

Afleiding kwaliteitsnormen voor metalen en fosfaat in grond en bagger

Achtergronden en overwegingen bij het Milieuhygiënisch Toetsingskader en de inbedding in de Regeling Bodemkwaliteit



Afleiding kwaliteitsnormen voor grond en bagger

Achtergronden en overwegingen bij het Milieuhygiënisch Toetsingskader en de inbedding in de Regeling Bodemkwaliteit

Auteur(s)

Jos Vink

Leonard Osté

Afleiding kwaliteitsnormen voor grond en bagger

Achtergronden en overwegingen bij het Milieuhygiënisch Toetsingskader en de inbedding in de Regeling Bodemkwaliteit

Opdrachtgever	Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
Contactpersoon	Dr Ir Jos P.M. Vink
Referenties	
Trefwoorden	Arseen, Bagger, Beleid, Beoordeling, Besluit bodemkwaliteit, Biobeschikbaarheid, Bodem, Diepe plassen, Fosfaat, Grond, Grondpartijen, Grondverzet, Grondwaterkwaliteit, Grootschalige bodemtoepassingen, Handreiking, Herinrichting, Kwik, Milieukwaliteit, Omgevingswet, Oppervlaktewaterkwaliteit, Organische verbindingen, Sediment, Sedimentkwaliteit, Toetsingskader, Verondieping, Verontreinigingen, Waterbodemkwaliteit, Wetgeving, Zandwinplassen, Zandwinputten, Zware metalen.

Documentgegevens

Versie	4
Datum	31-03-2022
Projectnummer	11208090
Document ID	-
Pagina's	48
Status	definitief

Auteurs(s)

	Jos Vink	
	Leonard Osté	

Samenvatting

Met de invoering van de Omgevingswet (Aanvullingsbesluit bodem) wordt een nieuwe systematiek voor de beoordeling van grond en bagger voorbereid. In deze systematiek, het Milieuhygiënisch Toetsingskader (MHT), wordt voorgesteld om de normen uit het Besluit Bodemkwaliteit en het aanvullend toetsingskader van de “Handreiking voor herinrichting van diepe plassen” om te zetten naar een andere werkwijze en manier van beoordelen. In het MHT zijn nieuwe kwaliteitsnormen voor grond en bagger afgeleid, als gevolg van de introductie van een andere extractiemethode (Aqua nitrosa). Hierbij zijn tevens nieuwe bijbehorende achtergrondwaarden en herverontreinigingsniveaus voor grond en bagger afgeleid. In dit meerjarig proces zijn er zowel inhoudelijke als beleidsmatige overwegingen geweest om tot aanpassing te komen. Dit rapport beoogt de onderbouwing van de getalsmatige afleiding van nieuwe normenwaarden toe te lichten en vast te leggen. Ook zijn de beweegredenen opgenomen die van invloed zijn op de uitvoeringspraktijk van grondverzet.

Over Deltares

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme innovaties, oplossingen en toepassingen voor mens, milieu en maatschappij. We richten ons voornamelijk op delta's, kustregio's en riviergebieden. Omdat het beheer van deze dichtbevolkte en kwetsbare gebieden complex is, werken we nauw samen met overheden, ondernemingen, kennisinstellingen en universiteiten in binnen- en buitenland. Ons motto is 'Enabling Delta Life'.

Als toegepast kennisinstituut zijn we succesvol wanneer onze kennis wordt verzilverd in en voor de samenleving. We stellen hoge eisen aan de kwaliteit van onze kennis en adviezen, rekening houdend met nieuwe wetenschappelijke inzichten, maar ook met de gevolgen die onze adviezen hebben voor milieu en samenleving.

Al onze opdrachten en projecten leveren een bijdrage aan het verstevigen van de kennisbasis. We kijken vanuit een lange termijn perspectief, naar bijdragen voor de oplossingen voor nu. Wij hechten zeer aan openheid en transparantie. Die houding is onder meer terug te zien in het vrij toegankelijk maken van de door Deltares ontwikkelde software en modellen. Open source werkt, is onze vaste overtuiging. Deltares heeft ruim 800 medewerkers en is gevestigd in Delft en Utrecht.

www.deltares.nl

Inhoud

	Samenvatting	4
1	Inleiding	8
2	Achtergronden en beleidsontwikkeling grootschalig grondverzet	9
3	Uitgangspunten Milieuhygiënisch Toetsingskader	11
3.1	Samenstelling grond en bagger gekoppeld aan beschermdoelen water	11
3.2	Generiek en locatiespecifiek spoor	11
3.3	Grondwaternormen: achtergrondwaarden en drempelwaarden	11
3.4	Hydrologische verdunningsfactoren	13
3.5	Aqua nitrosa extractie vervangt “koningswater”	14
3.5.1	Achtergrond	14
3.5.2	Evaluatie voor zware metalen en kwik	15
3.6	Geen omrekeningen naar standaardbodem	15
4	Afleiding Achtergrondwaarden	16
4.1	Waarom nieuwe achtergrondwaarden?	16
4.2	Methodiek	16
4.3	Rapportagegrenzen Aqua nitrosa	17
4.4	Resultaten	17
4.5	Achtergrondwaarden organische verontreinigingen	17
5	Afleiding Herverontreinigingsniveau	19
5.1	HVN voor <i>Aqua nitrosa</i>	19
5.2	Methodiek	19
5.3	Resultaten	19
5.4	HVN voor organische verontreinigingen	21
6	Afleiding generieke samenstellingswaarden	22
6.1	Afwegingen voor grond en bagger	22
6.2	Afleiding samenstellingwaarden voor afdeklaag en vullichaam	23
6.3	Afweging per stof	25
6.3.1	Metalen	25
6.3.2	Fosfaat	28
6.3.3	Organische verontreinigingen	29
6.4	Eindtabel kwaliteitsnormen	29
7	Locatiespecifiek spoor: beoordeling per stof	32
7.1	Transferfuncties voor beschermdoel oppervlaktewater- en grondwater.	32
7.2	Variatie in normwaarden bij verschillende samenstelling en omgevingscondities	32
7.3	Uitwerking per stof: bandbreedte samenstellingswaarden	33
8	Overgangsregeling	45
8.1	Inleiding	45
8.2	Gebruik van omrekenfactoren	45
8.3	Afleiding van de omrekenfactor voor fosfaat	46
9	Referenties	48

10	Bijlagen	53
A	Transferfuncties grond en bagger	54
B	Afleiding achtergrondwaarden (<i>Aqua nitrosa</i>)	56
C	Rekensheets afleiding generieke samenstellingswaarden metalen	64
D	Afleiding generieke samenstellingswaarden rekening houdend met afkapgrenzen	68
E	Afleiding generieke samenstellingswaarde fosfaat (<i>Aqua nitrosa</i>)	69

1 Inleiding

Duurzaam hergebruik van vrijkomende grond is een belangrijk uitgangspunt in het Nederlandse bodembeleid. De handelswijze voor nuttige toepassingen van herbruikbare grond is vastgelegd in de Regeling Bodemkwaliteit. Hieronder valt ook de herinrichting van diepe plassen.

Het Besluit Bodemkwaliteit (Bbk), dat grootschalige toepassingen van grond en bagger in oppervlaktewater regelt, wordt op korte termijn bijgesteld. Onderdeel hiervan is een herziening van het milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. In juni 2015 is het conceptvoorstel “Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen; voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger” (MHT) uitgebracht, met daarin aanbevelingen voor een nieuwe beoordelingssystematiek (Schmidt et al., 2017). De aanleiding hiervoor was de wens om (grond)waterkwaliteit te toetsen op de doelen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). In de nieuwe systematiek verschuift de focus van de beoordeling van de samenstelling van grond en bagger naar de invloed op het waterlichaam waarin de toepassing plaatsvindt. Er wordt meer rekening gehouden met de chemische beschikbaarheid van verontreinigingen onder omstandigheden van toepassing (Lijzen et al., 2017; Kamerling et al., 2006). Het voorstel MHT geeft daarom ruimte voor op maat gemaakte toepassingsmogelijkheden bij grootschalige bodemtoepassingen in oppervlaktewater (diepe plassen, zandwinputten, meren). Grond- en oppervlaktewater zijn de beschermdoelen, waarbij de kwaliteitseisen van de KRW leidend zijn.

Het voornemen bestaat om met de inbouw van het Besluit bodemkwaliteit in de Omgevingswet (Aanvullingsbesluit bodem) ook het nieuwe MHT op te nemen (Kamerbehandeling 24 april 2018; Kamerbrief 11 dec 2018). Hiermee kunnen de normen uit het Bbk en het aanvullend toetsingskader van de “Handreiking voor herinrichting van diepe plassen” omgezet worden naar een andere werkwijze en manier van beoordelen.

In de MHT-systematiek zijn nieuwe kwaliteitsnormen voor grond en bagger afgeleid (Vink en Broers, 2017; Vink en Postma, 2019). In deze systematiek wordt een nieuwe extractiemethode gehanteerd, waarbij de monsterbehandeling met *Aqua regia* is vervangen door *Aqua nitrosa*. Hierdoor moesten ook nieuwe achtergrondwaarden (AW) en herverontreinigingsniveaus (HVN) worden afgeleid. In dit proces zijn er zowel inhoudelijke als beleidsmatige overwegingen geweest.

Dit rapport beoogt de onderbouwing van de getalsmatige afleiding van nieuwe normenwaarden toe te lichten en vast te leggen. Ook zijn de (deels nog niet gepubliceerde) beweegredenen opgenomen en toegelicht die van invloed zijn geweest op de uitvoeringspraktijk van grootschalig grondverzet.



Foto Jos Vink

2 Achtergronden en beleidsontwikkeling grootschalig grondverzet

De inzichten rond grootschalige bodemtoepassingen hebben in de afgelopen jaren een bijzonder grote ontwikkeling doorgemaakt. In de navolgende paragraaf wordt een beknopt chronologisch overzicht gegeven van de meest relevante achtergronden van deze ontwikkeling, en hoe de huidige beleidsmatige invulling tot stand is gekomen.

Het Besluit Bodemkwaliteit beschrijft de werkwijze rondom het grootschalige grondverzet, waaronder de toepassing in oppervlaktewater. In de huidig geldende wetgeving worden partijen getoetst aan de normwaarden en toepassingsregels zoals die zijn vermeld in de Regeling bodemkwaliteit (Rbk, VROM 2007). Het Besluit bodemkwaliteit maakt onderscheid tussen verschillende toepassingsmogelijkheden met de daarbij behorende toetsingskaders, waarbij onderscheid wordt gemaakt in generiek beleid en gebiedsspecifiek beleid. Deze paragraaf richt zich hoofdzakelijk op de toepassing van grond- en baggerpartijen ten behoeve van het herinrichten van diepe plassen (toepassing in oppervlaktewater).

Begin 2009 heeft een aantal initiatieven tot herinrichting van diepe plassen geleid tot discussie in de Tweede Kamer (Kamerbrief 20 maart 2009). Naar aanleiding hiervan is een commissie van deskundigen ingesteld (Commissie Verheijen) met als taak om zoveel mogelijk overeenstemming te bereiken over de wetenschappelijke onderbouwing van het beleid voor het herinrichten van diepe plassen. De commissie Verheijen heeft geadviseerd om het Besluit bodemkwaliteit aan te vullen met regels voor locatiespecifieke situaties en het proces voor (de beoordeling van) het herinrichten van diepe plassen te verduidelijken en uit te werken.

In 2010 verscheen de “Circulaire herinrichting diepe plassen” (IenM, 2010a), met als doel om duidelijkheid te verschaffen over het verantwoord toepassen van grond en baggerspecie bij de herinrichting (verondieping) van diepe plassen. Als aanvulling hierop verscheen de “Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen” (IenM, 2010b), waarin specifieke aanvullende regels zijn opgenomen, onder andere voor de beoordeling van fosfaat.

De Circulaire en de Handreiking waren, op basis van het advies van de commissie Verheijen, een uitwerking van de zorgplicht in afwachting van de resultaten van het beoogde onderzoeksprogramma dat tot nieuwe regels zou gaan leiden. Er bestond de wens voor aanvullende, wetenschappelijk robuuste milieuhygiënische normkaders voor toepassingen van grond en baggerspecie in diepe plassen, die konden worden opgenomen in een nieuwe Regeling bodemkwaliteit¹.

In 2012 is het Onderzoeksprogramma diepe plassen van start gegaan, met als doel om kennis te genereren rondom de onderwerpen die nog teveel onzekerheden in zich droegen om een verantwoorde generieke systematiek op te stellen. Het programma moest leiden tot een wetenschappelijk onderbouwde en eenvoudig toepasbare systematiek².

¹ Aanpassing van het Besluit bodemkwaliteit was nodig omdat in het huidige artikel 63 is bepaald dat toepassingen van grond of baggerspecie in een laagdikte van ten minste twee meter en een minimale omvang van 5000 m³ niet hoeven te voldoen aan de eisen van het toetsingskader voor de algemene toepassing. Om te voorkomen dat het generieke toetsingskader voor een diepe plas niet geldt voor een grootschalige toepassing was aanpassing nodig.

² Samenwerkingsverband van onderzoeksinstituten Deltares, RIVM, Wageningen UR en Radboud universiteit, Rijkswaterstaat-WVL en Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

In het onderzoeksprogramma is gericht experimenteel onderzoek uitgevoerd naar het gedrag van anorganische stoffen in grond en bagger onder aerobe en anaerobe condities. De nadruk in dit onderzoek lag op de mogelijke verspreiding van redoxgevoelige stoffen (arseen, metalen en nutriënten) in sediment-water overgangen. Zie Figuur 2.1. De resultaten van dit onderzoeksprogramma zijn beschreven in wetenschappelijke artikelen (Vink et al., 2017; Vink et al., 2020; Dijkstra et al., in prep.) en een rapportage (Geurts et al., 2013), en vormen een belangrijk fundament van de beoordelingssystematiek.

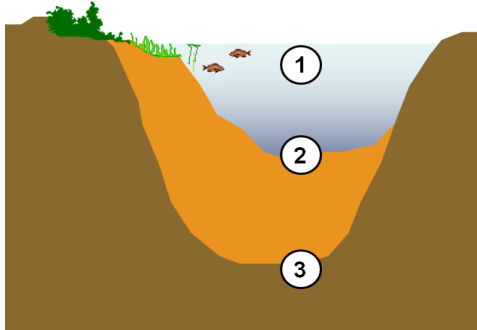


Fig. 2.1. Schematisatie van een met grond of bagger verondiepte plas. De beoordelingssystematiek maakt onderscheid in (1) zuurstofrijk oppervlaktewater inclusief zwevend stof, (2) de overgang van water naar sediment (=afdeklaag) waarover uitwisseling van stoffen plaatsvindt, en (3) zuurstofloze condities en interactie met grondwater (=vullichaam).

In juni 2015 verscheen het “Voorstel Milieuhygiënisch Toetsingskader” (MHT). Deze versie is in januari 2017 enigszins herzien (Schmidt et al., 2017). De uitgangspunten van het MHT zijn conceptueel anders dan die van het Besluit Bodemkwaliteit (Vink et al., 2017; 2020; Vink en Broers, 2017). Belangrijkste wijzigingen zijn de risico-gebaseerde normstelling en de synchronisatie met normen uit de Kaderrichtlijn Water. De conceptuele uitgangspunten van het MHT zijn samengevat in Hoofdstuk 3.

In 2018 is een uitvoerige consequentie-analyse uitgevoerd naar de gevolgen van dit veranderend beleid. De milieukundige effecten op stofniveau, en de daaraan gekoppelde toepassingsmogelijkheden voor grond- en baggerpartijen, zijn daartoe doorgerekend en gekwantificeerd (Vink en Postma, 2019). De risico-gebaseerde beoordeling van het MHT is gericht op het zoveel mogelijk elimineren van vals-positieven (onterechte goedkeuringen). Over het algemeen beoordeelt het MHT strenger dan het huidige Besluit Bodemkwaliteit, mede door de introductie van fosfaat als kwaliteitsbepalende stof.

Gelijktijdig deden zich ook ontwikkelingen voor in de normafleiding voor grond- en oppervlaktewater. Deze hadden direct effect op de absolute getalswaarden van kwaliteitsnormen. Voor grondwater zijn in de KRW voor een aantal stoffen kwaliteitswaarden afgeleid conform de systematiek voor drempelwaarden. Voor de stoffen die geen drempelwaarden hadden zijn op basis van deze systematiek alsnog waarden afgeleid (Verweij et al., 2017). Deze drempelwaarden zijn leidend over de bestaande streefwaarden, en hebben dus direct effect op de afleiding van generieke samenstellingswaarden voor grond- en bagger (zie ook par. 3.4). Ook de recente herziening van de oppervlaktewaternorm van barium is hierin meegenomen (par. 6.4).

3 Uitgangspunten Milieuhygiënisch Toetsingskader

3.1 Samenstelling grond en bagger gekoppeld aan beschermdoelen water

Een essentieel conceptueel verschil van het MHT met het Besluit Bodemkwaliteit is dat de kwaliteit van het oppervlaktewater en grondwater leidend is geworden. De kwaliteitsnormen zijn per stof vastgesteld in de Kaderrichtlijn Water (EP, 2000). Hiermee is zowel conceptueel als beleidsmatig een synchronisatie tot stand gekomen tussen het waterbeleid en het beleid rondom grootschalige toepassingen van grond en bagger.

Om van waterkwaliteitsnormen voor water te komen tot kwaliteitsnormen voor grond en bagger maakt de MHT-systematiek gebruik van rekenfuncties en partiticoëfficiënten die per stof verschillen. Deze normen voor grond en bagger vertegenwoordigen dus de maximale gehalten per stof, “samenstellingswaarden” genoemd, waarbij voldaan wordt aan de KRW doelen voor chemische waterkwaliteit.

Vanwege de verschillen tussen kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater enerzijds en grondwater anderzijds, maakt het MHT onderscheid tussen grond of bagger dat met het oppervlaktewater in contact staat, danwel met het grondwater³. Deze uitwerking heeft zijn beslag gekregen in samenstellingswaarden voor de afdeklaag (aerob) en het vullichaam (anaerob). Bij de afleiding van de definitieve generieke samenstellingswaarden hebben de nieuw afgeleide Achtergrondwaarden (AW) en waarden voor het Herverontreinigingsniveau (HVN) een rol gekregen bij het vaststellen van een ondergrens. Dit is verder toegelicht in Hoofdstuk 6.

Ook voor organische contaminanten zijn in het MHT alle waterkwaliteitsnormen voor grondwater en oppervlaktewater met behulp van partiticoëfficiënten omgerekend naar bodemgehalten. In tabel 6.1 van het MHT (Schmidt et al, 2017) zijn deze waarden vermeld.

3.2 Generiek en locatiespecifiek spoor

Het MHT kent een “generiek spoor” en een “locatiespecifiek spoor”. In het generieke spoor zijn algemeen geldende samenstellingswaarden afgeleid voor “standaardbodem”. Dit is grond of bagger met een vaste samenstelling waarbij een relatief hoog beschermingsniveau geldt voor oppervlakte- en grondwater. Dit is verder uitgewerkt in Hoofdstuk 6.

In het locatiespecifieke spoor kan gebruik worden gemaakt van de eigenschappen van de toe te passen grond of bagger en de lokale condities. Hierbij worden de rekenfuncties gebruikt die rekening houden met samenstelling op basis van lutum, organisch stof, ijzer, aluminium en pH (zie Hoofdstuk 7).

3.3 Grondwaternormen: achtergrondwaarden en drempelwaarden

Binnen de KRW worden drempelwaarden gebruikt om te toetsen of de zogeheten “goede chemische toestand” voor grondwater is bereikt. Dit is een oordeel op het schaalniveau van een grondwaterlichaam. In Nederland bedraagt dit ongeveer 25 grondwaterlichamen. De goede chemische toestand is onderdeel van de complete toestandsbepaling (chemische en kwantitatieve samen) en vormt één van de vijf milieudoelen voor grondwater in de KRW (EU, 2010; Verweij et al., 2017).

³ Het gaat hier nadrukkelijk om diepe plassen die na verondieping oppervlaktewater blijven. Voor plassen die na dempen landbodem worden geldt een juridisch ander spoor.

De door de EU vastgestelde systematiek voor afleiding van drempelwaarden biedt de mogelijkheid om drempelwaarden op te hogen tot – of boven - de achtergrondwaarde, als de drempelwaarde lager zou zijn dan de achtergrondwaarde. Bij de vaststelling van de achtergrondwaarden voor grondwater in 2008 werd er gedifferentieerd naar grondwatertypen (Verweij et al., 2008). Na 2011 werd alleen zoet-brak differentiatie aangehouden en vastgelegd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW). De achtergrondwaarden uit 2008 waren grotendeels gebaseerd op detectielimieten van de toen gangbare analysemethoden.

In 2017 heeft een actualisatie plaatsgevonden van de afleiding van achtergrondwaarden (Verweij et al., 2017). Dit is niet alleen gedaan vanwege nieuwe detectielimieten van actuelere meetapparatuur, maar ook doordat de methodiek van Maximaal Toelaatbare Toevoeging (MTT), in 2008 nog onderdeel van de systematiek, inmiddels beleidsmatig is verlaten.

Voor vier metalen zijn drempelwaarden afgeleid (As, Cd, Pb en Ni). Dit is gedaan zoals beschreven in de systematiek voor afleiding van drempelwaarden zoals bedoeld in de Grondwaterrichtlijn (EU, 2006). Voor de overige metalen worden de afgeleide waarden geen “drempelwaarden” genoemd, maar vooralsnog “afgeleide achtergrondwaarde” voor het grondwater. Deze zijn wel volgens de drempelwaarde-systematiek afgeleid, maar formeel nog niet beleidsmatig vastgesteld. De in 2017 afgeleide achtergrondwaarden – die volgens de “drempelwaarde-systematiek” zijn afgeleid, zouden op termijn de streefwaarden voor diep grondwater (> 10 -mv) kunnen vervangen.

In de Circulaire streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering (IenM, 2013) zijn de streefwaarden vermeld voor diep (>10 -mv) en ondiep (<10 -mv) grondwater. Deze normen zijn thans geldig voor toetsing van grondwaterkwaliteit mits ze boven de achtergrondwaarde liggen. De drempelwaarden die voor arseen, cadmium, nikkel en lood zijn beleidsmatig vastgesteld. Streefwaarden en (afgeleide) drempelwaarden staan nu nog naast elkaar, maar streefwaarden zullen in de Omgevingswet hun beleidsmatige status verliezen (RIVM, mond. meded.). Vergeleken met de streefwaarden uit de Circulaire zijn de in 2017 afgeleide waarden voor het zoete watersysteem vaak hoger, vooral voor het diepe grondwater. Dit geldt met name voor cadmium, kobalt, koper, nikkel, antimoon en zink (minimaal factor 6). Zie tabel 3.1.

Tabel 3.1. Normen grondwater.

Stof	Streefwaarden grondwater diep Circulaire (µg/L)	Drempelwaarden ¹ en AW 2008 (µg/L)	Afgeleide AW 2017 (µg/L)
As ¹	7	13,2	13,2
Ba	200	225	225
Cd ¹	0,06	0,35	0,92
Co	0,7	27,8	28,8
Cr	2,5	3,4	3,4
Cu	1,3	8,8	8,8
Hg	0,01	0,01	0,01
Mo	0,7	70	1,2
Ni ¹	2,1	20	43
Pb ¹	1,6	7,4	2,0
Sb	0,15	5	0,27
Zn	24	138	138

¹ Voor As, Cd, Ni en Pb zijn de drempelwaarden beleidsmatig vastgesteld (vetgedrukt).

Voor het berekenen van de generieke samenstellingswaarden (GSSW) voor grond en bagger in het MHT worden de grondwaternormen gebruikt als uitgangspunt. Hierbij is zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de nieuwste inzichten in de afleiding van (achtergrond)concentraties in het grondwater. Deze zijn vooral gericht op het diepe compartiment (> 10 -mv) omdat deze betrekking heeft op het vullichaam van een toepassing van grond en/of bagger. In Hoofdstuk 6 is verder toegelicht welke normwaarden zijn gebruikt voor de afleiding van de generieke samenstellingswaarden voor grond en sediment.

Fosfaat

Ook voor fosfaat zijn drempelwaarden voor het grondwater afgeleid. Dit is gedaan voor verschillende typen grondwater. Deze waarden zijn opgenomen in het BKMW (versie 2015; De Nijs et al., 2011).

Tabel 3.2. Drempelwaarden voor fosfaat in grondwater.

Stof	Drempelwaarden grondwater	
	zoet	zout
P-totaal (mg/L)	2,0	6,9

3.4 Hydrologische verdunningsfactoren

Bij het verondiepen van diepe plassen kan de hydrologische situatie lokaal sterk veranderen. Bij een vrijliggende diepe plas staat het water in de plas in direct contact met het grondwater als deze een watervoerend pakket aansnijdt. Bij het verondiepen van de plas neemt de hydrologische weerstand meestal sterk toe op het moment dat de waterkolom niet meer in direct contact staat met het watervoerende pakket; de in de plas toegepaste grond of bagger vormt lokaal een (relatief) slecht-doorlatende laag in een relatief goed-doorlatende omgeving. Als gevolg van deze nieuwe geohydrologische situatie zal de hoeveelheid water die door de toegepaste grond of bagger stroomt veel kleiner zijn dan de hoeveelheid water die in het watervoerend pakket langs de grond of bagger stroomt. Dit resulteert in een hydrologische verdunning van het poriewater van de toegepaste grond of bagger.

De fysische processen en de kwantificering van de mate van verdunning zijn uitvoerig beschreven door De Lange (2011), De Nijs et al. (2011) en Lijzen et al. (2011). Er treedt een hydrologische verdunning op van tenminste een factor 100. Deze waarde wordt als beschermend beschouwd voor het merendeel van de gevallen en is derhalve gebruikt bij de afleiding van de generieke samenstellingswaarden voor het vullichaam⁴.

