenario 2);
- Meteen bepalen actueel beschikbare gehalte en verspreidings/uitlogingsrisico's (scenario 3).

Voor stap 2 geldt in elk geval een maatwerkbenadering, maar daarbij kunnen ook de hiervoor genoemde methoden een rol krijgen.

4.2.2 *Scenario's voor stap 1 beoordeling*

In de workshop zijn voor de stap 1 beoordeling twee scenario's uitgebreider besproken om in het beleid te implementeren. Deze zijn hier nader toegelicht.

Scenario 1. De bestaande totaalgehaltebepaling (aqua regia) blijft behouden. De bestaande normen (inclusief bestaande

bodemtypecorrectie voor metalen) worden vervangen door een verbeterde variabele achtergrondwaarde (zie bijlage 4a en b) en een toxicologische norm. Deze toxicologische norm is een vaste waarde, tenzij er een relatie beschikbaar is (of komt) van de relatie met de bodembodemeigenschappen.

Een verbeterde bodemtypecorrectie is inhoudelijk een sterke verbetering, omdat er op een beter wijze wordt omgegaan met de correctie van achtergrondgehalten voor de bodemeigenschappen. Ook worden een aantal knelpunten in de uitvoering opgelost. Verder is men gewend gebruik te maken van een bodemtypecorrectie en blijven de huidige meetdata in bijvoorbeeld bodemkwaliteitskaarten op dezelfde manier te gebruiken als nieuwe gegevens.

Scenario 2. De totaalgehaltebepaling wordt vervangen door een bepaling van potentiële beschikbaarheid met 0,43M HNO₃. Doordat alleen het beschikbare gehalte wordt gemeten kan worden getoetst aan toxicologische normen zonder bodemtypecorrectie.

Vanwege de onnauwkeurigheid van de huidige bodemtypecorrectie, zorgt het vervallen van deze bodemtypecorrectie van de norm (op basis van lutum en humus) tot meer transparantie en een verbeterde beoordeling. De normen gedefinieerd als gehalte geëxtraheerd met HNO₃ kunnen voor een aantal metalen met een beperkte inzet afgeleid worden uit de bestaande toxicologische data, tenzij ook de dataset wordt geactualiseerd (zie Brand et al., 2013).

Het is aanvullend denkbaar dat in een overgangsfase eenmalig de bestaande totaalgehaltemetingen in databases (bijvoorbeeld in bodemkwaliteitskaarten) omgerekend worden naar potentieel beschikbare waarden, door het gecorrigeerde achtergrondgehalte volgens de nieuwe bodemtypecorrectie eraf te trekken.

Scenario 2 biedt inhoudelijk voordelen omdat realistischer omgegaan wordt met risico's doordat uitgegaan wordt van de potentieel beschikbare fractie. Ook voor de uitvoering is het gebruik van de potentieel beschikbare fractie een voordeel, doordat geen rekening meer met de achtergrondgehalten gehouden hoeft te worden (zie paragraaf 4.3.2).

Scenario 3 benadert zo veel mogelijk de actuele risico's, maar in situaties waarin de risico's kunnen wijzigen, bijv. omzettingen van nat naar droog en v.v. of menging met heel andere ontvangende bodem, kan de actuele beschikbaarheid wijzigen. Ook is de relatie tussen actueel beschikbaar en effect niet voor alle organismen aangetoond en daardoor nog onvoldoende robuust. Daarom werd geconcludeerd dat voor grondverzet de potentieel beschikbare concentratie een beter keuze is.

4.2.3

Hoofdconclusies workshops

Op basis van de discussies in de workshops zijn gezamenlijk enkele hoofdconclusies getrokken.

Droge bodem:

- Extracties met aqua regia kunnen vervangen worden door extracties met 0,43 M HNO₃ en het meten van extra

bodemparameters. Toetsing vindt plaats aan bodemnormen die zijn gebaseerd op toegevoegde gehalten in toxiciteitsexperimenten (die reactief zijn en geen onderdeel zijn van de bodemmatrix);

- Aanvullend kunnen in een stap 2 beoordeling *poriewaterconcentraties* worden berekend op basis van bodemparameters en resultaten 0,43 M HNO₃ (NB Geen meting van poriewaterconcentraties). Voldoen die poriewaterconcentraties niet aan de geldende grondwaternorm, dan kan in stap 3 verder maatwerk qua biobeschikbaarheid uitgevoerd worden.

Deze methodiek moet onderworpen worden aan een consequentie-analyse op basis van data voor die voor AR (huidig) en AN (nieuw) beschikbaar zijn. Deze data zijn deels reeds aanwezig. Voor stoffen die weinig beschikbaar zijn, kunnen de consequenties tussen AR en AN aanzienlijk zijn. De consequentie analyse zou ook moeten nagaan of er elementen zijn waarvoor de relaties tussen AN (reactief) en poriewater onvoldoende onderbouwd zijn (reactief-poriewater).

De toxiciteitswaarden voor ecologie en mens voor toetsing van de beschikbare gehalten zullen nog geschikt gemaakt moeten worden, al dan niet met een actualisatie slag van de data.

Waterbodem:

- 0,43 M HNO₃-extractie toetsen aan waterbodernorm, die is gebaseerd op toxiciteitsgegevens oppervlaktewater met een evenwichtspartitierelatie. Beleidsmatig is het ook mogelijk om te kiezen voor het gelijk stellen van bodem en waterbodem, maar inhoudelijk heeft dat niet de voorkeur.
- Poriewater meten of CaCl₂-extractie doen en toetsen aan KRW-waternorm. Hiermee wordt een oordeel gegeven over het poriewater van de waterbodem. Voor de impact richting oppervlaktewater is een extra vertaalstap nodig zoals beschreven in de 'Handreiking beoordelen waterbodems' (Osté, 2011; Hin e.a., 2010) en 'Handboek Emissietoets' (Ministerie van IenM, 2011).
- Een beoordelingssystematiek voor het verondiepen van plassen was tijdens de workshops nog in voorbereiding. Een inhoudelijk voorstel dat na de workshop beschikbaar is gekomen geeft eveneens een voorkeur aan het gebruik van een zwakzure extractie als basis voor de beoordeling voor toepasbaarheid (RWS, 2015).

In de volgende paragrafen (4.3 en 4.4) wordt voor bodem en waterbodem toegelicht wat dit betekent voor de risicobeoordeling.

Tabel 4.1 Voorstel voor het implementeren van biobeschikbaarheids-methoden in diverse beleidskaders voor de beoordeling van grond, waterbodem en bagger.

Beleidskader	Concentraties in grond		Concentraties in poriewater	
	Methode	Toetsing humaan en eco	methode	toetsing verspreiding
Droge grond				
Bodemsanering	0,43 M HNO ₃	Bodemnorm o.b.v. bodemtesten. Afstemmen normen voor sanering en grondverzet.	Berekenen o.b.v. concentratie in HNO ₃ -extract;	(Grond)water norm
Grondverzet				
aeroob → aeroob droog → droog anaeroob → aeroob nat → droog				
Natte grond				
Waterbodem- sanering, KRW	0,43 M HNO ₃	Waterbodem- norm afgeleid van KRW normen voor water via EqP (ev. beleidsmatig geharmoniseerd met bodem)	Afhankelijk van systematiek diepe plassen ⁶	(grond)water norm afhankelijk van systematiek diepe plassen
Bagger				
aeroob → anaeroob droog → nat anaeroob → anaeroob nat → nat				

4.3 Invulling van de risicobeoordeling metalen landbodem

4.3.1 Discussie

In het voorstel voor het inrichten van de risicobeoordeling moet onderscheid gemaakt worden in landbodem (droge bodem) en de waterbodem (permanent natte bodem). Ten eerste omdat het gedrag van stoffen anders is en ten tweede omdat beleidsmatig momenteel andere randvoorwaarden zijn gesteld. Op de overgangszones en tijdelijk natte gebieden wordt hier niet expliciet ingegaan.

De momenteel gehanteerde totaalgehaltebepaling voor metalen wordt vervangen en ook de bijbehorende bodemtypecorrectie (die gebaseerd is op achtergrondgehalten in verschillende bodems) vervalt dan. De meetwaarde (met AN) wordt dus niet meer gecorrigeerd voor bodemeigenschappen, tenzij er een relatie bekend is van de beschikbaarheid (toxiciteit) afhankelijk van bodemeigenschappen. Om de totaalgehalten die beschikbaar zijn in databases voorlopig op dezelfde wijze te kunnen blijven gebruiken, kan een omrekening naar een potentieel beschikbare concentratie worden gedaan. Dit kan worden gedaan met de nieuwe bodemtypecorrectie voor achtergrondgehalten (zie bijlage 4).

In stap 1 van de getrapte benadering is het voor droge grond niet nodig om onderscheid te maken tussen grondverzet en liggende grond (bv. een verdachte locatie). In stap 1 wordt de potentiële beschikbaarheid

⁶ Zie Rijkswaterstaat, 2015. Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (concept-versie, juni 2015).

gemeten via 0,43M HNO₃-extractie uitgedrukt in mg/kg. Die methode kent nog wel enkele complicaties:

- Kwik (Hg) kan niet met 0,43 M HNO₃ worden gemeten, omdat er dan niets afkomt.
- Chroom blijkt een fractie te zijn van de meting met koningswater, maar de verwachting is dat de biobeschikbaarheid inderdaad laag is. Het zou zinvol zijn dit met onderzoek te bevestigen. Het verschil tussen Cr (III) en Cr(VI) verdient ook aandacht.
- Voor arseen geldt dat de beschikbaarheid sterk redoxafhankelijk is. Bij meer anaerobe omstandigheden (waterbodems) is ook het deel dat niet met HNO₃ wordt bepaald mogelijk toch relevant.

De resultaten van de metingen kunnen worden getoetst aan normen op basis van de bestaande ecotoxicologische toxiciteitsgegevens. De toxiciteitsgegevens testen zijn uitgevoerd met toegevoegd metaal, welke overeenkomt met de fractie van het metaal die met AN wordt geëxtraheerd. Hoewel enige voorzichtigheid is geboden, is het verantwoord om de waarde op basis van toegevoegd metaal te gebruiken voor de norm. Het verschil in beschikbaarheid dat kan ontstaan als gevolg van verschillende typen bodem in de test blijven zo wel buiten beschouwing. IJzergehalten en redoxomstandigheden kunnen locatiespecifiek nog worden gebruikt, zoals bij voorbeeld bij toepassing in diepe plassen (Rijkswaterstaat, 2015).

Voor de humane risico's wordt nu verondersteld dat alle metalen beschikbaar zijn voor opname. Voor lood is geconcludeerd dat 0.43M HNO₃ een betere schatting geeft van de mens beschikbare fractie dan het totaalgehalte (van Kesteren, 2014). Voor de overige metalen is dit niet bekend, maar is een vergelijkbaar principe verwacht. Voor de metalen die goed in planten opgenomen worden, zullen de consequenties nader bekeken moeten worden.

Voor beoordeling van uitloging en verspreidingsrisico's kan een eerste 'worst case'-inschatting van de verspreidingsrisico's kan worden uitgevoerd door concentraties in het CaCl₂-extract (of via een omrekening van de potentiële beschikbaarheid met bodemeigenschappen) te vergelijken met (grond)waternormen. Is dit niet het geval dan kan overwogen worden om d.m.v. maatwerk de risicobeoordeling te verfijnen. Modelberekeningen vallen onder de maatwerkoptie.

4.3.2 *Voorlopige conclusies*

Op basis van de tijdens de workshop gevoerde discussies en mogelijkheden ontstaat het volgende voorkeursscenario:

- Primair streven naar vervanging van aqua regia (AR) als eerstelijnsbeoordeling door een meting van de potentiële beschikbaarheid (AN; 0,43 M HNO₃).
- Voor een actuele risicobeoordeling kan dit worden aangevuld met enkele bodemparameters (pH, OS en lutum) om op basis daarvan poriewaterconcentraties te kunnen schatten (zie *Tabel 4.2*).

- Voor kwik is 0,43M HNO₃ niet geschikt. Koningswater moet dan daarvoor worden gehandhaafd, tenzij dat metaal niet meer standaard zou worden gemeten.
- De toetsing van de meetwaarde kan worden gedaan op basis van de bestaande toxicologische experimenten. De bestaande ecotoxicologische gegevens moeten daarvoor herberekend worden. De bestaande bodemtypecorrectie die is gebruikt om toxiciteitswaarden voor metalen om te rekenen moeten daarvoor verwijderd worden. Daarmee kunnen ze geschikt worden gemaakt voor toetsing aan een zwak-zure meting. Evaluatie van toxiciteitsgegevens moet ook overwogen worden. Doordat de generieke achtergrondgehalten (bepaald met koningswater) dan geen onderdeel meer van de norm zijn, is de huidige bodemtypecorrectie dan niet meer nodig. Indien beschikbaar kan een biobeschikbaarheidscorrectie worden toegevoegd aan de norm.
- Voor humaan toxicologische toetscriteria is het van belang naar metalen te kijken waarvoor plantopname een belangrijke route is.
- Alleen wanneer uitloging naar water of grondwater relevant wordt gevonden in een beoordeling, worden als tweede stap poriewaterconcentraties op basis van de bodemeigenschappen berekend (bijvoorbeeld voor grootschalige bodemtoepassingen). Deze poriewaterconcentraties kunnen worden getoetst aan de relevante grondwaternorm. Wanneer die niet voldoet, kan maatwerk (bijvoorbeeld uitloogmetingen) worden gedaan om te bepalen of uitloging in de toekomst mogelijk te hoog kan worden.
- Voor de overgang van nat (sediment) naar droog (bodem) wordt dezelfde meting en toetsing gehanteerd.

Het is gewenst op basis van dit voorstel een consequentie-analyse uit te voeren op basis van een voorlopige getalsmatige invulling. Op basis daarvan kan besloten worden waar binnen de beleidskaders van beoordeling van grondverzet en bodembeheer deze methoden worden ingezet. Ook zal een geschikt moment van invoering bepaald moeten worden.

4.4 Invulling risicobeoordeling metalen waterbodem

4.4.1 Discussie

Ook voor natte waterbodem worden baggerverzet of locatieonderzoek waar mogelijk gelijk behandeld. Het soort handeling (verspreiden in oppervlaktewater, toepassen waterbodem, verwijderen van waterbodem en beoordelen van invloed waterbodem op oppervlaktewater) zou in de eerste stap niet om een andere meetmethode moeten vragen. In de tweede stap, wordt differentiatie aangebracht; daar is maatwerk mogelijk.

Tijdens de workshop is de waterfase als uitgangspunt gekozen. Of er nu een HNO₃-extractie wordt uitgevoerd of een poriewaterconcentratie wordt gemeten, ze moeten (voor HNO₃ na omrekening) aan de waternorm voldoen.

De gemeten én berekende concentraties moeten lager zijn dan de waternorm (bv JG-MKN) én de met de beschikbare tools berekende flux mag niet leiden tot verontreiniging van het grondwater. Er is ook behoefte om de stoffenpakketten te harmoniseren voor alle waterbodembelidskaders.

4.4.2 *Voorlopige conclusie:*

- Het heeft op basis van de workshop de voorkeur om, net als voor droge bodem, de 0,43 M HNO₃-extractie te gebruiken.
- Het resultaat wordt getoetst aan de waterbodembnorm die is gebaseerd op toxiciteitsgegevens oppervlaktewater.
- Beleidsmatig kan zou je er ook voor kunnen kiezen bodem en waterbodemb gelijk te stellen, om tegemoet te komen aan de wens om te vereenvoudigen. In de consequentie analyse zou daartoe aandacht besteed kunnen worden aan de verschillen tussen aerobe en anaerobe (met sulfiden) omstandigheden.
- In de situatie 'nat blijft nat' kan in situ poriewater worden gemeten meten of een CaCl₂-extractie worden gedaan. Deze concentratie kan aan de chemische KRW-waternorm worden getoetst (toestandsbeoordeling).
- De resultaten van het onderzoeksprogramma 'diepe plassen' heeft in 2015 geresulteerd in een voorstel voor geschikte methoden (RWS, 2015). Hierbij wordt onderscheid gemaakt in een aerobe en een anaerobe beoordeling. Voor nat naar nat kan de anaerobe beoordeling worden gebruikt en voor de overgang van droog naar nat de aerobe beoordeling. De praktische uitwerking in een systematiek is momenteel nog niet afgerond.

4.5 **Conclusie voor beoordeling bodem en waterbodemb op basis van de workshop**

Wanneer de conclusies in de workshop worden gekoppeld aan de verschillende beleidskaders (Tabel 4.2), dan wordt duidelijk welke toepassing mogelijk is in de eerste stap van de risicobeoordeling binnen deze kaders. Voor de verschillende beoordelingskaders voor landbodemb (locatiebeoordeling en grondverzet) kan geconcludeerd worden dat de zwak-zure extractie ook in een eerstelijnsbeoordeling mogelijk is. Alleen voor kwik moet aqua regia worden gehandhaafd, is een andere meting nodig, of moet deze standaard worden afgeschaft. Voor de meting van As en Cr zijn er nog enkele aandachtspunten. Bij het herontwikkelen van een locatie kan naast een zwak-zure extractie, net als nu, ook van aanvullende methoden gebruikt worden gemaakt, zoals toegepast in het TRIADE onderzoek (Mesman e.a., 2011). Data laten zien dat er voor een beperkt aantal metalen (o.a. Cd, Zn) en gewassen (o.a. sla) geldt dat de CaCl₂ meting gecorreleerd is aan de effecten bij gewassen. Voor een groot aantal gewassen (en metalen) is dit verband niet aangetoond (in elk geval niet voor metalen als Pb, Cr, Ni, Hg, As).