Voor stoffen die van nature voorkomen in het grondwater (zoals metalen) dienen de achtergrondconcentraties in het grondwater te worden verdisconteerd in de toetsconcentratie. Ook wordt de verdunningsfactor hierdoor lager dan de hydrologische verdunningsfactor.

De toetsconcentratie (= de maximale poriewaterconcentratie waarbij het beschermingsdoel nog wordt gehaald) wordt berekend met:

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

met:

C_1 = toetsconcentratie (in het poriewater);

⁴ Van belang hierbij is dat de doorlatendheid (k-waarde) van de toegepaste grond of bagger en het watervoerend pakket minimaal een factor 500 is (De Lange, 2011).

C_2 = concentratie in controle vlak buiten de verondiepte plas (= beschermingsdoel);
AW = achtergrondconcentratie in het grondwater bovenstrooms;
w = hydrologische verdunningsfactor (generiek 100).

Voor de berekening van generieke samenstellingswaarden (Hoofdstuk 6) is voor alle stoffen een verdunningsfactor $w = 100$ aangehouden. De concentraties in het controlevlak, C_2 , zijn de beschermdoelen grondwater (Tabel 3.1; voor de systematiek zijn de waarden gebruikt uit Tabel 6.2). De achtergrondwaarden AW zijn per stof afgeleid via de “drempelwaardesystematiek” (zie paragraaf 3.4) en staan vermeld in Tabel 3.1 (Afgeleide AW 2017).

3.5 Aqua nitrosa extractie vervangt “koningswater”

3.5.1 Achtergrond

Bij het bepalen van totaalgehalten van zware metalen en andere elementen in grond en sediment wordt tot op heden gebruik gemaakt van een extractie met *Aqua regia*, ook wel “koningswater” genoemd. Hierbij wordt een hoeveelheid grond of sediment volgens een vastgestelde procedure geschud met een vloeistof die bestaat uit 12 M zoutzuur en 15,8 M salpeterzuur, verhit tot $>100^\circ\text{C}$ (NEN 6961:2014nl). De extractie is dermate agressief dat gesproken kan worden van een “destructie”, waarbij de bodemmatrix voor een groot gedeelte wordt opgelost, en nagenoeg alle elementen die daarbij vrijkomen worden geanalyseerd. Hierbij worden dus alle minerale delen totaal ontsloten, dus ook de metalen die van nature in het kristalrooster van de mineralen zijn ingebouwd en geen tot zeer beperkte toxicologische effecten laten zien. Deze metalen dragen ook niet bij aan een evenwichtsinstelling met het poriewater.

Omdat deze destructie geen goede indicator oplevert voor de chemische en biologische beschikbaarheid en mobiliteit van metalen is het van belang dat bij het bepalen van de totaalgehalten alleen dat deel van de metalen in de grond of bagger wordt geëxtraheerd dat bijdraagt aan een chemisch verdelingsevenwicht. Dit houdt in dat de destructiemethode voor metalen wordt vervangen door een mildere extractie. Inmiddels is breed onderkend (o.a. Brand et al., 2009) dat extractie met een mildere concentratie van salpeterzuur (0,43 M HNO_3) een relatie laat zien met de potentiële beschikbaarheid van de metalen (ook wel genoemd “reactieve fase”), omdat de inerte fracties van de metalen worden uitgesloten. Bijkomend voordeel is dat ook de beschikbaarheid van fosfor (P) gemeten kan worden na extractie met *Aqua nitrosa* (Schmidt et al., 2017; Vink et al., 2017; Vink et al., 2020).

De extractie met *Aqua nitrosa* is gepubliceerd in NEN-ISO 17586 en vervangt de koningswater- of *Aqua regia* extractie (NEN-ISO 6961:2014nl). Voor kwik blijft de *Aqua regia* destructie gehandhaafd (zie paragraaf 3.2.2) ⁵.

Het gebruik van extractiemethoden die een gedefinieerde beschikbare fractie extraheren, in analogie met zware metalen, is voor organische contaminanten op dit moment nog niet haalbaar. Daarom is voor organische contaminanten de bestaande methodiek gehandhaafd.

Het overstappen naar een andere extractiemethode heeft de nodige gevolgen. Het bestaande normenkader is gebaseerd op de extractie met *Aqua regia*. Er zijn bij de invoering van *Aqua nitrosa* dus nieuwe kwaliteitsnormen nodig waaraan getoetst kan worden. Ook de afleiding van

⁵ De analytische extractie en detectie van kwik (Hg) in water, grond en sediment is een technische uitdaging. De analyse kan niet zonder meer op dezelfde manier worden uitgevoerd als die van andere elementen, vanwege de sterke sorptie-eigenschappen aan de analytische detectiekolom. In het MHT wordt een mildere extractiemethode gebruikt dan in het Bbk, nl. *Aqua nitrosa* (0,43M HNO_3). Echter, deze methode is niet in staat om opgeloste fracties te extraheren, omdat deze ontsluitingsmethode te zwak is om kwik te extraheren van organisch stof (NEN-ISO, 2016; Groenenberg et al., 2017). Voor kwik is besloten om de meting vooralsnog via *Aqua regia* te blijven uitvoeren⁵, met de daarbij geldende normwaarden (Vink en Postma, 2019).

achtergrondwaarden (AW) en herverontreinigingsniveau (HVN) heeft opnieuw plaatsgevonden (zie Hoofdstuk 4 en Hoofdstuk 5).

3.5.2 Evaluatie voor zware metalen en kwik

De extractie van grond en sediment door *Aqua nitrosa*, uitgevoerd bij een 1:10 grond/oplossing ratio, is in de wetenschappelijke literatuur ruimschoots onderzocht (o.a. Houba et al., 1985; Römkens et al., 2009; Kelepertzis et al., 2015; Peijnenburg et al., 2007; Rodrigues et al., 2012; Van Vark, 2015). De extractie geeft een kwantitatief beeld van de hoeveelheden zware metalen die omkeerbaar zijn gebonden aan bodemcomponenten en uitwisselbaar zijn met de bodemoplossing op korte tijdschalen. Deze fractie wordt ook wel aangeduid met “reactief” of “potentieel beschikbaar”. Groenenberg et al. (2017) evalueerden de extractie door de verdeling van metalen over bodemfasen te beschrijven met een mechanistisch *multisurface* model. De *recovery* van het reactieve gehalte van metalen via extractie met 0.43M HNO₃ ligt gemiddeld boven 90%.

Voor kwik (Hg) is deze analytische *recovery* echter veel lager (<20%). Dit komt voornamelijk door de bijzonder hoge affiniteit van het element kwik voor organisch materiaal (SOM; solid organic material). De analytische *recovery* neemt significant af bij lage Hg/SOM verhoudingen (<100mg Hg/kg SOM). Het feit dat de *Aqua nitrosa* extractie niet in staat is om het gehele reactieve deel van kwik uit grond en sediment te mobiliseren – althans niet binnen de voorgeschreven 2 uur schudtijd - wil nadrukkelijk niet zeggen dat er daarom geen milieukundige risico's aanwezig zijn. In aquatische systemen wordt het reactieve deel van kwik bij de synthese van organisch materiaal door micro-organismen omgezet in methylkwik, waardoor het organometalisch kation CH₃Hg⁺ wordt gevormd (o.a. Ullrich et al., 2001). Deze methylvorm is zeer persistent en bovendien hoog bioaccumulerend. Ook ophoping in voedselketens van hogere trofische niveaus is aangetoond (Goldwater, 1971; Förstner and Wittmann, 1983). Het mag duidelijk zijn dat met name bij toepassingen van grond- en sedimentpartijen in oppervlaktewater het proces van Hg-methylering bepalend wordt bij de vaststelling van toxicologische risico's⁶.

Een totaal destructie, zoals met *Aqua regia* (koningswater) wordt uitgevoerd, levert daarom een betere maat om gehalten van kwik in grond en sediment in beeld te brengen. Maar ook hierbij geldt de kanttekening dat een betrouwbare analytische detectie van kwik de nodige aandacht vraagt. Vanwege de binding van kwik aan reguliere ICP-MS detectiekolommen kan de meting niet in dezelfde stap worden uitgevoerd als de overige metalen, tenzij specifieke voorbehandelingsstappen in acht worden genomen.

3.6 Geen omrekeningen naar standaardbodem

De huidige normen in de Regeling bodemkwaliteit kent een “bodemtypecorrectie”. Dit houdt in dat de meetwaarden moeten worden gecorrigeerd naar een gestandaardiseerde samenstelling van grond en bagger (*Aqua regia*-meetwaarden worden omgerekend naar een bodem met 10% organische stof en 25% lutum).

Voor een extractie gericht op de potentiële beschikbare fractie ligt dat anders. De potentiële beschikbare fractie is sterk afhankelijk van het bodemtype en is dus impliciet verdisconteerd in de meetmethode. Een bodemtypecorrectie kan daardoor achterwege blijven. Dit betekent dat bij de toetsing rechtstreeks getoetst moet worden aan de generieke samenstellingswaarden, achtergrondwaarden en waarden voor het herverontreinigingsniveau voor zover deze voor *Aqua nitrosa* zijn afgeleid.

⁶ De directe meting van methylkwik in (porie)water is complex en bevat verschillende analytische stappen. De gangbare methode is beschreven door DeWild et al., 2004 en opgenomen in US-EPA methode 1630.

4 Afleiding Achtergrondwaarden

4.1 Waarom nieuwe achtergrondwaarden?

In het MHT voor beoordeling van partijen grond en bagger die mogen worden toegepast in grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen is besloten dat de *Aqua nitrosa* (AN) extractiemethode voor metalen zal worden gebruikt als standaardmethode in de Regeling Bodemkwaliteit. Die keuze heeft directe consequenties voor de normen in het Bbk. Ook de achtergrondwaarden, die in de AW-2000 rapportage zijn afgeleid, vereisen derhalve een vertaling naar gehalten op basis van *Aqua nitrosa*. De achtergrondwaarden zijn van belang omdat in veel gevallen deze waarde wordt gebruikt als bovengrens voor schone grond. Dat betekent ook dat de generieke samenstellingswaarden voor het grootschalig toepassen in oppervlaktewater nooit lager kunnen zijn dan de achtergrondwaarden voor grond en bagger. In het geval dat de berekende samenstellingswaarde onder de AW ligt, dan wordt de samenstellingswaarde opgehoogd naar deze achtergrondwaarde.

4.2 Methodiek

Achtergrondwaarden zijn gedefinieerd als de gehalten zoals die op dit moment voorkomen in de bodem van natuur- en landbouwgronden, en waarvoor geldt dat er geen sprake is van belasting door lokale verontreinigingsbronnen. Vanwege variatie in gehalten is ervoor gekozen om het 95-percentiel van de gestandaardiseerde gehalten⁷ te nemen van een dataset van onverdachte bodems. De huidige AW is gebaseerd op de AW-2000 studie (Lamé et al., 2004a, 2004b) waarbij de grondmonsters met *Aqua regia* zijn geëxtraheerd. Met de herziening van deze extractiemethode naar *Aqua nitrosa* (0,43 M HNO₃) is een analoge afleiding van de achtergrondwaarden vereist.

Voor de afleiding van nieuwe achtergrondwaarden zijn twee landelijke datasets gebruikt:

1. AW-2000 database
2. Geochemische Atlas van Nederland

Alle monsters die ten grondslag lagen aan de AW-2000 waarden zijn in 2018 opnieuw geanalyseerd met *Aqua nitrosa*. De monsters zijn afkomstig van 100 onverdachte locaties verspreid over Nederland en zijn op 3 dieptes bemonsterd: de toplaag (0-10 cm), de middenlaag (10-40 cm) en de onderlaag (50-100 cm). Daarnaast is het landelijk bestand van de Geochemische Atlas gebruikt (Mol et al., 2010). Het betreft circa 350 monsters van de toplaag en 350 van de ondergrond (90-100 cm). De monsters zijn verspreid over Nederland bemonsterd op onverdachte locaties. Al deze monsters zijn geanalyseerd via *Aqua nitrosa*.

Voor de vaststelling van de uiteindelijke waarden per element is het 95-percentiel (P-95) gebruikt. Dit is een gangbare waarde die gebruikt wordt om een hoog beschermingsniveau aan te houden met erkenning van extreme waarden

Vooronderzoeken

Voor het uitvoeren van de heranalyses hebben enkele vooronderzoeken plaatsgevonden om de kwaliteit van de gegevens te toetsen. Hierbij is onder meer gekeken naar:

1. het effect van het malen van grond op de analyse;
2. de schudtijden bij extractie;
3. de reproduceerbaarheid van metingen (duplo's);
4. de representativiteit (log-normale verdeling) van de gebruikte monsters.

⁷ Het gaat hier over de standaardisatie met de bodemtypecorrectie zoals weergegeven in bijlage G van de Regeling bodemkwaliteit. Zie ook toelichting in Vink en Postma (2019).

Een uitvoerige beschrijving van de gehanteerde methode, de vooronderzoeken en data-analyse is weergegeven in Bijlage B.

4.3 Rapportagegrenzen Aqua nitrosa

Voorwaarde voor de AW is dat deze via reguliere analyse gemeten moet kunnen worden, temeer om tot het oordeel 'schone grond' te kunnen komen. Voor *Aqua regia* zijn daarom rapportagegrenzen vastgesteld die door commerciële laboratoria gehaald moeten worden (bijlage L in de Regeling bodemkwaliteit). Is deze rapportagegrens hoger dan de vastgestelde AW, dan wordt de AW opgehoogd naar de rapportagegrens⁸. In de huidige Regeling bodemkwaliteit geldt dat voor de metalen Sb en Mo.

Er is vooralsnog geen rapportagegrens vastgesteld voor de analyse via *Aqua nitrosa*. In overleg met enkele laboratoria zijn echter wel *voorlopige* rapportagegrenzen overeengekomen (RWS mond. comm. December 2019). Deze zijn weergegeven in Tabel 4.1.

4.4 Resultaten

Tabel 4.1 toont de P95-waarden en de vastgestelde eindwaarden per element voor de gehele dataset (AW-2000 + Geochemische Atlas). De Geochemische Atlas geeft voor de meeste elementen een licht hogere waarde dan de AW2000, met uitzonderingen voor barium (2 keer hoger dan AW2000), tin (4 keer lager dan AW2000) en seleen (10 keer lager dan AW2000). Een mogelijke verklaring hiervoor wordt gegeven door Van der Eijk en Roeloffzen (2009). Zij merkten op dat de bodemtypen waar relatief hoge natuurlijke gehalten voorkomen (laagveen, zwaardere zee/rivierkleien) ondervertegenwoordigd is in de AW2000 dataset. Voor meer gedetailleerde analyse van de datasets wordt verwezen naar Bijlage B.

Tabel 4.1 toont zowel de P95 als de voorlopige rapportagegrens. De hoogste waarde van deze twee is de nieuwe afgeleide achtergrondwaarde AW. Alleen voor molybdeen en vanadium is het herverontreinigingsniveau (HVN) gebaseerd de rapportagegrens; voor de overige stoffen ligt de P95-waarde in de dataset boven de rapportagegrens van die stof.

4.5 Achtergrondwaarden organische verontreinigingen

De analysemethode voor organische verontreinigingen is niet gewijzigd. Wel is recent een voorlopige achtergrondwaarde voor PFAS afgeleid (0,9 µg/kg voor PFOS en 0,8 µg/kg voor de overige PFAS-verbindingen). Deze wordt toegevoegd aan de normtabel. Voor de overige stoffen blijven de achtergrondwaarden ongewijzigd.

⁸ Het is wenselijk om op termijn lagere rapportagegrenzen te bereiken. De afkapgrens naar AW kan dan achterwege blijven.

Tabel 4.1. P95-waarden van de data in onbelaste bodem (AW-2000 en Geochemische Atlas) en de voorlopige rapportagegrens voor Aqua nitrosa. In de rechterkolom is de hoogste waarde van beide weergegeven als vastgestelde achtergrondwaarden (AW; mg/kg ds) voor Aqua nitrosa.

Stof	P95 waarde (mg/kg)	Voorlopige rapportagegrens (mg/kg)	Achtergrondwaarde (mg/kg)
As	7,1	0,2	7,1
Ba	104	0,6	104
Cd	0,60	0,04	0,60
Co	2,7	0,07	2,7
Cr	2,6	0,1	2,6
Cu	16	0,1	16
Mo	0,054	0,1	0,1
Ni	6,9	0,2	6,9
Pb	45	0,3	45
Sb	0,078	0,04	0,08
Se	0,69	0,04	0,69
Sn	0,06	0,1	0,1
U	0,59	-	0,59
V	16	0,3	16
Zn	40	0,7	40

5 Afleiding Herverontreinigingsniveau

5.1 HVN voor *Aqua nitrosa*

Hoewel de waterkwaliteit in de afgelopen decennia sterk is verbeterd wordt in het rivierengebied nog altijd (licht) verontreinigd sediment afgezet. Via internationale maatregelen worden de bronnen van verontreiniging zo veel mogelijk aangepakt om de kwaliteit van het aangevoerde sediment te verbeteren. Onder het herverontreinigingsniveau (HVN) wordt de chemische kwaliteit verstaan van het sediment dat in de recente periode door rivieren wordt aangevoerd. Het Besluit Bodemkwaliteit kent ook een generiek HVN, dat werd afgeleid voor het Rijnstreekgebied. Hierbij is de kwaliteit van het zwevend stof maatgevend (Van der Laar et al., 2003).

Het huidige HVN vormt de basis voor de Maximale waarde klasse A voor sediment. Het HVN is echter afgeleid op basis van *Aqua regia*-extractie (Koningswater) over de periode 1996-2005 (Osté et al., 2008). Voor de afleiding van de nieuwe waarden voor HVN zijn *Aqua nitrosa*-extracties uitgevoerd op zwevend stof afkomstig van de meetlocaties Lobith en Eijsden. Vervolgens is dezelfde procedure als voor het Bbk gevolgd, namelijk het omrekenen van de gehalten in zwevend stof naar standaardbodem en vervolgens het afleiden van de P95-waarde.

5.2 Methodiek

RWS heeft de beschikking over een archief van gevriesdroogde zwevend stof monsters. Voor dit project zijn 156 zwevend stof monsters geanalyseerd; hiervan zijn 120 monsters afkomstig van Lobith (12 monsters per jaar over de periode 2006 - 2015) en 36 monsters afkomstig van Eijsden (12 monsters per jaar in de jaren 2006, 2010 en 2015). De monsters zijn geëxtraheerd conform NEN/ISO 17586 Bodem - Extractie van sporenelementen met verdund salpeterzuur (ISO 17586:2016, IDT)⁹ en geanalyseerd op Ag, Al, As, B, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mo, Ni, Pb, P, Sb, Se, Sn, Sr, Ti, Tl, V, Zn en Zr.

De monsters uit het zwevend stof archief bleken in sommige gevallen niet dezelfde datum te hebben als de monsters uit Waterbase. Regelmatig zat er 1 dag verschil tussen en in een enkel geval 2 of 3 dagen. Om de *Aqua nitrosa* metingen te koppelen aan (eerder gemeten) organische stof en lutum is de dichtstbijzijnde datum gekozen.

Voor de bepaling van het landelijke HVN wordt het 95-percentiel van de gehalten in zwevend stof genomen in Lobith (CSO, 2005¹⁰; Osté et al., 2008). Het nieuwe HVN dat wordt bepaald in deze studie is op twee manieren anders dan het huidige HVN. Ten eerste is de periode geactualiseerd, ten tweede is een andere extractiemethode gebruikt. Net als voor de achtergrondwaarden is ook het HVN gebaseerd op meetwaarden, zonder een bodemtypecorrectie toe te passen.

5.3 Resultaten

Alle metingen lagen boven de rapportagegrens, zowel voor metalen als voor lutum en organische stof. Er hoefden daarom geen aannames gedaan te worden voor waarden beneden de rapportagegrens.

Er is geen relatie gevonden tussen de concentratie zwevend stof en de metaalgehalten in zwevend stof. Dat betekent dat omstandigheden die voor verhoogde concentraties zwevend stof

⁹ Vanwege de beschikbaarheid van materiaal is i.p.v. 10 g zwevend stof met 100 ml 0,43 M HNO₃ gewerkt met 3 g zwevend stof en 30 ml 0,43 M HNO₃. De correcties voor kalk zijn aangepast. Daarnaast is er niet geschud in een end-over-end shaker maar in een schudmachine met een horizontale schudbeweging.

¹⁰ CSO (2005). HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijnstakken. CSO Adviesbureau, 2005.

zorgen (verhoogd debiet, scheepvaart) geen aantoonbaar acuut effect hebben op de kwaliteit van het zwevend stof ¹¹.

Tabel 5.1 toont in de laatste kolom de berekende HVN-waarden op basis van de gehalten in zwevend stof in Lobith. Voor Sb en V ligt de P95 onder de achtergrondwaarde (zie hoofdstuk 4) en is het HVN daarom opgehoogd naar de achtergrondwaarde.

Tabel 5.1. P95-waarden Rijntakken over de periode 2006-2015 en daarop gebaseerde landelijke Herverontreinigingsniveaus (HVN). Voor drie stoffen is het HVN opgehoogd naar de achtergrondwaarde (zie Tabel 4.1).

Stof	P95 waarde (mg/kg ds)	Herverontreinigingsniveau HVN (mg/kg ds)
As	7,9	7,9
Ba	260	260
Cd	1,9	1,9
Co	9,8	9,8
Cr	26	26
Cu	87	87
Mo	0,12	0,12
Ni	16	16
Pb	92	92
Sb	0,072*	0,078
Sn	1,1	1,1
Tl	0,10	0,10
V	15*	16
Zn	460	460

*P95-waarden < achtergrondwaarde.

Behalve in Lobith is ook in Eijsden gemeten. In Tabel 5.2 zijn redelijk grote verschillen te zien tussen beide locaties. Voor arseen (As) en barium (Ba) zijn de concentraties in Eijsden lager, voor de meeste overige stoffen zijn de concentraties in Eijsden hoger. De reden om voor Eijsden zowel een 10-jarige periode te tonen als een jaargemiddelde voor 2015 is dat in Eijsden voor veel stoffen een dalende trend wordt gevonden die doorgaans steiler is voor *Aqua nitrosa* dan voor *Aqua regia*. In Tabel 5.2 is in de laatste kolom kwalitatief weergegeven in welke mate deze trend zichtbaar is (al worden de verschillen voor Co, Cr, Mo, Pb, Sb en Tl klein als alleen de data van 2015 worden gebruikt). Voor Cd, Ni, Sn en Zn blijven de gehalten in Eijsden duidelijk verhoogd.

¹¹ Hierbij moet worden opgemerkt dat opwerveling van een liggende waterbodem als gevolg van verhoogd debiet of scheepvaart wel de kwaliteit van het oppervlaktewater kan beïnvloeden via tijdelijke redoxveranderingen en veranderende opgeloste concentraties.

Tabel 5.2. P95-waarden voor gehalten in zwevend stof (in mg/kg ds) op monitoringslocaties Lobith en Eijsden (2006-2015 en alleen 2015).

Stof	P95 Lobith	P95 Eijsden 2006-2015	P95 Eijsden 2015	Mate van dalende trend in Eijsden**
As	7,8	4,7	3,8	lichte trend
Ba	260	160	130	geen trend
Cd	1,9	16*	13	lichte trend
Co	9,8	17	13	lichte trend
Cr	26	65	29	sterke trend
Cu	87	170	100	sterke trend
Mo	0,12	0,38	0,15	sterke trend
Ni	16	35	29	lichte trend
Pb	92	245	116	sterke trend
Sb	0,072	0,34	0,062	sterke trend
Sn	1,1	6,5	3,6	sterke trend
Tl	0,10	1,4	0,27	sterke trend
V	15	16	15	geen trend
Zn	455	1400	739	sterke trend

*De waarden van 2006 zijn verwijderd. In dat jaar heeft een Cd-lozing vanuit Wallonië gezorgd voor excessief hoge concentraties. Deze waarden zijn niet representatief voor het lange termijn herverontreinigingsniveau.

**Sterke trend = daling >50% in 10 jaar; Lichte trend = daling 25-50% in 10 jaar; Geen trend = daling <25% in 10 jaar.

5.4 HVN voor organische verontreinigingen

Voor organische verontreinigingen is de analysemethodiek gelijk gebleven en zijn er geen nieuw HVN waarden afgeleid. Wat wel mogelijk zou zijn is een update in beschouwde periode. Net zoals voor metalen zou in plaats van de periode 1996-2005 voor de periode 2006-2015 kan worden gekozen. Deze actie is niet uitgevoerd. Wel is in 2019 een voorlopig HVN voor PFAS afgeleid voor wateren in directe verbinding met de rijkswateren: 3,7 µg/kg voor PFOS en 0,8 µg/kg voor overige PFAS (Osté et al., 2019). Daarnaast is in 2020 ook een herverontreinigingsniveau regionale wateren afgeleid (Osté, 2020) dat van toepassing is op lopende initiatieven: 1,1 µg/kg voor PFOS en 0,8 µg/kg voor overige PFAS. Voor nieuwe initiatieven geldt voortsnog dat geen PFAS-houdende grond en bagger mag worden toegepast.

6 Afleiding generieke samenstellingswaarden

6.1 Afwegingen voor grond en bagger

Generieke samenstellingswaarden (GSSW) zijn algemeen geldende kwaliteitsnormen voor grond en bagger. Deze normen vertegenwoordigen maximale waarden voor toepassingen in oppervlaktewater (diepe plassen). Hierbij wordt onderscheid gemaakt in toepassing als afdeklaag en als vullichaam, en toepassingen in vrijliggende en meestromende plassen¹².

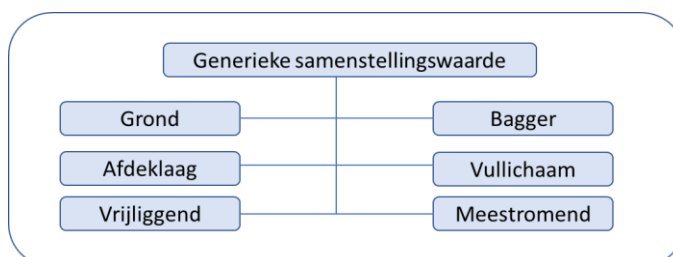


Fig. 6.1. Generieke samenstellingswaarden zijn afhankelijk van materiaal, aard van toepassing en bestemming.

Voor metalen en andere elementen zijn voor het beschermdoel oppervlaktewater aerobe transferfuncties afgeleid voor de berekening van generieke samenstellingswaarden, op basis van de maximaal toegestane opgeloste concentraties in oppervlaktewater (de Europese KRW-norm; EP, 2000). Dit wil zeggen dat de functies het chemisch gedrag beschrijven onder condities waarbij zuurstof geen belemmering is (Vink en Broers, 2017; Vink en Postma, 2019). Deze functies zijn gebaseerd op chemische partitie-relaties, die de verdeling weergeven over de vaste fase en de opgeloste (=mobiele) fase. Op deze manier wordt een zo betrouwbaar mogelijke indicatie gekregen van de nalevering van metalen uit grond of bagger na toepassing. De transferfuncties voor grond en bagger zijn gebaseerd op de extractie met *Aqua nitrosa*, zoals uitgelegd in par. 3.1. Algemeen geldende samenstellingswaarden worden gebruikt voor grond en bagger met een "gemiddelde" samenstelling. Hierbij is – conform de werkwijze van het Bbk – een standaardbodem gedefinieerd. De standaardbodem is, naast de bestaande parameters van 25% lutum en 10% organische stof, in het MHT uitgebreid met een pH=7, een totaal aluminiumgehalte van 1200 mg/kg en een totaal ijzergehalte van 3600 mg/kg (Zie tabel 6.1). In het locatiespecifieke spoor kan hiervan worden afgeweken als er materiaal met een afwijkende samenstelling wordt toegepast of als de pH van de ontvangende plas aantoonbaar en structureel afwijkt.

Tabel 6.1. Samenstelling standaard bodem voor de toetsing aan generieke samenstellingswaarden op basis van extractie met *Aqua nitrosa*.

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

¹² Vrijliggende plassen zijn niet via het oppervlaktewater aangesloten aan een riviersysteem, meestromende plassen zijn dat wel. De reden van het onderscheid is dat meestromende plassen te maken hebben met de kwaliteit van het zwevend stof dat door een riviersysteem wordt aangeleverd (het zogenoemde herverontreinigingsniveau).

6.2 Afleiding samenstellingswaarden voor afdeklaag en vullichaam

De werkwijze voor de afleiding van generieke samenstellingswaarden voor grond en sediment is samengevat in Figuur 6.2. Uitgangspunten zijn de beschermdoelen voor oppervlaktewater en grondwater (stap 1). Op basis van de waterkwaliteitsnormen per stof zijn met behulp van metaalspecifieke transferfuncties of partitierelaties (zie Bijlage A) de maximale waarden van die stof aan grond en sediment uitgerekend (stap 2), waarbij rekening wordt gehouden met de hydrologische verdunningsfactor voor grondwater (zie paragraaf 3.5). In voorgaande hoofdstukken is toegelicht dat er, vanwege de extractie met *Aqua nitrosa*, nieuwe waarden zijn afgeleid voor de Achtergrondwaarde (AW), het herverontreinigingsniveau (HVN), de maximale waarde Industrie en de maximale klasse B (stap 3). Deze waarden zijn nodig om te gebruiken als onder- en bovengrenzen, de zogenaamde “afkappingen” (stap 5). Dit wordt later toegelicht.

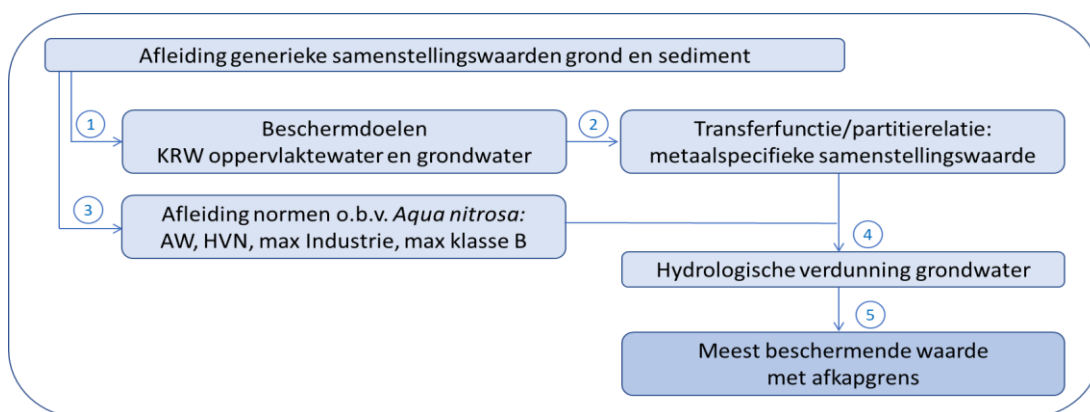


Fig. 6.2. Werkwijze afleiding generieke samenstellingswaarden.

Tabel 6.2 toont de waterkwaliteitsnormen voor oppervlaktewater uit de Kaderrichtlijn Water en de grondwaternormen weergegeven die gebruikt zijn in de transferfuncties en partitierelaties. De afleiding en ontwikkeling van grondwaterkwaliteitsnormen zijn reeds behandeld in hoofdstuk 3.

Tabel 6.2. Gehanteerde kwaliteitsnormen voor oppervlaktewater en grondwater voor de afleiding van generieke samenstellingswaarden voor grond en sediment.

Stof	Waterkwaliteitsnorm Oppervlaktewater (µg/L)	Kwaliteitsnorm grondwater diep (µg/L)
As	0,5	13,2
Ba	73	225
Cd	0,08	0,35
Co	0,2	28,8
Cr	3,4	3,4
Cu	2,4	8,8
Hg	0,01 ¹	0,01 ²
Mo	136	70
Ni	4	20
Pb	1,2	7,4
Sb	5,6	5
Sn	0,6	2,2
V	3,5	1,2
Zn	7,8	138

¹ Opgeloste achtergrondconcentratie landoppervlaktewater zoet. De wettelijk JG-MKN is 0,00007 µg/L..

² Streefwaarde diep grondwater inclusief achtergrondconcentratie.

In figuur 6.3 is weergegeven welke functies of relaties per stof en compartiment van toepassing zijn. Voor het beschermdoel oppervlaktewater zijn voor alle metalen aerobe partitievergelijkingen afgeleid die geldig zijn voor zowel grond als bagger (zie ook Bijlage A). Deze functies beschrijven de relatie tussen het gehalte van de stof in grond/bagger en de opgeloste concentratie, waarin de afhankelijkheid van bodemkarakteristieken zijn opgenomen.

De reden dat voor zowel grond als bagger er aerobe transferfuncties gelden is gelegen in het feit dat geochemische processen in de overgangsfase water-sediment gedictieerd worden door het zuurstofrijke oppervlaktewater. Voor het beschermdoel grondwater (=vullichaam) is voor verschillende metalen een onderscheid noodzakelijk tussen grond en bagger, omdat de verandering in redoxpotentiaal¹³ voor en na toepassing een grote invloed kan hebben (maar niet noodzakelijkerwijs) op de mobiliteit van de betreffende stof.

Ook voor beoordelingen in het locatiespecifieke spoor dient dit schema te worden gehanteerd.

		Generieke samenstellingswaarden	
		Afdeklaag (oppervlaktewater)	Vullichaam (grondwater)
GROND	Toetsing metalen grond en bagger:	Aerobe transferfunctie o.b.v. extractie <i>Aqua nitrosa</i>	As Anaerobe transferfunctie
			Cd, Cu, Pb, Ni, Zn Aerobe transferfunctie
BAGGER			Ba, Cr, Co, Mo, V Anaerobe partitievoëfficiënt
			Sb, Sn Emissietoetswaarde <i>Aqua nitrosa</i>
GROND			As, Cd, Cu, Pb, Zn Anaerobe transferfunctie
			Overige metalen Anaerobe partitievoëfficiënt
BAGGER			Sb, Sn Emissietoetswaarde <i>Aqua nitrosa</i>

Figuur 6.3. Gebruik van transferfuncties of partitievoëfficiënten per stof, toegepast materiaal (grond of bagger) en compartiment (afdeklaag of vullichaam).

Zoals toegelicht worden met de transferfuncties en partitievoëfficiënten de maximale samenstelling aan grond of bagger per stof berekend. Het kan echter voorkomen dat berekende waarden uit stap 2 (Fig. 6.2) onder de vastgestelde achtergrondwaarde (AW) of het herverontreinigingsniveau (HVN) komen te liggen. In dat geval worden deze laatste dan leidend. Immers, zowel de AW als het HVN bepalen de maximaal haalbare milieukwaliteit. AW en HVN worden dan gebruikt als zogenaamde “afkapgrens”. Hetzelfde geldt voor een bovengrens, die wordt gedictieerd door de maximale kwaliteitsklasse Industrie voor grond of de maximale waarde klasse B voor sediment. In paragraaf 6.3 wordt per stof toegelicht hoe de uiteindelijke samenstellingswaarde tot stand is gekomen.

¹³ De redoxpotentiaal is een maat voor de elektronenoverdracht die in grond of waterbodem plaatsvindt. Electronendonoren (reductor) en electronacceptoren (oxidator) bepalen uiteindelijk de bindingscapaciteit, zowel in de mate als de sterkte van binding van metalen en andere stoffen aan de verschillende bodemcomponenten.

6.3 Afweging per stof

6.3.1 Metalen

Bij de afleiding van generieke samenstellingswaarden (GSSW) is per stof een afweging gemaakt bij de vaststelling van de definitieve getalswaarde. De berekeningen voor de generieke SSW houden rekening met de verdunningsfactor voor grondwater met een factor 100. Hierdoor kan de toetsconcentratie afwijken van de waterkwaliteitsnorm, zoals is uitgelegd in paragraaf 3.5. De overwegingen per stof zijn hieronder beschreven (In Bijlagen C en D zijn de rekentabellen weergegeven).

Antimoon (Sb)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie van Sb met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (5,6 µg/L). De berekende waarde ligt boven de maximale waarde Industrie voor grond en boven de Interventiewaarde voor sediment voor *Aqua nitrosa*. De laagste waarde is de Interventiewaarde (1,2 mg/kg) en deze is aangehouden als beschermende generieke samenstellingswaarde voor grond en sediment.

Voor het vullichaam is geen transferfunctie of partiticoëfficiënt beschikbaar. Voor zowel grond als bagger is de generieke normwaarde gelijkgesteld aan de emissietoetswaarde (0,72 mg/kg). Deze waarde is lager dan de maximale waarde Industrie en klasse B en dus meest beschermend.

Arseen (As)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie van As met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (0,5 µg/L). De berekende waarde ligt onder de achtergrondwaarde voor een vrijliggende plas en ook onder het herverontreinigingsniveau voor meestromende plassen. De AW (7,1 mg/kg) en de HVN (7,9 mg/kg) zijn dus gelijk gesteld aan de generieke samenstellingswaarden.

Voor het vullichaam geldt de anaerobe transferfunctie, met als concentratie de drempelwaarde grondwater (13,2 µg/L). De berekende waarde ligt net iets onder de achtergrondwaarde (7,1 mg/kg), zodat de generieke samenstellingswaarde voor grond en bagger gelijkgesteld zijn aan de AW.

Barium (Ba)

De normen voor barium waren in het Besluit Bodemkwaliteit teruggetrokken, waardoor geen toetsing kon plaatsvinden. Dat is nu in het MHT hersteld. Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie van Ba met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (93 µg/L). Let op: deze norm is zeer recentelijk aangepast¹⁴ (Verbruggen et al., in voorbereiding). De berekende waarde lag onder de achtergrondwaarde en het herverontreinigingsniveau, zodat de generieke samenstellingswaarden hieraan zijn gelijkgesteld (104 mg/kg voor vrijliggende plassen en 264 mg/kg voor meestromende plassen). Deze waarden zijn vanwege statistische significantie afgerond op respectievelijk 105 en 265 mg/kg.

Voor het vullichaam geldt voor zowel grond als bagger de anaerobe partiticoëfficiënt met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (225 µg/L). De uiteindelijke generieke normwaarden zijn gelijkgesteld aan de achtergrondwaarde (na afronding: 105 mg/kg).

Cadmium (Cd)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie, met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm; deze is echter hardheidsafhankelijk. Uit voorzorgsprincipe is voor de generieke SSW de norm voor zacht water gehanteerd (0,08 µg/L). De berekende waarde ligt onder de achtergrondwaarde (0,6 mg/kg) voor vrijliggende plassen, respectievelijk het

¹⁴ De norm voor barium voor oppervlaktewater is in 2019 opnieuw afgeleid volgens de KRW-systematiek. Hierbij zijn nieuwe toxiciteitsdata gebruikt en is (meer) rekening gehouden met humaan-toxische waarden en biomagnificatie. De norm wordt opgehoogd van 73 µg/L (huidige waarde) naar 93 µg/L.

herverontreinigingsniveau (1,9) voor meestromende plassen. De uiteindelijke generieke samenstellingswaarden zijn hieraan gelijk gesteld.

Voor het vullichaam geldt voor grond de aerobe transferfunctie en voor bagger de anaerobe transferfunctie, met als concentratie de afgeleide drempelwaarde voor grondwater (0,92 µg/L). Voor grond is de berekende waarde aangehouden (1,5 mg/kg). De berekende waarden voor sediment komt boven de maximale waarde klasse B uit (11 mg/kg), zodat de generieke samenstellingswaarde hieraan is gelijk gesteld.

Chroom (Cr)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie, met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (3,4 µg/L). Voor vrijliggende plassen is de berekende samenstellingswaarde 21 mg/kg. Voor meestromende plassen lag de berekende waarden voor standaardbodem onder het herverontreinigingsniveau, zodat deze waarde is aangehouden (26 mg/kg).

Voor het vullichaam geldt zowel voor grond als sediment de anaerobe partiticoëfficiënt, met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (3,4 µg/L). De berekende waarde lag voor grond net boven de maximale waarde Industrie (14 mg/kg) en voor sediment boven klasse B (30 mg/kg), zodat deze waarden zijn aangehouden als generieke samenstellingswaarden.

Kobalt (Co)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (0,2 µg/L). De berekende waarde ligt net iets onder de achtergrondwaarde (2,7 mg/kg) zodat deze waarde is gelijkgesteld aan de generieke samenstellingswaarde voor vrijliggende plassen. Voor meestromende plassen is het herverontreinigingsniveau (9,8 mg/kg) gelijkgesteld aan de generieke samenstellingswaarde.

Voor het vullichaam geldt voor zowel grond als sediment de anaerobe partiticoëfficiënt met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (27,8 µg/L). Voor zowel grond als sediment is de berekende waarde aangehouden (7,9 mg/kg).

Koper (Cu)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (2,4 µg/L). De berekende waarde voor standaardbodem ligt onder de achtergrondwaarde (16 mg/kg) zodat deze waarde is gelijkgesteld aan de generieke samenstellingswaarde voor vrijliggende plassen. Voor meestromende plassen is de generieke samenstellingswaarde voor standaardbodem gelijkgesteld aan het herverontreinigingsniveau (87 mg/kg).

Voor het vullichaam geldt voor grond de aerobe transferfunctie en voor bagger de anaerobe transferfunctie, met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek voor grondwater (8,8 µg/L). Voor grond is de berekende generieke samenstellingswaarde 30 mg/kg, voor sediment is dat 17 mg/kg.

Lood (Pb)

Voor de afdeklaag geldt de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (1,2 µg/L). De berekende generieke samenstellingswaarde is 77 mg/kg. Aangezien deze waarde onder het herverontreinigingsniveau ligt voor meestromende plassen (92 mg/kg) is de generieke samenstellingswaarde hieraan gelijk gesteld.

Voor het vullichaam geldt voor grond de aerobe transferfunctie en voor bagger de anaerobe transferfunctie, met als concentratie de drempelwaarde voor grondwater (2,0 µg/L). De berekende waarde voor grond is 132 mg/kg (vanwege significantie afgerond naar 130 mg/kg), voor sediment is deze 113 mg/kg (afgerond naar 115 mg/kg).

Molybdeen (Mo)

Voor de afdeklaag geldt voor grond en sediment de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (136 µg/L). De berekende samenstellingswaarden voor zowel vrijliggende als meestromende plassen zijn 0,18 mg/kg.

Voor het vullichaam geldt voor zowel grond al bagger de anaerobe partiticoëfficiënt, met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (1,2 µg/L)¹⁵. De berekende waarden voor standaard grond en sediment liggen boven respectievelijk de maximale waarde Industrie (9,5 mg/kg) en de maximale waarde klasse B (10 mg/kg), zodat de generieke samenstellingswaarden hieraan zijn gelijkgesteld.

Nikkel (Ni)

Voor de afdeklaag geldt voor zowel grond als sediment de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (4,0 µg/L). De berekende waarde voor standaardbodem ligt onder de achtergrondwaarde voor vrijliggende plassen (6,9 mg/kg) en het herverontreinigingsniveau voor meestromende plassen (16 mg/kg), zodat de generieke samenstellingswaarden voor grond en sediment hieraan zijn gelijk gesteld.

Voor het vullichaam geldt voor grond de aerobe transferfunctie, en voor bagger de anaerobe partiticoëfficiënt met als concentratie de drempelwaarde grondwater (43 µg/L). De berekende waarde voor grond ligt net iets boven de maximale waarde Industrie (21 mg/kg) en voor sediment iets boven de maximale waarde klasse B (44 mg/kg), zodat de generieke samenstellingswaarden hieraan zijn gelijkgesteld.

Tin (Sn)

Voor de afdeklaag geldt voor zowel grond als sediment de aerobe transferfunctie, met als concentratie de KRW-norm (0,6 µg/L). Voor vrijliggende plassen is de berekende waarde aangehouden (0,65 mg/kg). Voor meestromende plassen ligt de berekende waarde onder het herverontreinigingsniveau van 1,1 mg/kg, zodat deze waarde is aangehouden als generieke samenstellingswaarde.

Voor het vullichaam zijn voor tin geen transferfuncties of partiticoëfficiënten voorhanden. De generieke samenstellingswaarden voor zowel grond als bagger zijn gelijkgesteld aan de emissietoetswaarde (9 mg/kg).

Vanadium (V)

Voor de afdeklaag geldt voor zowel grond als sediment de aerobe partiticoëfficiënt met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (3,5 µg/L). De berekende waarden voor grond en sediment (26 mg/kg) zijn aangehouden als generieke samenstellingswaarden.

Voor het vullichaam geldt voor zowel grond als bagger de anaerobe partiticoëfficiënt, met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (3,5 µg/L). De berekende waarden voor zowel grond als sediment (133 mg/kg; significante afronding op 135 mg/kg) zijn aangehouden als generieke samenstellingswaarden.

Zink (Zn)

Voor de afdeklaag geldt voor zowel grond als sediment de aerobe partiticoëfficiënt met als concentratie oppervlaktewater de KRW-norm (7,8 µg/L). De berekende waarde ligt onder de achtergrondwaarde voor vrijliggende plassen (40 mg/kg) en onder het herverontreinigingsniveau van meestromende plassen (455 mg/kg), waardoor deze waarden zijn aangehouden als generieke samenstellingswaarden.

Voor het vullichaam geldt voor grond de aerobe transferfunctie, en voor bagger de anaerobe partiticoëfficiënt met als concentratie de afgeleide drempelwaardesystematiek (138 µg/L). De berekende waarde voor grond (249 mg/kg; significante afronding op 250 mg/kg) en sediment (529 mg/kg; significante afronding op 530 mg/kg) zijn aangehouden als generieke samenstellingswaarden.

¹⁵ Aangepast naar Verweij et al. (2017). De oude waarde was 0,7 µg/L.

6.3.2 Fosfaat

Net als bij metalen en arseen zijn de KRW-beschermingsdoelen voor oppervlaktewater en grondwater het uitgangspunt voor de vaststelling van generieke samenstellingswaarden voor P. De systematiek voor deze afleiding is echter conceptueel anders dan voor metalen. Voor fosfaat geldt dat de mobilisatie vanuit het sediment-water grensvlak bepalend is voor de concentraties in oppervlaktewater. De mobilisatie wordt gediceerd door (seizoensafhankelijke) condities van zuurstofloosheid hetgeen gekoppeld is aan de diepte van een plas. Bij een zuurstofverzadiging van minder dan 20% neemt de P-mobilisatie sterk toe (Geurts et al., 2010; 2013; Chardon et al., 2022). De systematiek voor de afleiding van generieke samenstellingswaarden is dus gericht op de mobilisatie via de P-fluxen uit het sediment. De hoogte en duur van deze flux bepaalt de uiteindelijk concentratie. De KRW-beschermingsdoelen zijn vanwege bovenstaande redenering hoger (=strengere normen) voor diepe plassen dan voor ondiepe.

De maximale naleveringsflux wordt berekend over 6 maanden. Voor *ondiepe plassen* is in de afleiding van de generieke samenstellingswaarden gerekend met 2 maanden anaerobe situatie bij 20 °C (nalevering 30% hoger t.o.v. 15 °C) en 4 maanden aerobe situatie bij 15 °C. Voor *diepe plassen* wordt een anaerobe periode aangehouden van 6 maanden bij 10 °C.

De maximale fluxen voor ondiepe plassen is als onderdeel van de KRW-implementatie vastgesteld. Voor ondiepe plassen is deze 1 mg/P/m²/dag. Voor diepe plassen worden er twee categorieën onderscheiden:

1. *Diepe, gebufferde en/of zure meren (KRW-watertypen M16, M17, M18, M20)*
2. *Grote gebufferde en/of kalkrijke meren en laagveen meren (M21, M24, M28).*

Voor categorie 1 is de maximale flux 1,6 mg P/m²/dag;

Voor categorie 2 is de maximale flux 3,8 mg P/m²/dag.

De relatie tussen de maximale naleveringsflux en het gehalte P in het sediment wordt voor aerobe condities berekend via Poelen et al. (2012), en via Geurts et al. (2010) voor de anaerobe condities.

Voor aerobe condities:

$$P\text{-flux}_{aerob} = (7 \cdot 10^{-7} \cdot P_{Olsen})^2 + 0,0033 \cdot P_{Olsen} - 0,849 \quad (1)$$

Voor anaerobe condities:

$$P\text{-flux}_{anaerob} = (0,0065 \cdot P_{Olsen} + 0,9238) \cdot f_t \quad (2)$$

Waarin

P-flux = P-mobilisatie (mg/m²/dag);

P_{Olsen} = P via Olsen extractie (μmol/L bodem);

f_t = correctiefactor voor temperatuur (zie bijlage C).

De bovenstaande relaties zijn afgeleid voor de P-extractie via Olsen (Olsen en Sommers, 1982) met een 0,5 M NaHCO₃ oplossing. Echter, het MHT gaat uit van een extractie via *Aqua nitrosa* (0,43 M HNO₃). De omrekening van P-Olsen naar P-AN kan worden gedaan via:

$$P_{AN} = 10 \cdot (P_{Olsen} \cdot 31/1000) / \rho_d \quad (3)$$

Waarbij de droge bulkdichtheid $\rho_d = 0,2$ kg/L

De generieke samenstellingswaarde voor P, op basis van *Aqua nitrosa*, wordt via bovenstaande vergelijkingen afgeleid voor diepe en ondiepe plassen (zie uitwerking Bijlage C)¹⁶.

Ondiepe plassen: P = 350 mg/kg ds

Diepe plassen categorie 1: P = 300 mg/kg ds

Diepe plassen categorie 2: P = 1000 mg/kg ds

¹⁶ Ondiepe plassen zijn gesteld op < 3 meter i.v.m. het mogelijk optreden van een hydrologische spronglaag (daarmee 4 maanden aerobe nalevering en 2 maanden anaerobe zoals aangegeven). Diepe plassen zijn gesteld op > 3m, waarbij voor de anaerobe berekening uitgegaan is van een diepte van 10 m.

Effect van sulfaat in oppervlaktewater

In sulfaatrijke plassen (> 20mg SO₄/L) kan de nalevering van fosfaat tot een factor 2 hoger zijn dan in sulfaatarme plassen (< 20mg SO₄/L). De belangrijkste oorzaak hiervan is de extra mobilisatie van ijzergebonden P door sulfaat (Lamers et al., 1998; Smolders et al., 2006; Poelen et al., 2012).

Voor sulfaatrijke omstandigheden zijn de maximale P-fluxen met een factor 2 verhoogd, en zijn de samenstellingswaarden voor P opnieuw uitgerekend via formules 1, 2 en 3. Dit levert als resultaat voor plassen met SO₄ > 20mg/L:

Ondiepe plassen: P = 200 mg/kg ds

Diepe plassen categorie 1: P = 230 mg/kg ds

Diepe plassen categorie 2: P = 530 mg/kg ds

Beoordeling van fosfaat in grondwater

Bij de afleiding van drempelwaarden voor fosfaat in grondwater is onderscheid gemaakt tussen zoet en zout grondwater (zie ook par. 3.4). Dit principe is overgenomen - in een meer mechanistische vorm - door de introductie van de twee sulfaat-categorieën. Brak water bevat altijd sulfaatconcentraties boven de 20 mg/L.

De drempelwaarde voor P in grondwater is 2,0 en 6,9 mg P/L (resp. zoet en zout grondwater, zie ook par. 3.4). Dit is een factor 20 tot 230 keer hoger dan de KRW P-totaal waarde voor oppervlaktewater.