Ook voor het op de kant zetten van baggerspecie kan de zwak-zure extractie worden toegepast. De resultaten daarvan kunnen beter dan koningswater worden gebruikt bij een omrekening naar de msPAF (meer stoffen potentieel aangetaste fractie) die momenteel ook wordt gebruikt om het op de kant zetten van baggerspecie te toetsen. Een controle op de mate van beïnvloeding van de meting door de oxidatie is van belang.

In oppervlaktewater waar geen activiteiten zijn voorzien, zullen alleen maatregelen worden genomen als de waterkwaliteit niet voldoet. Zoals beschreven in de Handreiking beoordeling waterbodems (Hin e.a., 2010) kan dan een poriewatermeting worden gedaan om het belang van de bijdrage van de waterbodem te beoordelen.

Bij de verplaatsing van nat naar nat (verspreiden) kan de zwak-zure extractie worden gehanteerd voor de beoordeling van metalen. Er kan dan getoetst worden aan de een bodemnorm die afgeleid is van oppervlaktewaternormen (JG-MKN).

Voor het toepassen van bagger in diepe plassen wordt ook voorgesteld de zwak-zure extractie te hanteren. De meting wordt dan voor de bescherming van het grondwater getoetst aan de concentratie in de vaste fase die in evenwicht is met de waterfase (onder anaerobe omstandigheden). Voor het toepassen van grond in diepe plassen kan de zwak-zure extractie ook worden gebruikt. Voor de relatie met de waterfase (oppervlaktewater via poriewater) worden aerobe relaties tussen vaste fase en poriewater gebruikt. De normen voor oppervlaktewater en grondwater worden voorgesteld om te gebruiken voor de toetsing (RWS, 2015).

Tabel 4.2 Het type meting en criterium dat toegepast kan gaan worden per type handeling, en het beleidskader en beleidsdocument dat momenteel richtinggevend is. Vetgedrukt staat waar gebruik van biobeschikbaarheidsmetingen mogelijk zijn; vet en onderstreept is waar een extra mogelijkheid voor biobeschikbaarheid wordt gezien.

Compartiment	Soort handeling	Beleidskader	Wat wordt beoordeeld?	Type meting en norm; ruimte voor meting beschikbaarheid
Bodem	Geen voornemen tot verplaatsing grond/bodem (3.3.2)	Circulaire bodemsanering	Is de bodemkwaliteit veilig voor mens en ecologie? Zijn maatregelen/sanering nodig?	Interventiewaarde: <u>0,43 M HNO₃</u> ; Sanscrit stap 3: meten (bio) beschikbaarheid
	Verplaatsen van droog naar droog (3.3.3)	Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 4 en 5, Bodemkwaliteitsk aarten	Is verplaatsen grond veilig voor de ontvangende bodem?	(lokale) Maximale waarde AW, Wonen, Industrie <u>0,43 M HNO₃</u> ;
		Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 6 en 7	Grond als Grootschalige Bodem Toepassing (GBT) op/in landbodem?	emissietoetswaarde : <u>0,43 M HNO₃?</u> ; beschikbaarheid voor uitloging: <u>emissiewaarde voldoet aan L/S10</u>

Compartiment	Soort handeling	Beleidskader	Wat wordt beoordeeld?	Type meting en norm; ruimte voor meting beschikbaarheid
	van nat naar droog (3.4.3)	Rbk bijlage B, tabel 1, kolom 3 Rapport 'nieuwe normen waterbodems', 2008	Kan bagger verspreid worden over aangrenzend perceel? Kan bagger toegepast worden op land.	Eerste lijn: omrekening 0,43 M HNO₃ naar porie-waterconcentratie (én gecombineerde stoffen beoordeling msPAF-methode)
Waterbodems	Geen voornemen tot verplaatsing bagger/sediment (3.4.2)	Waterwet; Handreiking beoordelen waterbodems	Heeft de waterbodems een negatieve impact op de oppervlaktewaterkwaliteit? Maatregelen/sanering nodig?	Gebruik specialistische methoden: toetsing oppervlaktewaterkwaliteit; (Dit is tweede stap)
	Verplaatsen van nat naar nat (3.4.2)	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 3, 4 en 6	Is verplaatsen sediment zoet/zout veilig voor ontvangend oppervlaktewater?	0,43 M HNO ₃ ;
		Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 7 en 8	Toepassen bagger als GBT op/in bodem onder opp. water?	Afhankelijk van systematiek diepe plassen
	Verplaatsen van droog naar nat (3.3.3)	Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 3, 5 en 6	Is verplaatsen grond veilig voor ontvangend opp. water?	0,43 M HNO ₃ ;
Rbk bijlage B, tabel 2, kolom 7 en 8		Grond als GBT op/in bodem onder opp. water?	Afhankelijk van systematiek diepe plassen	
Waterbodems	Creëren nieuwe contactzone van reeds aanwezig materiaal(3.4.4)	Handboek immissietoets	Beïnvloeding opp. water door sediment dat aan het oppervlak komt door verwijderen bestaande bodem?	Nee, evt. bij fine tuning

5 Conclusies en aanbevelingen voor vervolg

5.1 Conclusies risicobeoordeling metalen

Tijdens de workshops is zowel gesproken over de eerstelijns (risico)beoordeling als over de tweedelijns risicobeoordeling en de methoden die daarbij horen. Bij het formuleren van conclusies is een nadruk gelegd op de eerste stap van de beoordeling en de methoden die daarvoor geschikt zijn.

Voor de beoordeling van de droge bodem zijn de volgende conclusies getrokken:

- In de eerste stap van de kwaliteitsbeoordeling heeft het de voorkeur de totaalgehalte-meting met aqua regia te vervangen door meting potentiële beschikbaarheid (0,43 HNO₃-extractie) + extra bodemparameters. Voor deze zwak-zure extractie is een protocol beschikbaar (ISO/FDIS, 2016). Voor kwik is deze methode niet goed toepasbaar en blijft de huidige methode van belang.
- Toetsing van het resultaat kan op basis van data in het huidige ecotoxicologische deel van de bodemnorm (zonder de huidige achtergrondgehalten). Dit kan omdat met deze methode het toegevoegde metaalgehalte wordt gemeten, net als de toegevoegde metalen in toxiciteitsexperimenten.
- Voor humane risico's wordt nu verondersteld dat metalen volledig beschikbaar zijn voor opname. Voor lood is bekend dat 0.43M HNO₃ een betere schatting van de beschikbare fractie. Voor de metalen die goed in planten opgenomen worden, zullen de consequenties op de BCF nader bekeken moeten worden.
- De methode kan zowel gebruikt worden voor grondverzet (zoals binnen het Bbk), als voor de beslissing over het nemen van maatregelen op een locatie (nu de eerste stap van de spoedbepaling volgens Circulaire bodemsanering).
- Een alternatief in de eerste stap beoordeling kan zijn het totaalgehalte (voorlopig) wel als meting te handhaven, maar dan te toetsen aan normen die de nieuwe achtergrondgehalten en bijbehorende correctie voor lutum te gebruiken (zie bijlage 4). Wanneer de overgang te bewerkelijk zou blijken, is actualisatie noodzakelijk. De zwak-zure extractie kan dan ingezet worden in een stap 2 beoordeling.
- Voor het nemen van een beslissing over risicobeperkende maatregelen op een locatie (huidige spoedbepaling) kunnen in de tweede stap van de beoordeling poriewaterconcentraties berekend worden op basis van bodemeigenschappen. Voldoen poriewater- concentraties niet aan een gestelde waternorm, dan kan eventueel maatwerk voor ecotoxicologische risicobeoordeling worden uitgevoerd.
- Het is gewenst op basis van een voorlopige getalsmatige invulling een consequentie-analyse uit te voeren. Op basis daarvan kan besloten worden waar en wanneer binnen de beleidskaders van beoordeling van grondverzet en bodembeheer deze methoden worden ingezet..

Voor de beoordeling van **waterbodem** zijn de volgende conclusies getrokken:

- Omdat volgens het waterbeleid de oppervlaktewaterkwaliteit centraal staat en het vooral gaat om het voorkomen van een negatieve beïnvloeding vanuit de waterbodem en zwevend stof (vaste fase), heeft een meting van de potentiële beschikbaarheid (0,43 HNO₃-extractie) de voorkeur. Vanuit deze meting kan beter een relatie met de waterfase worden gelegd, zeker nu in het kader van het diepe plassen project bodemtype-specifieke transferfuncties zijn afgeleid (RWS, 2015).
- Wanneer het belangrijk wordt gevonden tot meer harmonisatie tussen landbodem en waterbodem te komen, is het ten eerste van belang dezelfde meetmethode te hanteren. Voor de toetsing kan wel besloten worden dit verschillend te doen. Praktisch gezien is het eenvoudig om de meetwaarde (uniform voor land- en waterbodem) aan verschillende normen te toetsen. Aangezien bodemnormen primair gebaseerd zijn op de kennis over terrestrische toxiciteit en waterbodemnormen op aquatische toxiciteit is dit goed verdedigbaar. Het potentieel beschikbare gehalte wordt omgerekend naar een (porie)waterconcentratie en getoetst aan KRW-normen of grondwaternormen voor deze stoffen, al of niet met een verdunningsfactor.
- Voor niet te verplaatsen waterbodem of waterbodem die waterbodem blijft kan (in de tweede lijn) de actuele beschikbaarheid worden gebruikt door poriewater in sediment of een 0,001M CaCl₂-extractie doen, en te toetsen aan KRW waternorm.
- Voor grootschalige bodemtoepassingen (GBT) in diepe plassen (droog naar nat en nat naar nat) wordt een aparte beoordelingssystematiek ontwikkeld die rekening houdt met de laatste kennis over de relatie tussen vaste fase en waterfase en veranderingen in de aerobie. Deze aanpak kan ook bruikbaar zijn voor overige onderdelen van het Besluit bodemkwaliteit. Inmiddels is bekend dat ook voor diepe plassen het gebruik van de zwak zure extractie wordt geadviseerd (RWS, 2015).

Voor de tweede stap beoordeling van waterbodem zijn meer methoden genoemd die gebruikt kunnen worden voor de beoordeling van de beschikbare fractie en risicobeoordeling. Dit maatwerk (specialistische methoden) is mogelijk om op specifieke locaties of in bepaalde gebieden te bepalen welke ecotoxicologische effecten of kans op verspreiding bestaat. Afhankelijk van het doel kan voor meerdere metingen en beoordelingen gekozen worden. In de verslagen van de bijeenkomsten wordt ook op deze methoden ingegaan (zie bijlage 2 en 3).

Welke stoffen moeten gemeten worden?

Tijdens de workshops bleek er een breed draagvlak voor het harmoniseren van de stoffenpakketten voor de verschillende doelen. Doel van deze rapportage was niet het stoffenpakket te bepalen. In het Bbk zijn 14 stoffen genormeerd (Sb, As, Ba, Cd, Cr, Co Cu, Hg, Pb, V, Zn, Mo, Ni, Sn). Voor kwik is de zwak zure extractie niet geschikt en is vooralsnog koningswater nodig. Een evaluatie van het stoffenpakket is nodig alvorens te bepalen of aanpassing van het stoffenpakket m.b.t. Hg wenselijk is

Geadviseerd is in de workshops niet direct in te zetten op vereenvoudiging in de normen, wel in de methoden die gebruikt worden en die leiden tot veel verschillen in de uitvoering (voorbereiding monsters, uitvoeren metingen, analysemethoden, stoffenpakketten).

De afgelopen jaren zijn de beoordeling van waterbodem en landbodem meer gaan verschillen. Dit is zowel vanwege inhoudelijke redenen als door verschillende momenten van aanpassing. Aanpassingen die hier worden voorgesteld zijn een kans om tot meer integratie van bodem- en waterbodem beoordeling te komen.

Geconcludeerd is ook dat om te komen tot invoering van de nieuwe methoden het belangrijk is om eerst een consequentieanalyse uit te voeren. De verwachting is dat het voor metalen die in relatief hoge concentraties in de bodemmatrix voorkomen (bv. Chroom, maar ook zink) tot verschillen in aanvaardbare (totaal)gehalten kan leiden indien een beoordeling gebeurt op basis van de potentiële beschikbaarheid.

5.2 Aanbevelingen voor vervolgstappen metalen

De mogelijkheden voor beleidsmatige vervolgstappen zijn sterk afhankelijk van de dynamiek van de herziening van beleid. De overgang van het Besluit bodemkwaliteit en de Circulaire bodemsanering naar de Omgevingswet is een moment om tot integratie te komen en ook methoden te verbeteren. Wanneer het niet haalbaar is op dat moment tot een inhoudelijke verbetering te komen, is het wel gewenst te anticiperen op een moment na invoering van de Omgevingswet.

Zoals aangegeven wordt aanbevolen de resultaten van de 0,43M HNO₃-methodiek te onderwerpen aan een consequentie-analyse op basis van velddata waar zowel koningswater- als 0,43M HNO₃-analyses beschikbaar zijn. Dit kan duidelijk maken voor welk deel van de metingen (en daarmee partijen grond en bagger) de beoordeling soepeler of strenger uit zal vallen. Voor stoffen die weinig beschikbaar zijn, kunnen de consequenties aanzienlijk zijn. De ratio van de gemeten concentratie tussen koningswater (AR) en 0.43M HNO₃ (AN) laat een flinke spreiding zien, waardoor het gebruik van een vaste factor niet aanbevolen wordt. Als onderdeel van de consequentieanalyse wordt ook aanbevolen de breed gedragen relatie tussen ecotoxiciteit en de potentieel beschikbare fractie verder te bevestigen (zie Spijker et al. 2011).

Het is van belang normen voor het gehalte geëxtraheerd met HNO₃ voor metalen af te leiden. Deze kunnen voor een aantal metalen met een beperkte inzet afgeleid worden uit de bestaande ecotoxicologische data, maar er kan ook voor gekozen worden de dataset meteen te actualiseren (zie Brand et al., 2013). Voor de humaan-toxicologie behoefte metalen waarvoor opname via planten belangrijk aandacht. De nieuwe manier van meten en omgaan met achtergrondgehalten (zie bijlage 4 en Spijker et al., 2012) kan gebruikt worden om in een overgangperiode de bestaande data van totaalgehalten te kunnen gebruiken voor kwaliteitsbeoordeling.

Als wordt overgegaan naar 0,43M HNO₃ vraagt dat ook aanpassing van het instrumentarium zoals de toetsmodule BoToVa (via www.rwsleefomgeving.nl), Sanscrit (www.sanscrit.nl) en de Risicotoolbox (www.risicotoolboxbodem.nl). Ook de aanpassing van databases met bodemdata, bijvoorbeeld ten behoeve van bodemkwaliteitskaarten zal gewenst zijn. Het is van belang de te nemen stappen verder op een rij te zetten. Dit om onverwachte problemen te voorkomen. Daartoe wordt momenteel een werkplan opgesteld door Deltares voor Rijkswaterstaat ('Werkplan voor de stapsgewijze implementatie van de 0,43 M HNO₃-extractie in het (water)bodembeleid).

Voor de waterbodem is er de afgelopen jaren veel werk uitgevoerd om voor diepe plassen te komen tot een milieuhygiënisch toetsingskader. Ook dat is gebaseerd op de extractie met 0,43M HNO₃. De inhoudelijke kennis die dit heeft opgeleverd betreft de relaties tussen 0,43M HNO₃-extraheerbare gehalten in de vaste fase en in (oppervlakte)water, waarbij waternormen als uitgangspunt zijn genomen). Ook voor waterbodems geldt dat diverse instrumenten aangepast moeten worden. Tevens dient zich de vraag aan of de huidige normen, die sterk op de waterbodem zijn gericht, eveneens geactualiseerd moeten worden aan het huidige waterbeleid.

5.3 Conclusies risicobeoordeling organische stoffen

Zoals in hoofdstuk 2.1 beschreven zijn er een aantal methoden voor het meten van beschikbare gehalten van organische stoffen. Uit experimenten met de methoden die de potentiële beschikbaarheid bepalen is bekend dat de reactieve fractie het effect bepaald. Het was niet de bedoeling tijdens de workshops uitgebreid in te gaan op het meten van organische stoffen op deze wijze. Gezien het grote aantal stoffen kan op dit moment niet geconcludeerd worden dat het grootschalig implementeren van deze methoden gewenst is. Vooralsnog wordt geadviseerd deze methoden te gebruiken in een tweede stap risicobeoordeling op het moment dat op basis van de totaalgehalten verwacht wordt dat er een risico is of effecten kunnen ontstaan.

Landbodem

Voor de eerste stap beoordeling bij grondverzet en locatiebeoordeling wordt voorgesteld het totaalgehalte te handhaven. Voor gebiedsspecifiek beleid kan gebruik worden gemaakt van potentiële beschikbaarheid als duidelijk is dat binnen een bepaald gebied een lagere beschikbaarheid geldt.

Bij de overgang van nat naar droog (het op de kant zetten van bagger) kan voor organische stoffen mogelijk rekening gehouden worden met afbraak, wanneer dat onder aerobe omstandigheden veel beter gaat (bv PAK en olie). Uit onderzoek is gebleken dat slechts een deel van de PAK goed afbreekbaar is (Harmsen, 2012). Het meten van de beschikbaarheid geeft ook een indicatie van het deel dat kan worden afgebroken.

Voor niet te verplaatsen bodem (locatiebeoordeling) kan in de 2^e lijn tenax (potentieel beschikbaar) en of SPME gebruikt worden en voor

besluiten over het niet aanpakken locaties. Lagere potentieel beschikbare concentraties kunnen de noodzaak voor maatregelen verminderen.

Waterbodem

In het diepe plassen project zijn alle relevante (KRW)stoffen meegenomen. Er is in het Europese waterbeleid vooralsnog zeer weinig ruimte voor metingen van biobeschikbaarheid van organische contaminanten. Bovendien zijn de beschikbare extracties zoals Tenax, POM, etc. niet eenvoudiger dan metingen van totaalgehalte. Binnen het diepe plassen project is wel de relatie gelegd tussen totaalgehalte en het oppervlaktewater, hetgeen geresulteerd heeft in andere normen dan de huidige klasse A en klasse B-grenswaarden uit het Bbk (RWS, 2015).

5.4 Algemene aanbevelingen

Op basis van de workshops en aangedragen informatie wordt aanbevolen potentiële biobeschikbaarheid toe te passen in het beleid. Er zijn technisch weinig beperkingen om de huidige Aqua regia extractie te vervangen door de 0,43M HNO₃-extractie, omdat deze methode eenvoudiger is en een betere relatie heeft met effecten in het milieu. Afhankelijk van de beleidskaders (o.m. grondverzet, waterbodem, diepe plassen) waar deze extractie wordt ingevoerd, moet een aantal zaken worden geregeld, zoals het actualiseren van ecotoxicologische en humane normen, bepalen van rapportagegrenzen en het wijzigen van (reken)instrumenten die bij de beoordeling worden gebruikt.

Voor de toepassing op een termijn van 3 tot 7 jaar wordt, mede vanuit praktische overwegingen, aanbevolen de eerstelijnsbeoordeling van metalen voor bodem en waterbodem te verbeteren door alle beleidskaders te herzien.

Concreet liggen er voor de korte termijn voorstellen binnen het kader grote bodemtoepassingen in diepe plassen. Ervaringen en meetresultaten die binnen de te ontwikkelen methodiek voor diepe plassen worden opgedaan, zijn bruikbaar bij toepassingen binnen het hele waterbodembeheer.

Voor beleidskaders voor de landbodem wordt aanbevolen op korte termijn in het kader van de overgang naar de Omgevingswet in de tweede stap van een toetsingskader de aanpassingen concreet uit te werken inclusief de toetsingscriteria. Daarmee kan de 0,43M HNO₃-extractie op korte termijn gebruikt worden voor het in een tweede stap beslissen over het nemen van maatregelen, bv bij een maatwerkbeoordeling van de spoedbepaling. Daarmee kan ook een consequentieanalyse worden gedaan op basis van bestaande en nieuwe metingen om daarmee inzicht te krijgen in het effect van invoering van de nieuwe meetmethode op de beoordeling van diverse partijen grond. Voor waterbodem en de droge bodem kan een consequentie analyse separaat worden gedaan. Hiervoor is het wel noodzakelijk voldoende metingen te hebben van concentraties in bodems met beide ontsluitingsmethoden (koningswater en 0,43M HNO₃-technieken).

6 Referenties

[Besluit en regeling bodemkwaliteit](#). 2007.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0022929/geldigheidsdatum_14-11-2014

[Besluit lozingen buiten inrichtingen](#), 2011.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0029789/geldigheidsdatum_14-11-2014

Kesteren PCE van, Walraven N, Schuurman T, Dekker R, Havenaar R, Maathuis A, Bouwmeester H, Kramer E, Hoogenboom R, Slob W, van Eijkeren JCH, Brandon EFA, Boom G, Miermans K, Piso S, Cave M, Schwillens P, Lijzen JPA, Bakker MI., 2014 Bioavailability of lead from Dutch made grounds : A validation study. RIVM Rapport 607711015, RIVM. Bilthoven

Brand, E., Smedes, F., Jonker, M.T.O., Harmsen, J., Peijnenburg, W.J.G.M., Lijzen, J.P.A. 2012. [Advice on implementing bioavailability in the Dutch soil policy framework: User protocols for organic contaminants](#). RIVM Rapport 711701102, RIVM, Bilthoven.

Brand, E., Lijzen, J., Peijnenburg, W., Swartjes, F. 2013. Possibilities of implementation of bioavailability methods for organic contaminants in the Dutch Soil Quality Assessment Framework. J Hazard Mater 2013; 261:833-9 DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.066>.

Brand, E.; Smit, E.; Verbruggen, E.; Dirven-van Breemen, L.; Mesman, M., 2013. Onderbouwing ecologische risicogrenswaarden voor bodem, RIVM briefrapport 607711012.

[Circulaire bodemsanering, zoals geldig op 1 juli 2013](#). 2013.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0033592/geldigheidsdatum_14-11-2014

Circulaire herinrichting van diepe plassen. Ministerie van IenM, december 2010
http://wetten.overheid.nl/BWBR0029248/geldigheidsdatum_21-12-2015

Hin J.A. L.A. Osté, C.A. Schmidt, 2010, Handreiking beoordelen waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Vastgesteld in DWO., report no. 157 pages, <http://www.helpdeskwater.nl/>.

ISO/DIS 16751, 2015. Soil quality -- Environmental availability of non-polar organic compounds -- Determination of the potential bioavailable fraction and the non-bioavailable fraction using a strong adsorbent or complexing agent

ISO 17402, 2008(en). Soil quality — Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials

ISO 17586:2016(en) Soil quality — Extraction of trace elements using dilute nitric acid.

ISO/DIS 19204, in development. Soil quality -- Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (TRIAD approach).

ISO/TS 21268-2:2007(en), Soil quality — Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials — Part 2: Batch test using a liquid to solid ratio of 10 l/kg dry matter

Harmsen J, 2007. Measuring bioavailability: From a scientific approach to standard methods, *J. Environ. Qual.*, 36, 1420-1428.

Harmsen, J., R.P.J.J. Rietra, J.E. Groenenberg, J. Lahr, A van den Toorn en H.J. Zweers, 2012. Verspreiden van bagger op het land in klei- en veengebieden. Stowa, Amersfoort.

Hin, J.A., L.A. Osté, C.A. Schmidt, 2010. Handreiking Beoordelen Waterbodems; Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Rijkswaterstaat/Deltares.

[Kaderrichtlijn water \(KRW\)](#), 2000. Richtlijn nr. 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van de Europese Unie van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid.

Kesteren, P.C.E. van; Walraven, N.; Schuurman, T.; Dekker, R.; Havenaar, R.; Maathuis, A.; Bouwmeester, H.; Kramer, E.; Hoogenboom, R.; Slob, W.; van Eijkeren, J.C.H.; Brandon, E.F.A.; Boom, G.; Miermans, K.; Piso, S.; Cave, M.; Schwillens P.; Lijzen, J.P.A.; Bakker, M.I., 2014. Bioavailability of lead from Dutch made grounds: A validation study. RIVM report 607711015. RIVM, Bilthoven; Geoconnect; ASG ; TNO Zeist; RIKILT ; British Geological Survey

Mesman, M., Schouten, T., Rutgers, M. 2011. [Handreiking Triade 2011: Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in Stap 3 van het Saneringscriterium](#). Guideline Triad 2011 : Site-specific ecological risk assessment in Step 3 of the Remediation Criterion. RIVM Rapport 607711003, RIVM, Bilthoven.

Ministerie van IenM, 2011. Handboek immissietoets. Toetsing van lozingen op effecten voor het oppervlaktewater. Rijkswaterstaat.

Mol, G., Spijker, J., Van Gaans, P., Römkens, P. (red.) 2012. [Geochemische bodematlas van Nederland](#). ISBN: 978-90-8686-186-6. Wageningen Academic Publishers.

NEN 2004 NEN 7373:2004 nl - Uitloogkarakteristieken - Bepaling van de uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met een kolomproef - Vaste grond- en steenachtige materialen.

NEN 2004 NEN 7383:2004 nl - Uitloogkarakteristieken - Bepaling van de cumulatieve uitloging van anorganische componenten uit poeder- en korrelvormige materialen met een vereenvoudigde procedure voor de kolomproef - Vaste grond- en steenachtige materialen.

NEN 5737:2010 nl. Bodem - Landbodem - Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging.

Ortega-Calvo, Jose-J, J. Harmsen, J. R. Parsons, K.T. Semple, M.D. Aitken, C. Ajao, C. Eadsforth, M. Galay-Burgos, R. Naidu, R. Oliver, W. J.G.M. Peijnenburg, J. Römbke, G. Streck and B. Versonnen. From Bioavailability Science to Regulation of Organic Chemicals. Environ. Sci. Technol. 2015, 49, 10255–10264

Osté, L.A. 2010. De CaCl₂-extractie toegepast op 10 Waalmonsters en een nadere bepaling van de schudtijd201526-000-ZWS-0003. Deltares 2010.

Osté, L.A. 2011. [Achtergronddocument bij de Handreiking beoordelen waterbodems](#). Rapport Deltares, Delft.

Peijnenburg, W., E. Sneller, D. Sijm, J. Lijzen, T. Traas and E. Verbruggen, 2002. Implementation of Bioavailability in Standard Setting and Risk Assessment? J Soils & Sediments 2 (4) p169-173 (2002)

Peijnenburg, W. J. G. M.; Zablotkaja, M.; Vijver, M. G. Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. Ecotoxicol. Environ. Saf. 2007, 67, 163-179.

Posthuma, L.; van Gestel, C.A.M. ; Smit CE, Bakker DJ, ; Vonk, J.W. Validation of toxicity data and risk limits for soils. RIVM rapport 607505004/1998. Bilthoven

Risicotoolboxbodem, zie <http://www.risicotoolboxbodem.nl>

RWS, 2015. Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger. (concept-versie, juni 2015). Auteurs; C.A. Schmidt, J. P.M. Vink, N.J. Comans, L.P.M. Lamers, J. F. Postma, J.P.A. Lijzen, L. A. Osté, S. Verbeek.

RWS-WVL, 2015. Handreiking waterbodememissietoets (WIT). M. Prins, D. Bijstra. Osté en D. Bakker (versie 1.1 def)
www.helpdeskwater.nl/waterbodememissietoets

[Sanscrit](#), zie <http://www.sanscrit.nl>

SEDIAS, zie
<http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterbodems/waterbodemonderzoek/beoordeling/@31455/sedias/>

Smith, KS et al., 1999, An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals, in: Reviews in Economic Geology, Soc. Econ. Geol, Littleton USA, 29-70.

Spijker J., van Vlaardingen, P.L.A.; Mol, G., 2007. Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem. RIVM report no. 711701074.

Spijker, J. 2012 [The Dutch Soil Type Correction : An alternative approach](#). RIVM Rapport 607711005, RIVM, Bilthoven.
Spijker, J. ; Mol, G. ; Posthuma, L. Regional ecotoxicological hazards associated with anthropogenic enrichment of heavy metals. Environ Geochem Health 2011; 33(4):409-26.

Vark, W. van, and J. Harmsen. Validation of ISO 17586 Soil quality. Extraction of trace elements using dilute nitric acid. 1
WEPAL/QUASIMEME and Wageningen University.
<http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/370324>.

[Waterwet](#), 2009.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0025458/geldigheidsdatum_14-11-2014

[Wet bodembescherming](#), 1986.
http://wetten.overheid.nl/BWBR0003994/geldigheidsdatum_14-11-2014

Wezenbeek, J.M. 2007. [Ken uw \(water\)bodemkwaliteit, de risico's inzichtelijk](#). 3BODM0704, Grontmij, Bilthoven.

Bijlage 1 Background document for the workshop

'Options for implementation of metal bioavailability in a risk assessment framework for soils and sediments'

Contact: anja.verschoor@rivm.nl, April 2014

Contents

1	Introduction	51	
2	Definition of availability	52	
3	History	54	
3.1	The bioavailability workshop at RIVM, 2002.	54	
3.2	Advise of the TCB-working group on Soil Quality Criteria, 2008.	55	
3.3	A proposal for organic contaminants in soil, 2012	56	
4	Current regulatory framework	56	
4.1	Short overview	56	
4.2	Regular applications to land and water	58	
5	Bioavailability in a tiered approach	59	
6	Selection of analytical methods	60	
	References	61	

1. Introduction

In risk assessments, environmental concentrations (EC) are compared with environmental quality standards (EQS). It is important that the analytical method to determine the environmental concentrations reflects the fraction that is expressed by the EQS. In The Netherlands, like in most other countries, all concentrations and soil quality standards (SQS) are currently measured and expressed as total metal concentrations. Metal concentrations are determined by destruction of the soil matrix or harsh extraction techniques and compared with EQS's which are also expressed as total concentrations. In The Netherlands, aqua regia extraction (ISO 1146, 1995) is the common method. However, metals are reactive substances that appear in many chemical forms, dependent on characteristics of the environment and not all chemical species of a metal are equally toxic (Sanders et al., 1983).

In general, free metal ions are the most active form, and their uptake by organisms takes place via the pore water (Sanders et al., 1983). Natural background concentrations of metals in soil are less reactive than the fraction added by human activities (the so-called anthropogenic enrichment) (Vijver et al., 2008). These observations show that only a fraction of the total metal concentration in soil is available for organisms. This phenomenon is referred to as bioavailability which was defined as the metal concentration that "...is freely available to cross an organism's cellular membrane from the medium the organism inhabits at a given time" (Semple et al., 2004). Performing risk evaluations based on total metal concentrations may therefore lead to an inaccurate risk assessment.

Factors that complicate the bioavailability assessment in soil are the factor time (the bioavailable fraction depends on the timeframe of interest) and the specific nature of exposure of different organisms in soil (oral and dermal uptake routes). Moreover, soil quality standards

(SQS) based on bioavailable concentrations are not present and the financial means and time to perform new toxicological experiments are lacking.

The complication of variable background concentrations for the estimation of ecological risks was acknowledged by the adoption of soil type corrections in the Dutch Soil Quality Assessment Framework in 1991 (VROM, 1991). The current approach has several drawbacks. The soil type correction is an indirect way to account for bioavailability. Empirical uncertainties exist in the correction factors used, due to differences in the reactivity of organic matter and clay. Direct analysis of the bioavailable fraction, with a valid method, would overcome these uncertainties. Numerous studies focused on bioavailability in the past decades; more than 2500 peer-reviewed papers are available that contained the keyword bioavailability, metals and soil in their abstract or title (Scopus search, dd 24-06-2013). The challenge is to implement this knowledge in improved environmental regulations.

This paper aims to provide an improved framework for bioavailability assessment in soil by harmonizing the methods for measuring the bioavailable metal fraction on contaminated site analysis with EQSs using existing data. The paper summarizes several definitions of (bio)availability and gives an overview of steps that were already taken in The Netherlands to account for bioavailability in risk assessment of contaminated soils so far. Additional methodology for an improved risk assessment framework for soils and sediments is proposed, based on knowledge generated during the past 10 years.

2. Definition of availability

Bioavailability definitions are adopted from the ISO standard for measurement of bioavailability in soils (ISO, 2008).