Om te achterhalen of er voor het beschermingsdoel grondwater aparte samenstellingswaarden voor fosfaat moesten worden afgeleid is de volgende verkenning uitgevoerd: In de dataset van Baggernut (Poelen et al., 2012; Van der Wijngaart et al., 2012) zijn poriewaterconcentraties van fosfaat in sediment gebruikt. Bij een generieke verdunningsfactor van 100 voor het grondwater (zie par. 6.3.1) bleek dat het gehalte P-totaal (o.b.v. Olsen extractie) in sediment maximaal 8.300 mg/kg mag zijn. Deze waarde is vele malen hoger dan de samenstellingswaarden die zijn afgeleid voor het beschermingsdoel oppervlaktewater. Dit betekent dat de samenstellingswaarden voor oppervlaktewater voldoende bescherming bieden voor het grondwater.

6.3.3 Organische verontreinigingen

Voor organische verontreinigingen blijkt de afgeleide waarde in de meeste gevallen lager te liggen dan de achtergrondwaarden, hetgeen in veel gevallen leidt tot bodemgehalten ruim onder de achtergrondwaarden. Dat betekent dat het praktisch niet mogelijk is om te voldoen aan de kwaliteitsnorm (grondverzet moet voldoen aan het *stand-still* beginsel). Om die reden is gekozen voor het HVN als norm voor organische verontreinigingen in diepe plassen. Dat is bovendien gelijk aan de huidige norm voor diepe plassen. Voor stoffen die geen HVN hebben, wordt de achtergrondwaarde voorgesteld als norm voor diepe plassen.

6.4 Eindtabel kwaliteitsnormen

Metalen

In tabel 6.3 zijn de uiteindelijke generieke samenstellingswaarden weergegeven. Verschillen tussen berekende en uiteindelijke waarden worden veroorzaakt door afronding op statistisch significante cijfers in de eindtabel¹⁷.

¹⁷ Barium: berekend 104, eindwaarde 105. Berekend 264, eindwaarde 265. Lood: berekend 132, eindwaarde 130; Berekend 113, eindwaarde 115. Vanadium: berekend 133, eindwaarde 135. Zink: berekend 249, eindwaarde 250; Berekend 529, eindwaarde 530.

Tabel 6.3. kwaliteitsnormen per element op basis van extractie met *Aqua nitrosa*: Generieke samenstellingswaarden grond en bagger.

		Generieke samenstellingswaarde mg/kg ds			
		Vullichaam		Afdeklaag vrijliggende plassen	Afdeklaag meestromende plassen
Element		Grond	Bagger	Grond en bagger	Grond en bagger
Antimoon	Sb	0,72	0,72	1,2	1,2
Arseen	As	7,1	7,1	7,1	7,9
Barium	Ba	105	105	105	265
Cadmium	Cd	1,5	11	0,6	1,9
Chroom	Cr	14	30	21	26
Kobalt	Co	7,9	7,9	2,7	9,8
Koper	Cu	30	17	16	87
Lood	Pb	130	115	77	92
Molybdeen	Mo	9,5	10	0,18	0,18
Nikkel	Ni	21	44	6,9	16
Tin	Sn	9	9	0,65	1,1
Vanadium	V	135	135	26	26
Zink	Zn	250	530	40	455

Kwik

In de Kaderrichtlijn Water is kwik (net als Cd, Ni en Pb) aangemerkt als een prioritaire stof. Prioritaire stoffen krijgen hoge aandacht voor beoordeling van waterkwaliteit vanwege hun veelvuldige voorkomen in het milieu. Kwik is onderdeel van het huidige standaardstoffen pakket bij grond en bagger verzet.

De analytische extractie en detectie van kwik (Hg) in water, grond en sediment is een technische uitdaging. De analyse kan niet zonder meer op dezelfde manier worden uitgevoerd als die van andere elementen, vanwege de sterke sorptie-eigenschappen aan de analytische detectiekolom. In het MHT wordt een mildere extractiemethode gebruikt dan in het Bbk, nl. *Aqua nitrosa* (0,43 M HNO₃). Echter, deze extractie kan niet gebruikt worden voor kwik; de methode is niet in staat om opgeloste fracties te extraheren, omdat deze ontsluitingsmethode te zwak is om kwik te extraheren van organisch stof (NEN-ISO, 2016; Groenenberg et al., 2017). Voor kwik is besloten om de meting vooralsnog via *Aqua regia* te blijven uitvoeren. De normwaarden zijn dus onveranderd.

Tabel 6.4. Generieke samenstellingswaarde voor kwik (Hg), bepaald via Aqua regia.

Element	Vullichaam		Afdeklaag vrijliggende plassen	Afdeklaag meestromende plassen
	Grond	Bagger	Grond en bagger	Grond en bagger
Kwik (Hg)	0,83	1,2	0,15	1,2

Fosfaat

De samenstellingswaarden van fosfaat zijn niet gebaseerd op concentraties, maar op de maximale naleveringsflux uit het sediment. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in diepte van de plas, het watertype, en de sulfaatconcentratie.

Tabel 6.5. Generieke samenstellingswaarden grond en bagger voor fosfaat (P) voor het beschermdoel oppervlaktewater. De waarden zijn gebaseerd op de maximale naleveringsflux van P voor verschillende watertypen plassen.

Sulfaat	Generieke samenstellingswaarden (mg P/kg ds)		
	Ondiepe plassen <3m	Diepe plassen >3m, categorie 1 ^a	Diepe plassen >3m, categorie 2 ^b
< 20 mg/L SO ₄	350	300	1000
> 20 mg/L SO ₄	200	230	530

^a Diepe gebufferde en/of zure meren (KRW-watertypen M16, M17, M18, M20);

^b Grote gebufferde en/of kalkrijke meren en laagveen meren (KRW-watertypen M20, M24, M28).

Organische verontreinigingen

De generieke samenstellingswaarden zijn onveranderd en vermeld als maximale waarden klasse A in de Regeling Bodemkwaliteit. Voor PFAS gelden voor grond en bagger voorlopig de waarden conform het handelingskader PFAS:

In (reeds gestarte verondiepingen van) vrijliggende plassen geldt dat PFOS < 1,1 µg/kg en overige PFAS < 0,8 µg/kg moet zijn.

In niet-vrijliggende plassen in de rijkswateren geldt dat PFOS < 3,7 µg/kg en overige PFAS < 0,8 moet zijn.

7 Locatiespecifiek spoor: beoordeling per stof

7.1 Transferfuncties voor beschermdoel oppervlaktewater- en grondwater.


In het onderzoeksprogramma MHT (RWS, 2015, 2017; Vink et al., 2017; Vink en Broers, 2018) is de systematiek toegelicht voor het gebruik van transferfuncties of partiticoëfficiënten K_p (Vink en De Weert, 2009). Deze zijn afgeleid per stof, en voor de combinaties grond/bagger en oppervlaktewater/grondwater. De functies en K_p -waarden voor grond en bagger zijn afgeleid om te voldoen aan de beschermdoelen (kwaliteitsnormen) voor oppervlaktewater en grondwater.

7.2 Variatie in normwaarden bij verschillende samenstelling en omgevingscondities

Zoals toegelicht kent het MHT een generiek en een locatiespecifiek spoor.

In deze paragraaf wordt een gedetailleerde toelichting gegeven hoe het gebruik van de stof-specifieke transferfunctie of partiticoëfficiënt, zoals aangegeven in Figuur 6.2, uitwerkt bij verschillende samenstellingen (bv. lutum-, organisch stof-, ijzergehalte, pH) van de toegepaste grond of bagger voor zowel de afdeklaag als het vullichaam. Voor de afdeklaag is de uitwerking gedaan voor vrijliggende plassen vanwege de doorgaans strengere beoordeling ten opzichte van meestromende plassen.

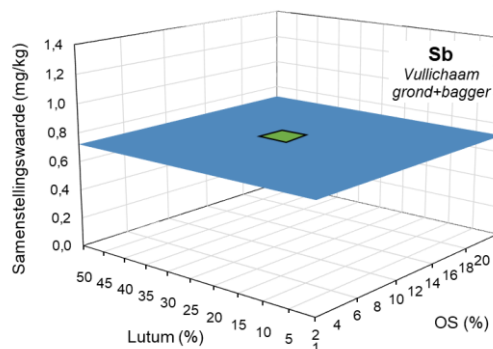
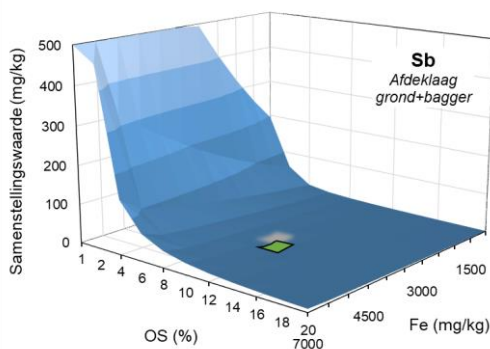
Tabel 7.1 geeft een toelichting op de gebruikte parameters.

Parameter	Toelichting
AC	Achtergrondconcentratie, in $\mu\text{g/L}$.
Al	Gehalte aluminium, in mg/kg ds .
AN, AR	<i>Aqua nitrosa</i> , resp. <i>Aqua regia</i> extractie.
C	Concentratie in $\mu\text{g/L}$.
Fe	Gehalte ijzer, in mg/kg ds .
HVN	Herverontreinigingsniveau; de kwaliteit van recent zwevend stof, in mg/kg .
K_p	Partitie- of verdelingscoëfficiënt. De verhouding van een stof over de vaste en opgeloste fase. $K_p = C/Q$, in L/kg .
L	Lutum, deeltjes $< 2 \mu\text{m}$, in percentage (g/100 g).
Log	Logaritme met grondtal 10.
OS	Organische stof, in percentage (g/100 g).
pH	Zuurgraad, $\log [H^+_{\text{act}}]$, dimensieloos.
Q	Gehalte van een stof in mg/kg ds , na extractie met <i>Aqua nitrosa</i> .
SSW 	De samenstellingswaarde, ofwel de algemeen geldende normwaarde, bij een standaard bodem samenstelling, in mg/kg ds . In de figuren is de waarde van de generieke samenstellingswaarde (GSSW) weergegeven als een groen vlak.

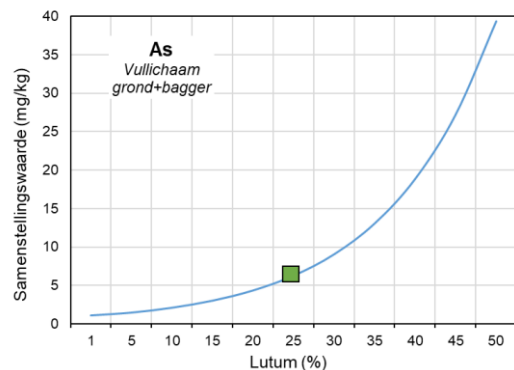
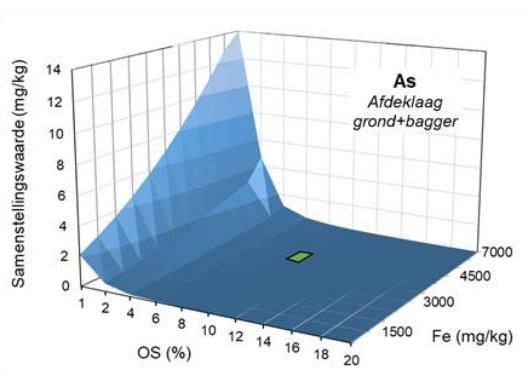
7.3 Uitwerking per stof: bandbreedte samenstellingswaarden

In onderstaande paragraaf is per stof weergegeven hoe de samenstelling van grond of bagger, en de pH van het ontvangende oppervlaktewater, kan doorwerken in de locatiespecifiek afgeleide samenstellingswaarde. De generieke samenstellingswaarde (GSSW) is in de tabellen weergegeven als getal, en in de figuren als een groen projectievlak op het berekende vlak.

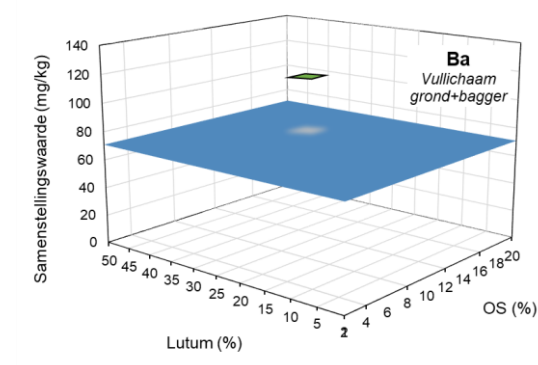
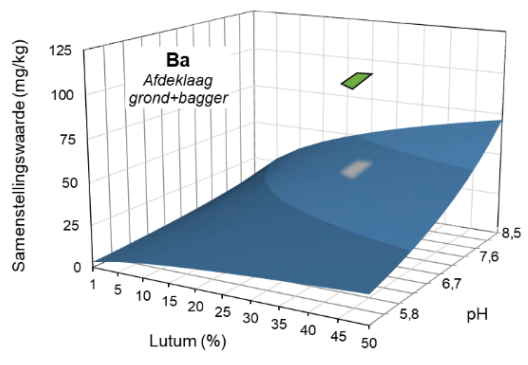
Antimoon (Sb)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	1,2	1,2	1,2	1,2
Functie	$\log C = 0,991 + 0,174 \cdot \log Q - 0,357 \cdot \log(0,037 \cdot Al + 0,018 \cdot Fe) + 0,298 \cdot \log OS$		$\log C = 0,991 + 0,174 \cdot \log Q - 0,357 \cdot \log(0,037 \cdot Al + 0,018 \cdot Fe) + 0,298 \cdot \log OS$	
Opmerking	Generieke SSW gelijkgesteld aan interventiewaarde voor AN.		Generieke SSW gelijkgesteld aan interventiewaarde voor AN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	GSSW (mg/kg)		GSSW (mg/kg)	
	0,72		0,72	
Functie	Geen.		Geen.	
Opmerking	Generieke SSW gelijkgesteld aan emissietoetswaarde voor AN.		Generieke SSW gelijkgesteld aan emissietoetswaarde voor AN.	



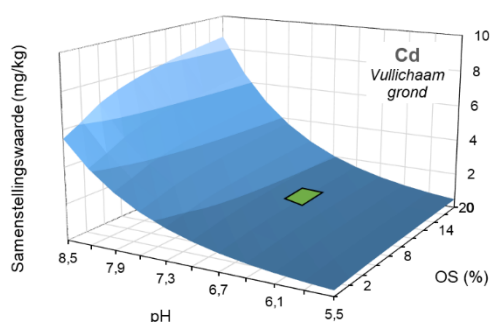
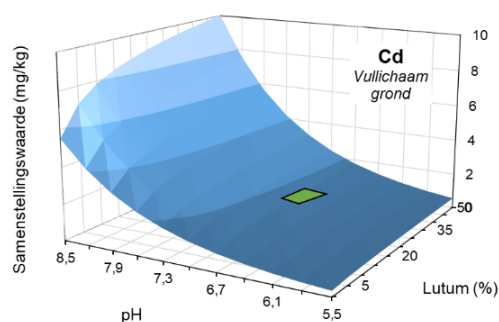
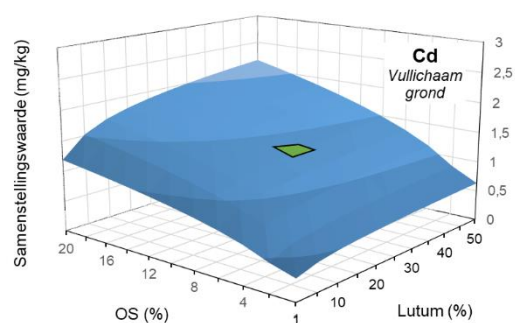
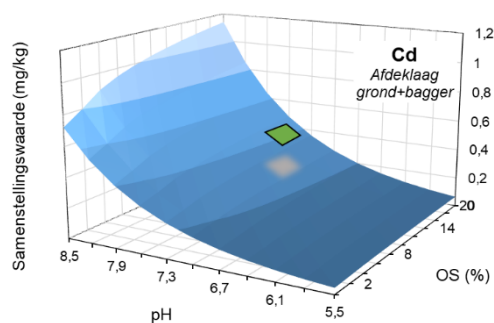
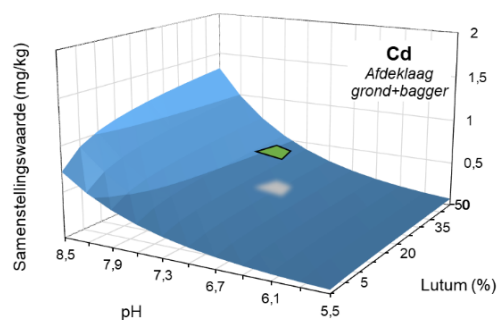
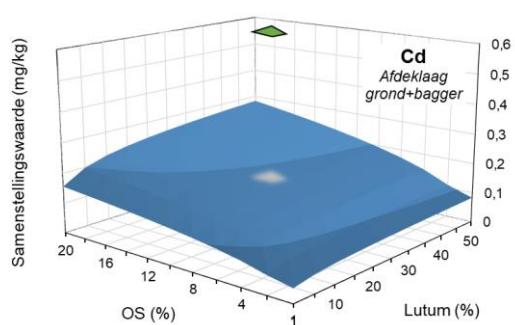
Arseen (As)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	7,1	7,9	7,1	7,9
Functie	$\log C = 1,49 + 0,505 \cdot \log Q - 1,09 \cdot \log(0,037 \cdot Al + 0,018 \cdot Fe) + 1,01 \cdot \log OS$		$\log C = 1,49 + 0,505 \cdot \log Q - 1,09 \cdot \log(0,037 \cdot Al + 0,018 \cdot Fe) + 1,01 \cdot \log OS$	
Opmerking	De generieke SSW is gelijkgesteld aan de AC voor AN, voor meestromende plassen aan HVN.		De generieke SSW is gelijkgesteld aan de AC voor AN, voor meestromende plassen aan HVN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	GSSW (mg/kg)		GSSW (mg/kg)	
	7,1		7,1	
Functie	$Q = 2,6 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(2,46 + 0,032 \cdot L)} \cdot C$		$Q = 2,6 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(2,46 + 0,032 \cdot L)} \cdot C$	
Opmerking	Anaeroob. SSW-gen = AC		Anaeroob. SSW-gen = AC	

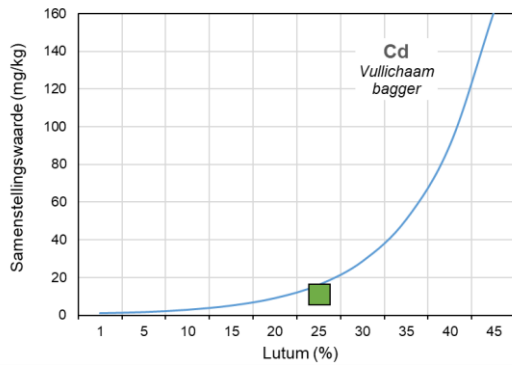


Barium (Ba)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	105	105	105	265
Functie	$\log C = 2,330 + 0,711 * \log Q - 0,300 * \log L - 0,151 * pH$		$\log C = 2,330 + 0,711 * \log Q - 0,300 * \log L - 0,151 * pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	105		105	
Functie	$Kp = 315 \text{ L/kg}$		$Kp = 315 \text{ L/kg}$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan de AC voor AN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan de AC voor AN.	

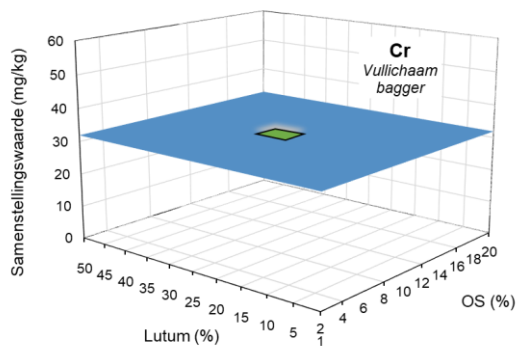
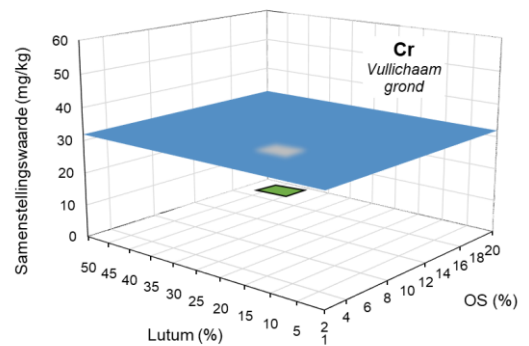
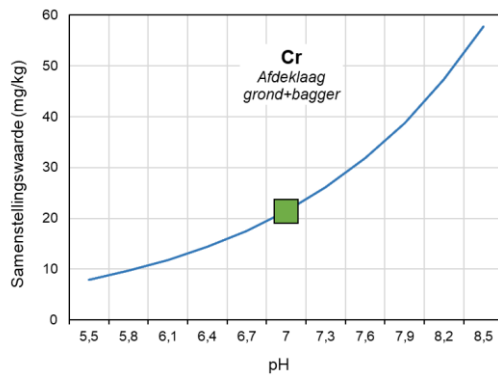


Cadmium (Cd)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	0,6	1,9	0,6	1,9
Functie	$\log C = 4,020 + 1,200 * \log Q - 0,492 * \log OS - 0,183 * \log L - 0,501 * pH$		$\log C = 4,020 + 1,200 * \log Q - 0,492 * \log OS - 0,183 * \log L - 0,501 * pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.	
Cadmium (Cd)	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend		meestromend	
GSSW (mg/kg)	1,5		11	
Functie	$\log C = 4,020 + 1,200 * \log Q - 0,492 * \log OS - 0,183 * \log L - 0,501 * pH$		$Q = 7,8 \cdot 10^{-4} * 10^{(3,1 + 0,05 * L)} * C$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan de AC voor AN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan maximale waarde klasse B voor AN.	

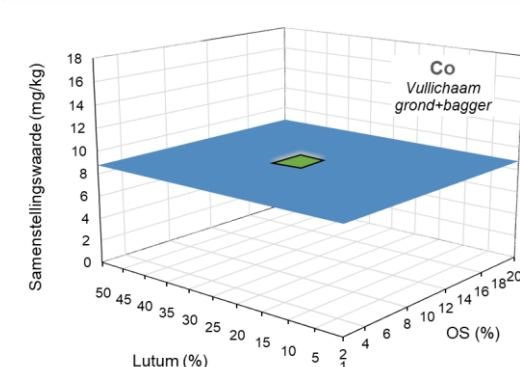
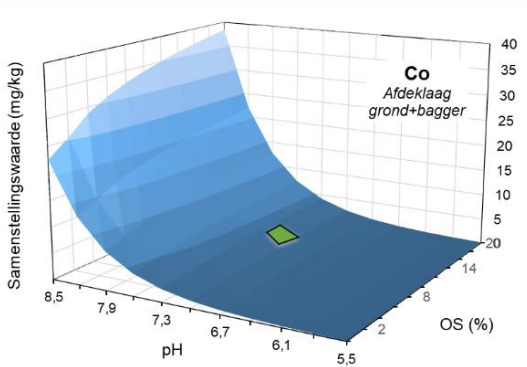
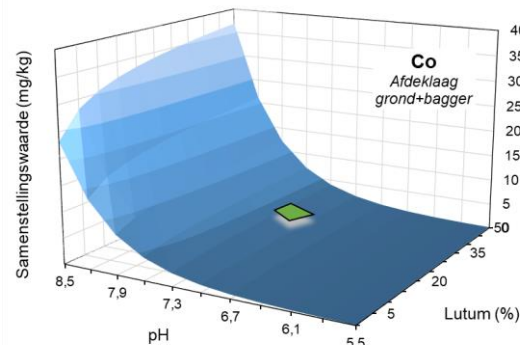
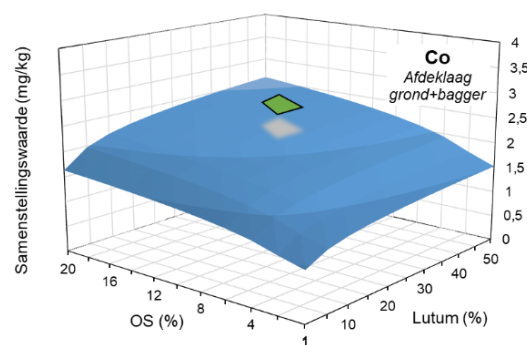




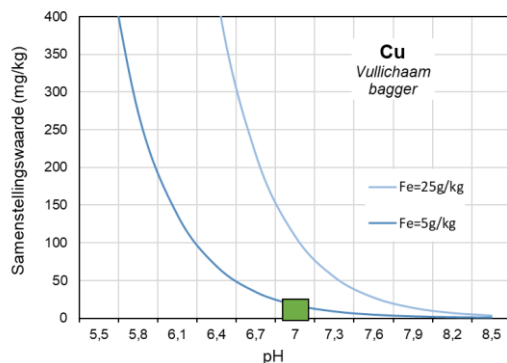
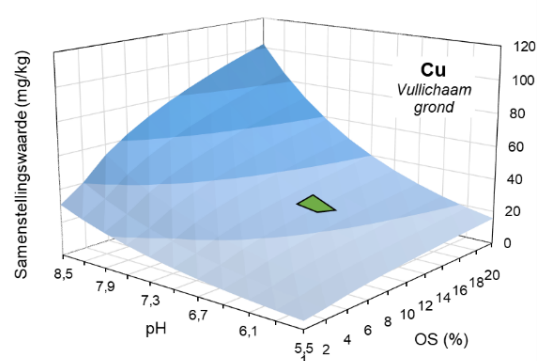
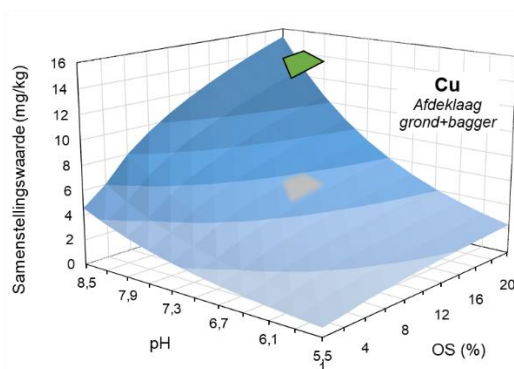
Chroom (Cr)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	21	26	21	26
Functie	$C = \frac{1000 * Q}{10^{(1,790+0,287 * pH)}}$		$C = \frac{1000 * Q}{10^{(1,790+0,287 * pH)}}$	
Opmerking	Aerob.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan HVN AN voor meestromende plassen.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	14		30	
Functie	$Kp=2398 \text{ L/kg}$		$Kp=2398 \text{ L/kg}$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan maximale waarde Industrie voor AN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan maximale waarde klasse B voor AN.	