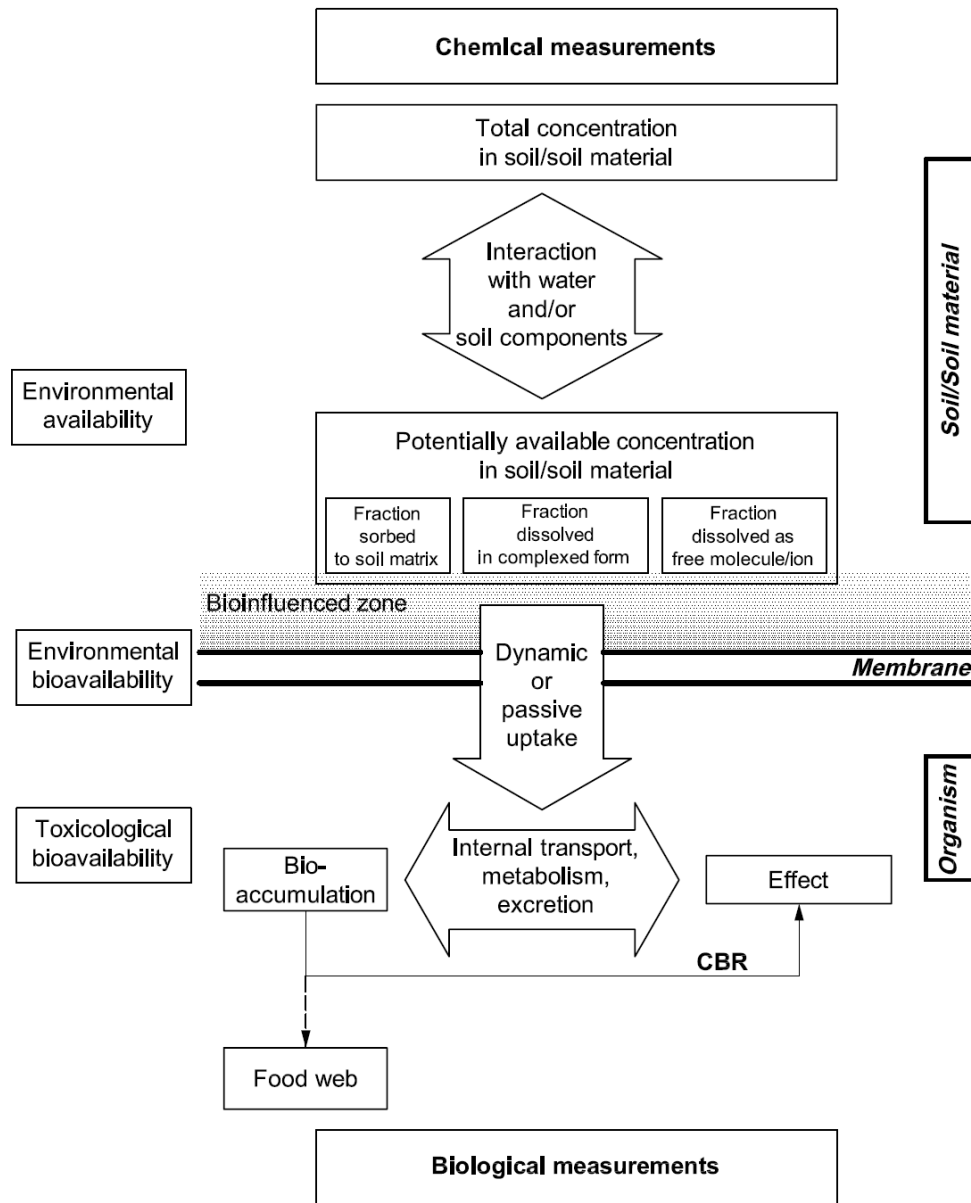


Figure B 1 Conceptual framework of availability and bioavailability (NEN-EN-ISO: 17402, 2011)

A distinction is made between chemical availability and biological availability.

Availability (**environmental availability**) concerns the fraction of the contaminant that is **potentially available** within a certain timespan for uptake by organisms through desorption or dissolution of minerals. This fraction is also referred to as the reactivity or reactive fraction of a contaminant. Environmental availability refers to the availability during longer timespans, (longer than relevant for organisms), meaning the total fraction of the contaminant that can be mobilized/released from the solid phase to the pore water (Smith et al., 1999).

Environmental bioavailability also called **actual bioavailability** refers to the fraction of the available contaminant that can enter the

organism by crossing of the cell membrane. Note that bioavailability varies between organisms, so a universal metric for bioavailability does not exist (Harmsen, 2007; Peijnenburg et al., 2007). In human risk assessment, the term **bioaccessibility** is commonly used to indicate actual bioavailability, and represents the extraction of a contaminant from its matrix by digestion.

Toxicological bioavailability refers to internal concentrations of a contaminant which is accumulated in an organisms or is related to an effect (Tuinman et al., 2008).

3. History

The complication of variable background concentrations for the estimation of ecological risks was acknowledged by the adoption of soil type corrections in the Dutch Soil Quality Assessment Framework in 1991 (VROM, 1991). The soil type correction is used to differentiate EQS with respect to organic matter and clay content (Vegter, 1995). EQS are expressed as total metal concentrations at 10% organic matter and 25% clay. The scientific basis of the soil type correction is based on the normalisation of background concentration of relatively uninfluenced soils; nevertheless the method is considered an indicative correction for bioavailability (Spijker et al., 2008).

The bioavailability workshop at RIVM, 2002.

The options of improvement of the bioavailability assessment were discussed during a workshop in 2002 at RIVM (Peijnenburg et al., 2002; Sijm et al., 2002). During the workshop a clear distinction was made between chemical availability and biological availability. Although it was acknowledged that bioavailability is a result of physico-chemical and biological processes, the proposed methods were dictated by chemical methods. The workshop identified the following options and recommendations for metals in soil in factsheets (See Table B1).

Biological methods such as measurement of internal body concentrations, bioassays and biosensors were mentioned, but not further explored. Bioassays and biosensors are not suited for a policy which is directed towards individual substances and for internal body concentrations, there was not enough information to support derivation of EQS for a broad range of substances.

11 years after the workshop, despite the expectation that improved methodology could be implemented within 5 years, the soil risk assessments are still based on total concentrations in combination with the soil type correction. Though, the soil risk assessment framework has evolved in the meantime. A major change was the introduction of EQS that depended on the soil function, 1) nature and agriculture, 2) residential, and 3) industry, in 2007. The soil function-dependent EQS's accounted for different exposure routes and objects of protection (i.e. ecosystem, humans, workers).

Table B1 Options and recommendations for improved metal bioavailability assessment in soils and sediments, identified during the bioavailability workshop in 2002.

Options for bioavailability assessment	Recommendation
1. Correction of EQS's for local background concentrations	Recalculation of EQS is necessary
2. Use of transfer functions that relate total metal concentrations (aqua regia extraction) with biological effects.	New ecotoxicity data are required based on metal concentrations in pore water or weak extraction.
3. Measurement of pore water concentrations (represented by 0.01 M CaCl ₂ extraction), which reflects the actual availability	Validation is necessary in different soils and species. Toxicity experiments are required to derive new EQS's.
4. Measurement of reactive metal concentrations (represented by 0,43 M HNO ₃ extraction), which reflects the potential bioavailable fraction.	For actual risks a combination with transfer functions is necessary. Only available for a limited number of metals. Validation is necessary.
5. A combination of sequential or parallel extraction that reflects several uptake routes of metals into the organisms. For instance a combination of aqua regia and weak extractions.	Correlation of acid extraction with biological effects needs to be assessed.
6. A correction of metal concentrations in anaerobic sediments, for metal binding to sulfide and organic carbon.	A proposal made for zinc. For other metals the relation was still unknown

Although no progress was made with implementation of bioavailability, scientific research was directed to fill information gaps identified during the workshop of 2002, and efforts were undertaken to harmonize analytical methods. Also new methods popped up which were not foreseen in 2002.

Advise of the TCB-working group on Soil Quality Criteria, 2008.

The working group on Soil Quality Criteria of the Technical Committee on Soil Protection gave their opinion on the options for ecological soil quality criteria that reflect actual risks of soil contamination. Bioavailability was one of the topics. The working group acknowledged the importance of taking account of bioavailability and recommended to use the reactive fraction as a conservative estimator for the chemical and bio-available concentration in soil. The reactive fraction is often lower than the total concentration, and can be determined by a mild acidic extraction (0,43 HNO₃).

They were reluctant to adopt pore water concentrations as generic estimator for bioavailability, because the use of pore water concentrations is only valid for specific metals and specific organisms. In many cases, toxicity in earthworms was could be explained better by total concentrations than by concentrations in the soil solution

(Hobbelen et al., 2006; Van Vliet et al., 2005). In the particular case of bioavailability of some metals for plants a 0.01 M CaCl₂ extraction or a combination of 0,43 M HNO₃ extraction and transfer functions/modeling could be employed. In 2008, it was concluded that there is insufficient data to confirm the validity of the approach for other organisms. In the past 5 years more research has been performed. Recently it was demonstrated that the 0,43 HNO₃ extraction of lead mimicked the (Simple Bioaccessibility Extraction Test (SBET), which has been established as the standard operating procedure for an "in vitro" bioaccessibility assay for Pb by USEPA (Rodrigues et al., 2013). Moreover, the 0,43 HNO₃ extraction showed a good correlation with the bioavailability of lead in juvenile pigs that ingested lead contaminated soil (van Kesteren et al., 2013). This implies that the method for environmental availability may be suited for human risk assessment too.

The practical implementation of soil biotic ligand models was considered by the Technical Committee but discarded because data are still limited. It was concluded that in the future it may be possible to apply biotic ligand models for certain organisms and certain metals.

In the past 5 years biotic ligands are formally accepted for higher tier aquatic risk assessment (EC, 2008) and several tools were developed to assist in its regulatory use (PNEC-Pro, BioMet, Hydroqual). BLM development for terrestrial systems has not (yet) reached that level. Biotic ligand models are available for some metals (Cu, Ni, Co, Ag, Zn, Pb and Co) and representative species (worms and plants).

A proposal for organic contaminants in soil, 2012

A proposal for the implementation of bioavailability of organic contaminants in a policy framework in The Netherlands was described by (Brand et al., 2013). Analytical methods were reviewed and selected to be implemented in a policy framework for soil remediation urgency and sustainable soil management. This study differentiated between methods which assess the actual available concentrations and methods that assess the potentially available fraction, Solid Phase Extraction, Polyoxymethylene Solid Phase Extraction or silicone rubber are recommended for the measurement of actual available organic contaminant concentrations in pore water (µg/L) and the outcomes must be compared with aquatic toxicity data. Tenax and cyclodextrin extractions are recommended to measure the potentially available concentrations (expressed in mg/kg) and can be directly compared with soil toxicity data, without conversion. Soil toxicity data need no conversion because most toxicity data were derived from experiments in which contaminants were added to soil, which implies that the total concentrations is approximately equal to the bioavailable concentration. This proposal could serve as a template for a risk assessment strategy for metal bioavailability in soil.

4. Current regulatory framework

Short overview

The Dutch risk assessment framework has a focus on useful application of excavated soils and sediments, and a risk-based approach for seriously contaminated sites. The Dutch Soil Protection Act contains regulations for seriously contaminated soil (soil remediation) and for

sustainable land management (VROM, 1986). The underlying Soil Quality Directive includes regulations and quality standards for sustainable land management to warrant that soils are fit for current and future land use, and also contains criteria for the use and re-use of slightly contaminated soil (VROM, 2007; VROM et al., 2007).

The risk assessment framework differentiates between soils on land (further referred to as soil) and soils belonging to the aquatic environment (further referred to as sediments). The latter also includes dredged material and also soils that are not permanently flooded, such as flood plain soils. To identify cases of serious contamination separate 'Intervention Values' are used soil or sediment. The decision to actually start a soil remediation depends on the local assessment of the remediation urgency, which is triggered by exceedance of the intervention value. Intervention values aim at protection of the ecosystem at a potentially effect level of 50% of the species.

Table B2 Presence of quality standards for soil and sediment in different use scenarios.

	Material to be used: Receiving compartment	Soil	Sediment	Type of standards	Metal pool
1	Adjacent land	-	X	Maximum values	Total+ soil type correction
2	Land	x	X	Maximum values for soil functions	Total+ soil type correction
3	Fresh water	x	X	Maximum values for Class A and B	Total+ soil type correction
4	Salt water	-	X	Maximum values	Total
5	Land (large scale)	x	X	Emission limit values	Available
6	Water (large scale)	x	X	Emission limit values	Available

For use and re-use, the framework distinguishes between applications on land and application in the water-system, and between regular and for large-scale applications of soils and sediments.

Table B2 gives an overview of the availability of quality standards for different use scenario's. In general the maximum values are all derived by the same risk-based approach, aiming at a certain protection level of humans and the ecosystem. Maximum values vary dependent on the characteristic exposure routes in a particular use scenario. The extent to which (bio)availability is included differs between the use scenario's.

Regular applications to land and water

The main characteristics of the risk assessment framework for the classification and use of soils and sediments are:

- there is an always-limit, that expresses safe use of soil and sediment. The always-limit is represented by the Background Values;
- there is a never-limit, that expressed unacceptable risks. The never-limit is represented by the intervention value soil, sediment and groundwater which determines that a risk assessment specific to a location has to be carried out and remediation must urgently take place if there is a question of unacceptable risks;
- there is a national and an area-specific hazard ranking system for the reuse of excavated soil and dredged material, the limits for the area-specific hazard ranking system are the Background Values and the separate intervention values for soils and sediment.

The main difference between the framework for soil and aquatic sediment is the choice of the quality criteria in of the National hazard ranking system for the reuse of excavated soil and dredged material. In the case of soil applications there is a strong link to the land use, whereas for applications in the water-system the options for re-use are linked to the recontamination level.

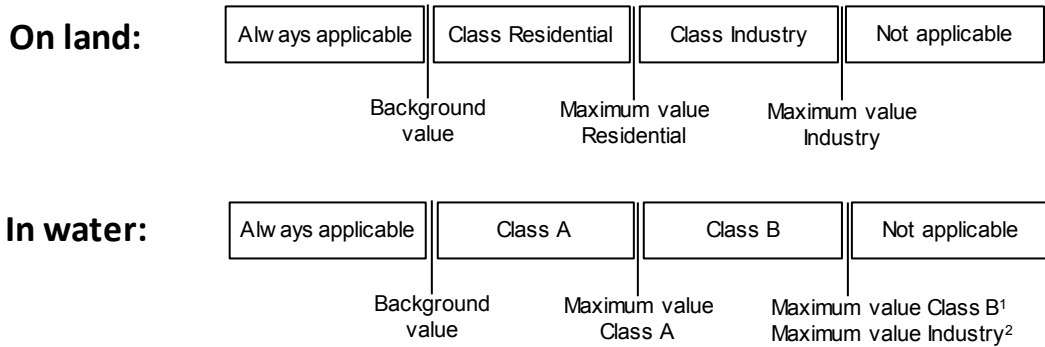


Figure B 2 Generic risk assessment framework for the classification and use of soils and sediments to be used on land (above) or in fresh water (below).

¹Quality standard for classification of sediments, ²Quality standard for soils.

In order to manage slightly contaminated soils, so called generic 'Maximal Values' (residential and industrial) and 'Background Values' have been derived. If the concentrations in soil are below the Background Values, it is possible to reuse this soil material everywhere. This quality is equal to the quality common in relatively undisturbed agricultural areas and nature reserves. If the concentration in soil is above the Maximal Value 'Industrial', the soil is not suitable for re-use. Excavated soil can only be reused on soils that belong to the same land use class or to less sensitive land use classes (VROM et al., 2007). All quality standards in the current risk assessment scheme are expressed as total concentrations, that can be corrected with a soil type correction to account for differences in bioavailability and determinations are performed by aqua regia extraction.

Sediments are considered as an integral part of the water-system, and therefore additional guidance has been developed to evaluate if the sediment is an obstacle for reaching a good surface water quality (Hin et al., 2010; VW, 2009).

An exception to the framework mentioned above are large scale soil and sediment applications such as in road constructions, noise barriers and dikes or as soil cover on remediated sites. Large scale applications are defined as applications of more than 5000 m³ soil or sediments and a minimum layer thickness of 2 m. The quality standards for metals in soils and sediments to be used in large applications are expressed as maximal emission values, that reflect "available" concentrations. The emission must be determined by column leaching tests (NEN, 2004a; b) which resemble international standard methods ISO/AWI 21268-3 and CEN TC 292.

Soil type corrections are performed to take into account soil type dependent background concentrations in the risk assessment. After soil type correction the quality standards for sandy soil are lower than for clay soils, because the natural background concentrations in sand are lower, due to lower clay and organic matter content. When monitoring and quality standards are both based on bioavailable concentrations, an assessment of local background concentrations or soil type corrections is no longer necessary.

5. Bioavailability in a tiered approach

A nice overview of methods for a risk-based (chemical) monitoring strategy, that links bioavailability to compliance monitoring, was given by (Peijnenburg et al., 2007). The methods can be divided in three categories:

1. Direct measurement or modeling of metal activities
2. Assessment of operationally defined metal fractions by means of a wide pallet of mild and strong extraction liquids
3. Application of semi-permeable devices, either based on equilibrium partitioning of the metal or on matrix diffusion followed by irreversible binding to a resin.

For details and examples of each category the reader is referred to publications of (Peijnenburg et al., 2007; Peijnenburg et al., 2013). A good risk assessment is built up in an effective, step-wise, way, aimed at quick identification of sites that are not at risk and sites that are potentially at risk. With each step in the assessment, the accuracy increases, and estimated risks will more closely resemble the actual risks. In the first step, simple, cheap and limited investigations with inherently large uncertainties are undertaken. When generic, conservative quality criteria are exceeded, additional, more expensive, complicated and time consuming investigations will be undertaken. This higher tier studies, are able to include more site-specific characteristics and quantify processes that were initially ignored, such as local background concentrations and bioavailability. An analysis of approaches for risk assessment, placed in a tiered approach is given in Figure B 3

In this proposal we will focus on simple chemical methods to determine bioavailability, knowing that a suit of higher tier approaches exist. The

challenge is to find/recommend soil quality criteria that refer to the same metal pool as the measured fraction.

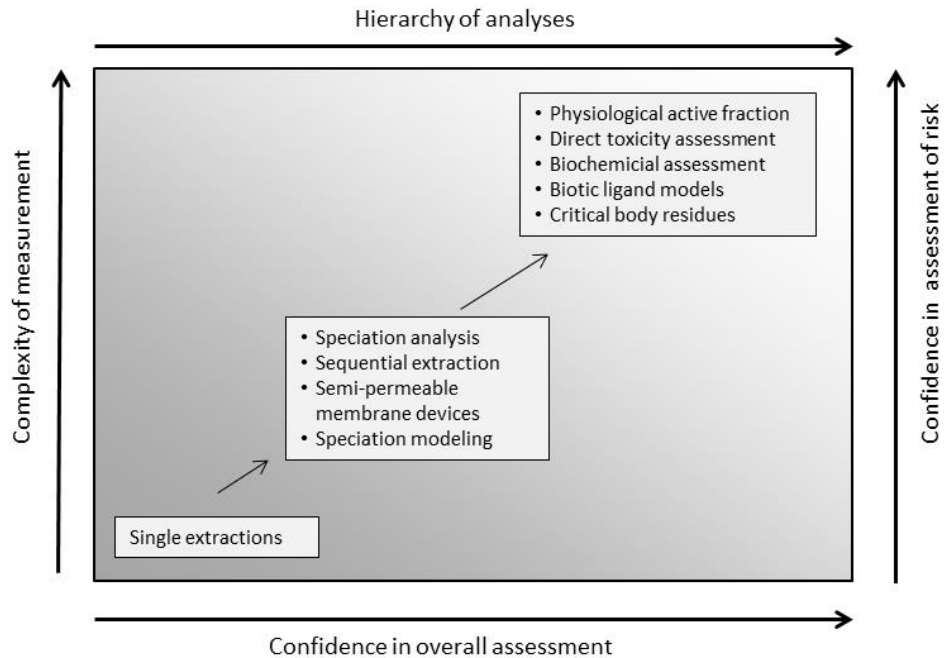


Figure B 3 Hierarchy of analysis in relation to metal monitoring (adjusted from (Leece et al., 2000))

6. Selection of analytical methods

Extraction methods are a surrogate for metal-, species- and soil-type-dependent bioavailable contaminants. When linked to extraction techniques, bioavailability is used as an operational definition; i.e. the available fraction depends on the extraction procedure, which is composed of sampling, drying, sieving, storage, composition of the extraction liquids, shaking duration and intensity, centrifugation and analysis.

A large variety of extraction techniques are employed. The lack of uniformity in the procedures hampered the comparison of results. The usefulness of the results is also restricted because the environmental quality criteria are based on a different metal fraction. To overcome these problems, the International Organization for Standardization (ISO) coordinated working groups on soil quality in order to select and standardize test for bioavailability assessments. The ISO distinguished different methods for soil ingestion, dermal exposure, plant uptake, leaching, biodegradation and for soil organisms. ISO emphasized that for metals it is particularly important to know the free ion concentrations.

Suitable methods for soil organisms are the donnan membrane technique (DMT) and differential gradients in thin films (DGT) (D'Amore et al., 2005; Sigg et al., 2006). In addition, a specific approach was developed to measure the speciation of heavy metals over redox gradients (Vink et al., 2005). The methods fit in the higher tiers of a risk assessment strategy (see Figure B 3).

Historically, for sediments sequential extraction methods were employed. It is a suitable method to investigate the partitioning of heavy metals amongst solid mineral and organic phases. A sequence of progressively more destructive and less specific extraction are performed. The method simulates to a certain extent natural desorption processes. Disadvantage is the increased uncertainty of the method, due to the high number of extraction steps.

In The Netherlands, three extraction techniques were commonly used for different fields of interest by different institutes differ from the methods described by ISO (2008). The methods are aqua regia, 0,43 M HNO₃ and 0.01 M CaCl₂ extraction (aerobic and anaerobic). With these methods, large archives were built up, that enabled validation of the methods, transfer functions and speciation models with samples that are typically relevant for Dutch conditions (Mol et al., 2012). Therefore, a risk assessment framework is proposed, with these three methods as the major building blocks.

The challenge is to balance analytical methods and criteria, and construct a scheme that offers sufficient environmental protection, and that is cost-effective and transparent. Scheme 1 is a first proposal, which feasibility will be discussed during the workshop and revised if necessary.

References

Brand E et al., **2013**, Possibilities of implementation of bioavailability methods for organic contaminants in the Dutch Soil Quality Assessment Framework, Journal of Hazardous Materials, xx (Available online), 833–839.

D'Amore JJ et al., **2005**, Methods for speciation of metals in soils: A review, Journal of Environmental Quality, 34, 1707-1745.

[EC] European Commission, **2008**, Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, Available from: <http://eur-lex.europa.eu/>.

Harmsen J, **2007**, Measuring bioavailability: From a scientific approach to standard methods, J. Environ. Qual., 36, 1420-1428.

Hin J et al., **2010**, Handreiking beoordelen waterbodems. Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems. Vastgesteld in DWO., report no. 157 pages, <http://www.helpdeskwater.nl/>.

Hobbelen PHF et al., **2006**, Bioaccumulation of heavy metals in the earthworms *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* in relation to total and available metal concentrations in field soils, Environ. Pollut., 144, 639-646.

Leece DR et al., **2000**, Opportunities of expanded use of soil, plant and water analysis in environmental management, *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, 31, 2185-2200.

Mol G et al., **2012**, *Geochemische bodematlas van Nederland*, Wageningen Academic Publishers.

NEN-EN-ISO: 17402, **2011**, Soil quality - Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. 52 pages.

NEN, **2004a**, Leaching characteristics - Determination of the leaching of inorganic components from granular materials with a column test - Solid earthy and stony materials, <http://www.nen.nl/NEN-shop/Norm/NEN-73732004-nl.htm>.

NEN, **2004b**, Leaching characteristics - Determination of the cumulative leaching of inorganic components from granular materials with a simplified procedure of the column test - Solid earthy and stony materials, <http://www.nen.nl/NEN-shop/Norm/NEN-73832004-nl.htm>.

Peijnenburg W et al., **2002**, Implementation of bioavailability in standard setting and risk assessment?, *J Soils & Sediments*, 2, 169-173.

Peijnenburg WJGM et al., **2007**, Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 67, 163-179.

Peijnenburg WJGM et al., **2013**, Passive sampling methods for contaminated sediments: State of the science for metals, *Integr. Environ. Assess. Manag.*, n/a-n/a.

Rodrigues SM et al., **2013**, Risk assessment for Cd, Cu, Pb and Zn in urban soils: Chemical availability as the central concept, *Environ. Pollut.*, 183, 234-242.

Sanders B et al., **1983**, Free cupric ion activity in seawater: Effect on metallothionein and growth in crab larvae, *Science*, 222, 53-55.

Semple KT et al., **2004**, Defining Bioavailability and Bioaccessibility of Contaminated Soil and Sediment is Complicated, *Environmental Science & Technology*, 38, 228A-231A.

Sigg L et al., **2006**, Comparison of analytical techniques for dynamic trace metal speciation in freshwaters, *Environ. Sci. Technol.*, 40, 1934-1941.

Sijm D et al., **2002**, *Biobeschikbaarheid in beleid. Wat er aan vooraf ging en wat nog komt. Resultaten van een workshop en het beleidsvervolg*, RIVM, [report no. 133](#) pages.

Smith KS et al., **1999**, An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals, in: *Reviews in Economic Geology, Soc. Econ. Geol.*, Littleton USA, 29-70.

Spijker J et al., **2007**, Achtergrondconcentraties en relatie met bodemtype in de Nederlandse bodem., RIVM, report no. 711701074, 92 pages.

Tuinman J et al., **2008**, Achtergrond en perspectief van een aantal benaderingen voor ecologische bodemnormstelling, report no. TCB R19, 114 pages.

van Kesteren PCE et al., **2013**, Validation study bioaccessibility of lead from Dutch made grounds, RIVM, report no. 607711015xxx, 80 pages.

Van Vliet PCJ et al., **2005**, Heavy metal concentrations in soil and earthworms in a floodplain grassland, Environ. Pollut., 138, 506-516.

Vegter JJ, **1995**, Soil protection in the Netherlands, Springer-Verlag.

Vijver MG et al., **2008**, Determining metal origins and availability in fluvial deposits by analysis of geochemical baselines and solid-solution partitioning measurements and modelling, Environ. Pollut., 156, 832-839.

Vink JPM et al., **2005**, SOFIE; an optimized approach for exposure tests and sediment assays, in: Water Encyclopedia, John Wiley, New York, 418-423.

VROM, **1986**, Wet van 3 juli 1986, houdende regelen inzake bescherming van de bodem (Wet bodembescherming),

VROM, **1991**, Tweede Kamer, [vergaderstuk 21 990](#). Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water.

VROM, **2007**, Besluit van 22 november 2007, houdende regels inzake de kwaliteit van de bodem (Besluit bodemkwaliteit), Staatsblad, 469, 1-173.

VROM, **2007**, Regeling bodemkwaliteit. Regeling van 13 december 2007, nr. DJZ2007124397, houdende regels voor de uitvoering van de kwaliteit van de bodem, Staatscourant, 247, 67-157.

VW, **2009**, Wet van 29 januari 2009, houdende regels met betrekking tot het beheer en gebruik van watersystemen (Waterwet), Staatscourant, 107, 1-38.

Bijlage 2 Verslag Workshop 'Implementatie biobeschikbaarheid in het bodembeleid.'

21 januari 2014, RIVM

Managementsamenvatting

Een selecte groep van Nederlandse onderzoekers en beleidsmakers was door het RIVM uitgenodigd om mee te denken over mogelijkheden voor de implementatie van biobeschikbaarheid in het bodembeleid. De afgelopen jaren is er veel onderzoek gedaan naar de biobeschikbaarheid van metalen in droge bodems en waterbodems. Hiermee kan een realistischer inschatting worden gemaakt van risico's van (water) bodemverontreiniging voor het ecosysteem en voor emissies van verontreinigingen naar grond- en oppervlaktewater. De workshop richtte zich specifiek op methoden die geschikt zijn voor de beoordeling van metalen.

Onderwerpen die tijdens de discussiemiddag aan de orde kwamen:

- Wat zijn geschikte meetmethoden voor (bio) beschikbaarheid van metalen?
- Hoe moeten de resultaten van de metingen getoetst worden (toetsingscriteria)?
- Kunnen huidige normen (toetsingscriteria) blijven bestaan of zijn nieuwe criteria nodig ?
- Wat is de rol van achtergrondwaarden en bodemtypecorrecties als de risicobeoordeling zich zou gaan richten op biobeschikbaarheid
- Is het gewenst, en zo ja hoe kan biobeschikbaarheid een plaats krijgen in de diverse kaders: bagger- en grondverzet, (water)bodemsanering, en preventief bodembeleid.

De problematiek werd in twee sessies uitgewerkt. De eerste sessie werd ingeleid door een presentatie van Anja Verschoor (RIVM) waarin (water)bodem gezien werd als een materiaal of compartiment waar een aantal fysisch-chemische processen het gedrag en dus de risico's van de contaminanten bepaalt. Deelnemers werden uitgedaagd om de beleidskaders even los te laten en op zoek te gaan naar de ideale manier (meten, modelleren en toetsen) om de risico's te beoordelen. Een getrapte beoordelingssystematiek stond hierbij centraal. De principes van de getrapte risicobeoordeling zijn 'goedkoop en snel waar het kan', en 'specifiek en duurder waar het moet'. De getraptheid is een consequentie van de praktijkwens om *goedkope* methoden toe te kunnen passen op *veel* gevallen, in plaats van 'de beste (=duurste) methoden overal'.

De tweede sessie door Johannes Lijzen (RIVM) benaderde de risicobeoordeling vanuit verschillende beleidskaders. De beleidskaders waren (water)bodemsanering (Waterwet, Circulaire bodemsanering) en bagger- en grondverzet (Besluit Bodemkwaliteit). Hij liet zien in welke beleidskaders nu al ruimte is voor biobeschikbaarheid en daagde de

deelnemers uit om voor elk kader de mogelijke en gewenste beoordelingssystematiek aan te geven.

Alle deelnemers hebben door het plakken van 'geeltjes' op diverse posters hun bijdrage geleverd. Daarna werd er rondom de poster gediscussieerd over de uitkomsten.

Er blijkt een grote bereidheid om de beoordelingssystematiek voor water(bodems) en grond/bagger te verbeteren en te harmoniseren. De deelnemers zien daar ook voldoende mogelijkheden voor. Er zijn geen onoverbrugbare meningsverschillen geconstateerd. Onderbouwing en verantwoording bieden voor het beleid, daar heb je draagvlak voor nodig! Voorgesteld is om met deze groep via verder individuele inbreng en mede-auteurschap een beleidsadvies te maken voor gebruik van biobeschikbaarheid in het (water)bodembeleid. Daar moeten uren voor vrij gemaakt worden, dus daar is geld voor nodig, maar dan er meerwaarde gecreëerd worden.

Alle deelnemers zijn het erover eens dat een vervolg aan deze workshop gegeven moet worden om tot een breed gedragen advies te komen. Om dat advies voor de zomer af te ronden zal een volgende sessie worden belegd vóór de zomer.

Leeswijzer

Dit verslag bevat een chronologisch verslag van de workshop, dus presentaties, discussie n.a.v. presentaties en een letterlijke weergave van de memo's die tijdens de interactieve sessie op de posters zijn geplakt.

Aanwezig: Miranda Mesman (RIVM, vz), Anja Verschoor (RIVM, verslag), Johannes Lijzen (RIVM), Martien Janssen (RIVM), Pieter de Boer (RWS/WVL), Charlotte Schmidt (RWS/WVL), Leonard Osté (Deltares), Jos Vink (Deltares), Bert-Jan Groenenberg (Alterra), Joop Harmsen (Alterra), Douwe Jonkers (I&M), Job Spijker (RIVM), Rob Comans (WUR), Kees van Gestel (VU).

Afwezig: John Hin (RWS/WVL), Michiel Gadella (RWS/WVL), Paul Römken (Alterra) leverde schriftelijke bijdrage, Mari van Dreumel (I&M), Martin van Gelderen (I&M).

Agenda

- 1 Voorstelrondje
- 2 doel van de bijeenkomst
- 3 methoden voor biobeschikbaarheid metalen
Presentatie, interactief deel, discussie, conclusie
- 4 pauze
- 5 implementatie biobeschikbaarheid in het beleid
presentatie, interactief deel (zie schema 2), discussie, conclusies
- 6 afsluiting/afspraken

Doel van de bijeenkomst

De voorgenomen herziening van het Besluit Bodemkwaliteit, is een goed moment om deze nieuwe kennis waar mogelijk te implementeren.

Onderwerpen die tijdens de discussiemiddag aan de orde komen zijn:

- Wat zijn geschikte meetmethoden voor (bio) beschikbaarheid van metalen?
- Hoe moeten de resultaten van de metingen getoetst worden (toetsingscriteria)?
- Kunnen huidige normen (toetsingscriteria) blijven bestaan of moet de normstelling worden aangepast?
- Wat is de rol van achtergrondwaarden en bodemtypecorrecties als de risicobeoordeling zich zou gaan richten op biobeschikbaarheid
- Is het gewenst, en zo ja hoe kan biobeschikbaarheid een plaats krijgen in de diverse kaders: grondverzet, (water)bodemsanering, en preventief bodembeleid.

De uitkomsten van de workshop zullen in een eindrapport worden verwerkt en aan het Ministerie van Infrastructuur en Milieu worden aangeboden. Aan de hand van dit rapport kunnen verdere acties worden ondernomen om het gebruik van biobeschikbaarheid in het (water)bodembeleid vorm te geven.

Tabel 1 Resultaat van geplakte memo's. Opdracht: Beschrijf gewenste methoden en criteria voor risicobeoordeling van water(bodem) in een getrapte beoordelingssystematiek, los van bestaande kaders.