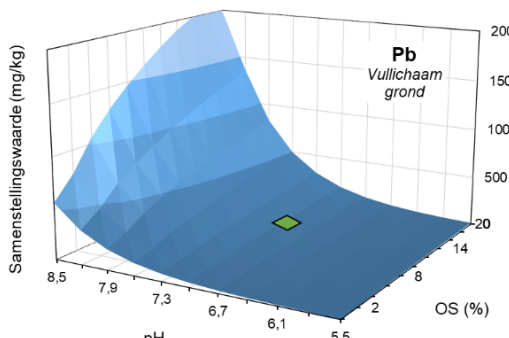
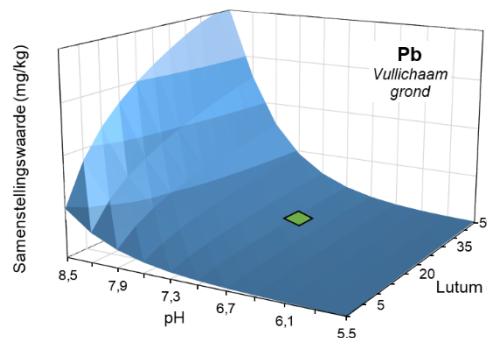
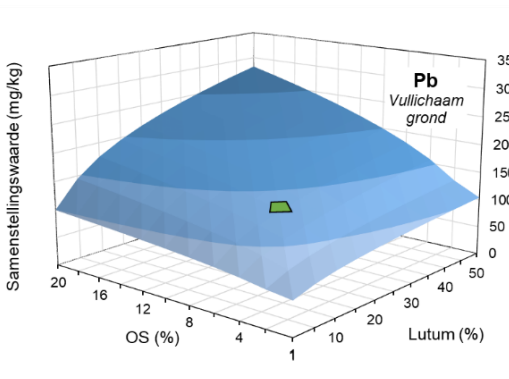
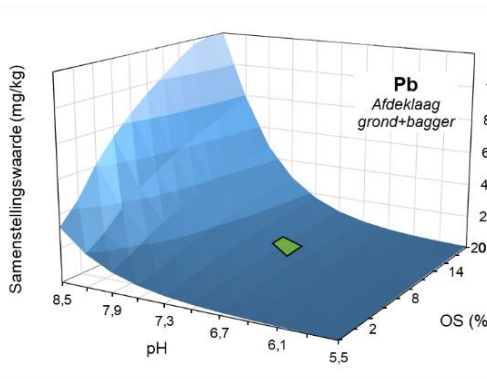
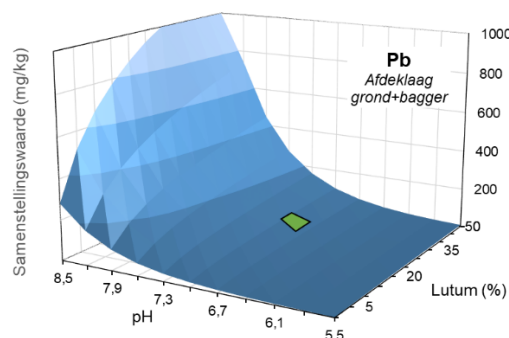
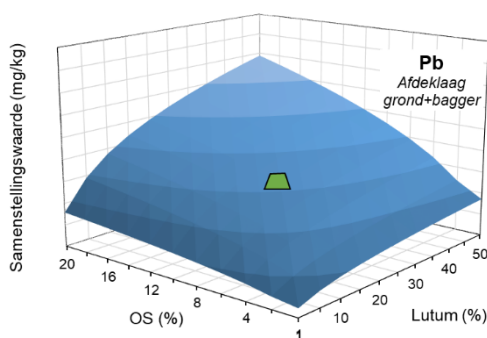
Kobalt (Co)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	2,7	9,8	2,7	9,8
Functie	$\log C = 4,920 + 0,994 \cdot \log Q - 0,177 \cdot \log OS - 0,117 \cdot \log L - 0,797 \cdot pH$		$\log C = 4,920 + 0,994 \cdot \log Q - 0,177 \cdot \log OS - 0,117 \cdot \log L - 0,797 \cdot pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	7,9		7,9	
Functie	$Kp = 285 \text{ L/kg}$		$Kp = 285 \text{ L/kg}$	
	Anaeroob.		Anaeroob.	

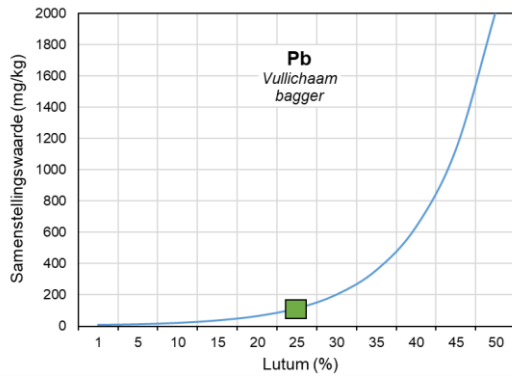


Koper (Cu)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	16	87	16	87
Functie	$\log C = 1,510 + 0,683 \cdot \log Q - 0,275 \cdot \log OS - 0,186 \cdot pH$		$\log C = 1,510 + 0,683 \cdot \log Q - 0,275 \cdot \log OS - 0,186 \cdot pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	GSSW (mg/kg)		GSSW (mg/kg)	
	30		17	
Functie	$\log C = 1,510 + 0,683 \cdot \log Q - 0,275 \cdot \log OS - 0,186 \cdot pH$		$Q = 4,9 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(10,6 - pH)} \cdot C$ (Fe~5 g/kg ds) $Q = 4,9 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(11,4 - pH)} \cdot C$ (Fe~25 g/kg ds)	
Opmerking	Toetsconcentratie afgeleide AC (2017).		Anaeroob.	

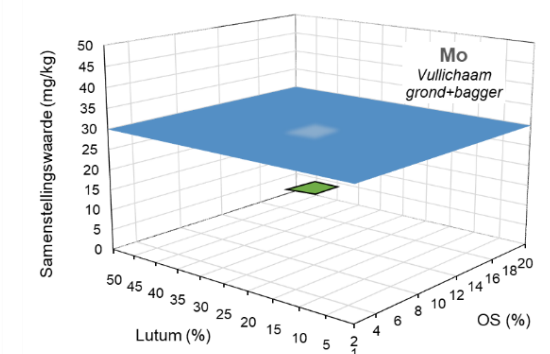
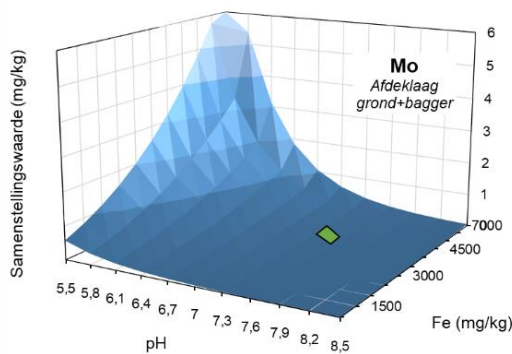
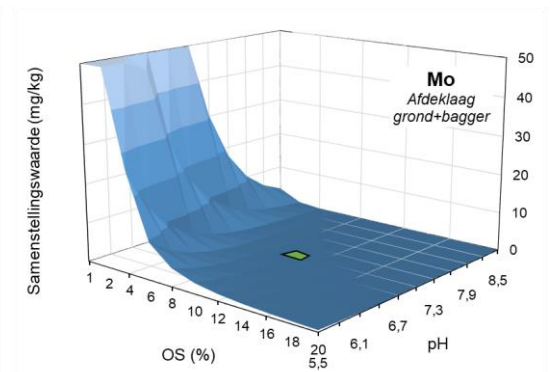
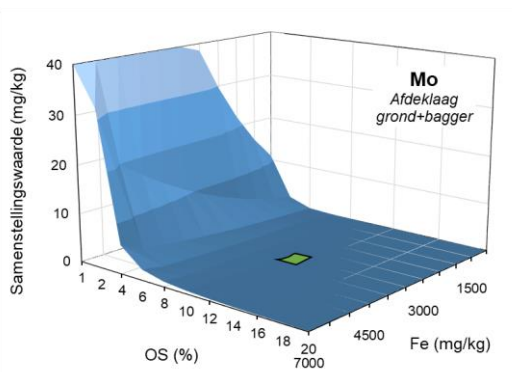


Lood (Pb)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	77	92	77	92
Functie	$\log C = 4,000 + 0,937 \cdot \log Q - 0,435 \cdot \log OS - 0,352 \cdot \log L - 0,683 \cdot pH$		$\log C = 4,000 + 0,937 \cdot \log Q - 0,435 \cdot \log OS - 0,352 \cdot \log L - 0,683 \cdot pH$	
Opmerking	Generieke SSW voor meestromende plassen gelijkgesteld aan HVN.		Generieke SSW voor meestromende plassen gelijkgesteld aan HVN.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	130		115	
Functie	$Q = 5,8 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(3,74 + 0,05 \cdot L)} \cdot C$		$Q = 5,8 \cdot 10^{-4} \cdot 10^{(3,74 + 0,05 \cdot L)} \cdot C$	
Opmerking	Anaeroob.		Anaeroob.	

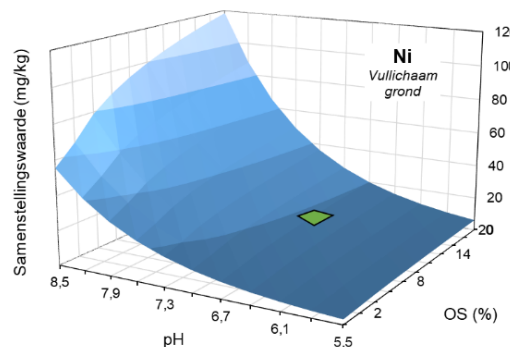
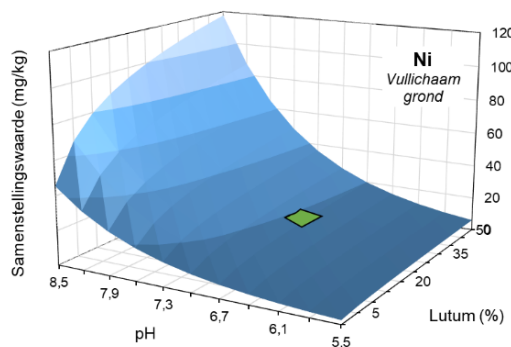
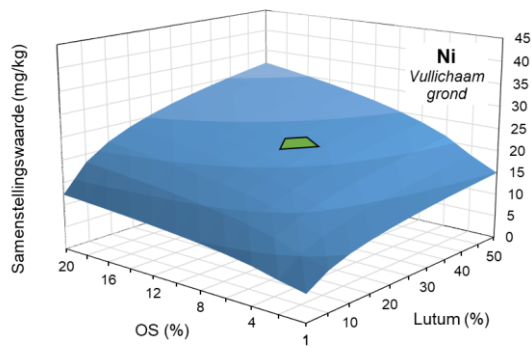
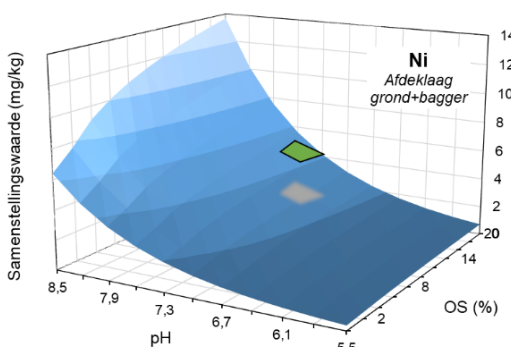
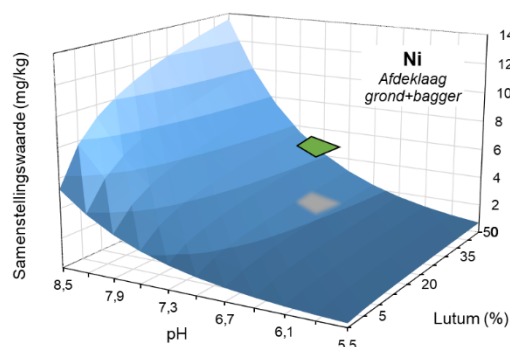
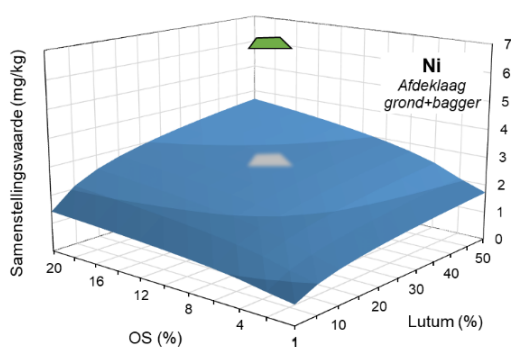


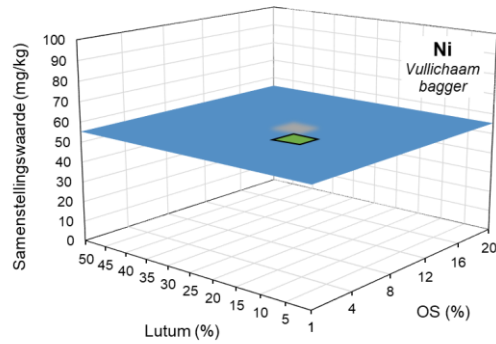


Molybdeen (Mo)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	0,18	0,18	0,18	0,18
Functie	$\log C = 0,970 + 0,760 * \log Q - 2,090 * \log(0,037 * Al + 0,018 * Fe) + 1,860 * \log OS + 0,592 * pH$		$\log C = 0,970 + 0,760 * \log Q - 2,090 * \log(0,037 * Al + 0,018 * Fe) + 1,860 * \log OS + 0,592 * pH$	
Opmerking				
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	9,5		10	
Functie	$Kp = 4,35 \text{ L/kg}$		$Kp = 4,35 \text{ L/kg}$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan max waarde Industrie voor AN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan max waarde Klasse B voor AN.	

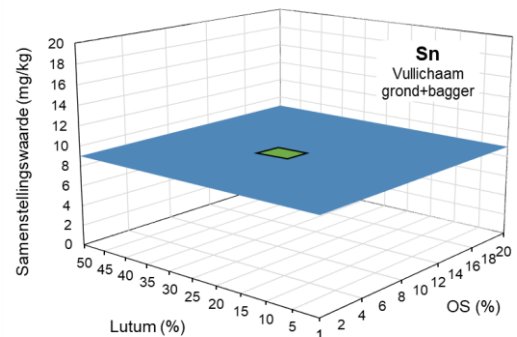
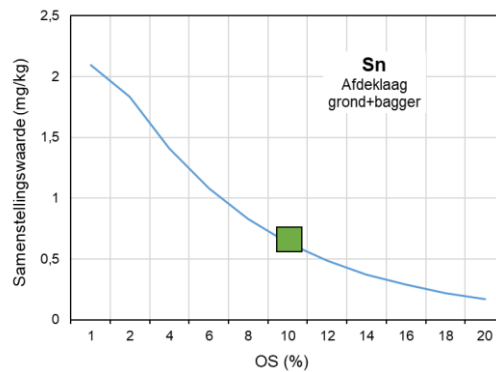


Nikkel (Ni)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	6,9	16	6,9	16
Functie	$\log C = 4,1 + 1,1 \cdot \log Q - 0,278 \cdot \log OS - 0,267 \cdot \log L - 0,472 \cdot pH$		$\log C = 4,1 + 1,1 \cdot \log Q - 0,278 \cdot \log OS - 0,267 \cdot \log L - 0,472 \cdot pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN.	
Nikkel (Ni)	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend		meestromend	
GSSW (mg/kg)	21		44	
Functie	$\log C = 4,1 + 1,1 \cdot \log Q - 0,278 \cdot \log OS - 0,267 \cdot \log L - 0,472 \cdot pH$		$Kp = 1286 \text{ L/kg}$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan kwaliteitsklasse Industrie voor AN.		Generieke SSW is gelijkgesteld aan max waarde klasse B voor AN.	

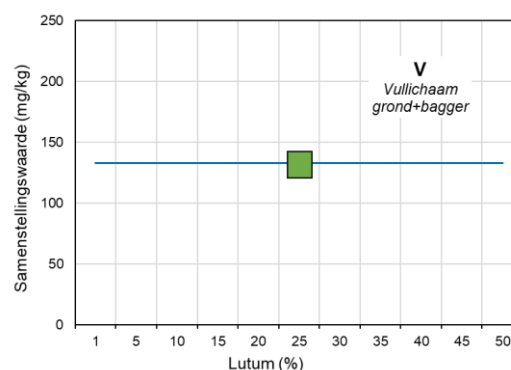
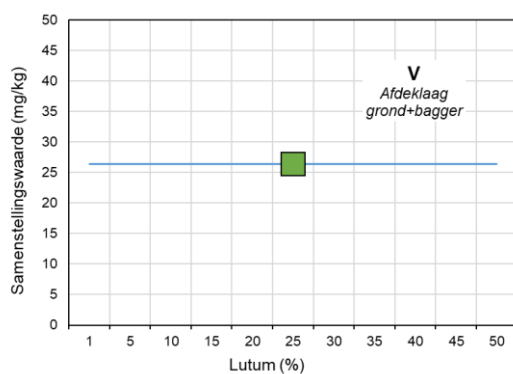




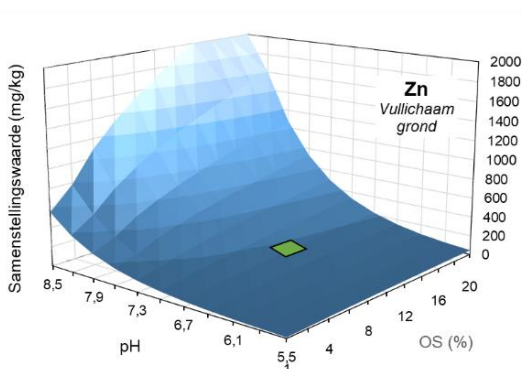
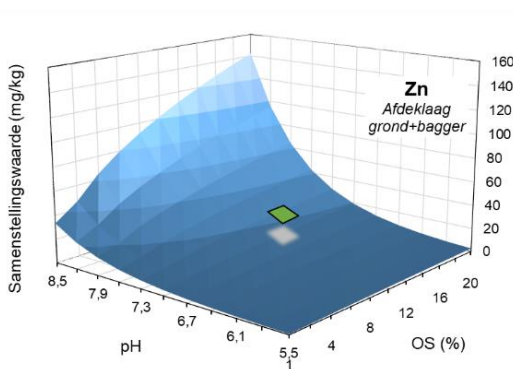
Tin (Sn)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	0,65	1,1	0,65	1,1
Functie	$C = \frac{1000 * Q}{10^{(3,6-0,1 * (\frac{OS}{1,74}}))}}$		$C = \frac{1000 * Q}{10^{(3,6-0,1 * (\frac{OS}{1,74}}))}}$	
Opmerking	Aeroob.		Aeroob.	
	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
GSSW (mg/kg)	9		9	
Functie	Geen.		Geen.	
Opmerking	De generieke SSW is gelijkgesteld aan de emissietoetswaarde voor AN.		De generieke SSW is gelijkgesteld aan de emissietoetswaarde voor AN.	

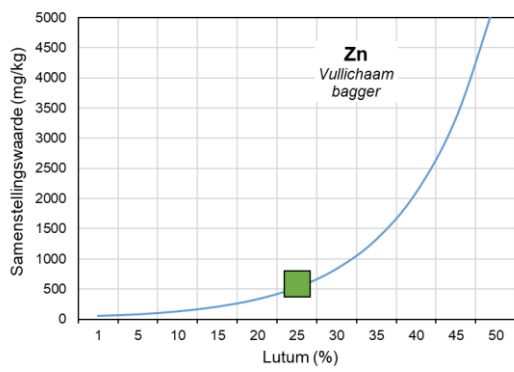


Vanadium (V)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	26	26	26	26
Functie	$C = \frac{Q}{7,556}$		$C = \frac{Q}{7,556}$	
Opmerking	Aeroob.		Aeroob.	
Vanadium (V)	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	135		135	
Functie	$Kp=1830 \text{ L/kg}$		$Kp=1830 \text{ L/kg}$	
Opmerking	Anaeroob.		Anaeroob.	



Zink (Zn)	Afdeklaag			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	40	455	40	455
Functie	$\log C = 4,26 + 0,992 * \log Q - 0,48 * \log OS - 0,574 * pH$		$\log C = 4,26 + 0,992 * \log Q - 0,48 * \log OS - 0,574 * pH$	
Opmerking	Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN (AN).		Generieke SSW is gelijkgesteld aan AC, voor meestromende plassen aan HVN (AN).	
Zink (Zn)	Vullichaam			
	Grond		Bagger	
	vrijliggend	meestromend	vrijliggend	meestromend
GSSW (mg/kg)	250		530	
Functie	$\log C = 4,26 + 0,992 * \log Q - 0,48 * \log OS - 0,574 * pH$		$Q = 4,4 \cdot 10^{-4} * 10^{(2,94 + 0,04 * L)} * C$	
Opmerking	Aeroob.		Anaeroob.	





8 Overgangsregeling

8.1 Inleiding

Voor de invoering van het Milieuhygiënisch Toetsingskader zal een overgangsregeling gaan gelden met een termijn van drie jaar voor lopende projecten. Met deze overgangstermijn kunnen lopende projecten geheel of gedeeltelijk onder dezelfde voorwaarde worden afgerond. De overweging hierbij is dat de tijdsduur tussen de vaststelling van de kwaliteit van grond en/of bagger en de daadwerkelijke toepassing maximaal drie jaar bedraagt. Met de overgangsregeling hoeft een onderzoek dus niet tussentijds te worden aangepast door nieuwe metingen uit te moeten voeren. Hierdoor worden aanvullende kosten vermeden. Na drie jaar zullen zowel voor lopende als nieuwe verondiepingsprojecten de nieuwe normen gelden en moeten de analyses zijn gebaseerd op een extractie met *Aqua nitrosa* (AN).

Onder het Besluit Bodemkwaliteit maakte fosfaat geen onderdeel uit van de uiteindelijke kwaliteitsbepaling van een grond- of baggerpartij. Omdat wordt erkend dat fosfaat bij toepassing in oppervlaktewater wel degelijk negatieve kwaliteitseffecten kan veroorzaken zijn in de Handreiking (IenM, 2010) aanvullende richtlijnen opgesteld. Voor de implementatie van het MHT in de nieuwe Regeling Bodemkwaliteit is voor metalen en andere elementen een overgangsregeling voorgesteld om de omrekening van AN naar *Aqua regia* (AR) mogelijk te maken. Omdat fosfaat eveneens onderdeel gaat uitmaken van de kwaliteitsbeoordeling is er behoefte ontstaan aan een omrekenfactor voor fosfaat.

8.2 Gebruik van omrekenfactoren

Het toepassen van de extractie met *Aqua nitrosa* (AN) op grond- en sedimentmonsters in plaats van *Aqua regia* (AR) betekent dat de gemeten gehalten na analyse lager zullen uitvallen. De AN-analyse is immers milder omdat deze is gericht op chemisch-biologische beschikbaarheid. De mate waarin de metingen lager uitvallen verschilt sterk per element of metaal. In het MHT worden metaal-specifieke factoren gegeven die de relatie beschrijven tussen AR en AN. Deze factoren zijn later herzien door Vink en Broers (2017) waarbij een grotere en meer representatieve dataset is gebruikt.

Door Vink en Broers (2017) is het effect onderzocht van mogelijke differentiatie in categorieën van grond en sediment op de conversiefactoren. Er is gekeken of er onderscheidende bodemkarakteristieken konden worden geïdentificeerd waarbij conversiefactoren gaan uiteenlopen (zand/klei, zuur/alkalisch, organisch arm/rijk, licht/sterk verontreinigd). Voor differentiatie naar lutumgehalte werden statistisch significante verschillen aangetoond: door een onderscheid te maken in grondpartijen met een lutumgehalte hoger en lager dan 20% worden twee sets factoren afgeleid waarvan de statistische betrouwbaarheid hoger is dan van een generieke set voor alle gronden. Omwille van eenduidigheid, en een robuuste implementatie van de regeling, is er voor gekozen om één set omrekenfactoren te hanteren bij de overgangsregeling.

Het gebruik van conversiefactoren wordt alleen toegestaan voor de omrekening van *Aqua regia* naar *Aqua nitrosa* (AR > AN). Dit betreft dus vooral toepassingen van bijvoorbeeld bagger naar land, waar men te maken krijgt met op AR-gebaseerde kwaliteitsnormen. Deze omrekening wordt voor de duur van de overgangsregeling, zijnde 3 jaar, tijdelijk toegestaan en is bedoeld als coullance-regeling om kosten van dubbele analyses te beperken. *Aqua nitrosa* is zoals toegelicht in H. 3 een betere maat voor de chemische beschikbaarheid en toxiciteit van metalen bij grondverzet dan de *Aqua regia* extractie, en het gebruik van AN wordt op deze manier gestimuleerd.