	Stap 1 Potentiële BB	Stap 2 Actuele BB	Stap 3-4 Overige methoden
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • Totaalgehalte + bodemeigenschappen • Na goed uitzoekwerk: 0,43 M HNO₃ + poriewater/CaCl₂ i.p.v. AR. • Wat is het onderscheidend vermogen tussen stap 0 (aqua regia) en stap 1? • 0,43 M HNO₃ i.p.v. AR, org. Stof en klei is al standaard + extra pH • 0,43 M HNO₃ i.p.v. AR • 0,43 M HNO₃ • 0,43 M HNO₃ i.p.v. AR • 0,43 M HNO₃ + pH; DOC/OM voor geselecteerde metalen • Is huidige praktijk (preventief), die moet verbeterd. Te veel vals positief en toch te behoudend. • De 1^e tier is nu niet 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ OK • CaCl₂ extractie + 0,45 µ filtratie • Waarom stap 2? Risico inschatten? Risico verminderen? • Match stap 2 met stap 1 = consistente toetsing o.b.v. potentieel/actueel = kd • 0,001 M CaCl₂ (zo mogelijk onderscheid aerob/anaerob) • Bijvoorbeeld CaCl₂ iets anders representatiefs ook 	<ul style="list-style-type: none"> • Poriewatermeting +pH/DOC • Maatwerk locatiespecifiek • Locatiespecifiek maatwerk, opgeloste concentratie • Geen veldonderzoek • Reactieve oppervlakken (ISO 12782) • Alles al gemeten in stap 1, eventueel DOC • In sediment gebeurt dit NOOIT. Hoef je niet over na te denken • Maatwerk, alles uit de kast! • Voor

	voldoende onderscheidend. Alleen de vals negatieven worden onderzocht, niet de vals positieven. Voorstel: zie plan 1999, sequentiele extractie zwak + sterk = deelsom Kd. Veel info met kleine inspanning.	goed/curatief en preventief CaCl ₂ aeroob en CaCl ₂ anaeroob <ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ aeroob en CaCl₂ anaeroob, pH, OM/DOC • CaCl₂ incl. pH, TOC, Ca, etc. • Poriewater RIZON waterbodem • Direct door naar stap 3 	redoxovergangs situaties en sediment: SOFIE <ul style="list-style-type: none"> • Metingen afhankelijk van onderzoeksvraag of model • Wetenschap ↔ handhaving
Modelleren	<ul style="list-style-type: none"> • Evenwichtspartitie o.b.v. lokale Kd-waarde • Direct toetsen, er is immers al 0,43 M HNO₃ • Direct toetsen aan 0,43 M HNO₃ evt. modelleren om aan te geven of iets heel beschikbaar of juist weinig beschikbaar is. Geeft potentie voor evt. volgende stap. • Relatie bodemeigenschappen (simpel) pH, OM, klei • Potentiële BB o.b.v. kritische bodemparameters ook toerekenen naar opgeloste concentraties • Niet modelleren, maar direct toetsen, eenvoudige correctie • Deze stap is geen goede basis voor een realistisch tox. Model (preventie en curatief) • Transferfuncties voor bodemorganismen o.b.v. totaalgehalten zijn operationeel 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ extractie lastig te corrigeren voor pH, DOC, etc. • Nee, opgeloste concentratie gebruiken • 1) Geen correctie of 2) correctie beschikbaarheid op basis van OM/DOC • Transferfunctie of geochemisch • Toxiciteit van opgeloste concentratie ofwel de norm (SSW) • Evt. met aanvullende parameters vrije metaalconcentratie uitrekenen • Direct door naar stap 3, BLM's maar nog niet operationeel voor bodem 	<ul style="list-style-type: none"> • Wetenschap ↔ handhaving • Noodzaak voor expert judgement vermijden • Speciatie (of afgeleide modellen) • Transferfuncties zijn afgeleid voor de meeste prioritaire metalen zowel voor totaal als opgeloste concentraties • Multi-surface geochemie (+ t-BLM te ontwikkelen) • Maatwerk locatiespecifiek • Niet modelleren zonder meetdata anders milieuchemische modellen (gevalideerd BLM • T-BLM (nog niet operationeel)
Criterium	<ul style="list-style-type: none"> • Norm o.b.v. 0,43 M HNO₃ in mg/kg • Waternormen • Criterium zoals nu is 	<ul style="list-style-type: none"> • Opgeloste concentratie (mg/L) • BLM-modellen, 	<ul style="list-style-type: none"> • T-BLM (nog niet operationeel) • T-BLM (toekomst)

	<ul style="list-style-type: none"> opgenomen • Criterium totaal beschikbaar metaal, daar zijn de huidige normen in principe op bepaald • Rood - (IW)-oranje- (AW) – groen • Totaalconcentratie, zo mogelijk omgerekend naar reactief aandeel + opgeloste concentratie via modellering • Afgeleid van tox. Test EC50/NOEC, geen correcties • Criterium wordt bepaald door het meten. mg/kg is geen goede maat voor toxiciteit. • Waternormen, tenzij er wetenschappelijke reden is voor bodemnormen 	<ul style="list-style-type: none"> mg/L • Opgeloste concentratie (+ vrije ionconcentratie via modellering) • Norm/risicogrenzen op basis van CaCl₂ concentratie (mg/kg of mg/L) • Waternormen (KRW/GW) • Voor bodem zijn hier nog geen normen voor. Direct door naar stap 3. • Risicovermindering • KRW-normen waterkwaliteit of grondwaternormen 	<ul style="list-style-type: none"> • Ecotoxgegevens → waar zijn die? Waar leg je die vast? • Opgeloste concentratie poriewater (mg/L) • Toxdata (mg/L) (KRW normen ≠ bb) • Expert judgement • KRW-normen of grondwaternormen • Norm/risicogrenzen in mg/L poriewater; gecorrigeerd voor pH, etc. via BLM
Algemeen	Omgaan met risico's betekent dat je risico's durft te nemen		

Discussie bij postersessie deel 1, Stap 1/2:

Metten:

0,43 M HNO₃ wordt veel genoemd als methode voor een eerste screening eventueel als vervanging voor de aqua regia analyse. Er zijn wel problemen met de analyse als je van nat naar droog gaat en vice versa. De HNO₃ extractie gaat mank als er sulfides en ijzeroxides aanwezig zijn. Je hebt dan niet meer te maken met een adsorptie-gelimiteerde situatie maar met een oplosbaarheid gelimiteerde situatie. De vraag is wat geschikter is anaerobe CaCl₂ of Risons tbv waterbodem/bagger.

Als alternatief voor een HNO₃ extractie wordt een sequentiële extractie genoemd, bestaande uit 1 mM CaCl₂ gevolgd door 0,43 M HNO₃. Dit kan eventueel ook parallel. Er gaan diverse stemmen op om meteen in de eerste stap enkele aanvullende parameters te meten: pH, klei organische stof. Dat biedt meteen veel meer mogelijkheden voor interpretatie en modelleren. Bij het bepalen van de vaste fase worden bedenkingen geplaatst: waarom vaste fase via koningswater meten als je sowieso de (potentiële) biobeschikbaarheid als meet? Modelleren: Er wordt een scala aan mogelijkheden geopperd. Variërend van niet modelleren, alleen een directe toetsing aan gemeten concentraties, omrekeningen van HNO₃ gemeten concentraties met een Kd-model naar water-concentraties, tot aan het toepassen van transferfuncties voor bodemorganismen.

Criteria:

0,43 M HNO₃ wordt veel genoemd als methode voor een eerste screening en het toetsen daarvan aan de (huidige) bodem- of waternormen is uitgebreid bediscussieerd. Tox-testen zijn uitgevoerd met toegevoegd metaal, dat zou je met HNO₃ hebben kunnen extraheren. Wees hierin voorzichtig en benadruk dat tox-data zijn uitgedrukt als totaalconcentratie. Er moet wel onderzocht worden wat hiervan de consequenties zijn. Welke data bepalen de bodemnormen? Zet dat eens op een rij! Er wordt geopperd om *koningswater te gebruiken*, dus huidige totaalanalyse handhaven.

Stap 2:**Meten**

8x CaCl₂ genoemd als methode. Waarom stap 2? Ik wil risico's reduceren, niet alleen weten. Stoplicht constructie maken, rood, oranje, groen. Biobeschikbaarheid meten maatregelgericht. Bijvoorbeeld, als er mogelijk risico is voor koeien, meet dan in gras, of in melk. Het draagvlak voor toetsen van 1 mM CaCl₂-extract aan waternormen blijft ongewis? De methode werkt niet voor zink. Als het gaat om het nemen van maatregelen/inrichten dan stap 3/4 uitvoeren. Tier 1 moet onderscheidend zijn voor 80% van de gevallen? Dan is het een goede methode. Een sequentiële extractie met CaCl₂ en HNO₃ samen, is dan heel optimaal. Beide in stap 1!

Modelleren

BLM in 'stap 2', omdat die andere al in stap 1 staat. Wil je bodem BLM's gaan ontwikkelen? Als je bodem en water wil synchroniseren, dan zijn BLM's wel heel geschikt als concept. Dat is wel een heel scherp advies, daar moet een traject voor afgesproken worden. Korte termijn iets anders doen en daarna de BLM's.

Stap 3/4 :**Meten**

Poriewater conc. + pH + major cations. Maatwerk, specifiek; wetenschap of handhaving (bepaalt wat je gaat doen); expert judgement. BLM in water voor Cu, Ni en Zn beschikbaar en Europees gevalideerd. Men geeft aan dat beoordeling geen expert judgement moet zijn (vermijden). Je kunt experts wel gebruiken om meest geschikte methode te selecteren. Maatwerk; je moet bepalen waar het over gaat. Dat bepaalt welke methode je kiest. Niet meerdere maten gebruiken om een beoordeling mee te doen. Maatwerk: de beste methode kiezen die je ter beschikking hebt. Een toolbox maken, met bijbehorende criteria. Je kunt kiezen wat het beste past op die locatie. Biologische methoden kunnen in de hogere tier: Sofiecel, bioassays.

Modelleren

Het toepassen van BLMs wordt door diverse deelnemers als optie genoemd, maar er worden ook kanttekeningen bij geplaatst. BLMs zijn in principe wel werkbaar.

Terrestrische BLMs (T-BLMs), nog niet operationeel; voor een beperkt aantal metalen kan het concept uitgewerkt worden (focus op de stoffen die voor problemen zorgen). T-BLMs zijn er voor een beperkt aantal voor metalen en organismen/receptoren. De vraag is welke receptor je wilt kiezen voor een ecosysteem. Het moeten wel gevoelige receptoren

zijn in stap 3/4. Meest gevoelige, maar wel zo realistisch mogelijk inschatten.

Discussie n.a.v. presentatie over beleidskaders

In tabellen 2 t/m 7 zijn de resultaten van sessie 2 twee opgenomen.

Daarin is voor 6 beleidskaders aangegeven welke testmethoden mogelijk geschikt zijn om te gebruiken bij het nemen van maatregelen of het beoordelen van de geschiktheid van grond en bagger voor de toepassing op land. NB: Discussies die in het eerste deel van de workshop zijn gevoerd worden hier niet opnieuw beschreven. Sediment en bagger: terminologie aanpassen ("verplaatsen van bagger" is óf "verspreiden" óf "toepassen". Er is een apart kader verspreiding zoet water (geen onderzoek naar ontvangende bodem) en een kader voor toepassen in zoet water.

Resultaten memo's op posters: Sessie 2

Tabel 2 Liggende grond (landbodem)

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • 0,43 M HNO₃, OM, pH, klei (• 0,43 M HNO₃, organisch stof, klei, pH, (DOC) • 0,43 M HNO₃ • 0,43 M HNO₃ + bodemeigenschappen • 0,43 M HNO₃ + bodemeigenschappen 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ • CaCl₂ • CaCl₂ + TOC, Ca, etc. • CaCl₂ aerob, DOC en pH 	<ul style="list-style-type: none"> • Poriewatermeting (+pH/DOC) • Gemeten in stap 1 • Poriewater + pH, etc.
Modelleren	<ul style="list-style-type: none"> • Transferfunctie eenvoudig • Eenvoudig model • Transferfunctie of bodemchemisch model, evenwichtspartitie (drie uitkomsten: weinig beschikbaar, geeft kader om verder te gaan, sterk beschikbaar) 	<ul style="list-style-type: none"> • Simpel model op basis van speciatie • Geochemisch model 	<ul style="list-style-type: none"> • BLM • Speciatie-model, BLM • T-BLM
Criterium	<ul style="list-style-type: none"> • MTT • Max. toelaatbare concentratie • 0,43 M HNO₃ ↔ toegevoegd metaal/norm • Stoplicht IW? + AW? 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂-gebaseerde norm/risicogrens (mg/kg) • NOEC/EC50 terrestrisch • CaCl₂ omgerekend naar mg/kg vs bodemnorm (mg/kg) 	<ul style="list-style-type: none"> • BLM-gecorrigeerde poriewaterconcentratie • T-BLM HC5/HC50, etc. • NOEC/EC50 BLM

Tabel 3 Liggende waterbodem

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • 0,43 M HNO₃ • 0,43 M HNO₃ • 1^e lijn sediment: poriewater. Praktisch punt: waterbeheerders hebben altijd totaal nodig voor Bbk, dus dubbele meting (poriewater + 0,43 M HNO₃) • 0,43 M HNO₃ + poriewater 	<ul style="list-style-type: none"> • 0,43 M HNO₃ + poriewater • Poriewater: onderscheid boven- en onderlaag • Ja, meten als stap 1 • Poriewater • Verspreiden, dus HNO₃? (veranderende milieuomstandigheden) • 2^e lijn liggend sediment: vrij ongeschikte methode te kiezen (macrofauna, nematoden), Paling!, bioaccumulatie 	
Modelleren	Anaeroob modelleren	Fluxen	
Criterium	Voor bodem/sediment of voor waterbodem	Voor bodem/sediment of voor waterbodem	

Tabel 4 Grond/baggerverzet: van nat naar droog (lees anaeroob wordt aerob)

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • HNO₃ beschikbaarheid zal toenemen • HNO₃ + bodemeigenschappen • 1^e lijn verspreiden aangrenzend perceel: 0,43 M HNO₃ en biobeschikbaarheid nat → droog berekenen 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ 	
Modelleren	<ul style="list-style-type: none"> • Aeroob model • 0,43 M HNO₃ omrekenen naar beschikbare concentraties (µg/L) obv pH/OC/lutum 		
Criterium	Waternormen	<p>Voor elke flap geldt doel: voorkomen verslechtering</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ecotox risico • Verspreidingsrisico • Humaan risico <p>Op alle flappen dezelfde methoden; per flap bekijken hoe de onderzoeksresultaten afgerekend (norm/criterium) moeten worden.</p>	

Tabel 5 Grondverzet: van droog naar droog (lees aerob blijft aerob)

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • HNO₃ • Zie droog • Niet • Beleidsmatig : volgens mij moet je hier niets willen • Actueel + potentieel in de 1e tier van de beoordeling dus 1 mM CaCl₂ + 0,43 M HNO₃ sequentieel • Zie liggende grond, waarom zou dit anders moeten 	<ul style="list-style-type: none"> • CaCl₂ • Zie droog + veranderende omstandigheden • CaCl₂ • Beleidsmatig gewenst: CaCl₂ • Beleidsmatig CaCl₂ 	
Modelleren		CaCl ₂ – gebaseerde norm/risicogrens (mg/kg)	BLM, veranderen de milieumomstandigheden?
Criterium			

Tabel 6 Grondverzet: van droog naar nat (lees aerobisch wordt anaerobisch)

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • HNO₃ • HNO₃ + bodemeigenschappen • 0,43 M HNO₃ + pH/DOC/klei, totaal mineralogie XRF/HF 	<ul style="list-style-type: none"> • Beoordeling voor 3 compartimenten: 1) oppervlaktewater, 2) nalevering sediment en 3) grondwater. Systematiek verschilt dus! • Risico's voor oppervlaktewater: <ul style="list-style-type: none"> → vulfase: actuele biobeschikbaarheid, → aerobe toplaag na vullen: aerobe CaCl₂ extractie • Risico's voor grondwater <ul style="list-style-type: none"> → Anaerobisch: actueel bb+ potentieel bb, → nalevering is lange termijn: anaerobe kolomproef, anaerobe CaCl₂ 	
Model-leren	Zie droog voor 1 ^{ste} stap, voeg toe anaerobisch, stap 2?	Wanneer is actueel, na verspreiden, afwerken, 10 jaar?	BLM obv verwachte nieuwe bodemcondities
criterium			

Tabel 7 Grond/baggerverzet: van nat naar nat (lees anaerobisch blijft anaerobisch)

	Stap 1 Potentiële biobeschikbaarheid	Stap 2 Actuele biobeschikbaarheid	Stap 3-4 Overig
Metten	<ul style="list-style-type: none"> • 0,43 M HNO₃ + bodemeigenschappen • Toepassen in oppervlaktewater (nat/nat): poriewater • Veranderende milieuomstandigheden? → alleen werken met bodemkwaliteitskaarten? • Sediment, operationeel: gehalte-criteria diagram (Bbk) = relatie van samenstelling bagger en streefwater grondwater (L, H, PK) • Sediment blijft sediment. Stap 1: meten aqua regia totaalgehalten, stap 2: transfer naar poriewater met ge...?? criteria naar diagram • Stap 3: toetsing aan grondwaternormen 	<ul style="list-style-type: none"> • Doel: Voorkomen verslechtering: ecotox, verspr., humaan = Regelbehoefte! • Anaerobe CaCl₂? + veranderende situatie • Sediment, operationeel: gehalte-criteria diagram (Bbk) = relatie van samenstelling bagger en streefwater grondwater (L, H, PK) • Sediment blijft sediment. <ul style="list-style-type: none"> → Stap 1: meten aqua regia totaalgehalten, → Stap 2: transfer naar poriewater met gehalte-criteria diagram → Stap 3: toetsing aan grondwaternormen 	
Modelleren	<ul style="list-style-type: none"> • Sediment, operationeel: gehalte-criteria diagram (Bbk) = 	<ul style="list-style-type: none"> • Sediment, operationeel: gehalte-criteria diagram 	

	<p>relatie van samenstelling bagger en streefwater grondwater (L, H, PK)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sediment blijft sediment. Stap 1: meten aqua regia totaalgehalten, stap 2: transfer naar poriewater met ge..?? criteria naar diagram • Stap 3: toetsing aan grondwaternormen 	<p>(Bbk) = relatie van samenstelling bagger en streefwater grondwater (L, H, PK)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sediment blijft sediment. Stap 1: meten aqua regia totaalgehalten, stap 2: transfer naar poriewater met gehalte- criteria diagram • Stap 3: toetsing aan grondwaternormen • Modelleren fluxen 	
criterium	Voor bodem/sediment of voor waterbodem	Voor bodem/sediment of voor waterbodem	

Bijlage 3 Verslag workshop 13 mei 2014

Aanwezig: Rob Comans (WUR), Michiel Gadella (RWS), Pieter de Boer (RWS), Paul Römkens (WUR), Leonard Osté (Deltares), Job Spijker (RIVM), Charlotte Schmidt (RWS), Jaap Tuinstra (Secretariaat TCB), Anton Roeloffzen (DCMR), Miranda Mesman (RIVM), Johannes Lijzen (RIVM), Anja Verschoor (RIVM).

Opening

Doel van de bijeenkomst is een methodiek voor biobeschikbaarheid te selecteren, waarvoor een consequentie-analyse gedaan zal worden.

Uit discussie met de zaal blijkt dat de term consequentie-analyse niet voor iedereen duidelijk is. Men denkt dan eerder aan een uitvoerbaarheidstoets.

De consequentie analyse gaat vooral in op het effect van de voorgestelde methodiek op het aantal locaties en effecten op hoeveelheden grond en bagger, en is dus géén uitvoerbaarheidstoets. Er wordt benadrukt dat consequentie-analyses zo negatief klinken, het kan echter ook een kans zijn.

Presentatie Resultaten vorige workshop

Johannes Lijzen vat resultaten van de vorige workshop samen en presenteert een synthese van alle voorstellen die toen zijn gedaan.

Discussie:

- *Is poriewater een goede schatter voor biobeschikbaarheid?*

In droge bodem is poriewater niet voor alle organismen een goede schatter van biobeschikbaarheid. In feite komt de CaCl_2 methode neer op dat wat ISO verstaat onder Environmental bioavailability = contactrisico.

- De huidige NEN- CaCl_2 methode moet eruit, RWS is bezig met nieuwe methode voor aerobe en anaerobe 0.001 M CaCl_2 extractie. De methode met 0.01 M onderdrukt de oplosbaarheid van DOC.
- Werkt het schema ook voor venige bodems? HNO_3 extractie kan biobeschikbare metaalconcentraties onderschatten door de sterke buffering van veen. Daar zou wel eens een probleem kunnen ontstaan, dergelijke bodems kunnen buiten de reikwijdte van de 0,43 M HNO_3 methode vallen. Dat moet verder onderzocht worden.
- Voor 90% van de landbodems kun je prima uit de voeten met totaalconcentraties. Wat is de meerwaarde van de nieuwe methode? Je verwacht problemen/weerstand/onbegrip in de uitvoeringpraktijk.
- In het gepresenteerde schema en de notitie staat de molariteit van het CaCl_2 extractiemiddel niet altijd goed. Het moet zijn: 0.001 M of 1 mM CaCl_2 ! Pijltjes nat→droog en droog→ nat omdraaien, je beoordeelt de eindsituatie.

Presentatie voorstel consequentieanalyse van mogelijke aanpassing

Discussie en opmerkingen:

- Bodemtypecorrectie: is een correctie voor het natuurlijk achtergrondgehalte
- Wat is de relatie tussen de kolomproef en de CaCl_2 -extractie? Dat wordt nu uitgezocht in het diepe plassen project, daar komen binnenkort resultaten van.
- Valt over de kwalificatie worst case voor CaCl_2 -extract. Dit blijkt op een spraakverwarring te berusten. Het is een realistische schatter voor concentratie in poriewater, maar het is worst case voor de schatting van concentraties in grondwater en oppervlaktewater als je het extract direct toets aan de norm (geen verdunning, binding, etc.). Voorstel: gebruik de term robuuste schatter i.p.v. worst case en plaats het in de context van de vals-positieve situaties.
- Zijn huidige normen bruikbaar voor toetsing van het HNO_3 -extract? Droog: Gespikete gronden en 0,43 M HNO_3 zijn grosso modo wel te vergelijken. Nat: huidige IW waterbodem zijn gebaseerd op de oude generieke waterbodem IW's (afgeleid van testen met waterorganismen). Voor sommige metalen zijn ze wat versoepeld. Deltares is bezig met voorstellen voor nieuwe waternormen. Er wordt voorgesteld voor om de waterbodemnormen af te leiden van de KRW-waternormen, via een bepaalde relatie met de bodemkwaliteit. Onderbouwing van de waternormen, laten we dan in Brussel. Niet iedereen is daar voorstander van om het door Europa te laten bepalen.

Rondje met reacties op de beide presentaties

- Er wordt toelichting gegeven op de die ochtend ingediende notitie. 0,43 M HNO_3 lijkt goed (maar voor kwik werkt het niet) en is robuust, ook voor humane risico's. CaCl_2 kan je beter niet in de eerste fase doen, zeker niet voor ecologie (vanwege conditionele relatie). Poriewaterconcentraties kunnen beter met modelberekeningen worden afgeleid uit HNO_3 -extract dan d.m.v. CaCl_2 extractie van de bovengrond. CaCl_2 vertoont teveel fluctuaties afhankelijk van seizoensinvloeden (droogte, pH, et cetera) en is meer geschikt voor maatwerk.
- CaCl_2 nog niet weggooien. 0,43 M HNO_3 lijkt prima, maar de toetsing is nog niet helder voor mij. Kijk dan ook meteen naar de data voor de normen, dat is het ideale moment! De muziek zit in het maatwerk! Het weglaten van aqua regia lijkt me goed.
- Zorg dat de terminologie goed is, waarom willen we veranderingen? Het is belangrijk dat er consensus is over het waarom we willen veranderen. Dit zal aandacht krijgen
- Koningswater kan door HNO_3 -extractie vervangen worden, maar is twijfel of CaCl_2 überhaupt nog wel geschikt is, in welke beoordelingsstap dan ook.
- CaCl_2 als schatter voor verspreiding kan, maar niet voor ecotoxicologische risico's.
- Graag harmoniseren tussen landbodem en waterbodem waar mogelijk. Maak een palet van de gebruiksdoelen, dan wordt vanzelf duidelijk waar we kunnen harmoniseren. Je test moet je aanpassen op je einddoelen. De consequentie-analyse moet

beginnen met je palet. Waar zit je en wat wil je dan weten? Het beleidskader moet er ook bij gezet worden. Bbk harmoniseren met Wbb.

- Harmoniseren van de normen in het kader van Bbk en Wbb (twee kaders voor sanering en grondverzet, 1 norm voor beide kaders) heeft zeker meerwaarde. Er zijn nu situaties waarin je niet hoeft te saneren maar waarbij de grond niet mag worden verplaatst. HNO_3 lijkt goed alternatief voor aqua regia. Kan bestaande informatie omgerekend worden naar HNO_3 ?
- Omrekenen kan, misschien moet er nog wat voor gemeten worden.
- Waarom rekenen we dan niet om? Dan moet je heel veel rekenen per situatie, maar globaal kun je wel een beeld krijgen. Met omrekenen introduceer je een onzekerheid, dus meten heeft de voorkeur.
- De geschetste methodiek wordt voor het grondverzet (20 Mton grond) wat aan de zware kant bevonden. Daarvan wordt 5 Mton in grootschalige bodemtoepassingen verwerkt, voor een klein deel worden er kolomtesten gedaan. Verspreiding is in die situaties ($\text{pH} > 5.5$) zelden een probleem. De focus moet liggen op saneringen (3 Mton grond), daar maatwerk inzetten. Het systeem nu en de relevantie: verspreiding naar grondwater van VOCl's is het grootste issue. Criteria voor hergebruik en sanering moeten geharmoniseerd worden.

Presentatie waterbodembeleid, deel 1

Er wordt nu heel veel tijd/geld gestopt in meten en monitoren van de situatie, maar de toetscriteria zijn eigenlijk heel onzeker. Er wordt graag gezien dat verbeteringen gezocht worden in nieuwe watertoxdata en eqP-waarden. Daarbij aansluiten bij de EU-KRW normen. Verder zoveel mogelijk maatwerk doen, het zorgt voor vereenvoudiging als je niet alles vastlegt. Integrale aanpak, daarbij is maatwerk belangrijk!

- Maar gebruik dan vooral bij standaardsituaties de normale methoden, alleen maatwerk waar nodig.
- De uitdaging is om wel doelen te stellen voor de waterbodem, anders wordt er niets aan gedaan. Doelvoorschriften kunnen helpen om de belangen van de bodem vast te leggen.
- Daar kan juist biobeschikbaarheid bij helpen, meer inzicht geven in de situatie.

Presentatie waterbodembeleid, deel 2

- In oppervlaktewater wordt voor metalen primair naar totaal opgelost concentraties (meting na filtratie over $45\mu\text{m}$) gekeken. De normen zijn ook gebaseerd op opgelost. Voor een aantal stoffen kan in biota worden gemeten en in het zwevend stof (doordat het in water beneden de detectiegrens ligt)
- Watertoxiciteit is gebaseerd op toxiciteit voor mens, directe toxiciteit en doorvergiftiging.
- Je mag (in tweede lijn) rekening houden met achtergrondconcentratie in water met biobeschikbaarheid. Dit is vastgelegd maatwerk. Verder mag (derde lijn?) volgens KRW naar doelverlaging worden aangegeven (met motivatie/monitoring).

- Voor waterbodem is er een driedeling te maken: 1 onderhoud ; 2. KRW spoor (volgens Handreiking beoordelen waterbodems); 3a. Ingrepen: toetsing hergebruik; 3b ingrepen: toetsing blootgelegd sediment (waterbodem immissietoets)
- Hiervoor is het van belang onderscheid tussen redox-gevoelige en niet redox-gevoelige stoffen maken.
 - 2. Liggende bodems: anaeroob poriewater betere schatter dan totaalconcentratie in veel situaties voor de flux. Geldt ook niet voor alle stoffen.
 - 3a Grondverzet: afwachten resultaten zandwinputten.
- 0,43 M HNO₃ is als eerste parameter prima, misschien komt er nog iets beters uit de zandwinputten.
- Er zit onzekerheid bij de overgang van aerob naar anaerob, daar zitten de problemen.
- Waar hoort de poriewatertoetsing thuis?
- Het kan in de eerste stap, bij overschrijding wordt het tijd voor maatwerk.
- Voor KRW zou je poriewater graag in willen zetten.

Belangrijkste conclusies voor de eerste stap van de risicobeoordeling

Droge bodem:

- Aqua regia vervangen door 0,43 HNO₃ + extra bodemparameters. Toetsing aan 'huidige' bodemnormen.
- Poriewaterconcentraties berekenen, niet meten. Voldoen poriewaterconcentraties niet aan grondwaternorm dan maatwerk uitvoeren.

Deze methodiek kan onderworpen worden aan een consequentie-analyse.

Waterbodem:

- 0,43 HNO₃-extractie toetsen aan waterbodemnorm die is gebaseerd op toxiciteitsgegevens oppervlaktewater met een eqP (beleidsmatig kan je ook kiezen bodem en waterbodem gelijk te stellen)
- poriewater meten of CaCl₂-extractie doen, toetsen aan KRW waternorm
- resultaten van beoordelingssystematiek zandwinputten afwachten en integreren

De conclusies zijn samengevat in onderstaande tabel: **1^e stap risicobeoordeling**

Beleidskader	Concentraties in grond		Concentraties in poriewater	
	Methode	Toetsing (humaan en eco)	methode	toetsing (verspreiding)
Droge grond				
Bodemsanering	0,43 M HNO ₃	Bodemnorm o.b.v. bodemtesten . Afstemmen normen voor sanering en grondverzet.	Berekenen o.b.v. concentratie in HNO ₃ extract;	(Grond)waternorm
Grondverzet				
aeroob→aeroob droog→droog				
anaeroob→aeroob nat →droog				
Natte grond				
Waterbodemsanering KRW	0,43 M HNO ₃	Waterbodemnorm afgeleid van KRW normen voor water via eqP (ev beleidsmatig geharmoniseerd met bodem)	Afwachten methodiek - ontwikkeling zandwinputten op basis van onderzoek programma	Afwachten methodiek-ontwikkeling zandwinputten
Bagger				
aeroob→anaeroob droog→nat anaeroob→anaeroob nat→nat				

In tweede stap risicobeoordeling gaat het om maatwerk, bijvoorbeeld met CaCl₂ en poriewatermetingen in sedimenten. Er is ook behoefte om de stoffenpakketten te harmoniseren.

Bijlage 4a. Verbeterde correctie achtergrondgehalten metalen

Deze bijlage beschrijft hoe de toetsingswaarde voor de Achtergrondwaarde eenvoudig kan worden berekend. In bijlage 4b is een uitgebreidere beschrijving daarvan, en van de achtergronden opgenomen. Wanneer een bodemconcentratie met koningswater is gemeten kan de toetsingswaarde op basis van de volgende formule worden afgeleid:

$$C = a' + b \cdot \text{lutum} \quad (1)$$

Waarin:

C: de achtergrondwaarde bij een bepaald lutumgehalte (mg/kg)
a': regressieparameter die optelling is van de regressieparameters *a*, *e* en *f* (zie bijlage 4b)
b: regressie parameters
lutum: het lutum gehalte

Door het meten van het lutumgehalte kan de achtergrondwaarde dus bepaald worden⁷. Het minimum lutumgehalte dat gebruikt wordt is 5%. Voor bodems met een lutum gehalte <5% is geen rekenkundige relatie tussen lutum gehalte en concentratie metalen. Dit wordt andere veroorzaakt door de relatief grotere meetonzekerheden bij lage lutum- en metaalgehaltenes.

De toetsingswaarde voor de Maximale waarde (MW) Wonen en Industrie kan eenvoudig worden berekend op basis van de volgende formules:

$$\text{MW-wonen} = C + \text{TR-wonen} \quad (2)$$

$$\text{MW-industrie} = C + \text{TR-industrie} \quad (3)$$

Waarin:

TR-wonen: toegevoegd (ecologisch)risico wonen
 TR-industrie: toegevoegd (ecologisch)risico industrie

In Tabel 4a-1 staan de nieuwe en oude Maximale Waarde Wonen samen met de modelparameters. Uit deze tabel en de figuur in bijlage 4b blijkt dat nieuwe Maximale Waarde Wonen voor de gekozen bodem (L=25%, OS=5%) niet sterk verandert ten opzichte van de huidige situatie. De variatie tussen de verschillende bodemtypen wordt wel beter beschreven dan in de huidige situatie. Dit blijkt uit het verloop van de regressielijnen voor bijvoorbeeld cadmium.

⁷ Nadeel van deze benadering is de veronderstelling dat alleen in kleidelen inerte fasen voorkomen, maar niet in oxiden. Voor Arseen is dat niet correct (denk aan de ijzeroergronden) en ook voor Hg geldt dat OS van belang is. HNO₃ werkt daardoor voor As en Hg (naast Cr) niet goed. Voor een aantal 'nieuwe' (niet genoemde) metalen moeten de data nog aangevuld worden (indien gewenst)

Voor kwik en kobalt is binnen deze methodiek geen nieuwe bodemtypecorrectie gepresenteerd. Daarom worden daar vooralsnog voor de achtergrondgehalten (niet voor de toxiciteit) de huidige bodemtypecorrectie gehandhaafd. Voor kobalt is dat niet gebeurt omdat dit metaal, vanwege analytische redenen, niet is opgenomen in de Geochemische Bodematlas van Nederland. Kwik is wel een onderdeel van de Geochemische Bodematlas, maar voor dat metaal is geen correctie beschikbaar om te corrigeren voor de methode gebruikt in de atlas en de meetmethode zoals in die in praktijk wordt gebruikt.

Totdat er een alternatieve bodemtypecorrectie voor Co en Hg is, kan de huidige bodemtypecorrectie gehandhaafd worden. Dit betekent wel dat er op dat vooralsnog twee formules naast elkaar blijven bestaan.

Een bodemtypecorrectie voor Co en Hg is relatief eenvoudig af te leiden op basis van andere datasets zoals het Landelijk Meetnet Bodem eventueel in combinatie met gegevens van de Geochemische Bodematlas. Omdat er relaties van diverse dataset gecombineerd moeten worden is de onzekerheid in de afgeleid modellen groter dan bij de alternatieve bodemtypecorrectie. Toetsing (validatie) van de afgeleide regressiefuncties is dan ook noodzakelijk. Voor Hg is het vooral van belang om de toetsing ook uit te voeren in bodems met relatief hoge organisch stof gehalte, zoals voor de veenbodems in Zuid-Holland. De AW2000 gegevens, gebruikt voor de toetsing van alternatieve bodemtypecorrectie, voorzien daar niet in. Tijdens een consequentie analyse van de nieuwe voorgestelde methoden kan het afleiden en toetsen van regressiefuncties voor Hg en Co meegenomen worden.