In tabel 8.1 zijn de omrekenfactoren per element weergegeven.

Tabel 8.1. Generieke conversiefactoren ($AN = f \cdot AR$) per metaal (Herzien uit MHT door Vink en Broers, 2017).

Element		f
Antimoon	Sb	0,08
Aluminium	Al	0,14
Arseen	As	0,26
Barium	Ba	0,49
Cadmium	Cd	0,81
Chroom	Cr	0,08
IJzer	Fe	0,19
Kobalt	Co	0,27
Koper	Cu	0,53
Lood	Pb	0,66
Molybdeen ¹⁸	Mo	0,11
Nikkel	Ni	0,21
Tin	Sn	0,02
Vanadium	V	0,66
Zink	Zn	0,47

8.3 Afleiding van de omrekenfactor voor fosfaat

De meting van het gehalte fosfaat in grond of sediment gebeurt op verschillende manieren, waarbij de reproduceerbaarheid van de analyse in hoge mate wordt gedictieerd door de massabalans via ijklijnen (=recovery). Vrij gangbaar is de P-Olsen extractie, die een maat oplevert voor het (plant)beschikbare deel van het totaal P. Het element P kan ook goed via *Aqua nitrosa* (AN) worden bepaald via NEN-ISO protocol 17586 (2016). Deze meting geeft een goede relatie met P-Olsen (zie ook paragraaf 6.3.2). In het Bbk wordt voor de analyse van metalen in grond en sediment via *Aqua regia* (AR) het NEN-ISO protocol 6961 (2014) voorgeschreven. Bij de analyse via ICP-MS/OES is het mogelijk om – naast de andere gewenste elementen - het element P te bepalen.

Er is onderzocht of er een redelijk betrouwbare relatie bestaat tussen de bepaling via AN en die met AR. Het is hierbij essentieel dat zowel de AN als de AR extractie aan dezelfde monsters (=gepaarde waarnemingen) heeft plaatsgevonden, en de analyse is uitgevoerd via bovengenoemde NEN-ISO protocollen.

Voor dit doel zijn gegevens verzameld van metingen die aan deze criteria voldoen. De gegevens zijn afkomstig uit de volgende databases¹⁹:

1. Onderzoeksprogramma MHT (Vink et al., 2017; n=10)
2. Meetprogramma waterbodemer landelijk (RUN, 2018; n=56)
3. Meetprogramma Rijntakken (Roijsdijk et al., 2017; n=24)²⁰
4. Alterra-SEO (Römkens et al., 2004; n=69)
5. RIVM (De Groot et al., 1998; n=46)

¹⁸ Vink en Broers (2017) vermelden hier een waarde van 0,05. Door de uitbreiding van de database die voor de consequentieanalyse is gebruikt (Vink en Postma, 2019) is deze waarde aangepast naar 0,11.

¹⁹ Voor een gedetailleerde beschrijving van deze databases wordt verwezen naar Vink en Postma (2019).

²⁰ Van het Rijntakkenbestand zijn alleen de data van locaties Arnhem en Wageningen gebruikt vanwege twijfels over de analysemethode van P van de overige locaties.

In totaal werden 205 gepaarde metingen gebruikt voor de afleiding van de omrekenfactor voor P. Hierbij is de systematiek aangehouden zoals gerapporteerd in Vink en Broers (2017) en Vink en Postma (2019).

Figuur 8.1 geeft de statistische resultaten van de data-analyse van de beschikbare gegevens. De cumulatieve frequentieverdelingen zijn weergegeven voor zowel AN als AR. Ook zijn de frequenties weergegeven voor AN in categorieën (mg/kg). De bandbreedte, als maat voor representativiteit, is zeer ruim vanwege de aanwezigheid van zowel zeer lage als zeer hoge P-gehalten.

Van alle gepaarde gegevens is het verhoudingsgetal bepaald: AN/AR. Deze waarden zijn vervolgens beschreven met een normale verdeling (Figuur 8.1, rechts), waarbij de afgetekende piek de gemiddelde waarde vertegenwoordigt (doorgetrokken lijn). De stippellijnen vertegenwoordigen de waarden van het gemiddelde plus of min de standaarddeviatie σ (SD). Deze analyse wijst uit dat ruim twee-derde van alle waarden binnen dit gebied vallen.

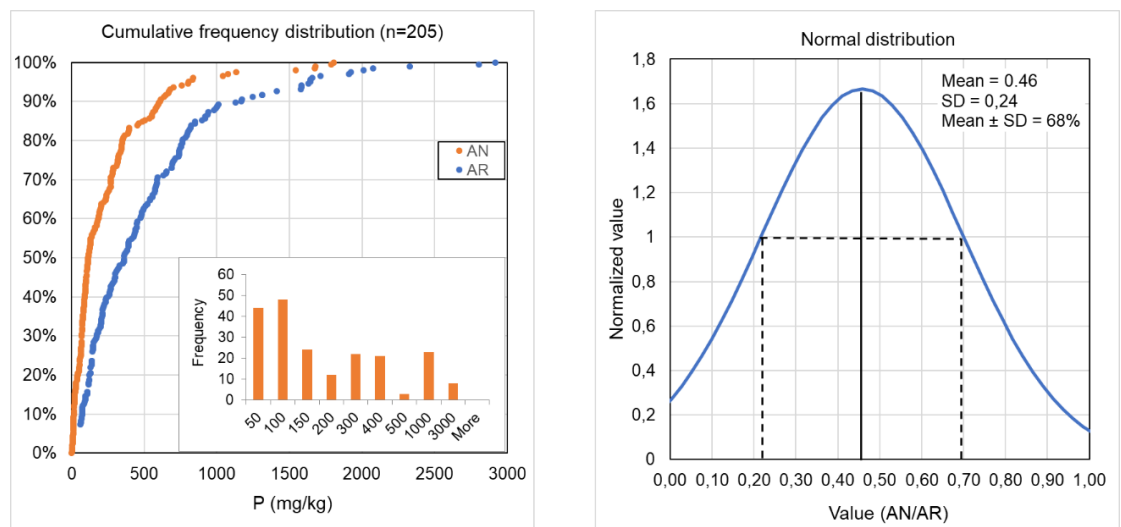


Fig. 8.1. Links: cumulatieve frequentieverdelingen van de metingen van fosfaat (P) volgens Aqua nitrosa (AN) en Aqua regia (AR), en de frequenties in categorieën voor Aqua nitrosa. Rechts: gegevens weergegeven volgens de genormaliseerde normale verdeling.

De gemiddelde waarde AN/AR is 0,46. Deze waarde kan worden gebruikt als omrekenfactor gedurende de termijn van de overgangsregeling. Aangezien er statistische variatie bestaat rondom deze afgeleide waarde moet de uitkomst, zoals ook geldt voor de omrekenfactoren voor metalen, met het nodige inzicht worden gehanteerd.

Tabel 8.2. Generieke conversiefactor ($AN = f \cdot AR$) voor het element fosfor (P).

Element	f
Fosfor P	0,46

9 Referenties

- BKMW (2015). Herzien Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 (Bkmw). <http://wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2016-01-01>
- Bolleboom, T. (2017). Advies verbetering milieuhygiënisch toetsingskader diepe plassen. Rijkswaterstaat, 1 maart 2017.
- Brand, E., W. Peijnenburg, B. Groenenberg, J.P.M. Vink, J. Lijzen, D. ten Hulscher, C. Jonker, P. Romkens (2009). Towards implementation of bioavailability measurements in the Dutch soil regulatory framework. RIVM report 711701084/2009, Bilthoven.
- CBS, PBL, Wageningen UR (2014). Europese Kaderrichtlijn Water (indicator 1412, versie 04, 4 juni 2014). www.compendiumvoordeleefomgeving.nl. CBS, Den Haag; Planbureau voor de Leefomgeving, Den Haag/Bilthoven en Wageningen UR, Wageningen.
- Chardon, W.J., J.E. Groenenberg, J.P.M. Vink, A. Voegelin, G.F. Koopmans (2022). Use of iron-coated sand for removing soluble phosphorus from drainage water. *Sci. Tot. Environ.* 815:152738.
- Claessens, J, W. Verweij, S. Lukacs & A.C.M. de Nijs (2014). Kwaliteitsstandaarden voor interactie grondwater met terrestrische ecosystemen. RIVM-rapport 607402010, RIVM, Bilthoven.
- Crommentuyn, T.; Polder, M.D.; van de Plassche, E.J., 1997. Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM Rapport 601501001, RIVM, Bilthoven.
- CSO (2005). Herverontreinigingsniveau HVN en saneringsdoelstelling Maas en Rijntakken. CSO Adviesbureau, Deventer.
- De Groot, A.C., Peijnenburg, W.J.G.M., van den Hoop, M.A.G.T., Ritsema, R. & Van Veen, R.P.M. (1998). *Heavy Metals in Dutch Field Soils: An Experimental and Theoretical Study on Equilibrium Partitioning*. RIVM report 607220001. Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven.
- DeWild, J.F., Olund, S. D., Olson, M. L., & Tate, M. T. (2004). Methods for the Preparation and Analysis of Solids and Suspended Solids for Methylmercury. Techniques and Methods 5-A7. Reston, VA: U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- De Lange, W. (2011). Handreiking geohydrologische beoordeling bij herinrichting van diepe plassen. Deltares, rapport 1203224, Utrecht.
- De Nijs, A.C.M., Verweij W., Buis E. & Janssen G. (2011). Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater : Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren. RIVM-rapport 607402003, RIVM, Bilthoven.
- EU (2000). Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie, L 327/1.
- EU (2006). Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand. Publicatieblad van de Europese Unie, L 372/19.
- EU (2007). Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the groundwater directive 2006/118/EC. Guidance document No. 17 onder de common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC).
- EU (2009). Guidance on groundwater status and trend assessment. Guidance document No. 18 onder de common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC).
- EU (2010). Guidance on risk assessment and the use of conceptual models for groundwater. Guidance document No. 26 onder de common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC).
- Europees Parlement (2000). Kaderrichtlijn Water. Richtlijn 2000/60/EG van het Europees Parlement en de Raad tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Brussel.

- Europees Parlement (2013). Richtlijn 2013/39/EU van het Europees parlement en de raad van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritare stoffen op het gebied van het waterbeleid.
- Förstner, U., G.T.W. Wittmann (1983). Metal pollution in the aquatic environment. Springer, Berlin.
- Fraters, B., L.J.M. Boumans & H.F. Prins (2001). Achtergrondconcentraties van 17 sporenmatalen in het grondwater van Nederland. RIVM-rapport 711701017, RIVM, Bilthoven.
- Gerritsen, A. (2012). Stoffenpakket waterbodems rijkswateren. Deltares, rapport 1205363, Utrecht.
- Geurts, J.J.M., A.J.P. Smolders, A.M. Banach, J.P.M.V de Graf, J.G.M. Roelofs, L.P.M. Lamers (2010). The interaction between decomposition, net N and P mineralization, and their mobilization to the surface water in fens. *Water Research* 44:3487-3495.
- Geurts, J.J.M., H. Hetjens, L.P.M. Lamers (2013). Nalevering van nutriënten bij de verondieping van diepe plassen. Radboud Universiteit Nijmegen, Aquatische Ecologie & Milieubiologie.
- Goldwater, L. (1971). Mercury in the environment. *Sci. Am.* 224:15-21.
- Groenenberg, J.E., P.F.A.M. Römkens, A. van Zomeren, S.M. Rodrigues, R.N.J. Comans (2017). Evaluation of the single dilute (0.43M) nitric acid extraction to determine geochemically reactive elements in soil. *Environ. Sci. Technol.* 51/4:2246–2253.
- Houba, V.J.G., J.J. van der Lee, I. Walinga, I. Novozamsky (1985). *Soils Analysis part 2. Procedures.* Wageningen University.
- IenM, ministerie van (2010a). Circulaire herinrichting van diepe plassen. Staatscourant Nr 20128, 24 december 2010.
- IenM, Ministerie van (2010b). Handreiking voor het herinrichten van diepe plassen. <https://www.rijksoverheid.nl/binaries/rijksoverheid/documenten/kamerstukken/2010/12/21/toezegging-herinrichting-diepeplassen-handreiking-herinrichten-van-diepe-plassen/dp2010032309bhandreikingvoorherinrichtenvandiepeplassen>. Pdf
- IenM, Ministerie van (2011). Drinkwaterbesluit, 23 mei 2011. <http://wetten.overheid.nl/BWBR0030111/2015-11-28>
- IenM, Ministerie van (2013). Circulaire bodemsanering. Staatscourant nr. 16675, 27 juni 2013.
- IenM, Ministerie van (2015). Stroomgebiedbeheerplan Rijn 2016-2021, Stroomgebiedbeheerplan Maas 2016-2021, Stroomgebiedbeheerplan Schelde 2016-2021, Stroomgebiedbeheerplan Eems 2016-2021.
- IenW, Ministerie van (2018). Kamerbrief Diepe plassen, thermisch gereinigde grond en Barneveld. IENW/BSK-2018/272542, Den Haag.
- IenW, Ministerie van (2018). Beantwoording vragen van lid Dik-Faber (CU) over het dumpen van vervuild slib uit het buitenland in een Nederlandse recreatieplas. IENW/BSK-2018/81529, Den Haag.
- Kamerling, G., N. de Rooij, J.P.M. Vink (2006). Risicobeoordeling zware metalen en Kaderrichtlijn Water. *H₂O* 13:38-39.
- Kelepertzis, E., V. Paraskevopoulou, A. Argyraki, G. Fligos, O. Chalkiadaki (2015). Evaluation of single extraction procedures for the assessment of heavy metal extractability in citrus agricultural soil of a typical Mediterranean environment (Argolida, Greece). *J. Soils Sediments* 15:2265-2275.
- Lamé, F., D.J. Brus, R.H. Nieuwenhuis (2004a). Achtergrondwaarden 2000. Hoofdrapport AW2000 fase 1. TNO-NITG rapport 04-242-A
- Lamé, F., D.J. Brus, R.H. Nieuwenhuis (2004b). Achtergrondwaarden 2000. Bijlagen Rapport 1 AW2000: Datasheets voor de geanalyseerde stoffen. NITG 04-242-A.
- Lamers, L.P.M., H.B.M. Tomassen, J.G.M. Roelofs (1998). Sulfate induced eutrophication and phytotoxicity in freshwater wetlands. *Environmental Science & Technology* 32: 199-205.
- Lijzen, J.P.A., J.W. Claessens, R.N.J. Comans, J. Griffioen, W.J. de Lange, J. Spijker, J.P.M. Vink, M.C. Zijp (2011). Beoordelen grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen. Elementen voor generieke en locatiespecifieke beoordeling. RIVM rapport 607711002/2011, Bilthoven.
- Lijzen, J.P.A., A.J. Verschoor, M. Mesman, P.T. de Boer, L. Osté, P. Romkens (2017). Visiedocument gebruik van biobeschikbaarheid in bodembeoordeling: mogelijkheden voor metalen in bodem en waterbodem. RIVM briefrapport 2015-0215, Bilthoven.
- Mol, G., P.F.M. van Gaans, J. Spijker, G. van der Veer, G. Klaver, G. Roskam (2010). Geochemische Atlas van Nederland. Alterra rapport 2069, Wageningen.

- NEN-ISO 6961:2014nl Milieu – Ontsluiting met salpeterzuur en zoutzuur (koningswater) voor de bepaling van geselecteerde elementen. ICS 13.060.50, Januari 2014.
- NEN-ISO 17586 Soil - Extraction of trace elements with dilute nitric acid. ICS 13.080.10, February 2016.
- Olsen, S. R., L.E. Sommers (1982). Phosphorus. pp. 403-430. In: A. L. Page, et al. (eds.) Methods of soil analysis: Part 2. Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. 2nd ed. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Osté, L., A. Wintersen, E. ten Kate, L. Posthuma (2008). Nieuwe normen waterbodems. RWS Waterdienst-rapport 2008.002, RIVM-rapport 711701064.
- Osté, L., J. Lijzen, E. Brand (2016). Werkzaamheden voor de stapsgewijze implementatie van de 0,43 M HNO₃-extractie in het (water)bodembeleid. Deltares, rapport 1230099-010, Utrecht.
- Osté, L., I. van Tol, R. Berbee, W. Altena (2019). Advies voorlopig herverontreinigingsniveau (HVN) PFAS voor waterbodems, Deltares, 28 november 2019.
- Osté, L. (2020). Memo herverontreinigingsniveau PFAS in bagger uit regionale wateren, Deltares, 19 juni 2020.
- Peijnenburg, W. J. G. M.; Zablotskaja, M.; Vijver, M. G. (2007). Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67:163–179.
- Poelen, M.D.M., L.J.L. van den Berg, G.N.J. ter Heerdt, R. Bakkum, A.J.P. Smolders, N.G. Jaarsma, R.J. Brederveld, L.P.M Lamers (2012). Waterbodembeheer in Nederland: Maatregelen Baggeren en Nutriënten (BAGGERNUT) - Metingen Interne Nutriëntenmobilisatie en Decompositie (MIND-BAGGERNUT). B-WARE Rapport 2012.18.
- Reijnders, H.F.R., G. van Drecht, H.F. Prins, J.J.B. Bronswijk & L.J.M. Boumans, 2004. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2000 en verandering daarvan in de periode 1984-2000. RIVM rapport 714801030.
- Rijkswaterstaat, 2015. Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (conceptversie, juni 2015). Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger. 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.
- Rmkw (2015) Regeling monitoring kaderrichtlijn water. Staatscourant nr. 38398, 18 november 2015.
- Rodrigues SM, B Henriques, E Ferreira da Silva, ME Pereira, AC Duarte, JE Groenenberg, PFAM Romkens (2010). Evaluation of an approach for the characterization of reactive and available pools of 20 potentially toxic elements in soils: Part II - Solid-solution partition relationships and ion activity in soil solutions. *Chemosphere* 81:1560-1570.
- Roijendijk, Y. (2017). Verkennend waterbodemonderzoek nevengeulen. Tauw, 1260126, Cappelle.
- Römkens, P.F.A.M., Groenenberg, J.E., Bonten, L.T.C., de Vries, W. & Bril, J. (2004). Derivation of Partition Relationships to Calculate Cd, Cu, Ni, Pb and Zn Solubility and Activity in Soil Solutions. Alterra, Alterra-report 305, Wageningen
- Römkens, P.F., Guo, H., Chu, C., Liu, T., Chiang, C., Koopmans, G.F. (2009). Characterization of soil heavy metal pools in paddy fields in Taiwan: chemical extraction and solid-solution partitioning. *J. Soils. Sediments* 9:216-228.
- Roskam, G., L. Osté, A. Wintersen (2013). Kwaliteitsverschil stedelijke en landelijke baggerspecie. Deltares, rapport 1207248, Utrecht.
- Roskam, G., L. Osté, J.P.M. Vink (2018). Afleiding achtergrondwaarden (water)bodem op basis van *Aqua nitrosa*. Deltares, rapport 11202180, Utrecht.
- RWS (2010). Kosten- en maatschappelijke effecten. Toetsing van de effecten van aanvullend beleid voor toepassing van grond en baggerspecie in diepe plassen. Memo werkgroep diepe plassen/Implementatieteam Besluit Bodemkwaliteit. http://www.rwsleefomgeving.nl/publish/pages/92571/effectentoets_diepe_plassen_20101101_24_348030.pdf
- Schröder, T.J., T. Hiemstra, J.P.M. Vink and S.E.A.T.M. van der Zee (2005). Modeling of the Solid-Solution Partitioning of Heavy Metals and Arsenic in Embanked Flood Plain Soils of the Rivers Rhine and Meuse. *Environ. Sci. Technol.* 39/18:7176-7184.
- Schmidt, C., J.P.M. Vink, R. Comans, L. Lamers, J. Postma, J. Lijzen, L. Osté, E. van de Grinten, S. Verbeek (2017). Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in

- diepe plassen: Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger, Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 7 februari 2017. <http://publications.deltares.nl/11203672.pdf>
- Sira Consulting BV (2019). Effectentoets Milieuhygiënisch Toetsingskader. Onderzoek naar de bedrijfseffecten van het milieuhygiënisch toetsingskader (MHT) voor grootschalige bodemtoepassingen. P18.025, Bilthoven.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde, J.G.M. Roelofs (2006). Internal eutrophication: How it works and what to do about it – a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.
- Ullrich, S., T. Tanton, S. Abdrashitova (2001). Mercury in the Aquatic Environment: A Review of Factors Affecting Methylation. *Environ. Sci. Technol.* 31(3):241–293.
- Van der Eijk, D., A. Roeloffzen (2009). Knelpunten normstelling stoffen uit het standaardstoffen pakket. Nobowa-notitie 2009-014
- Van der Laar, E., J. Hin, N. van Mulken, H. Middelkoop, M. van der Perk (2003). Herverontreinigingsniveau Rijntakken. RIZA rapport 2003.101X, Lelystad.
- Van der Wijngaart, T., G. ter Heerdt, R. Bakkum, L. van den Berg, B. Brederveld, J. Geurts, N. Jaarsma, L. Lamers, L. Osté, M. Poelen, F. Smolders, R. van de Weerd (2012). BaggerNut, Maatregelen baggeren en nutriënten. Overkoepelend rapport. STOWA Rapport 2012-40.
- Van Vark, W.; Harmsen, J. (2015). Validation of ISO 17586 Soil quality; Extraction of trace elements using dilute nitric acid.; 2693; Alterra, Wageningen University and Research Wageningen.
- Van Vliet, M.E., A. Vrijhoef, L.J.M. Boumans & E.J.W. Wattel-Koekkoek, 2010. De kwaliteit van ondiep en middeldiep grondwater in Nederland in het jaar 2008 en de verandering daarvan in 1984-2008. RIVM-rapport 680721005.
- Verbruggen, E.M.J., C.E. Smit, P.L.A. van Vlaardingen (2019). Environmental quality standards for barium in surface water. Proposal for an update according to the methodology of the Water Framework Directive. RIVM, Letter report (in preparation).
- Verheijen et al., 2009. Verantwoord grootschalig toepassen van grond en baggerspecie. Rapport van de Deskundigencommissie Verheijen (Hoofdrapport en bijlagenrapport).
- Verschoor A.J. & Swartjes F.A., 2008. Emissies naar grondwater. Overzicht van beleidsuitgangspunten en procedures voor beoordeling. RIVM-rapport 711701070, RIVM, Bilthoven.
- Verweij, W., H.F.R. Reijnders, H.F. Prins, L.J.M. Boumans, M.P.M. Janssen, C.T.A. Guidance document No. 17 onder de common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC).
- Verweij, W., H.F.R. Reijnders, H.F. Prins, L.J.M. Boumans, M.P.M. Janssen, C.T.A. Moermond, A.C.M. de Nijs, B.J. Pieters, E.M.J. Verbruggen & M.C. Zijp (2008). Advies voor drempelwaarden. RIVM-rapport 607300005, RIVM, Bilthoven.
- Verweij, W., L. Boumans, J.W. Claessens, J.P.A. Lijzen (2017). Achtergrondconcentraties en kwaliteitscriteria grondwater; gegevens voor antimoon, arseen, barium, cadmium, chroom, kobalt, koper, kwik, lood, molybdeen, nikkel en zink. RIVM briefrapport 2017-0125.
- Vink, J.P.M. (2002): Measurement of heavy metal speciation over redox gradients in natural water-sediment interfaces and implications for uptake by benthic organisms. *Environ. Sci. Technol.* 36/23:5130-5138.
- Vink, J.P.M. en M. Broers (2017). Beoordelingssystematiek bodems: Consequentie-analyse overgang Besluit Bodemkwaliteit naar het Milieuhygiënisch Toetsingskader voor grootschalige toepassingen in oppervlaktewater. Deltares, rapport 1230099-010, Utrecht.
- Vink, J.P.M., R. Comans, J. Dijkstra, L. Lamers (2020). Soils in lakes: the impact of inundation and storage on surface water quality. *Environmental Monitoring & Assessment* 192(6):339-357.
- Vink, J.P.M., J. Harmsen, H. Rijnaarts (2010). Delayed immobilisation of heavy metals in soils and sediments under reducing and anaerobic conditions. Consequences for flooding and storage. *Journal of Soils and Sediments* 10(8):1633-1645.
- Vink, J.P.M., en J. Postma (2019). Consequentieanalyse beoordelingssystematieken grond en bagger; gevolgen voor milieueffecten en toepasbaarheid. Deltares, 11203672-000-BGS-0003, Utrecht.
- Vink, J.P.M. en J. de Weert (2009). Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in aquatische systemen. Deltares, rapport 0911-0252, Utrecht.

- Vink, J.P.M., A. van Zomeren, J.J. Dijkstra, R.N.J. Comans (2017). When Soils Become Sediments: Impact of Reduction Kinetics on Metal and Nutrient release to groundwater during Large-scale Sediment Storage. *Environmental Pollution* 227:146-157.
- VROM (2007). Regeling bodemkwaliteit. Staatscourant 20 december 2007.
- WHO (2006). Guidelines for drinking-water quality [electronic resource]: incorporating first addendum. Vol. 1, Recommendations. – 3rd ed. Electronic version for the Web. ISBN 92-4-154696 4.

10 Bijlagen

- A Transferfuncties grond en bagger
- B Afleiding achtergrondwaarden (*Aqua nitrosa*)
- C Rekensheets afleiding generieke samenstellingswaarden metalen
- D Afleiding generieke samenstellingswaarden rekening houdend met afkapgrenzen
- E Afleiding generieke samenstellingswaarde fosfaat (*Aqua nitrosa*)

A Transferfuncties grond en bagger

Voor metalen zijn er in het MHT voor het beschermdoel oppervlaktewater aerobe transferfuncties afgeleid. Aeroob wil zeggen dat er bij de functies het geochemisch gedrag beschrijven onder condities waarbij zuurstof geen belemmering is. Deze functies zijn gebaseerd op chemische partitie-relaties (verdeling over vaste en opgeloste fase) en geven een zo betrouwbaar mogelijke indicatie van de nalevering van metalen uit grond. De transferfuncties zijn gebaseerd op de chemische extractie met van *Aqua nitrosa*.

In de transferfuncties dient voor de beoordeling van toepassing in oppervlaktewater de verwachte pH van het oppervlaktewater te worden gebruikt. Voor deze studie is de waarde voor de standaardbodem op basis van *Aqua nitrosa* gebruikt. De standaardbodem op basis van *Aqua nitrosa* is naast de bestaande standaardbodem (25% lutum, 10% organische stof) uitgebreid met een pH van 7, totaal aluminiumgehalte van 1200 mg/kg en een totaal ijzergehalte van 3600 mg/kg.

Tabel A1. Transferfuncties voor de berekeningswijze van de opgeloste concentratie van metalen voor het beschermingsdoel oppervlaktewater (MHT, 2015; Vink en Postma, 2019).

Element		Functie
Antimoon	Sb	$\log C = 0,991 + 0,174 * \log Q - 0,357 * \log(0,037 * Al + 0,018 * Fe) + 0,298 * \log OS$
Arseen	As	$\log C = 1,490 + 0,505 * \log Q - 1,090 * \log(0,037 * Al + 0,018 * Fe) + 1,010 * \log OS$
Barium	Ba	$\log C = 2,330 + 0,711 * \log Q - 0,300 * \log L - 0,151 * pH$
Cadmium	Cd	$\log C = 4,020 + 1,200 * \log Q - 0,492 * \log OS - 0,183 * \log L - 0,501 * pH$
Chroom	Cr	$C = \frac{1000 * Q}{10^{(1,790 + 0,287 * pH)}}$
Kobalt	Co	$\log C = 4,920 + 0,994 * \log Q - 0,177 * \log OS - 0,117 * \log L - 0,797 * pH$
Koper	Cu	$\log C = 1,510 + 0,683 * \log Q - 0,275 * \log OS - 0,186 * pH$
Lood	Pb	$\log C = 4,000 + 0,937 * \log Q - 0,435 * \log OS - 0,352 * \log L - 0,683 * pH$
Molybdeen	Mo	$\log C = 0,970 + 0,760 * \log Q - 2,090 * \log(0,037 * Al + 0,018 * Fe) + 1,860 * \log OS + 0,592 * pH$
Nikkel	Ni	$\log C = 4,100 + 1,100 * \log Q - 0,278 * \log OS - 0,267 * \log L - 0,472 * pH$
Tin	Sn	$C = \frac{1000 * Q}{10^{(3,6 - 0,1 * (\frac{OS}{1,74})}}$
Vanadium	V	$C = \frac{Q}{7,556}$
Zink	Zn	$\log C = 4,260 + 0,992 * \log Q - 0,480 * \log OS - 0,574 * pH$

C = berekende concentratie ($\mu\text{g/L}$); Q = geanalyseerd gehalte met *Aqua nitrosa* (AN); mg/kg
 OS = organisch stof (%); L = lutum (%); pH = zuurgraad; Fe = IJzer (mg/kg AN); Al = Aluminium (mg/kg AN).

Voor de toepassing van **anaerobe bagger** (zuurstofloos) wordt ervan uitgegaan dat de verblijftijd in het oppervlaktewater zo kort is dat de anaerobe condities voor de gehele partij niet verandert. Voor deze anaerobe condities zijn anaerobe partitierelaties afgeleid tussen opgeloste concentraties en de vaste-fase-samenstelling.

Voor antimoon (Sb) en tin (Sn) zijn geen anaerobe transferfuncties of partitie-coëfficiënten beschikbaar. Voor deze elementen wordt de betreffende uniforme emissietoetswaarde gehanteerd.

Tabel A2. Berekeningswijze voor samenstellingswaarde voor bagger voor het beschermdoel grondwater.

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

*C = berekende concentratie (µg/L); Q = geanalyseerd gehalte vlg. aqua nitrosa, AN (mg/kg).
L = lutum (%); pH = zuurgraad; Fe = IJzer (mg/kg AN); K_p=partitiecoëfficiënt (L/kg).*

B Afleiding achtergrondwaarden (*Aqua nitrosa*)

Inleiding

Voor het afleiden van nieuwe achtergrondwaarden op basis van de extractie met *Aqua nitrosa* heeft er een heranalyse plaatsgevonden van dezelfde monsters die ten grondslag lagen aan de AW-2000 waarden (Lamé et al., 2004a, b). Voordat de keuze is gemaakt welke monsters kunnen worden gebruikt voor een nieuwe AW zijn enkele zaken uitgezocht (verder benoemd als vooronderzoeken):

1. Check op variatie in duplo's
2. De invloed van verschillende vormen van malen van monsters (<0,5 mm, poedermalen).
3. De mate waarin de resultaten met het huidige protocol (4 uur schudden) overeenkomen met het eerdere protocol waarin 2 uur werd geschud. Dit is gedaan omdat ca. eveneens onbelaste 320 monsters van de Geochemische Atlas (Mol et al., 2010) zijn geëxtraheerd met een 2 uurs-extractie met 0,43 M HNO₃.
4. Kwik (Hg). Hoewel AN geen geschikte extractie is voor Hg, was er toch de wens om in elk geval te kijken wat er aan resultaten uit zou komen. In eerste instantie zijn ze routinematig mee gemeten op de ICP-MS. Een selectie (de 25 monsters met de hoogste concentraties) zijn aangeboden aan het laboratorium van RWS voor een specialistische kwikanalyse.

Uitgevoerde werkzaamheden

Uitvoering van Aqua Nitrosa extractie volgens NEN-ISO 17586_2016 op de volgende monsters:

- AW-2000 toplaag - De 100 monsters uit de eerdere studie zijn gedroogd en gemalen (< 0,5 mm) opgeslagen (pers. Comm. met Frank Lamé, Deltares). Het doel is om op basis van deze monsters de nieuwe achtergrondwaarden op basis van Aqua Nitrosa vast te stellen. Een tiental monsters is in duplo geëxtraheerd.
- AW- 2000 tussenlaag - De Aqua Nitrosa extractie moet worden uitgevoerd op ongemalen materiaal. Het materiaal dat van de AW-2000 toplaag monsters bewaard is gebleven is echter gemalen tot 0,5 mm. Omdat bekend is dat fijn malen (tot poeder) tot een verhoging van de beschikbaarheid leidt, is het effect van een tweetal maalstappen (< 0,5 mm en tot poeder) getest op een deel van de AW-2000 tussenlaag monsters. Het ongemalen monstermateriaal, in het geval van de kleimonsters bestaande uit brokken met een diameter van enkele centimeters, is gezeefd op 2 mm; het materiaal dat de zeef niet passeerde is door een kaakbreker verkleind tot < 1 mm. Dit materiaal is als 'ongemalen' meegenomen als basis in de vergelijking. Vervolgens is een deel van het materiaal tot < 0,5 mm gemalen. Van dit materiaal is vervolgens weer een deel tot poeder gemalen. De geselecteerde monsters vertegenwoordigen diverse bodemtypen: veen (mineraalarm), veen (sterk zandig), zand (meer en minder siltig) en klei (meer en minder siltig en zandig).
- Geochemische Atlas - De totale set monsters die zijn gebruikt voor de Geochemische Atlas betreft circa 350 monsters van de toplaag en 350 stuks van de ondergrond. De monsters zijn verspreid over Nederland bemonsterd op onverdachte locaties. De monsters zijn gedroogd en ongemalen bewaard. Van deze monsters zijn de totaalgehalten (geanalyseerd met XRF of na een totaal-destructie met HF geanalyseerd met ICP-OES of ICP-MS), de beschikbare fractie (de 0,43 M HNO₃-extractie, maar gedurende 2 uur geschud in plaats van 4 uur), en de te verwachten poriewaterconcentraties (op basis van een 0,01 M CaCl₂ extractie) bekend. Bij de selectie van de 35 monsters is rekening gehouden met het karakter van het materiaal (min of meer naar rato, iets kleiner aantal zandmonsters) en de verdeling over diverse regio's van het betreffende materiaal. Het karakter van het materiaal is beoordeeld op basis van het

aluminiumgehalte (als proxy voor klei), het kalk-, organische stof en ijzergehalte. Deze parameters zijn waarschijnlijk het meest bepalend voor de reactiviteit van het materiaal. Een vijftal monsters is in duplo geëxtraheerd. De reden om deze monsters mee te nemen is om na te gaan hoe groot het verschil tussen een extractie gedurende 2 uur of 4 uur is. Op het moment dat dit verschil klein is, biedt het de mogelijkheid om de nieuwe achtergrondwaarden op basis van een uitgebreidere set (450 in plaats van 100) monsters vast te stellen.

De extractie is op een tweetal punten afwijkend van de NEN uitgevoerd. De extractie is met de helft van de gebruikelijke inweeg uitgevoerd, omdat dit praktisch beter uitvoerbaar was. Daarnaast was er geen end-over-end schudmachine beschikbaar, maar zijn de buizen horizontaal geschud in een traag tempo en elk uur gedraaid. De pH is na afloop van de extractie met pH test strips gecontroleerd; deze was altijd voldoende laag (pH 1). De monsters zijn zowel met ICP-OES als met ICP-MS geanalyseerd. Een aantal elementen is van de ICP-OES gerapporteerd, een aantal van de ICP-MS en een aantal afhankelijk van de concentratie van de ICP-OES (hoge concentraties) of ICP-MS (lagere concentraties).

Resultaten vooronderzoeken

1. Kwaliteit van duplo's

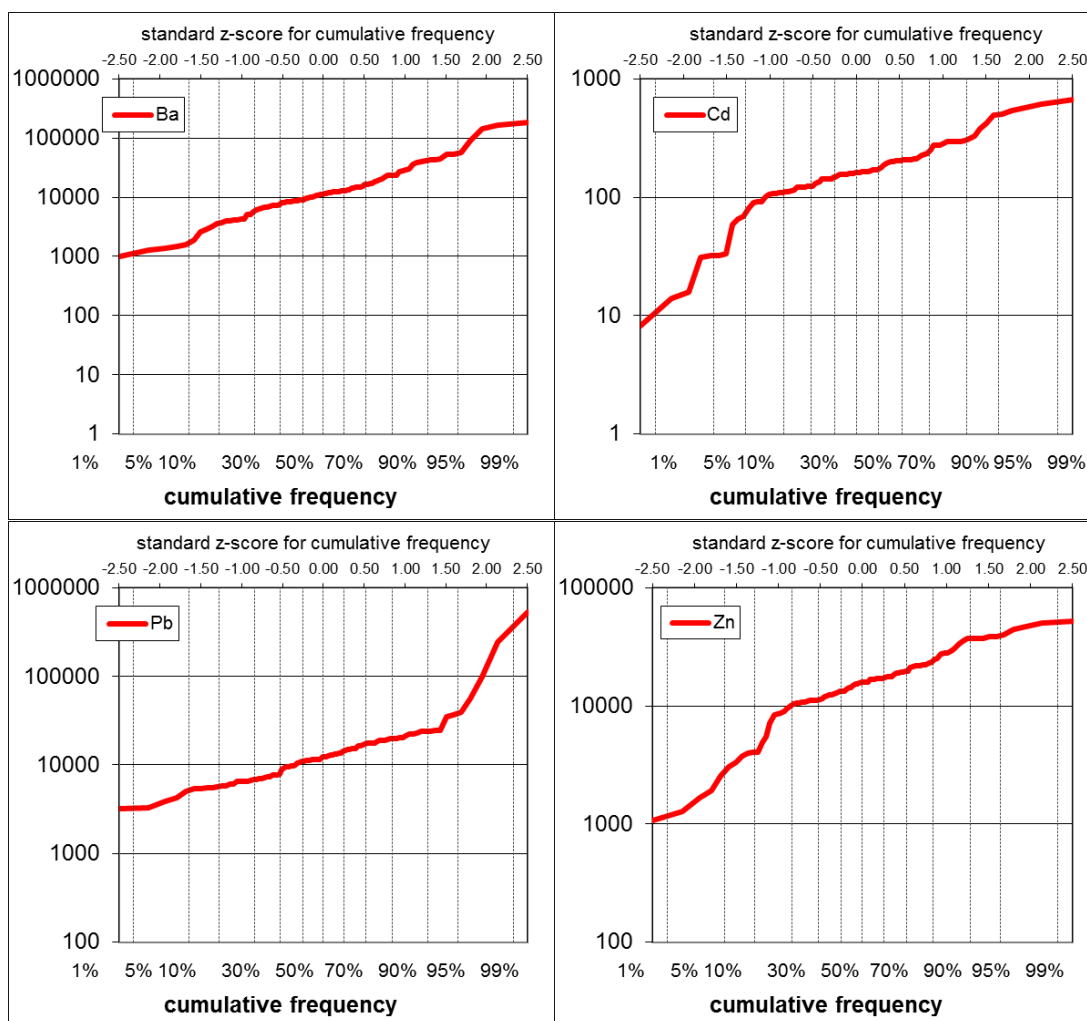
Gemakkelijk te meten elementen laten een gemiddelde standaard deviatie van maximaal 10% zien. Molybdeen, seleen en thallium laten een afwijking van 15 tot 20% zien. Seleen is lastig omdat het slecht ioniseert met een laag signaal dat gevoelig is voor storingen door andere elementen tot gevolg. Voor thallium is 75% van de monsters lager dan de rapportagegrens. Tin heeft een gemiddelde standaarddeviatie van 40%, 76% van de monsters is lager dan de rapportagegrens. Elementen zoals tin en antimoon, die slechte duplo's produceren, zijn niet erg stabiel in oplossingen, waardoor het signaal sterker dan voor andere elementen varieert. Kwik heeft een afwijking van ruim 70%; 66% van de monsters is lager dan de rapportagegrens. Kwik heeft een sterk sorberend vermogen, inclusief aan de detectiekolom waardoor de meting sterk wordt beïnvloed. Zilver (70% < rapportagegrens) vertoont een standaardafwijking van ruim 200% met de duplo's. Het kan het beste met HCl in oplossing worden gehouden; een andere matrix dus dan met de HNO₃-extractie wordt verkregen. De resultaten voor zilver worden derhalve niet gerapporteerd. Tin moet vanwege de variatie met enige terughoudendheid worden geïnterpreteerd.

2. Verdeling van de data

Bodemgegevens tonen in veel gevallen een lognormale verdeling, waarbij een perfecte normale verdeling wordt weergegeven met een rechte lijn op log-log schaal. Een aantal voorbeelden van de verdeling van de beschikbare gehalten staat weergegeven in onderstaande Figuur 1. Barium benadert de rechte lijn goed, terwijl voor lood een duidelijke afwijking te zien is bij de hoge gehalten. Dit zou kunnen duiden op een antropogene (punt)verontreiniging. Voor Cd en Zn is een lichte knik te zien bij ca. 15% (Cd) en 25% (Zn).

3. Vergelijking *Aqua nitrosa* en *Aqua regia* in AW-2000 dataset

In Tabel 1 zijn de Aqua Nitrosa gehalten vergeleken met eerdere data van de monsters. In de vergelijking met de *Aqua regia* gehalten van de AW-2000 monsters vallen een aantal dingen op. Kwik en seleen hebben een mediane beschikbaarheid die ruim boven de 100% ligt; ruim de helft van de monsters (respectievelijk 62 en 70 stuks) hebben een beschikbare fractie die hoger is dan de *Aqua regia* extraheerbare fractie. Andere elementen zoals calcium en cadmium zitten rond de 100%. Van de andere veel voorkomende zware metalen is circa de helft beschikbaar (tov *Aqua regia*), terwijl de elementen die over het algemeen in lagere gehalten voorkomen, ook minder beschikbaar zijn. De gevonden percentages in deze dataset zijn vergeleken met de afgeleide conversiefactoren (ook uitgedrukt als percentage) op basis van een grotere en diversere dataset van Vink en Broers (2016). Voor de meeste elementen liggen de conversiefactoren dicht bij de mediaan, met geringe verschillen voor Ba, Cr, Sn, Tl en V.



Figuur B1. Voorbeelden van cumulatieve frequentieverdelingen van barium, cadmium, lood en zink ($\mu\text{g}/\text{kg}$) ten behoeve van de bepaling van de log-normale verdeling.

4. Vergelijking 2-uurs met 4-uurs schudtijd

In de vergelijking met de eerder HNO_3 -extracties (dataset Geochemische Atlas) zouden de percentages op 100% moeten liggen, mits het verschil in extractieduur en de bewaartijd geen invloed hebben. De rechter kolommen in Tabel 1 tonen dat er geen sprake is van een systematische verhoging of verlaging. De meeste elementen zitten wat onder of wat boven de 100%, maar seleen en tin laten in de huidige extracties een vier keer zo hoge beschikbaarheid zien. Dit zal geen effect van de extractieduur zijn maar een verschil in stabiliteit/kwaliteit van de analyse. Op basis van deze gegevens lijkt er geen reden om de monsters van de Geochemische Atlas niet mee te nemen bij het vaststellen van de achtergrondwaarden.

Tabel B1. Vergelijking huidige beschikbare gehalten met eerdere totaal, Aqua regia en HNO₃-extraheerbare gehalten. Beschikbare gehalten zijn berekend als percentage van de eerdere gehalten, waarna de mediaan van alle 100 of 35 monsters is weergegeven. Daarnaast is weergegeven hoeveel monsters boven de 100% beschikbaarheid uitkomen. Voor de AW2000-monsters is ook nog een vergelijking gemaakt met conversiefactoren tussen Aqua nitrosa en Aqua regia zoals afgeleid door Vink en Broers (2017).

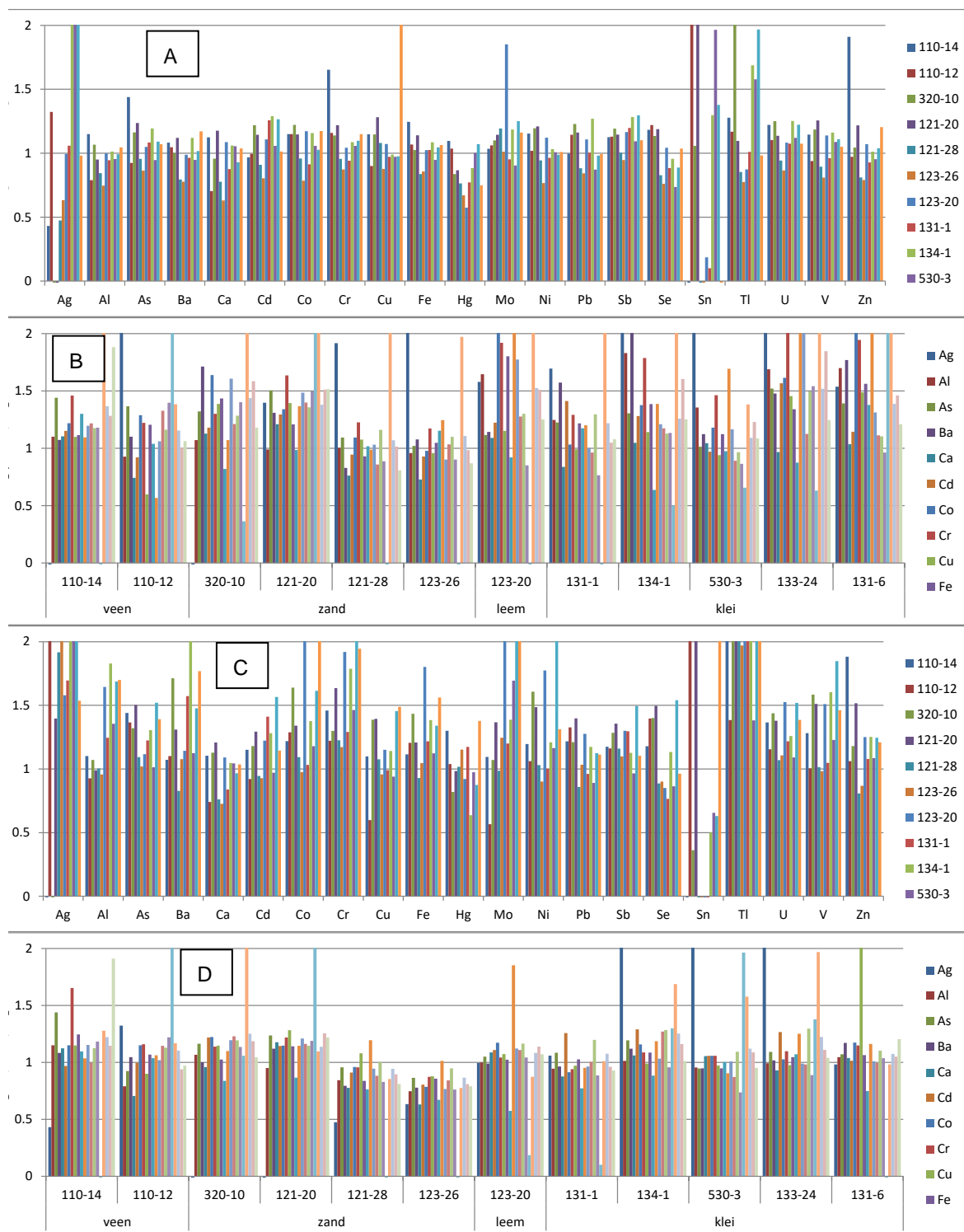
	AW2000			Geochemische atlas	
	100 stuks			35 stuks	
	Aqua nitrosa 2017 / aqua regia			aqua nitrosa 2017 / Aqua nitrosa 2008	
	mediaan (%)	conversie-factoren*	# > 100%	mediaan (%)	# > 100%
Ag	0.6		-	61	4
Al	9.2		-		
As	26	26	1	119	26
Ba	36	49	2	99	15
Ca	85		35		
Cd	98	78	47	87	8
Co	26		1	111	27
Cr	5.8	10	-	136	33
Cu	49	49	4	100	17
Fe	17		1		
Hg	174		62		
Mo	4.9	5	-	110	27
Ni	24	23	2	104	20
Pb	70	58	12	98	16
Sb	7.3	8	-	95	17
Se	171		70	404	32
Sn	6.9	3	1	372	32
Tl	0.9	3	-	84	7
U				128	34
V	20	31	2	127	33
Zn	39	48	4	116	28

* Conversiefactoren (Vink en Broers, 2016): gehalte Aqua regia / gehalte Aqua nitrosa uitgedrukt als percentage

5. Effect op malen

In Figuur 2 staat het effect van de twee maalstappen weergegeven. In grafiek A staat het effect van malen tot kleiner dan 0,5 mm per element weergegeven. Hierbij representeren de kleuren de verschillende monsters. De verhouding ligt, met uitzondering van de lastig te meten elementen, rond de één. Het effect van deze maalstap lijkt redelijk beperkt. In grafiek B eronder is het effect van dezelfde maalstap per monster uitgezet, waarbij de elementen in verschillende kleuren zijn weergegeven. Hieruit komt naar voren dat het effect van malen wel afhankelijk lijkt van het type materiaal. Een tweetal zandige monsters laat een daling van de beschikbare fractie zien, terwijl een aantal andere monsters een verhoging van de beschikbare fractie ten opzichte van het ongemalen monsters laat zien.

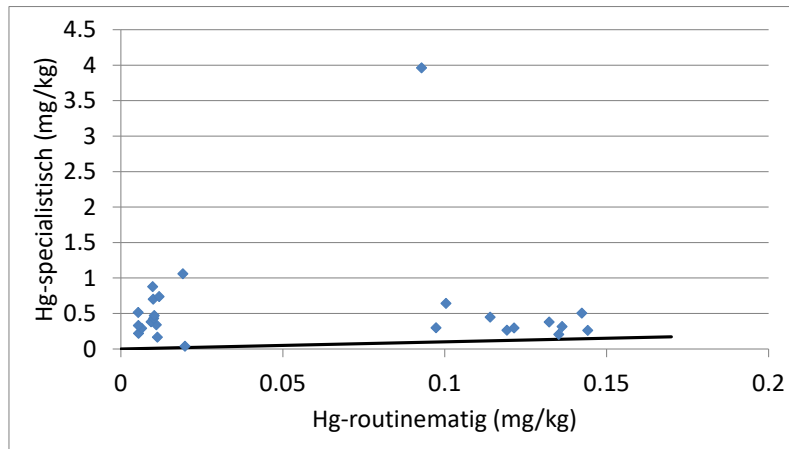
In grafiek C wordt het effect van tot poeder malen op de diverse elementen getoond, en in grafiek D het effect op de verschillende monsters. Er is voor een aantal elementen een duidelijke toename in de beschikbaarheid maar dat zijn vaak de elementen die ook een grotere spreiding geven (Ag, Se). De verschillen zijn in elk geval kleiner dan in een eerdere studie (Roskam et al., 2011).



Figuur B2. Effect van malen voor verschillende elementen en behandelingen. (A: <0.5 mm; B: maalstap per monster; C: malen tot poeder; D: effect verschillende monsters).

Kwik

De hoogste metingen die door de ICP-MS van Deltares zijn gedetecteerd zijn vervolgens naar het RWS-lab gebracht. Figuur 3 toont dat in een routinematige ICP-MS analyse bijna alle Hg afgevangen wordt in het systeem (maximale gemeten waarde = 0.14 mg/kg), terwijl de waarden gemeten met een systeem dat specifiek voor Hg is ontwikkeld variëren van 0.04 tot 4 mg/kg.



Figuur B3. Hg-metingen routinematig gemeten op een ICP-MS (x-as) en op een door RWS ontwikkelde analyselijns voor Hg (y-as). De zwarte lijn is de 1:1 lijn tussen de twee methoden.

Er werd verondersteld dat de 25 hoogste concentraties in de routinemeting ook bij RWS de hogere metingen zouden zijn. In dat geval zou het mogelijk zijn om een P95 te bepalen. Er is echter geen eenduidige relatie te zien tussen de twee meetmethoden. De enige optie is het bepalen van een P95 op basis van 25 metingen. Die komt op 1,02 mg/kg. Deze waarde wordt echter niet opgenomen in de lijst met nieuwe achtergrondwaarden, vanwege het beperkte aantal waarnemingen en de algemene onbetrouwbaarheid van een AN-extractie voor kwik.

Conclusies op basis van het vooronderzoek

Op basis van bovenstaande deelonderzoeken kan het volgende worden geconcludeerd:

- Voor zilver zal geen AW worden afgeleid; de AW-en voor TI, Sn en Hg moeten kritisch worden bekeken vanwege een groot aantal data beneden de rapportagegrens.
- De bewaarde (gedroogde en tot <0.5 mm gemaalde) monsters kunnen worden gebruikt voor afleiding van de nieuwe AW.
- De eerder uitgevoerde HNO₃-extracties op de monsters van de Geochemische Atlas zijn geschikt voor de afleiding van een nieuwe AW.
- De P95 voor kwik wordt niet afgeleid vanwege de ongeschiktheid van de extractie voor dit element.

Percentielen van de meetgegevens

Tabel 2.1-2.3 tonen de percentielen op basis van de verschillende datasets totale datasets en de gecombineerde dataset (AW-2000 + Geochemische Atlas). Voor de Achtergrondwaarden is gekozen voor het 95-percentiel (rood weergegeven). De Geochemische Atlas geeft voor de meeste elementen een licht hogere waarde dan de AW2000. Er zijn enkele uitzonderingen: barium (2 keer zo hoog), tin (4 keer zo laag) en seleen (10 keer lager dan de AW2000). Voor Ba is in 2009 eens betoogd dat de bodemtypen waar relatief hoge natuurlijke gehalten voorkomen (laagveen, zwaardere zee/rivierkleien) ondervertegenwoordigd zijn in de AW2000 dataset (Van der Eijk en Roeloffzen, 2009). Dit zou kunnen verklaren waarom de Geochemische Atlas een hogere P95 geeft. Voor Sn is al eerder opgemerkt dat de duplo's relatief grote afwijzingen gaven.

Tabel B2.1. Percentielen en minima/maxima op basis van de AW-2000 dataset (mg/kg).

percentiel	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	U	V	Zn
min	0.10	1.00	0.01	0.03	0.05	0.27	0.00	0.10	3.2	0.01	0.03	0.00	0.00	0.01	0.3	1.1
0.1	0.27	3.70	0.08	0.09	0.36	0.98	0.01	0.33	5.8	0.02	0.06	0.02	0.00	0.04	1.3	4.1
0.25	0.52	7.06	0.12	0.23	0.66	2.48	0.01	0.49	7.3	0.02	0.12	0.03	0.00	0.11	4.1	10.8
0.5	1.36	11.33	0.16	0.80	1.08	4.06	0.02	1.26	12.3	0.03	0.31	0.07	0.00	0.18	7.9	15.8
0.75	2.90	19.63	0.21	1.72	1.73	7.46	0.02	3.22	18.6	0.04	0.62	0.11	0.01	0.27	10.9	21.9
0.9	4.55	41.60	0.31	2.48	2.32	11.10	0.03	5.32	24.0	0.05	0.97	0.18	0.01	0.37	12.9	36.5
0.95	5.73	54.19	0.50	2.68	2.82	14.50	0.052	6.67	36.5	0.06	1.05	0.25	0.01	0.48	14.5	38.8
max	14.01	184.88	0.67	3.79	3.74	53.72	0.16	9.47	527.9	0.16	1.27	2.53	0.03	3.23	79.6	52.3

Tabel B2.2. Percentielen en minima/maxima op basis van de Geochemische Atlas (mg/kg).

percentiel	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	U	V	Zn
min	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.08	0.00	0.00	0.00	0.00	0.0
0.1	0.2	2.3	0.0	0.0	0.2	0.6	0.01	0.2	5.7	0.01	0.08	0.00	0.00	0.02	0.6	2.1
0.25	0.4	4.6	0.1	0.1	0.5	1.6	0.01	0.4	8.2	0.02	0.08	0.01	0.00	0.06	2.8	5.3
0.5	0.9	9.3	0.2	0.5	0.9	5.0	0.02	1.2	12.9	0.03	0.08	0.01	0.00	0.15	6.1	12.9
0.75	2.7	20.2	0.3	1.5	1.4	8.4	0.03	3.7	19.0	0.04	0.12	0.02	0.01	0.26	8.7	19.5
0.9	5.0	54.7	0.5	2.3	2.0	13.5	0.04	5.7	32.0	0.06	0.16	0.05	0.01	0.42	12.5	28.7
0.95	7.4	111.8	0.62	2.7	2.5	17.1	0.055	7.1	45.9	0.083	0.17	0.06	0.011	0.64	17.2	40.8
max	18.2	246.0	5.1	9.6	14.7	39.0	1.04	15.6	140.6	0.29	0.34	0.47	0.07	2.95	42.7	275.1

Tabel B2.3. Percentielen en minima/maxima op basis van de gecombineerde dataset AW-2000+Geochemische Atlas (totaal 414 gemeten monsters geëxtraheerd met Aqua nitrosa in mg/kg).

percentiel	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Sb	Se	Sn	Tl	U	V	Zn
min	0.0	0.1	0.00	0.0	0.0	0.0	0.00	0.0	0.0	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.0	0.0
0.1	0.2	2.6	0.05	0.0	0.2	0.6	0.01	0.3	5.7	0.01	0.08	0.00	0.00	0.02	0.6	2.5
0.25	0.4	5.1	0.11	0.2	0.5	2.1	0.01	0.4	7.8	0.02	0.08	0.01	0.00	0.07	3.3	6.6
0.5	1.0	10.0	0.18	0.6	1.0	4.9	0.02	1.2	12.8	0.03	0.08	0.02	0.00	0.16	6.6	13.4
0.75	2.7	20.1	0.27	1.6	1.4	8.2	0.03	3.6	19.0	0.04	0.16	0.04	0.01	0.27	9.2	20.2
0.9	4.7	50.2	0.43	2.3	2.2	13.0	0.04	5.7	29.9	0.06	0.41	0.09	0.01	0.42	12.7	30.6
0.95	7.1	104.3	0.60	2.7	2.6	16.4	0.05	6.9	45.3	0.08	0.69	0.14	0.01	0.59	16.2	39.6
max	18.2	246.0	5.07	9.6	14.7	53.4	1.04	15.6	531.7	0.29	1.25	2.55	0.07	3.22	79.4	275.1

In principe is voor alle elementen de waarde uit tabel B2.3 overgenomen, behalve voor Sn. De AW2000 waarden bleken minder betrouwbaar dan de data van de Geochemische Atlas en daarom is de waarde op basis van de Geochemische Atlas gebruikt (0,06 mg/kg). Voor enkele andere elementen die een relatief groot verschil gaven, zoals Se en Ba, was er geen onderbouwing om een keuze te maken en is het gemiddelde van alle data genomen.

Is omrekenen naar standaardbodem gewenst?

De huidige normen in de Regeling bodemkwaliteit zijn afgeleid op basis van gestandaardiseerde waarden (*Aqua regia*-meetwaarden zijn omgerekend naar een bodem met 10% organische stof en 25% lutum). De vraag is echter of dat voor een extractie gericht op de potentiële beschikbare fractie ook het geval zou moeten zijn. In het Milieuhygiënisch Toetsingskader (Schmidt et al., 2017) is afgesproken dat er generieke samenstellingswaarden worden afgeleid op basis van de KRW-norm voor een situatie die relatief veilig is, namelijk voor een standaardbodem met hoge gehalten aan aluminium+ijsz, lutum en organische stof alsmede een relatief hoge pH. Dat leverde een relatief lage samenstellingswaarde op, die in het generieke beleid zonder correctie getoetst mag worden.

De achtergrondwaarde en de maximale waarde klasse A zijn echter niet gebaseerd op water, maar een P95-percentiel van een set van bodemdata. Omdat het gaat om representatieve sets ligt

het dan niet voor de hand om deze data om te rekenen naar een standaardbodem en vervolgens de meetwaarde direct te toetsen aan deze standaardbodem. Er is daarom voor gekozen om de achtergrondwaarde direct uit de meetdata af te leiden.

Kan de berekende waarde gemeten worden?

Voor *Aqua regia* zijn rapportagegrenzen vastgesteld die door commerciële laboratoria gehaald moeten worden (bijlage L in de Regeling bodemkwaliteit). In deze rapportagegrens hoger is dan de bepaalde AW, wordt de AW opgehoogd naar de rapportagegrens. In de huidige Regeling bodemkwaliteit geldt dat voor de metalen Sb en Mo. Er is echter geen officiële rapportagegrens bepaald voor *Aqua nitrosa*.

In Tabel B3 is de rapportagegrens op basis van *Aqua regia* weergegeven. Het gaat om analytische bepalingsgrenzen. Die zijn onder meer afhankelijk de matrix, grond/vloeistof-verhouding, mate van concentreren/indampen. Laboratoria zullen moeten bepalen welke waarden er voor de bepalingsgrenzen voor een *Aqua nitrosa* extractie moet worden aangehouden.

Tabel B3. P95-waarden van de AW-2000 monsters en de rapportagegrens (intra-laboratorium reproduceerbaarheid) op basis van *Aqua regia*.

Element	P95 AW-2000	Rapportagegrens AR
As	7.1	5.9
Ba	104	59
Cd	0.60	0.45
Co	2.7	3.2
Cr	2.6	23
Cu	16	7.7
Mo	0.05	1.5
Ni	6.9	4.5
Pb	45	19
Sb	0.08	3.9
Se	0.69	
Tl	0.01	0.030
U	0.59	
V	16	9.0
Zn	40	32

C Rekensheets afleiding generieke samenstellingswaarden metalen

Voor de afleiding van generieke samenstellingswaarden voor metalen zijn rekensheets opgesteld. In deze sheets zijn voor respectievelijk oppervlaktewater, grondwater-grond en grondwater-bagger de bijbehorende transferfuncties en/of partitierelaties per metaal opgenomen. Voor de afleiding zijn de oppervlaktewater- en grondwaternormen leidend. Daarnaast zijn normen opgenomen uit het BBK (achtergrondwaarden, emissietoetswaarden, interventiewaarden) om te kunnen vergelijken met de nieuw afgeleide waarden voor extractie met Aqua nitrosa.

De sheets zijn in deze bijlagen opgenomen om inzicht te verschaffen in de rekenwijze en de gehanteerde getalswaarden. De eindwaarden in de tabellen zijn niet noodzakelijkerwijs de uiteindelijk vastgestelde eindwaarden. Er kunnen naderhand overwegingen zijn geweest (vooral met betrekking tot afkap-grenzen) waardoor deze waarden kunnen afwijken van de vastgestelde samenstellingswaarden. Dit is in de hoofdtekst toegelicht.

Op de volgende pagina's zijn respectievelijk opgenomen:

- Rekensheet Oppervlaktewater grond+bagger
- Rekensheet Grondwater-grond
- Rekensheet Grondwater-bagger

OPPERVLAKTEWATER GROND+BAGGER	Aerobe partitierelaties	Antimoon	Arseen	Barium	Cadmium	Chroom	Kobalt	Koper	Lood	Molybdeen	Nikkel	Tin	Vanadium	Zink
	Norm (µg/l)	5,6	0,5	73	0,08	3,4	0,2	2,4	1,2	136	4	0,6	3,5	7,8
Standaard bodem Al+Fe (mg/kg ds)	4800													
Standaard bodem Al (mg/kg ds)	1200													
Standaard bodem Fe (mg/kg ds)	3600													
Standaard bodem Org stof (%)	10													
Standaard bodem Lutum (%)	25													
Standaard bodem pH (-)	7													
Berekening gehalte	log (Q)	1,06	-1,15	-0,07	-0,72	21,4	0,32	0,65	1,89	-0,74	0,42	0,64	26,4	1,14
Aqua nitrosa	Gehalte (mg/kg ds) AN	11,5	0,07	0,9	0,2		2,1	4,5	76,7	0,2	2,6			13,8
		11	0,07	26	0,2	21,0	2,0	4,5	95	6,8	2,7	0,7	26	14
Achtergrondwaarde BBK	Aqua regia, mg/kg	4	20	190	0,6	55	15	40	50	1,5	35	6,5	80	140
Emissietoetswaarde	Aqua regia, mg/kg	9	42		4,3	180	130	113	308	105	100	450	146	430
Maximale waarde industrie	Aqua regia, mg/kg	22	76	920	4,3	180	190	190	530	190	100	900	250	720
Bagger klasse B	Aqua regia, mg/kg	15	85	920	14	380	240	190	580	200	210			2000
MHT factor (2015)	(-)	0,12	0,26	0,44	0,78	0,1	0,26	0,49	0,58	0,05	0,23	0,03	0,31	0,48
Berekende AW voor AN (oud)	Aqua nitrosa, mg/kg	0,48	5,2	83,6	0,468	5,5	3,9	19,6	29	0,075	8,05	0,195	24,8	67,2
Correctie AR > AN		0,08	0,26	0,49	0,81	0,08	0,27	0,53	0,66	0,05	0,21	0,02	0,66	0,47
Berekende AW voor AN	mg/kg std bodem	0,32	5,2	93,1	0,486	4,4	4,05	21,2	33	0,075	7,35	0,13	52,8	65,8
Emissietoetswaarde voor AN	mg/kg std bodem	0,72	10,92	0	3,483	14,4	35,1	59,89	203,28	5,25	21	9	96,36	202,1
Berekende IW voor AN	mg/kg std bodem	1,76	19,76	450,8	3,483	14,4	51,3	100,7	349,8	9,5	21	18	165	338,4
Voorstel	mg/kg	1,76	5,2	93,1	0,486	14,4	4,05	21,2	76,7	0,2	7,35	0,64	52,8	65,8

GRONDWATER-GROND		Grondslag	emissietoets	aneaeroob	anaeroob	Barium	aeroob	Cadmium	Chroom	Kobalt	aeroob	Koper	aeroob	Lood	Molybdeen	aeroob	Nikkel	aeroob	emissietoets	anaeroob	anaeroob	Zink
Norm drempelwaarde systematiek		conc (µg/l)	5	13,2	225	0,35	3,4	28,8	8,84	7,4	70	20	138									
AW drempelwaarde systematiek zoet		conc (µg/l)	0,27	13,2	225	0,1	3,31	28,8	8,84	0,2	0,72	0,5	138									
Berekening netto verdunning		w (hydr. verdunning)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100									
Toetsconc DW		C1=w(C2-AW)+AW	473,27	13,2	225	25,1	12,31	28,8	8,84	720,2	6928,7	1950,5	138									
		netto verdunning porie-POC2	19	1	1	4	1	1	1	37	97	40	1									
		verhouding POC2 en AW	1753	1	1	251	4	1	1	3601	9623	3901	1									
		Interventiewaarde grondwater	20	60	625	6	30	100	75	75	300	75	800									
		Standaard bodem	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800									
		Standaard bodem	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200	1200									
		Standaard bodem	3600	3600	3600	3600	3600	3600	3600	3600	3600	3600	3600									
		Standaard bodem	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10									
		Standaard bodem	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25									
		Standaard bodem	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7									
Nieuw		Berekening gehalte				1,36			1,48	4,85		2,86	8784									
		Q mg/kg anaeroob				438			17,2	40821		51,44	528,8									
		Q mg/kg anaeroob							108,8													
Nieuw		(Q) in mg/kg	0,72	6,2	70,88	23,0	29,5	8,2	30,5	70808	30,14	723,5	96,36									
		Aqua regia, mg/kg	4	20	190	0,6	55	15	40	50	1,5	35	80									
		Aqua regia, mg/kg	9	42	360	4,3	180	130	113	308	105	100	146									
		Aqua regia, mg/kg	22	76	920	4,3	180	190	190	530	190	100	250									
		MHT factor (2015)	0,12	0,26	0,44	0,78	0,1	0,26	0,49	0,58	0,05	0,23	0,31									
		Berekende AW voor AN (oud)	0,48	5,2	83,6	0,468	5,5	3,9	19,6	29	0,075	8,05	24,8									
		correctie van AR > AN	0,08	0,26	0,49	0,81	0,08	0,27	0,53	0,66	0,05	0,21	0,66									
		Berekende AW voor AN	0,32	5,2	93,1	0,486	4,4	4,05	21,2	33	0,075	7,35	52,8									
		Emissietoetswaarde voor AN	0,72	10,92	0	3,483	14,4	35,1	59,89	203,28	5,25	21	96,36									
		Berekende IW voor AN	1,76	19,76	450,8	3,483	14,4	51,3	100,7	349,8	9,5	21	165									
		Voorstel	0,72	6,2	93	3	14	8,2	30	350	9,5	21	96									

GRONDWATER-BAGGER	Grondslag	emissietoets														Zink		
		Antimoon	Arseen	Barium	Cadmium	Chroom	Kobalt	Koper	Lood	Molybdeen	Nikkel	Tin	Vanadium	anaeroob	anaeroob		anaeroob	anaeroob
Norm drempelwaarde systematiek	Conc (µg/l)	5	13,2	225	0,35	3,4	28,8	8,84	7,4	70	20							138
AW drempelwaarde systematiek zoet	Conc (µg/l)	0,27	13,2	225	0,1	3,31	28,8	8,84	0,2	0,72	0,5							138
Netto verdunning	w (hydr verdunning)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100							100
Toetsconc DW C1=w(C2-AW)+AW	Conc (µg/l)	473,27	13,2	225	25,1	12,31	28,8	8,84	720,2	6928,72	1950,5							138
Netto verdunning porie-POC2		19	1	1	4	1	1	1	1	37	40							1
Verhouding POC2 en AW		1753	1	1	251	4	1	1	1	3601	3901							1
								Fe=5 mg/kg										
Standaard bodem	Al+Fe	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800	4800							4800
Standaard bodem	Org stof (%)	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10							10
Standaard bodem	Lutum (%)	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25							25
Standaard bodem	pH	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7							7
Nieuw	Berekening gehalte AN	0,72	6,2	70,88	438,3	29,5	8,2	17,2	109	40821	2508,34	30,14	9	96,36	9	96,36	529	
	Achtergrondwaarde BBK (AV)	4	20	190	0,6	55	15	40	50	1,5	35							140
	Emissietoetswaarde	9	42	-	4,3	180	130	113	308	105	100							430
	Bagger klasse B	15	85	920	14	380	240	190	580	200	210							2000
	MHT factor 2015 (oud)	0,12	0,26	0,44	0,78	0,1	0,26	0,49	0,58	0,05	0,23							0,48
	Berekende AW (AN; oud)	0,48	5,2	83,6	0,468	5,5	3,9	19,6	29	0,075	8,05							67,2
	Correctie AR > AN	0,08	0,26	0,49	0,81	0,08	0,27	0,53	0,66	0,05	0,21	0,02	0,02	0,66	0,02	0,66	0,47	
	Berekende AW voor AN	0,32	5,2	93,1	0,486	4,4	4,05	21,2	33	0,075	7,35	0,13	0,13	52,8	0,13	52,8	65,8	
	Emissietoetswaarde AN	0,72	10,92	3,483	3,483	14,4	35,1	59,89	203,28	5,25	21	9	96,36	202,1	9	96,36	202,1	
	Berekende IW voor AN	1,2	22,1	450,8	11,34	30,4	64,8	100,7	383	10	44	0	0	940	0	0	940	
	VOORSTEL	0,72	6,2	93	11	30	8,2	21	101	383	44	9,0	9,0	96	9,0	96	529	

D Afleiding generieke samenstellingswaarden rekening houdend met afkapgrenzen

Eindwaarden o.b.v. Aqua nitrosa met significante afronding		
Samenstellingswaarden vullichaam	Samenstelling s-waarden afdeklaag vrijliggende plas	Samenstellingswaarden afdeklaag meestromende plas
[mg/kg ds]		[mg/kg ds]
Grond	Sediment	Grond+sediment
7,1	7,1	7,1
105	105	105
1,5	11	0,6
7,9	7,9	2,7
14	30	21
30	17	16
9,5	10	0,18
21	44	6,9
130	115	77
0,72	0,72	1,2
9	9	0,65
135	135	26
250	530	40
		455

Eindwaarden o.b.v. Aqua nitrosa															
Samenstellingswaarden voor beschermdoel grondwater	Samenstellingswaarden voor beschermdoel oppervlaktewater	Max Industrie grond obv sediment AR	Max Industrie grond obv sediment AR	Conversie factor AR>AN	Max Industrie grond (AN)	IW-waabo (AN)	AW obv AN	HVR obv AN	Aftoppen op max op Industrie klasse B	Toepassen vullichaam (aftop AW)		Toepassen leeflaag vrijliggende plas (aftop AW)		Toepassen leeflaag meestromende plas (aftop H/N)	
										Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment
(mg/kg _{system})		(mg/kg _{sediment})		(mg/kg _{system})		(mg/kg _{system})		(mg/kg _{system})		(mg/kg _{system})		(mg/kg _{system})		(mg/kg _{system})	
Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment	Grond	Sediment
As	6,2	76	85	0,26	20	22	7,1	7,9	6,2	6,2	7,1	7,1	7,1	7,1	7,9
Ba	71		625	0,49	451	306	104	264	71	71	104	104	104	104	264
Cd	1,5	4,3	14	0,81	3,5	11	0,60	1,9	1,5	11	1,5	11	0,6	1,9	
Co	7,9	190	240	0,27	51	65	2,7	9,8	7,9	7,9	7,9	7,9	2,7	9,8	
Cr	32	180	380	0,08	14	30	2,6	26	14	30	14	30	21	26	
Cu	30	190	190	0,53	101	101	16	87	30	17	30	17	16	87	
Mn	30	190	200	0,05	9,5	10	0,054	0,12	9,5	10	9,5	10	0,18	0,18	
Ni	23	100	210	0,21	21	44	6,9	16	21	44	21	44	6,9	16	
Pb	132	530	280	0,66	350	185	45	92	132	113	132	113	77	92	
Sb	0,72	11	15	0,08	1,8	1,2	0,078	0,072	0,72	0,72	0,72	0,72	1,2	1,2	
Sn	9	900		0,02	18		0,06	1,1	9	9	9,0	9,0	0,65	1,1	
V	133	250		0,66	165		16	15	133	133	133	133	26	26	
Zn	249	720	2000	0,47	338	940	40	455	249	529	249	529	40	455	

E Afleiding generieke samenstellingswaarde fosfaat (*Aqua nitrosa*)

De maximale naleveringsflux van P wordt berekend over 6 maanden.

(An)aerobie

Voor *ondiepe plassen*: 2 maanden anaerobe situatie bij 20 °C en 4 maanden aerobe situatie bij 15 °C. De flux mag maximaal **1 mg/P/m²/dag** bedragen.

Voor *diepe plassen*: anaerobe periode van 6 maanden bij 10 °C. De flux mag maximaal **1,6 mg/P/m²/dag** bedragen.

Flux

Voor aerobe condities:

$$P\text{-flux}_{aerob} = 7 \cdot 10^{-7} \cdot P_{Olsen}^2 + 0,0033 \cdot P_{Olsen} - 0,849 \quad (1)$$

Voor anaerobe condities:

$$P\text{-flux}_{anaerob} = (0,0065 \cdot P_{Olsen} + 0,9238) \cdot f_t \quad (2)$$

Waarin

P-flux = P-mobilisatie (mg/m²/dag)

P_{Olsen} = P via Olsen extractie (µmol/L bodem)

f_t = Correctiefactor (0,75 voor diepe plassen, Temp. = 10 °C i.p.v. 15 °C; 1,33 voor ondiepe plassen, Temp. = 20 °C i.p.v. 15 °C)

De omrekening van Olsen naar AN kan worden gedaan via:

$$P_{AN} = 10 \cdot (P_{Olsen} \cdot 31/1000) / \rho_d \quad (3)$$

Waarbij voor de droge bulkdichtheid $\rho_d = 0,2$ kg/L

Samenstellingswaarde

Ondiepe plassen:

$$1,0 \text{ (=flux mg P/m}^2\text{/dag)} = (4 \text{ (maanden aerob)} \cdot (7 \cdot 10^{-7} \cdot (P_{Olsen})^2 + 0,0033 \cdot P_{Olsen} - 0,849) + (2 \text{ (maanden anaerob)} \cdot ((0,0065 \cdot P_{Olsen} + 0,9238) \cdot 1,33)$$

Levert:

$$P_{Olsen} = 226 \text{ } \mu\text{mol/L}$$

En:

$$P_{Aqua \text{ nitrosa}} = 350 \text{ mg/kg ds.}$$

Diepe plassen categorie 1:

$$1,6 \text{ (=flux mg P/m}^2\text{/dag)} = (0,0065 \cdot P_{Olsen} + 0,9238) \cdot 0,75$$

Levert:

$$P_{Olsen} = 194 \text{ } \mu\text{mol/L}$$

En:

$$P_{Aqua \text{ nitrosa}} = 300 \text{ mg/kg ds.}$$

Diepe plassen categorie 2:

$$3,8 \text{ (=flux mg P/m}^2\text{/dag)} = (0,0065 \cdot P_{Olsen} + 0,9238) \cdot 0,75$$

Levert:

$$P_{Olsen} = 647 \text{ } \mu\text{mol/L}$$

En:

$$P_{Aqua \text{ nitrosa}} = 1000 \text{ mg/kg ds.}$$