Tabel 4a-1 Huidige achtergrondwaarde en Maximale Waarde Wonen en achtergrondwaarde en Maximale Waarde Wonen, berekend met de nieuwe bodemtypecorrectie. Voor de oude situatie zijn de 95 percentiel van de achtergrond (AW) en de Maximale Waarde Wonen (MW wonen) gegeven. Voor de nieuwe situatie is gerekend met de parameters uit de tabel en het toegevoegd risicodeel (TR). Alles is gedaan bij 25% lutum en 5% organisch stof.

Element	Huidige situatie		Nieuwe Situatie				
	P95 AW2000	MW wonen	b	a'	TR	AW nieuw	MW wonen nieuw
As	19.6	27	0.21	12	7.1	17	24
Ba	184.4	550	0.78	119	362	139	501
Cd	0.57	1.2	0.003	0.51	0.60	0.60	1.2
Cr	52.71	62	2.1	9.21	6.8	62	68
Cu	36.18	54	0.26	20.62	14	27	41
Pb	48.35	210	0.42	44.57	164	55	221
V	75.53	97	1.8	26	17	71	88
Zn	133.79	200	2.0	70	58	120	179
Mo	0.5	88	0.015	0.55	86	0.92	87
Ni	28.44	34	0.77	9.9	4.1	29	33
Sb	1.3	15	0.003	0.83	15	0.91	16
Sn	6.05	180	0.044	1.73	176	2.8	178

Bijlage 4b. Notitie alternatieve bodemtypecorrectie NOBOWA-2014-003

Deze notitie is een herziene versie van NOBOWA-2013-019, 29 oktober 2013, NOBOWA-2013-019)

In het RIVM rapport "The Dutch Soil Type Correction, An Alternative Approach" (Spijker, 2012, RIVM rapport 607711005, NOBOWA-2012-038) wordt een voorstel gedaan voor een alternatieve bodemtypecorrectie. In dat rapport wordt toegelicht waarom een alternatief wenselijk is en hoe dit alternatief er uit zou kunnen zien (hoofdstuk 3).

Het uitgangspunt van de alternatieve bodemtypecorrectie is dat er alleen wordt gecorrigeerd voor de variatie in achtergrondconcentratie. In de huidige bodemtypecorrectie wordt zowel de achtergrondconcentratie als het toegevoegde risico ('TR', bv de MTT, ER of middenniveau) gecorrigeerd.

Hoewel de technische aanpassing van de bodemtypecorrectie relatief simpel is, een kwestie van een andere formule en parameters, is de impact van de aanpassingen groot. Iedere bodemnorm, Maximale Waarde en Interventiewaarde, zal kunnen veranderen door de aanpassing. De invoering van een alternatieve bodemtypecorrectie zal enerzijds een verbetering zijn, maar anderzijds ook kunnen leiden tot aanpassingen in het bodembeleid. Omdat de alternatieve bodemtypecorrectie is gebaseerd op recente data en inzichten, beschrijft de correctie de variatie in de achtergrondconcentraties beter dan de huidige formule die 25 jaar geleden is bepaald. Ook geeft de alternatieve bodemtypecorrectie een oplossing voor numerieke artefacten in de huidige formule. Echter, als de bodemtypecorrectie wordt aangepast dan veranderen alle achtergrondconcentraties zoals die nu in het Besluit bodemkwaliteit staan. Deze achtergrondconcentraties uit het besluit zijn gebaseerd op gestandaardiseerde concentraties (voor standaard bodem), afgeleid met de huidige bodemtypecorrectie. Daarnaast, als de bodemtypecorrectie verandert, dan veranderen ook de bodemtype specifieke normen.

De verschillende onderdelen waaruit de bodemtypecorrectie bestaat is weergegeven in tabel 4b-1 (Tabel 3.2, p. 25 uit rapport 607711005). Hierin staan 4 onderdelen:

1. Het *model* is het statistische model dat de natuurlijke variatie beschrijft van de concentraties. Dit model is in de *huidige* bodemtypecorrectie gebaseerd op de regressie modellen die eind jaren 80 en begin jaren 90 van de vorige eeuw zijn afgeleid;
2. De *formule* is de vergelijking die gebruikt wordt om een bodemconcentratie of norm om te rekenen van standaardbodem naar locatiespecifieke bodem. Dit is de voor de huidige bodemtypecorrectie de formule met lutum en organisch stof, zoals opgenomen in de Regeling bodemkwaliteit;

3. Binnen de toegevoegd risicobenadering wordt gebruik gemaakt van een *achtergrondconcentratie*. Deze achtergrondconcentratie kan benaderd worden door een vastgestelde concentratie te normaliseren (Cb of AW2000 95 percentiel) of door de concentratie direct af te leiden uit het model (onderdeel 1, de achtergrondwaarde is dan geen getal maar een formule);
4. Het *toegevoegde risico* kan een vaste waarde zijn die opgeteld wordt bij de achtergrondconcentratie. Een andere mogelijkheid is een waarde waarin de biobeschikbaarheid is verdisconteerd. Deze waarde is dan afhankelijk van bijvoorbeeld bodemtype, organische stof en pH.

Tabel 1 bevat de opties voor de vier verschillende onderdelen van zowel de huidige bodemtypecorrectie als de alternatieve bodemtypecorrectie voorgesteld in het rapport. De onderdelen 1 t/m 3 zijn nu uitgewerkt.

Tabel 4b-1. De vier onderdelen van de bodemtypecorrectie van zowel de huidige correctie als de in het rapport voorgestelde correctie.

onderdeel	Huidig	Alternatief
1 Model	Regressie model gebaseerd op lutum en organische stof	Robuust lineair regressie model, gebaseerd op lutum
2 Formule	Ratio tussen standaardbodem en te toetsen bodem	Lineair model
3 Achtergrondconcentratie	Velddata AW2000, 95 percentiel van genormaliseerde data op basis van bovenstaand onderdeel 1 en 2	Velddata AW2000, op basis van bovenstaand onderdeel 1 en 2
4 Toegevoegd risico	Literatuur gegevens, genormaliseerd op basis van bovenstaand onderdeel 1 en 2	Literatuur gegevens zonder of met eigen normalisatie

Aanpassing van de Maximale Waarden

Als voorbeeld is in deze notitie de Maximale Waarde Wonen opnieuw berekend met de alternatieve bodemtype correctie met behulp van vergelijking 5.3 (p. 35) uit het rapport (607711005). Aan vergelijking 5.3 is een antropogene concentratie toegevoegd omdat in de huidige Achtergrondwaarden ook een deel van de concentratie antropogeen is. Voor details, zie hoofdstuk twee uit de bijlage (NoBoWa-2014-004) Dit resulteert in de volgende formule:

$$C = a + b * \text{lutum} + e + f \quad (1)$$

Waarin:

- C: de standaardbodemconcentratie
- a, b: regressie parameters
- lutum: het lutum gehalte
- e: de bandbreedte van natuurlijke achtergrond

- f : factor voor de antropogene toevoeging.

De formule kan sterk vereenvoudigd worden door a , e en f bij elkaar op te tellen tot a' :

$$C = a' + b \cdot \text{lutum} \quad (2)$$

Op basis van de regressieparameters van de alternatieve bodemtypecorrectie (tab 6.2 in rapport), een factor f waarbij 95% van de AW2000 waarden onder de regressielijn liggen, en een toegevoegd risicodeel is een alternatieve Maximale Waarde Wonen berekend volgens:

$$\text{Mw-wonen} = C + \text{TR} \quad (3)$$

Deze Maximale Waarde Wonen is opgenomen in tabel 4b-2 samen met de model parameters. Overige Maximale Waarden staan in de bijlage, hoofdstuk 3 van RIVM rapport 607711005.

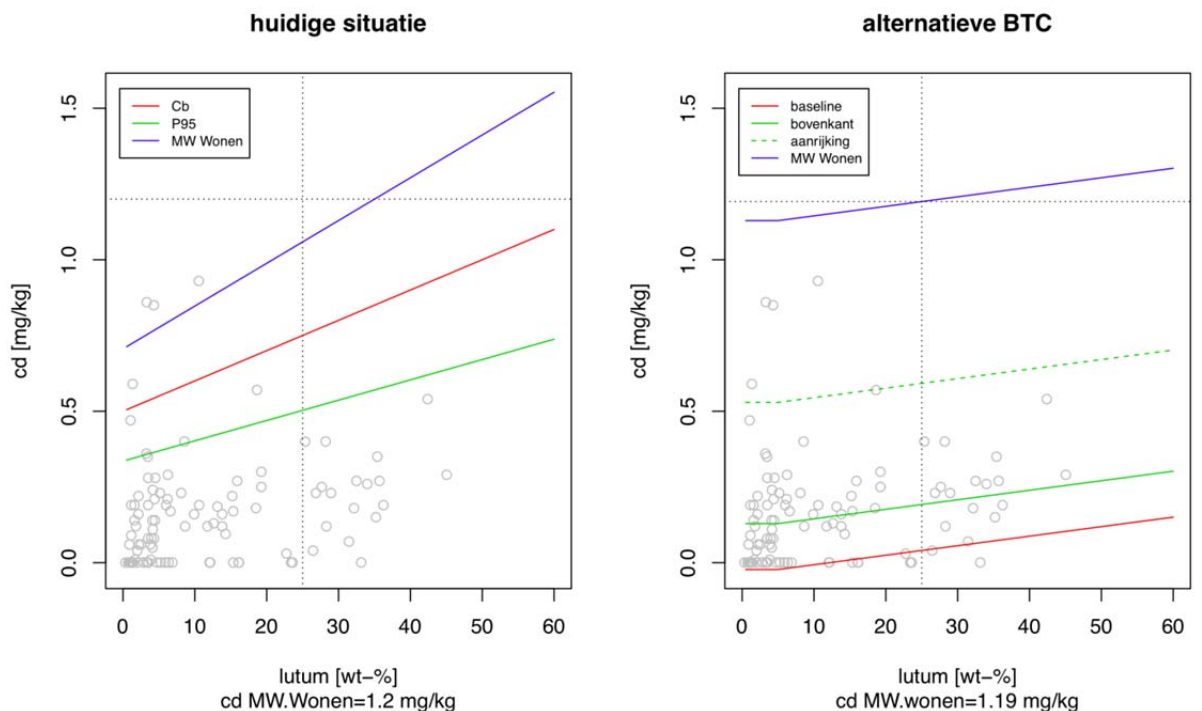
Tabel 4b-2 Maximale Waarde Wonen berekend met alternatieve bodemtypecorrectie. Voor de oude situatie zijn de 95-percentiel van de achtergrond (AW) en de Maximale Waarde Wonen (MW wonen) gegeven. Voor de nieuwe situatie zijn de parameters uit bovenstaande Vergelijking 1 t/m 3 gegeven samen met het toegevoegd risicodeel (TR; in dit geval de ecologische middenwaarde) en de daaruit berekende nieuwe Maximale Waarde Wonen. De MW wonen is hier weergegeven voor een bodem met 25% lutum en 5% organisch stof.

Element	Oude situatie		Nieuwe Situatie						
	P95 AW2000	MW wonen	b	a	e	f	TR	a'	MW wonen
As	19.6	27	0.21	3.7	7.3	0.67	7.1	12	24
Ba	184.4	550	0.78	36	43	40	362	119	501
Cd	0.57	1.2	0.003	-0.04	0.15	0.40	0.60	0.51	1.2
Cr	52.71	62	2.1	-9.1	18	0	6.8	9.21	68
Cu	36.18	54	0.26	0.68	8.0	12	14	20.62	41
Pb	48.35	210	0.42	2.5	6.3	36	164	44.57	221
V	75.53	97	1.8	9.6	17	0	17	26	88
Zn	133.79	200	2.0	18	17	35	58	70	179
				-					
Mo	0.5	88	0.015	0.0052	0.56	0	86	0.55	87
Ni	28.44	34	0.77	2.4	7.5	0	4.1	9.9	33
Sb	1.3	15	0.003	0.15	0.087	0.60	15	0.83	16
Sn	6.05	180	0.044	0.15	0.33	1.25	176	1.73	178

Uit tabel 2 blijkt dat nieuwe Maximale Waarde Wonen voor de gekozen bodem (L=25%, OS=5%) niet sterk verandert ten opzichte van de huidige situatie. Terwijl de variatie tussen de verschillende bodemtypen beter wordt beschreven dan in de huidige situatie. Dit blijkt uit het verloop van de regressielijnen voor bijvoorbeeld cadmium in Figuur 1.

Figuur 1 laat grafisch het verschil zien tussen de wijze van berekenen met de huidige bodemtypecorrectie en de alternatieve bodemtypecorrectie. De overige elementen staan in NOBOWA notitie NOBOWA-2014-004.

Merk op dat in de huidige situatie de lijnen niet parallel lopen met de achtergrondconcentratie. Dat betekent dat de huidige bodemtypecorrectie de bodemvariatie op het niveau van de achtergrondwaarde (P95) anders beschrijft dan op het niveau van de Maximale Waarde Wonen. In beide gevallen komt deze variatie niet overeen met de werkelijke variatie tussen bodemtypen. In veel gevallen leidt de nieuwe methode bij een laag lutumgehalte tot hogere normwaarden en bij hoge lutumgehalten tot lagere normwaarden. Figuren voor overige elementen en Maximale Waarden staan in de bijlage.



Figuur 1: De relatie tussen bodemconcentraties en normen uitgezet tegen het lutumgehalte. De grijze stippellijnen geven de Maximale Waarde weer bij 25% lutum en 10% organisch stof. **Links** is de huidige situatie weergegeven met de huidige bodemtypecorrectie, hierbij is het organisch stofgehalte op een voor Nederland gemiddelde waarde van 5% gezet. De regressie lijnen laten de achtergrondconcentratie zien volgens de regressielijn van de huidige bodemtypecorrectie (Cb), de 95 percentiel of achtergrondwaarde uit het BBK (p95) en de Maximale Waarde Wonen (MW wonen). **Rechts** staan de regressielijnen van de alternatieve bodemtypecorrectie getoond. De natuurlijke achtergrond is weergegeven (baseline) samen met de bovenkant van de variatie in de achtergrond (factor e uit formule, bovenkant). De aanrijking (factor f uit formule) is weergegeven als stippellijn, dit is de lijn waaronder 95% van de punten liggen en is het alternatief van de huidige achtergrondwaarde uit het Bbk. Merk op dat de lijnen tussen beide figuren verschillend lopen maar dat de uiteindelijke MW wonen (blauwe lijnen) van de alternatieve optie (rechts) ongeveer gelijk is aan de huidige MW wonen voor een bodem met 25% lutum en 5% org. stof (1.2 mg/kg).

Vervolgstappen

Het volledige plan van aanpak is in november 2012 besproken in NoBoWa (NOBOWA-035/036 en bijlagen 037/038). Zoals door NOBOWA geadviseerd is het model verder uitgewerkt. Twee belangrijke stappen moeten worden genomen:

1) Het toegevoegd risicodeel is gebaseerd op het ecologisch risico. De onderliggende data van dit risico niveau zijn voor veel metalen gecorrigeerd met de huidige bodemtype correctie. Bij het invoeren van de alternatieve bodemtypecorrectie zou ook uit de risiconiveaus de huidige bodemtypecorrectie verwijderd moeten worden. Voor een aantal metalen zijn intussen nieuwe risicogrenzen afgeleid waar de toxiciteitsgegevens niet genormaliseerd zijn met de huidige bodemtypecorrectie. Voor de metalen waar dat nog niet voor beschikbaar is zijn er twee mogelijkheden. Ten eerste kunnen de risicogrenzen worden herzien op basis van een evaluatie van de literatuur en het toepassen van de nieuwste afleidingsmethoden. Ten tweede kan met de ongecorrigeerde toxiciteitsgegevens met de nieuwste afleidingsmethoden risicogrenzen worden afgeleid. In het onderdeel evaluatie risicogrenzen (agendapunt 4) wordt hier een voorstel voor gedaan. In de formule wordt dan de TR (Toegevoegd Risico: MTT, middenwaarde of HC50) vervangen voor de nieuwe waarde. Alleen als er een (internationaal) draagvlak voor een relatie tussen bodemeigenschappen en toxiciteit beschikbaar is, zal deze worden meegenomen.

2) Op basis van de alternatieve bodemtypecorrecties zijn nieuwe Maximale Waarden berekend. In een consequentie analyse is het de bedoeling te toetsen of de nieuwe bodemtypecorrectie leidt tot dezelfde mate van hergebruik. Daarvoor zal de methode van de alternatieve bodemtypecorrectie toegepast worden op bestaande praktijkdata en moet worden bekeken of de uitkomsten van de alternatieve methode, samen met de herberekende Maximale Waarden, acceptabel zijn. RWS-LO is van plan de praktijkdata te gaan verzamelen. Eind 2014 kunnen dan de vergelijkende berekeningen worden uitgevoerd.

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag