

## SITO-PS 2024 WBK17 - Onderzoek naar de beoordeling van waterbodems bij verandering van biobeschikbaarheid van zware metalen



# SITO-PS 2024 WBK17 - Onderzoek naar de beoordeling van waterbodems bij verandering van biobeschikbaarheid van zware metalen

## Auteur(s)

Imke Falkena

Marissa van de Frambach

## SITO-PS 2024 WBK17 - Onderzoek naar de beoordeling van waterbodems bij verandering van biobeschikbaarheid van zware metalen

<b>Opdrachtgever</b>	Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat
<b>Contactpersoon</b>	Fred de Haan, Waternet
<b>Trefwoorden</b>	Waterbodem; sediment; anoxische condities; zware metalen

### Documentgegevens

<b>Versie</b>	1.0
<b>Datum</b>	12-02-2025
<b>Projectnummer</b>	11210354-002
<b>Document ID</b>	11210354-002-BGS-0001
<b>Pagina's</b>	36
<b>Classificatie</b>	
<b>Status</b>	definitief

### Auteur(s)


# Samenvatting

Bij reguliere baggerwerkzaamheden wordt de aerobe toplaag van de waterbodem verwijderd, waarna een anaerobe waterbodem achterblijft die soms sterker gecontamineerd is met zware metalen dan de bovenste toplaag. Het is onduidelijk wat vervolgens de verspreidingsrisico's zijn van zware metalen naar het oppervlaktewater, zowel bij baggerwerkzaamheden als ook na afloop (als een sterker met metalen gecontamineerde anaerobe waterbodem (tijdelijk) de toplaag vormt). Om de verspreidingsrisico's van zware metalen in de waterbodem in te schatten is een literatuuronderzoek uitgevoerd, aangevuld met een beoordeling van een sterk verontreinigde standaard waterbodem. In de studie is uitgegaan van drie milieuecondities bij de baggerwerkzaamheden: anaerobe, aerobe condities en aerobe condities in combinatie met een lage pH.

Om inzichtelijk te maken wat de mogelijke verspreidingsrisico's zijn van zware metalen voor de oppervlaktekwaliteit door het baggeren van waterbodems is gekeken naar data en informatie uit literatuur van de toxiciteit, (biologische) beschikbaarheid, mobiliteit en transportprocessen van zware metalen. Voor het berekenen van de verspreidingsrisico's zijn enkel zware metalen meegenomen met voldoende data en informatie voor wat betreft de waterbodem- en waterkwaliteitsnormen en de poriewaterconcentratie onder aerobe en anaerobe condities (rekening houdend met de pH en processen die de pH in de waterbodem kunnen beïnvloeden). De gekozen metalen zijn Cd, Cu, Ni, Pb, en Zn. Voor de metaalconcentratie in de waterbodem is uitgegaan van kwaliteitseisen, zoals opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit (2022). De poriewaterconcentraties zijn vergeleken met de landoppervlaktewatervormen als vastgelegd in het Besluit Kwaliteit Leefomgeving en aan de hand van een emissietoets bepaald of de berekende poriewaterconcentraties lager zijn dan de Europese milieukwaliteitseisen voor een jaargemiddelde concentratie (JG-MKE) en voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKE).

In het geval van een worst case scenario komt oppervlaktewater direct in aanraking met de sterker verontreinigde waterbodem. Een realistischer scenario is dat er vrijwel direct na het baggeren een morslaag vormt bovenop de diepere waterbodemplaat. Deze morslaag voorkomt direct contact van het oppervlaktewater met de sterk(er) verontreinigde diepere lagen van de waterbodem. Deze morslaag is een slibrijke laag waarvan in deze rapportage wordt aangenomen dat deze voor 75% bestaat uit licht verontreinigde waterbodem en 25% sterker verontreinigde waterbodem. Ook bij deze aanname geldt dat is uitgegaan van een worst case scenario aangezien de verse waterbodem ook van achtergrondwaarde kwaliteit kan zijn of dat er geen menging is met de sterk verontreinigde waterbodem.

De resultaten laten zien dat de milieuecondities bepalen of er significante verspreidingsrisico's optreden. Op basis van de huidige beoordelingssystematiek worden de risico's met betrekking tot zware metalen onder anaerobe condities overschat, terwijl de risico's onder aerobe verzurende condities onderschat worden. Bij contact van het oppervlaktewater onder aerobe condities draagt de waterbodem mogelijk bij aan de verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit vanwege het verspreidingsrisico van Ni en Zn. Ook bij een verzuurde waterbodem door oxidatie zal de waterbodem na baggeren mogelijk bijdragen aan een verslechtering van de oppervlaktekwaliteit.

Er wordt aanbevolen om aanvullend onderzoek te doen naar de samenstelling van de morslaag na baggeren, alsmede hoe lang het duurt voor de morslaag gevormd is en dus de achtergebleven waterbodem afdekt. Daarbij kan een modelmatige studie met een (geo)hydrologisch/geochemisch model helpen om te bepalen onder welke condities en in

welke mate (rekening houdend met de waterbodempkwaliteit, de oppervlaktewaterkwaliteit en processen die de waterbodemitwisseling beïnvloeden) zware metalen vrij komen bij baggeren. Een modelstudie kan helpen om voor de emissie van zware metalen kwetsbare waterbodems beter in beeld te brengen, en verkennend te kijken welke maatregelen tijdens of na baggeren eventueel mitigerend kunnen worden toegepast (een voorbeeld van een mitigerende maatregel op land (weiland depots) is het toevoegen van het mineraal olivijn, wat zowel CO<sub>2</sub> opslaat als ook de pH buffert).

Als laatste wordt aanbevolen om te reflecteren in hoeverre de huidige normstelling dan wel meetmethodiek aansluit bij de veranderende condities die op kunnen treden tijdens baggeren.

# Inhoud

	<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>8</b>
1.1	Aanleiding	8
1.2	Doelstelling	9
1.3	Leeswijzer	9
<b>2</b>	<b>Methodiek</b>	<b>10</b>
<b>3</b>	<b>Toxiciteit, (biologische) beschikbaarheid en mobiliteit van zware metalen in waterbodems</b>	<b>11</b>
3.1	Toxiciteit	11
3.1.1	Species Sensitivity Distribution (SSD)	11
3.1.2	Vertaling toxiciteit water naar sediment	11
3.1.3	SEM/AVS	11
3.2	Biologische beschikbaarheid	12
3.3	Mobiliteit	13
3.3.1	Speciatie	13
3.3.2	Samenstelling waterbodem	14
3.3.3	Conditie waterbodem	14
3.3.3.1	Redox	15
3.3.3.2	pH	15
3.4	Transportprocessen	16
3.4.1	Natuurlijke transportprocessen	16
3.4.2	Transportprocessen bij baggerwerkzaamheden	17
<b>4</b>	<b>Verspreidingsrisico's zware metalen bij baggeren</b>	<b>19</b>
4.1	Uitgangssituatie in Nederland	19
4.1.1	pH	19
4.1.2	Aanwezigheid van zware metalen	19
4.1.3	Toxiciteit, (biologische) beschikbaarheid en mobiliteit	19
4.2	Procesbeschrijving baggeren	19
4.3	Beoordelingssystematiek waterbodems	20
4.3.1	Normstelling	20
4.3.2	Toetsing	20
4.4	Gebruikte data en informatie	21
4.5	Berekende mate van verspreiding	23
4.5.1	Anaerobe condities	24
4.5.2	Aerobe condities	24
4.5.3	Aerobe condities in combinatie met een verlaging van de pH van 7 naar 4	24
4.6	Beoordeling waterbodems onder het onderhoudsprofiel in relatie tot baggeren	25
4.6.1	Anaerobe condities	25
4.6.2	Oxidatie en verzuring van de waterbodem na baggeren	25

4.7	Synthese	26
<b>5</b>	<b>Conclusie en aanbevelingen</b>	<b>27</b>
5.1	Conclusie	27
5.2	Aanbevelingen	27
<b>6</b>	<b>Literatuur</b>	<b>29</b>
<b>A</b>	<b>Bijlage Europese normstelling</b>	<b>32</b>
A.1	Normstelling EQS	32
A.1.1	Generieke EQS	32
A.1.2	EQS op basis van biologische beschikbaarheid	32
A.1.3	EQS waterbodennormen	33
A.2	Toetsing volgens CIS	33
A.2.1	Oppervlaktewater	33
A.2.2	Waterbodem	34

# 1 Inleiding

## 1.1 Aanleiding

Voor de meeste waterbodems geldt dat deze anaeroob zijn, dat wil zeggen dat er geen zuurstof in de waterbodem aanwezig is en dat anaerobe processen de beschikbaarheid van zware metalen<sup>1</sup> bepalen. Alleen de toplaag van de waterbodem van 1 - 2 cm is vaak aeroob. Het is met de huidige beoordelingssystematiek onduidelijk welke risico's er ontstaan voor de oppervlaktewaterkwaliteit als deze aerobe toplaag door baggeren verwijderd wordt en als de achterblijvende anaerobe waterbodem na baggeren sterker gecontamineerd is met zware metalen dan de gebaggerde toplaag.

De waterbodemnormen voor zware metalen zijn gebaseerd op de ecotoxicologische effecten in het oppervlaktewater en de partiticoëfficiënt onder aerobe condities. De toegestane concentraties voor zware metalen in (water)bodems zijn al decaden genormeerd volgens de Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling (NOBO). Vanaf 2015 wordt de toetsing van waterbodems aan de normen gedaan aan de hand van het Milieuhygiënisch Toetsingskader (MHT). Het MHT gaat uit van de totaalconcentratie van zware metalen in de waterbodem aan de hand van de aqua regia extractie. Bij de aqua regia extractie worden vrijwel alle metalen in het sediment ontsloten, ook zware metalen die sterk gebonden zijn aan het sediment. In het MHT (Schmidt et al., 2017) is een voorstel gedaan om de concentratie zware metalen in de bodem die mogelijk beschikbaar zijn en meedoen aan de evenwichtspartitie te bepalen met de mildere aqua nitrosa extractie. Met deze aanpassing van extractie is beoogd om bij de toetsing van waterbodems meer rekening te houden met bijvoorbeeld de beperktere beschikbaarheid van zware metalen onder anaerobe condities wanneer er veel sulfide in de bodem aanwezig is.

In de bodemnormering wordt rekening gehouden met natuurlijke achtergrondwaarden (met als voorbeeld het zinkgehalte in delen van het zinkassengebied in Zuid-Limburg, zoals opgenomen in de Bruidsschat paragraaf 22.3.7.4. De correctie op basis van achtergrondconcentraties geldt echter alleen voor bodem; voor (grond)water en waterbodem worden dit soort correcties niet toegepast (Maas & Ten Hulscher, 2019). Wel wordt voor enkele stofgroepen rekening gehouden met (biologische) beschikbaarheid onder verschillende waterkwaliteitscriteria (bijvoorbeeld door een correctie voor hardheid van het water zoals meegenomen in het cadmium model in de Europese risicoanalyse in de KRW (De Koning & Visser, 2006)). Ook voor de mogelijke effecten op biota zijn er modellen zoals de ms-PAF (meer-soorten Potentieel Aangetaste Fractie) die naar de som toxiciteitseffecten van metalen kijken<sup>2</sup>.

Hoewel de beoordeling van metalen in bodems en waterbodems er mede op gericht is de emissie naar en effecten van metalen in oppervlaktewater te beoordelen is de normstelling gebaseerd op oxische (zuurstofhoudende) condities. In het verleden (RIVM, 2000) is een

---

<sup>1</sup> Op basis van het gebruik in de praktijk wordt het begrip zware metalen als volgt gedefinieerd: alle metalen met atoomnummers 23 (vanadium) tot en met 83 (bismuth), behalve de (aard)alkalimetalen, echter wel barium plus de niet-metalen arseen, seleen en telluur. Volgens deze definitie vallen de lanthaniden (lanthaan, cerium, et cetera) ook onder de zware metalen. Deze stoffen worden echter zelden onderzocht (SKB, 2007).

<sup>2</sup> De ms-PAF is gebaseerd op Species Sensitivity Distributions (SSD's) van potentieel toxische effecten van individuele contaminanten zoals metalen, en door middel van rekenregels opgeteld tot een som potentieel toxisch effect. Deze effecten worden gemeten in water (Dutch Standard Water; DSW) en worden voor een beoordeling van de bodem door middel van de standaard partiticoëfficiënt (SEDIAS oevergebied, onderdeel van de risicotoolboxBodem.nl) vertaald naar bodem concentraties.



methodiek uitgewerkt om rekening te houden met de beschikbaarheid van metalen in waterbodems, maar deze wordt momenteel niet gebruikt bij de beoordeling van waterbodems. De vertaling van bodemconcentraties naar waterconcentraties vindt plaats op basis van de partiticoëfficiënt (zie voetnoot [2]). Uitgangspunt is dat metalen via reversibele binding aan organisch stof en kleideeltjes in evenwicht zijn tussen (porie)water en de bodem. Doordat metalen redox-gevoelig zijn is de vraag of de risico's van metalen ook voor anaerobe (zuurstofloze) waterbodems anders beoordeeld zouden kunnen worden. Onder anaerobe condities gaat de aanname dat metalen reversibel aan bodemdeeltjes gebonden zijn namelijk vaak niet op. Metalen kunnen ook irreversibel gebonden worden in mineralen. Een andere verschuiving die plaatsvindt is dat ijzer van driewaardig naar tweewaardig reduceert. Dit verandert de bindingscapaciteit van de bodem.

De beschikbaarheid van metalen wordt niet alleen door de redox condities bepaald, maar ook door andere factoren. Hierbij speelt de pH vaak een belangrijke rol. Er is sprake van een gekoppeld effect tussen redoxcondities en pH, veel redox-gevoelige processen in de bodem beïnvloeden de pH.

## 1.2 Doelstelling

Voor de risicobeoordeling op de oppervlaktekwaliteit van zware metalen in achterblijvende waterbodems bij baggerwerkzaamheden wordt onderzoek uitgevoerd naar:

1. Hoe gedragen zware metalen zich in anoxische bodems? (literatuurstudie)
2. Vormen zware metalen een risico voor verspreiding of biologische opname na baggeren (literatuurstudie aangevuld met een rekenvoorbeeld)?
3. Hoe heeft dit effect op het beoordelen van een verontreinigde waterbodem onder het onderhoudsprofiel?

De focus in dit onderzoek ligt op de effecten op de (biologische) beschikbaarheid van metalen bij ingrepen onder water, en niet op processen die op kunnen treden bij het toepassen van bagger op land zoals bagger op de kant.

## 1.3 Leeswijzer

In dit rapport wordt gekeken naar de kansen en risico's van anaerobe waterbodems. In Hoofdstuk 2 staan de doorlopen onderzoekstappen toegelicht. In Hoofdstuk 3 staan de resultaten van het literatuuronderzoek over de beschikbaarheid en het gedrag van zware metalen in de waterbodem. Hierin wordt het gekoppeld effect tussen redoxcondities en pH benoemd en toegelicht. In Hoofdstuk 4 wordt de beoordelingssystematiek verder toegelicht. In Hoofdstuk 5 wordt de informatie uit hoofdstuk 3 theoretisch getoetst op de waterbodemcondities (aeroob-anaeroob) die ontstaan voor, tijdens en na de baggerwerkzaamheden. In Hoofdstuk 6 volgt een conclusie en aanbevelingen op de huidige beoordelingssystematiek van waterbodems voor de beschikbaarheid van zware metalen. In Hoofdstuk 7 staan de gebruikte referenties voor de rapportage.

## 2 Methodiek

De focus in dit onderzoek ligt op de effecten op de (biologische) beschikbaarheid van metalen in de waterbodem na ingrepen onder water. Een ingreep waar specifiek naar gekeken is is het verwijderen van de toplaag van een waterbodem en de processen die na de ingreep optreden voordat de waterbodem opnieuw in (dynamisch) evenwicht is. Het startpunt van dit onderzoek is een literatuuronderzoek, waarbij gebruik is gemaakt van beschikbare literatuur over het gedrag van zware metalen in waterbodems in steady en non-steady state condities na het verwijderen van de toplaag. Resultaten van dit literatuuronderzoek staan beschreven in Hoofdstuk 3. Onderdeel van het literatuuronderzoek is ook een quickscan naar beschikbare methodieken voor het bepalen van gebiedspecifieke EQS waarden voor oppervlaktewater en sediment (EU CIS document 27 en 38) en hoe dit in Nederland wordt aangepakt. Resultaten van dit literatuuronderzoek staan beschreven in Bijlage en worden kort toegelicht in paragraaf 4.3. In paragraaf 2.2 is toegelicht welke literatuurbronnen zijn geraadpleegd

Vervolgens is gekeken naar de verspreidingsrisico's door verandering in (biologische) beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem. Op basis van drie scenario's die ontstaan bij baggerwerkzaamheden is een berekening gedaan van de mate van verspreiding van zware metalen (Hoofdstuk 4):

- Anaerobe condities (paragraaf 4.5.1);
- Aerobe condities (paragraaf 4.5.2);
- Aerobe condities in combinatie met een lage pH (paragraaf 4.5..3).

Voor de beoordeling van de verspreidingsrisico's na ingreep is de normering voor de zware metaalconcentraties (zwaar verontreinigd) gebruikt om een relevant beeld te geven. Deze zijn aangevuld met relevante waterbodemcondities in Nederland voor de pH en redoxomstandigheden. Op deze waterbodems is op basis van de opgehaalde informatie, een beoordeling gedaan of een ingreep in de toplaag van de waterbodem een verhoogd of verlaagd risico oplevert met betrekking tot de (biologische) beschikbaarheid van metalen in de waterbodem. Deze beoordeling is in de context geplaatst van de huidige beoordelingssystematiek voor waterbodems.

# 3 Toxiciteit, (biologische) beschikbaarheid en mobiliteit van zware metalen in waterbodems

Om inzichtelijk te maken wat de mogelijke risico's zijn van het baggeren van waterbodems met betrekking tot de (biologische) beschikbaarheid van zware metalen, is het van belang om te begrijpen welke processen van invloed zijn op de (biologische) beschikbaarheid van zware metalen. Aan de basis van risico-inschattingen van zware metalen in het milieu ligt de toxiciteit van zware metalen voor organismen (paragraaf 3.1), de (biologische) beschikbaarheid (paragraaf 3.2), de mobiliteit van zware metalen (paragraaf 3.3) en diverse transportprocessen van de zware metalen (paragraaf 3.4) in de waterbodem.

## 3.1 Toxiciteit

### 3.1.1 Species Sensitivity Distribution (SSD)

De mate waarin een zwaar metaal toxisch is is afhankelijk van het organisme (Posthuma et al., 2019). Op basis van een beschikbare dataset aan toxiciteitsproeven op verschillende organismen kan een SSD worden opgesteld voor een specifieke stof (Posthuma et al., 2001). Een SSD geeft een beeld van de gevoeligheid van een soort voor acute of chronische effecten bij blootstelling aan bepaalde concentraties van een stof. Om de toxiciteit van een soort voor een bepaalde stof af te leiden kan gebruik worden gemaakt van bepaalde grenzen zoals bijvoorbeeld de NOEC (no-observed-effect concentration) of LC50 (median lethal concentration) (Wijdeveld, 2019). Aan de hand van een SSD kan in kaart gebracht worden wat onder een bepaalde concentratie van een stof de potentieel aangetaste fractie is (PAF). In de praktijk worden organismen aan meerdere stoffen tegelijk blootgesteld. Om de risico's van meerdere stoffen tegelijk voor een organisme te bepalen kan de ms-PAF (Multi Substances – Potentially Affected Fraction) gebruikt worden (Wijdeveld, 2019).

### 3.1.2 Vertaling toxiciteit water naar sediment

Om toxiciteit op basis van SSD te vertalen naar normen voor sediment, dient er een omrekening plaats te vinden van waterconcentraties naar bijbehorende sedimentconcentraties (Wijdeveld, 2019). De simpelste manier om de vertaalslag van waterconcentraties naar concentraties in sediment te maken is aan de hand van evenwichtspartitie (Wijdeveld, 2019). De partiticoëfficiënt ( $K_d$ ) wordt berekend aan de hand van de concentratie van een stof in de vaste fase gedeeld door de concentratie van een stof in de opgeloste fase. Voor zware metalen geldt dat de partiticoëfficiënt sterk afhankelijk is van de milieuomstandigheden (pH, redox, organisch materiaal) (AKWA, 2003). Zoals besproken in paragraaf 3.2 zijn niet alle zware metalen in oplossing ook biologisch beschikbaar. Een Free Ion Activity Model (FIAM) maakt middels berekeningen op basis van thermodynamisch evenwicht de vertaalslag naar vrij opgeloste ion concentraties. Dit is accurater dan het gebruik van een partiticoëfficiënt, maar ook complexer. Om vervolgens ook rekening te houden met mogelijke competitie voor opname door een organisme kan gebruik gemaakt worden van een Biotic Ligand Model (BLM).

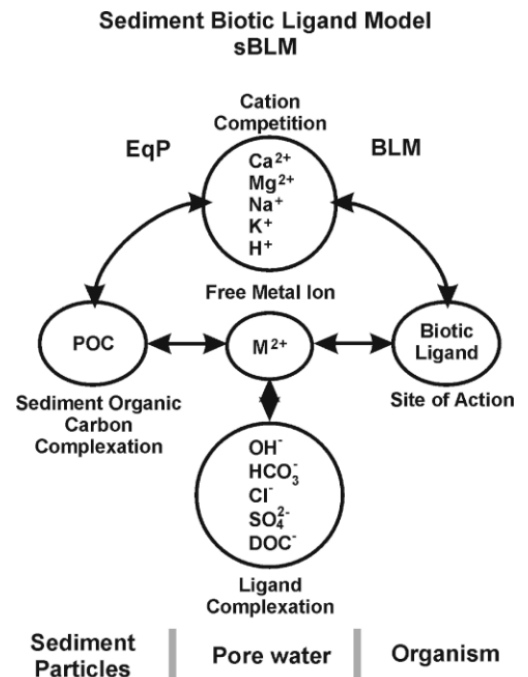
### 3.1.3 SEM/AVS

De vertaling van toxiciteit in water naar sediment zoals hierboven besproken is gebaseerd op evenwicht. In sedimenten is voor zware metalen geen sprake van evenwicht, maar is de binding aan mineralen van belang (Wijdeveld, 2019). Met de binding van zware metalen aan mineralen in de bodem kan rekening gehouden worden door gebruik te maken van de ratio Simultaneous Extracted Metals (SEM) / Acid Volatile Sulfides (AVS). Wanneer er in de

waterbodem meer sulfide aanwezig is dan zware metalen (Ratio SEM/AVS is kleiner dan 1) dan wordt aangenomen dat alle zware metalen door sulfide neerslaan en gebonden zijn aan het sediment en dus niet biologisch beschikbaar zijn (DiToro et al., 2005). Echter, de aanname dat zware metalen niet beschikbaar zijn wanneer er voldoende sulfide in de bodem zit gaat niet altijd op. Zo laat Vink et al. (2017) zien dat ondanks een hoge sulfideconcentratie mobilisatie van zware metalen kan plaatsvinden bij een grote shift in redoxpotentiaal, door kinetische snelheid bij oxidatie/reductie waardoor tijdelijk andere bindingsmechanismes dominant worden. Ondanks deze onzekerheid geeft de SEM/AVS ratio een goede indicatie van de beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem.

### 3.2 Biologische beschikbaarheid

Zware metalen zijn biologisch beschikbaar als ze zich in de vrij ion-fase bevinden, en gebonden en opgenomen worden in een organisme (vaak beoordeeld via de kieuw passage bij vissen). De combinatie van vrij ion model (FIAM) en biologische binding en opname wordt het BLM genoemd (AKWA, 2003; DiToro et al., 2005). In Figuur 3-1 is biologische beschikbaarheid volgens het BLM schematisch weergegeven. Uit Figuur 3-1 komt naar voren dat factoren die van invloed zijn op de mate waarin zware metalen zich binden aan organisch materiaal in sediment beïnvloed worden door waterkwaliteitsparameters. Deze parameters bepalen mede de mate waarin een metaal ion opgenomen kan worden door een organisme. Dat een metaal als vrij ion in de waterfase voorkomt betekent niet per se dat het metaal ook door een organisme zal worden opgenomen, net als dat het niet betekend dat een zwaar metaal zal binden aan het sediment. Dit komt omdat er ook competitie voor opname is van kationen zoals bijvoorbeeld calcium en magnesium (AKWA, 2003; DiToro et al., 2005). Een belangrijke factor die bepalend is voor de mate waarin er sprake is van kation competitie is de pH (DiToro et al., 2005).



Figuur 3-1. Schematisch overzicht van het sediment biotic ligand model (sBLM). De Biotic Ligand representeert de biologische beschikbaarheid (DiToro et al., 2005).

Ook speelt bij de biologische beschikbaarheid van zware metalen mee dat een zwaar metaal zich kan binden aan bijvoorbeeld chloride, sulfaat, of opgelost organisch materiaal (DiToro et al., 2005). Wanneer een zwaar metaal is gebonden aan bijvoorbeeld chloride, dan is het niet alleen niet biologisch beschikbaar, maar vormt het ook geen onderdeel van de vaste fase. Dit betekent dat wanneer de totaal waterconcentratie van een zwaar metaal wordt gemeten, zware metalen die gebonden zijn aan chloride hier ook onder vallen. De totaal waterconcentratie is daarom niet per se een goede maat voor de biologisch beschikbare fractie van zware metalen.

Een BLM model (zoals b.v. PNEC pro (Verschoor, 2011)) beschrijft en berekend al deze stappen. Een versimpelde benadering op basis van waterkwaliteitsparameters en een risico factor berekening (is een metaal meer of minder beschikbaar dan onder de ecotoxicologische testcondities) is gepubliceerd in (Wijdeveld, 2019).

### 3.3 Mobiliteit

In aquatische systemen is meer dan 90% van de zware metalen metaal-organisch gebonden aan liganden (Calmano, 1993), al varieert de vorm van de liganden per metaal. Zware metalen worden vaak als immobiel beschouwd, maar dit is zeker niet altijd het geval. De mobiliteit is afhankelijk van de volgende factoren:

- 1 De speciatie (de fysisch-chemische bindingsvorm van de metalen);
- 2 De samenstelling van de (water)bodem;
- 3 De condities in de (water)bodem (met name de pH en het redoxpotentiaal<sup>3</sup>).

#### 3.3.1 Speciatie

Zware metalen kunnen aan verschillende stoffen binden, zoals bijvoorbeeld organisch materiaal of sulfiden. De bindingsvorm is bepalend voor de mate van oplosbaarheid van zware metalen. Zo zijn zware metalen als onderdeel van silicaten zeer stabiel waardoor ze niet oplosbaar zijn, terwijl zware metalen gebonden aan hydroxides vaak juist goed oplosbaar zijn (Figuur 3-2) (SKB, 2007). Dat een zwaar metaal gebonden is, betekent niet automatisch dat het zware metaal zich in de vaste fase in de waterbodem bevindt. Zo kunnen zware metalen ook binden aan bijvoorbeeld opgelost organisch materiaal of chloride, waardoor ze zich in de waterfase bevinden en dus mobiel zijn (Figuur 3-1 **Error! Reference source not found.**) (DiToro et al., 2005). De hoeveelheid zware metalen wat zich in de waterfase bevindt, zowel gebonden als als vrij ion, is bepalend voor de totale concentratie van een zwaar metaal in het water.

De mate waarin zware metalen zich in de waterfase of de vaste fase bevinden (geadsorbeerd aan bindingsplaatsen, dit zegt niets over de eventuele insluiting in mineralen) kan worden uitgedrukt in een partiticoëfficiënt ( $K_d$ ). De  $K_d$  in de waterbodem is niet constant en kan per metaal tot wel een factor 1000 wisselen (AKWA, 2003). Bepalende factoren voor de  $K_d$  van zware metalen zijn bijvoorbeeld de pH en redoxcondities in de waterbodem, gehalten van andere zware metalen, de aanwezigheid van complexerende bestanddelen in de waterfase (bijvoorbeeld chloride of opgelost organisch materiaal), en de hoeveelheid lutumdeeltjes (klei) en organisch stof in het sediment (AKWA, 2003). De uiteindelijke bindingsvorm van zware metalen is dus afhankelijk van zowel de aanwezigheid van bepaalde stoffen in de waterbodem (3.3.2), alsmede de condities in de waterbodem (3.3.3). Dit betekent dat een schatting van de toxiciteit van zware metalen op basis van een  $K_d$  onder aerobe condities niet direct vertaald kan worden naar anaerobe condities, omdat de  $K_d$  anders kan zijn. Hierbij komt nog het mogelijk effect van het oplossen of neerslaan van mineralen, zoals b.v. de reductie van driewaardig geoxideerd ijzer (b.v. het verdwijnen van ijzeroxide met zware metaal insluitingen) en het neerslaan van gereduceerd ijzer (b.v. met sulfide, waarbij zware metalen ingesloten kunnen worden). Deze reacties zijn niet 1 op 1 aan elkaar gelijk,

waardoor er door mineralisatie een bron of verdwijnterm voor zware metalen kan zijn.

Bindingsvorm	Stabiliteit/oplosbaarheid
Onderdeel van zand of kleideeltjes (silicaten)	Zeer stabiel, niet oplosbaar
(Co-)precipitaten van zouten (bijvoorbeeld carbonaten, sulfiden, zoals pyriet); (hydr)oxiden	Stabiliteit wisselend van zeer stabiel en slecht oplosbaar (sulfiden) tot goed oplosbaar (sommige hydroxiden)
Binding aan oppervlakken van klei, organische stof, oxiden (adsorptie en dergelijke)	Bindingssterkte wisselend, potentieel oplosbaar
Metallische deeltjes	Stabiel, niet oplosbaar

Figuur 3-2. Overzicht van verschillende bindingsvormen van zware metalen en de desbetreffende mate van oplosbaarheid (SKB, 2007).

<sup>3</sup> Ook het zoutgehalte in de waterbodem is van belang vanwege de vorming van anorganische complexen in zoutere condities. Het zoutgehalte zal in dit rapport echter niet verder besproken worden, omdat hier alleen gekeken zal worden naar zoete oppervlaktewateren.

### 3.3.2 Samenstelling waterbodem

De samenstelling van de waterbodem is een belangrijke factor in de speciatie van zware metalen (SKB, 2007; AKWA, 2003). Immers, de samenstelling is van belang voor het aantal aanwezige bindingsplaatsen en daardoor mede bepalend voor de hoeveelheid zware metalen die kunnen binden. Zware metalen binden vooral aan de lutumfractie, Fe- en Mn-oxides, en organisch materiaal (de Lange et al., 2006a). Als er meer lutum, Fe- en Mn-oxides, en organisch materiaal aanwezig is in de waterbodem, dan kunnen er meer zware metalen aan de waterbodem binden (SKB, 2007). De huidige standaardbodemcorrectie die in Nederland gebruikt wordt corrigeert bodemnormen op basis van de lutum en organisch koolstof concentratie (RIVM, 2018). Bij deze bodemcorrectie wordt geen rekening gehouden met de hoeveelheid sulfide of Fe- en Mn-oxiden in de bodem.

Naast de aanwezigheid van lutum, Fe- en Mn-oxides, en organisch materiaal, is de hoeveelheid ijzersulfide in de waterbodem ook van belang. Wanneer er voldoende ijzersulfide in de waterbodem aanwezig is kunnen zware metalen met ijzersulfide reageren en zo slecht oplosbare sulfidecomplexen vormen (DiToro, 2005). De binding met ijzersulfide is vooral van belang onder anaerobe condities. Onder aerobe condities kunnen sulfidecomplexen oxideren tot sulfaat en kunnen gebonden zware metalen juist weer mobiel worden.

### 3.3.3 Conditie waterbodem

Naast de samenstelling van de waterbodem zijn de condities in de waterbodem bepalend voor de mate waarin zware metalen mobiel zijn. De belangrijkste factoren zijn de pH en de redox-omstandigheden (AKWA, 2003). In Figuur 3-3 is een overzicht gegeven van de invloed van condities zoals de pH en redox-omstandigheden op de mobilisatie of juist immobilisatie van specifieke metalen, hieronder verder toegelicht.

	Mobilisatie	Immobilisatie
<b>Verzuring (pH daalt naar 6 of lager)</b>	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)	Anionogene metalen (Cr (VI), As, Mo en dergelijke, soms ook Cu)
<b>pH in de range 6 - 8</b>	Anionogene metalen (Cr (VI), As(V), Mo en dergelijke)	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)
<b>Ijzerreducerende condities</b>	Arseen <sup>1</sup>	Mogelijk Cr(VI), Cu
<b>Sulfaatreducerende condities</b>	Ba, mogelijk arseen, molybdeen e.d.	Kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Cu, Co en dergelijke), ook Cr(VI)
<b>Hoge chloride-concentraties</b>	Veel kationogene metalen (Cd, Zn, Ni, Pb, Co en dergelijke)	Ag
<b>Matig hoge sulfaat-concentraties</b>	Beperkte effecten op bv. zink	Ba, Pb
<b>Toename DOC in grondwater</b>	Effect op veel kationogene metalen, sterk effect op Cu, Hg, Cr(III)	Niet, tenzij DOC afbreekbaar is en sulfaatreductie stimuleert
<b>Rijkere bodemsamenstelling</b>	Geen	Versterkte binding van alle metalen

<sup>1</sup> Soms ook mobilisatie van andere metalen.

Figuur 3-3. Effect van diverse factoren op de mobiliteit van zware metalen in de bodem. (SKB, 2007)

### 3.3.3.1 Redox

Onder anaerobe condities reduceert sulfaat tot sulfide en kunnen zware metalen met sulfide precipiteren (AKWA, 2003). Wanneer er voldoende sulfide aanwezig is zullen onder stabiele condities zware metalen met sulfide complexen vormen en zal de mobiliteit van zware metalen in het water-bodem systeem nagenoeg nul zijn (AKWA, 2003). De exacte mate van het vormen van sulfide-complexen is echter ook afhankelijk van bijvoorbeeld de hoeveelheid opgelost organisch materiaal en de snelheid waarmee reacties verlopen (AKWA, 2003). Zo blijkt uit onderzoek van Vink et al. (2010) dat metalen ook in oplossing kunnen zijn (vooral aan DOC gebonden) in waterbodems waarin voldoende sulfide aanwezig is. Dit wordt veroorzaakt door de snelheid waarmee de binding aan DOC plaatsvindt. De binding van zware metalen aan het opgeloste DOC vindt sneller plaats en 'wint' het daardoor van de sulfide precipitatie.

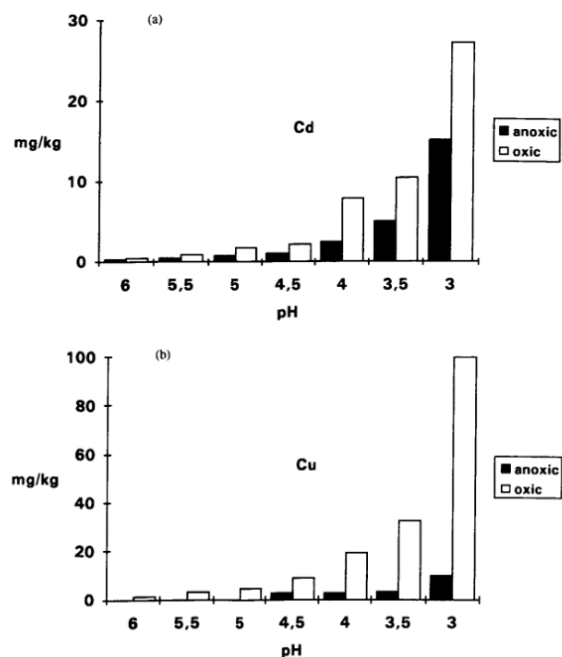
De hoeveelheid aanwezige sulfide is niet in alle gevallen bepalend voor het gehalte van zware metalen in oplossing omdat de hoeveelheid opgelost organisch materiaal sterk van invloed is (Vink et al., 2010). Een methode als SEM/AVS, waarbij de beschikbaarheid van zware metalen wordt bepaald aan de hand van de hoeveelheid sulfide (AKWA, 2003), is dus niet geschikt om de mate van beschikbaarheid van zware metalen te voorspellen (Vink et al., 2010). Kanttekening is dat de resultaten van (Vink et al., 2010) focussen op bodems die onder water worden toegepast en nog niet in evenwicht zijn. Thermodynamisch is de binding aan sulfiden sterker dan aan DOC (Stumm, 1981).

### 3.3.3.2 pH

Naast de redoxomstandigheden is ook de pH bepalend voor de mobiliteit van zware metalen. Dit komt omdat protonen een sterke competitie vertonen met zware metalen om beschikbare bindingsplaatsen (AKWA, 2003). Over het algemeen is te stellen dat een lagere pH ervoor zorgt dat zware metalen mobieler worden (Figuur 3-3).

Processen in het sediment gerelateerd aan de redoxcondities en de pH zijn niet volledig los van elkaar te zien. Zo kan de oxidatie van sulfide leiden tot verzuring van het systeem. Hierdoor kunnen de mobilisatie die optreedt door verzuring en de mobilisatie die optreedt door oxidatie van sulfide elkaar versterken. Dit komt naar voren in Figuur 3-4, waarin te zien is dat een lage pH van de waterbodem onder aerobe condities tot meer mobilisatie leidt van zowel koper als cadmium, dan een lage pH onder anaerobe condities. Als er voldoende kalk aanwezig is in het water is het systeem goed gebufferd. Onder goed gebufferde omstandigheden zal de oxidatie van sulfidecomplexen minder invloed hebben op de pH.

Voor sediment afkomstig uit het Rijnstroomgebied is de pH vaak gebufferd rond de 8.0 - 8.5 door de aanwezigheid van kalk. Maar deze licht alkalische pH is niet in elke waterbodem een gegeven. In een reactieve ongebufferde waterbodem waarin zuurstof indringt kan de omzetting van sulfiden voor een lagere pH (pH <7) zorgen.



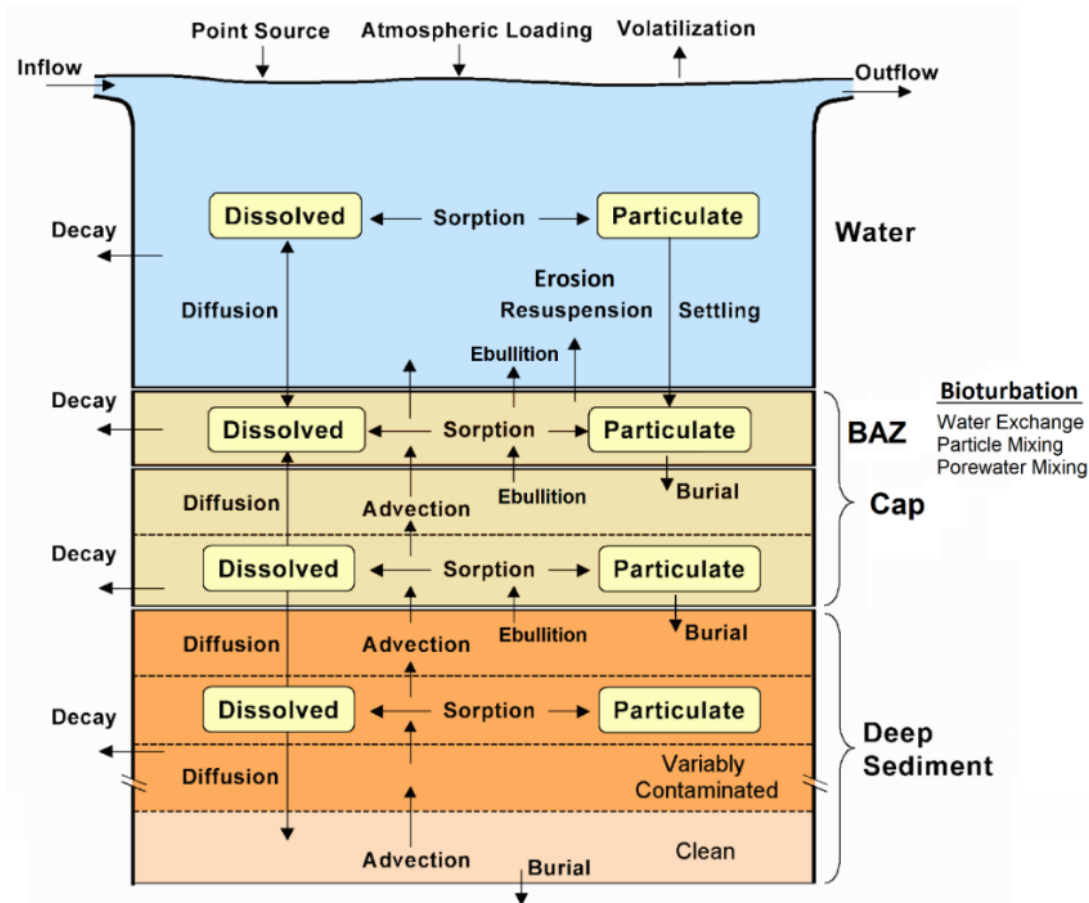
Figuur 3-4. De mobiliteit van cadmium en koper onder verschillende pH en redoxcondities. (Calmano et al., 1993)

## 3.4 Transportprocessen

### 3.4.1 Natuurlijke transportprocessen

Zware metalen verspreiden zich door het milieu middels diverse transportprocessen. De grootte van deze transportprocessen zijn afhankelijk van de specifieke redoxomstandigheden en pH van de waterbodem en het oppervlaktewater, en de samenstelling van de waterbodem, zoals hierboven benoemd. Zware metalen in oplossing of geadsorbeerd in liganden kunnen meeliften op bulk stroming van vloeistof of gas. In de waterbodem ontstaat advectief transport door grondwaterstroming (kwel of inzijing) en turbulente dispersie (opwerveling) aan het grensvlak, waardoor lokale drukverschillen op het sediment ontstaan (De Lange et al., 2006b; Osté, 2011). Drukverschillen ontstaan ook door het groter wordende gewicht van de bovenste laag op de onderliggende lagen. Sedimentatie zorgt voor het samendrukken van de poriën (consolidatie) en daarmee de uitwisseling van metalen in de diepere sedimenten. Op tijdschalen van jaren tot decaden speelt diffusie een belangrijke rol. Door concentratieverschillen ontstaat er een diffusiegradiënt die voor verspreiding zorgt. Naast de fysische en chemische transportprocessen kunnen biologische processen zorgen voor verspreiding van zware metalen, met name bioturbatie en bio-irrigatie. Bioturbatie is een verzamelterm voor alle activiteiten van bentische fauna in de waterbodem, zoals schelpen en wormen. Hieronder valt (in)graven, opname van sediment, defaecatie, constructie van buizen en biodepositie (De Lange et al., 2006b). Door bioturbatie kan zuurstof dieper in de waterbodem indringen en leiden tot al eerder toegelichte chemische transportprocessen aan het vergrootte poriewater-sediment oppervlakte (moleculaire diffusie, dispersie en partitie). Bio-irrigatie is het transport door het ventileren van gangen en holtes door organismen. De zone waar biologische processen plaatsvinden wordt ook wel de Biological Active Zone (BAZ) genoemd (Figuur 3-5). Deze diepte wordt meestal op 10 cm gezet (Reible et al., 1991), maar kan tot een diepte van 50 cm plaatsvinden. Biologische processen kunnen nalevering van verontreinigingen uit waterbodems met een factor 4 tot 6 vergroten voor PAK's (Reible et al., 1996) en een factor 1,5-2 voor PCB's (Koelmans et al., 2008). Onder de BAZ ligt een geïsoleerde, anoxische waterbodem zonder biologische processen. Indien deze anoxische waterbodem in aanraking komt met zuurstof dringt de zuurstof in de waterbodem via de poriën van de waterbodem. Dit gaat echter alleen om de bovenste toplaag; de indringing van zuurstof is zeer beperkt, in de orde grootte van millimeters (Sobek, 2011).





Figuur 3-5 Transportprocessen in de diverse lagen van de waterbodem. Bron: Interstate Technology Regulatory Council (ITRC), via <https://sd-1.itrcweb.org/3-performance-objectives-and-design-concepts/>

### 3.4.2 Transportprocessen bij baggerwerkzaamheden

Tijdens de baggerwerkzaamheden ontstaat een abrupte menging van waterbodemplagen. De bovenste laag wordt verwijderd, waarna diepere, soms sterker verontreinigde waterbodemplagen<sup>4</sup> in aanraking komen met water (Figuur 3-5). Vervolgens zal er door

<sup>4</sup> Historisch gezien zijn waterbodems afgezet in de jaren 1950 – 1990 vaak sterker verontreinigd met onder andere zware metalen (Anderberg, 1994). Zie onderstaande tabel uit (Huisman, 1998). Omdat recente bagger vaak periodiek (+/- elke 10 – 20 jaar) gebaggerd wordt kan ouder sediment afgezet in een periode met meer belasting periodiek als topplaat voorkomen.

Pollution measured on the German-Dutch border in 1972, 1985 and 1993

	1972	1985	1993	Reduction 1993 w.r.t. 1972	Natural load/ content
Mercury	99 t	5 t	2.5 t	97%	0.7 t/y
Cadmium	167 t	9 t	2.8 t	98%	1 t/y
Chromium	3 627 t	378 t	251 t	93%	240 t/y
Lead	2 000 t	441 t	346 t	83%	75 t/y
Copper	2 018 t	473 t	314 t	85%	70 t/y
Nickel	-	356 t	219 t	-	-
Zinc	13 800 t	2 995 t	1 724 t	88%	250 t/y
TOC	29 kg/s	13 kg/s	8 kg/s	72%	-
Oxygen	4.4 mg/l	8.0 mg/l	10.0 mg/l	56%	10 mg/l
Phosphate	1.3 kg/s	1.0 kg/s	0.5 kg/s	63%	0.2 kg/s
Nitrogen NH <sub>4</sub>	1.0 kg/s	1.4 kg/s	0.5 kg/s	47 %	0.3 kg/s

turbulente dispersie menging van de lagen ontstaan. Het grootste deel hiervan zal worden weggebaggerd, maar een deel zal tijdens het baggeren op de waterbodem terugvallen en sedimenteren. Deze laag wordt een morslaag genoemd, afgeleid van de “morsing” van materiaal bij baggeren.

De mengverhouding van de achtergebleven morslaag bepaalt de chemische samenstelling van de waterbodem en daarmee de potentiële nalevering van zware metalen. Er is weinig literatuur over de chemische samenstelling van de morslaag. In een inventarisatie in opdracht van Waternet naar mors bij baggerwerkzaamheden in de Vecht werd de achtergebleven morslaagdikte geschat op basis van fysieke waarnemingen (Hussem Consultancy, 2012). Er werd geconstateerd dat het vaststellen van de morslaagdikte niet eenduidig kan plaatsvinden, omdat er geen zekerheid is dat de visueel vastgestelde bovenste en geroerde laag de morslaag is, of dat het onderliggend slib ook bij de morslaag behoort. Op basis van de ervaringen in het onderzoek van Hussem Consultancy (2012) is de morslaag qua consistentie veelal dunner dan de niet-geroerde bodem. De morslaag loopt grotendeels als waterige massa uit de zuigerboor bij bemonstering, terwijl het oorspronkelijke materiaal steviger was en qua vorm redelijk stabiel bleef bij bemonstering.

De aanname is dat de chemische samenstelling van de morslaag kan worden bepaald door een mengverhouding te nemen van de diverse bodemlagen waarin wordt gebaggerd. Hierin kunnen verschillende mengverhoudingen worden beoordeeld. De mengverhoudingen worden verder uitgewerkt in Hoofdstuk 4. Hierbij kan worden vastgesteld dat de potentiële nalevering van zware metalen uit de waterbodem gelijk is aan het maximale concentratieverschil. Indien de normering van de waterbodems volgens de Regeling Bodemkwaliteit (2022) wordt aangenomen als maximale concentratieverschil (achtergrondwaarde versus sterk verontreinigde bagger), wordt een factor 10 (cadmium) aan verschil verwacht. Aangezien de variatie in  $K_d$  onder de verschillende condities groter is dan het factorverschil in de chemische samenstelling van de bodem kan gesteld worden dat de chemische samenstelling dus niet zorgt voor het grootste factorverschil in de nalevering.

## 4 Verspreidingsrisico's zware metalen bij baggeren

In dit hoofdstuk wordt beschreven wat de mogelijke verspreidingsrisico's zijn van zware metalen in de waterbodem na het baggeren aan de hand van een berekening van poriewaterconcentraties van zware metalen onder verschillende waterbodemcondities. Daarnaast wordt in gegaan op hoe de mogelijke verspreidingsrisico's op basis van de uitgevoerde berekeningen zich verhouden tot de huidige beoordelingsystematiek voor waterbodems.

### 4.1 Uitgangssituatie in Nederland

#### 4.1.1 pH

Om inzicht te verkrijgen in de mogelijke verspreidingsrisico's door baggeren wordt gekeken naar de mate waarin zware metalen oplosbaar zijn onder bepaalde condities. Voor de analyse van verspreidingsrisico's wordt gekeken naar realistische condities voor Nederlandse watersystemen. In Nederland is de pH in oppervlaktewateren over het algemeen tussen de 4 en 10 (zie <https://waterinfo.rws.nl/>). Een deel van de watersystemen, zoals bijvoorbeeld de Rijn (Vink et al. 2002), bevat voldoende kalk waardoor het systeem goed gebufferd is. Echter zijn er ook watersystemen waarvan de buffercapaciteit relatief laag is, wat betekent dat oxidatie van de waterbodem gepaard kan gaan met een verlaging van de pH.

#### 4.1.2 Aanwezigheid van zware metalen

Met betrekking tot de mate van verontreiniging van de waterbodem wordt er aangenomen dat hoge concentraties zware metalen in sediment gerelateerd zijn aan een historische verontreiniging (Anderberg, 1994; Huisman, 1998). Bij een gemiddelde sedimentatiesnelheid van 2 cm/jaar betekent dit dat de bovenste ca. 10 cm relatief schoon sediment is wat in de afgelopen jaren is afgezet. Onder deze laag relatief schoon sediment bevindt zich de mogelijk verontreinigde bagger. Uit onderzoek van Vink (2009) waarbij 6 waterbodems uit de Rijn en Maas zijn bemonsterd kwam naar voren dat in de meeste waterbodems anaerobe condities optreden vanaf ca. 2 cm onder het oppervlakte van de waterbodem. Dit betekent dat voorafgaand aan het baggeren de verontreinigde waterbodem anaerob is.

#### 4.1.3 Toxiciteit, (biologische) beschikbaarheid en mobiliteit

Onder anaerobe condities zijn zware metalen zo goed als immobiel wanneer er voldoende sulfide aanwezig is. Wanneer de verhouding SEM/AVS kleiner is dan 1, is er voldoende sulfide aanwezig om de zware metalen in de bodem te binden (zie ook paragraaf 3.3). Dit betekent dat zware metalen door de binding aan sulfide niet biologisch beschikbaar of mobiel zijn.

Uit de inventarisatie van het RIVM (2000) van de SEM/AVS ratio in Nederlandse waterbodems blijkt dat in de meeste gevallen de SEM/AVS kleiner is dan 1. Op een enkele locatie is de SEM/AVS groter dan 1 bovenin de waterbodem, maar is de SEM/AVS wel kleiner dan 1 op enkele centimeters diepte. Enkel in het Ketelmeer is er niet voldoende sulfide aanwezig om alle zware metalen te binden. In deze analyse van de mogelijke verspreidingsrisico's van zware metalen in de waterbodem nemen we aan dat er voldoende sulfide aanwezig is in het systeem om zware metalen te binden.

### 4.2 Procesbeschrijving baggeren

Voorafgaand aan het baggeren is er sprake van een steady-state situatie, waarbij de met zware metalen verontreinigde waterbodem anaerob is. Dit is de eerste situatie waarop een schatting wordt gemaakt van de verspreidingsrisico's van zware metalen uit de waterbodem.

Tijdens het baggeren wordt de bovenste laag van de waterbodem verwijderd. Hierdoor zal een deel van de bovenste waterbodem aeroob worden. Wanneer het watersysteem onvoldoende gebufferd is, zal de oxidatie van de waterbodem gepaard gaan met een verlaging van de pH. Op basis van praktijkervaring blijkt dat er tijdens het baggeren een deel van het sediment zich als zwevend stof verspreid in het water. Dit zwevend stof daalt binnen enkele uren neer op de waterbodem. Hierdoor ontstaat er een morslaag van enkele centimeters die bestaat uit een mix van nieuw aangevoerd sediment uit de waterkolom en de oude waterbodem. Aangezien de morslaag snel vormt is de blootstelling van zuurstof aan de achtergebleven waterbodem zeer kort. Bij de analyse van de verspreidingsrisico's wordt de aanname gedaan dat de blootstelling aan zuurstof van de achtergebleven waterbodem te kort is voor het optreden van significante mobilisatie van zware metalen uit de waterbodem. Na het baggeren stelt zich een nieuwe steady-state in waarbij de bovenste centimeters van de nieuwe waterbodem (de morslaag) blootgesteld worden aan zuurstof, en in het geval van een slecht gebufferd systeem ook een lage pH. Deze twee situaties vormen de tweede en derde situatie waarin het verspreidingsrisico van zware metalen uit de waterbodem wordt geanalyseerd.

Dit betekent dat er in deze studie gekeken zal worden naar de mobilisatie van zware metalen onder de volgende omstandigheden:

- Anaerobe condities (paragraaf 4.5.1);
- Aerobe condities (paragraaf 4.5.2);
- Aerobe condities in combinatie met een lage pH (paragraaf 4.5.3).

### 4.3 Beoordelingssystematiek waterbodems

In deze paragraaf wordt kort toegelicht hoe de huidige waterbodemnormen zijn vastgesteld en hoe getoetst wordt of waterbodems voldoen aan de norm en dus geen risico vormen voor de oppervlaktewaterkwaliteit (EU CIS guidance nr. 27 en 38). De hier besproken toelichting dient als basis voor de duiding van de resultaten van de berekeningen in paragraaf 4.5. Een uitgebreidere beschrijving van hoe oppervlaktewater- en waterbodemnormen tot stand komen, alsmede hoe getoetst wordt of de oppervlaktewater- en waterbodemkwaliteit voldoet aan de normen is te vinden in Bijlage .

#### 4.3.1 Normstelling

De huidige waterbodemnormen zijn gebaseerd op een combinatie van het ecotoxicologische risico voor organismen in het oppervlaktewater (de oppervlaktewatervormen) en de  $K_d$ . Oppervlaktewatervormen worden bepaald aan de hand van SSD's en kunnen gecorrigeerd worden voor (biologische) beschikbaarheid of achtergrondconcentraties. Biologische beschikbaarheid van stoffen is dus van belang bij het vaststellen van de oppervlaktewatervorm en daarom indirect ook voor de waterbodemnormen.

Bij de huidige normstelling is gebruik gemaakt van  $K_d$ 's vastgesteld onder aerobe condities (EC, 2018). In de basis is dit gebaseerd op de aannames dat onder steady state condities voornamelijk de aerobe toplaag van belang is voor de oppervlaktewaterkwaliteit, alsmede het effect op bentische organismen (Osté, 2011).

Tijdens het baggeren is er sprake van een tijdelijke verstoring van het evenwicht in een waterbodemsysteem, waarbij een deel van de waterbodem die anaeroob was wordt blootgesteld aan zuurstof. De blootstelling aan zuurstof van de voorheen anaerobe waterbodem kan gepaard gaan met een verlaging van de pH in slecht gebufferde watersystemen (Calmano, 1993). In de huidige normstelling voor waterbodems wordt geen rekening gehouden met deze processen die optreden tijdens het baggeren.

#### 4.3.2 Toetsing

Om te beoordelen of een waterbodem voldoet aan de norm wordt de totale concentratie metalen in de bodem gemeten (Lijzen et al., 2015). De totaalconcentratie zware metalen in een waterbodem wordt bepaald met behulp van de aqua regia extractie. Hierbij worden

vrijwel alle metalen in een sediment ontsloten, ook metalen die sterk gebonden zijn aan het sediment (Schmidt et al., 2017). In de praktijk betekent dit dat de totale concentratie zware metalen in de waterbodem mogelijk een overschatting kan geven van het aandeel zware metalen wat werkelijk beschikbaar kan worden voor organismen en onderdeel is van de evenwichtspartitie, omdat bijvoorbeeld zware metalen aan sulfide irreversibel gebonden kunnen zijn onder anaerobe condities (Schmidt et al., 2017).

Bij het bepalen of nalevering van zware metalen uit de waterbodem een bijdrage levert aan eventuele normoverschrijdingen in het oppervlaktewater wordt aangeraden te kijken naar poriewaterconcentraties (Hin et al., 2010)<sup>5</sup>. Zolang de poriewaterconcentratie, berekend met de  $K_d$  voor een zwaar metaal onder aerobe condities (zoals ook gebruikt voor vaststelling van waterbodemnormen), lager is dan de oppervlaktewaternorm (of wanneer dit niet het geval is, de oppervlaktewaterconcentratie) wordt gesteld dat nalevering van zware metalen uit de waterbodem geen factor van betekenis is (Hin et al., 2010). In het geval dat poriewater meetdata beschikbaar is, is dat een aannemelijke aanname (al kan een deel van de poriewater concentratie niet biologisch beschikbaar zijn, zie het BLM model (3.2)). Echter, indien de poriewaterconcentratie berekend wordt op basis van de aerobe  $K_d$  is de toetsing geen afspiegeling van de daadwerkelijke beschikbaarheid en emissie in en uit de waterbodem omdat deze beoordeling niet specifiek rekening houdt met anaerobe condities in de waterbodem.

#### 4.4 Gebruikte data en informatie

Het verspreidingsrisico van zware metalen wordt ingeschat aan de hand van verwachte poriewaterconcentraties in de genoemde drie omstandigheden (aansluitend op de handreiking voor de beoordeling van het risico op nalevering van zware metalen uit de waterbodem (Hin et al., 2010; paragraaf 4.3.2; Bijlage)). De poriewaterconcentraties worden berekend aan de hand van concentraties zware metalen in de waterbodem en een partiticoëfficiënt ( $K_d$ ). Voor de mate van verontreiniging van de waterbodem worden de kwaliteitseisen voor de indeling van de waterbodem en van grond en baggerspecie ten behoeve van de toepassing van grond en baggerspecie op de waterbodem gebruikt, als vastgelegd in de Regeling Bodemkwaliteit (2022) (zware metaalconcentraties bij de kwaliteitseisen voor licht, matig of sterk verontreinigde waterbodem) (Rijksoverheid, 2022). Ten behoeve van het bepalen van het worst case scenario met betrekking tot de verontreinigingsrisico's van baggeren wordt uitgegaan dat de waterbodem voorafgaand aan het baggeren concentraties zware metalen bevat behorend bij de kwaliteitsklasse 'sterk verontreinigd'.

Aangezien er binnen afzienbare tijd na het baggeren een morslaag vormt die de achtergebleven waterbodem bedekt (paragraaf 3.4.2), wordt er voor de verspreidingsrisico's onder aerobe condities en condities met een lage pH niet gerekend met de concentraties zware metalen in de bodem die achterblijft. In plaats daarvan wordt gekeken naar de verspreidingsrisico's uit de morslaag. Er wordt aangenomen dat de morslaag voor 25% is opgebouwd uit bagger van de kwaliteitsklasse 'sterk verontreinigd', en voor 75% uit bagger die valt onder de kwaliteitsklasse 'licht verontreinigd'. Deze aanname veronderstelt dat de morslaag dus voor 25% bestaat uit sediment met een historische verontreiniging, en 75% 'vers' sediment. In Tabel 4-1 is weergegeven welke waterbodemconcentraties van zware metalen gebruikt zijn voor de berekening voor de mate van verspreiding.

Onderzoek naar de samenstelling van de morslaag na baggeren is zeer beperkt. De samenstelling van de morslaag vormt dus een onzekerheid in de berekening. De verwachting

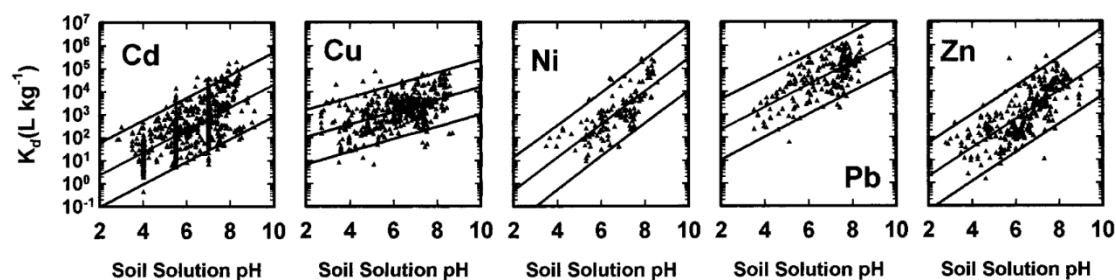
---

<sup>5</sup> De toetsing van de risico's van nalevering van zware metalen uit de waterbodem op basis van poriewaterconcentraties is vastgelegd in een handreiking (Hin et al. 2010). In de praktijk is er vaak nauwelijks data op basis van metingen of modellen beschikbaar om deze toetsing te doen.

is dat de verontreiniging van de morslaag in deze berekening aan de hoge kant is. Dit komt omdat er in de meeste gevallen bij het baggeren primair sediment wordt verwijderd wat in de afgelopen jaren is afgezet, en slechts beperkt sediment wat sterker verontreinigd is. In de praktijk is het dus aannemelijk dat de morslaag voor een groter deel uit relatief schoon “vers” sediment zal bestaan. Daarnaast is voor het nieuwe sediment aangenomen dat het licht verontreinigd is, in de praktijk zullen de concentraties zware metalen in het “verse” sediment waarschijnlijk meer rond de Nederlandse achtergrondwaardes liggen en dus lager zijn. Ook kan zijn of dat de verhouding anders is of dat er helemaal geen menging is met sterk verontreinigde waterbodem.

	Kwaliteitsklasse ‘sterk verontreinigd’	Morslaag
Cadmium (mg/kg d.s.)	14	6,5
Koper (mg/kg d.s.)	190	119,5
Nikkel (mg/kg d.s.)	210	90
Lood (mg/kg d.s.)	580	248,5
Zink (mg/kg d.s.)	2000	922,25

Tabel 4-1. Concentraties zware metalen in de bodem ten behoeve van de berekening van poriewaterconcentraties onder verschillende condities. Waterbodemconcentraties zijn gebaseerd op de kwaliteitseisen zoals opgenomen in de Regeling Bodemkwaliteit (2022). Voor de concentraties zware metalen in de morslaag is uitgegaan van een menging van 25% sterk verontreinigde bagger, en 75% licht verontreinigde bagger.



Figuur 4-1 Variatie in  $K_d$  aan de hand van pH. (Sauvé et al., 2000).

De  $K_d$ 's die gebruikt zijn voor de berekening van de poriewaterconcentraties onder verschillende condities zijn weergegeven in Tabel 4-2. De  $K_d$ 's van zware metalen onder aerobe condities zijn beleidsmatig vastgesteld door het RIVM en zijn te vinden in de stoffendatabase van het RIVM (<https://rvszoekstelsysteem.rivm.nl/>). Onder anaerobe condities wordt aangenomen dat de  $K_d$  ca. een factor 1000 hoger ligt (vrijwel geen uitwisseling naar het poriewater), omdat vrijwel alle zware metalen gebonden zullen zijn aan sulfide. Uit onderzoek van Calmano et al. (1993) naar de invloed van baggeren op de waterbodem blijkt dat de pH van een slecht gebufferd watersysteem in de haven van Hamburg daalde van 7 naar 4 na het baggeren. Er wordt aangenomen dat in een slecht gebufferd systeem de pH verandering vergelijkbaar zal zijn als in het onderzoek van Calmano et al. (1993). De mate waarin de  $K_d$  verandert wanneer de pH daalt van 7 naar 4 is geschat op basis van een compilatie van  $K_d$ 's uit de literatuur van Sauvé (2000) (Figuur 4-1) en de mate van uitloging van AVI-bodemmassen en staalslakken uit ECN (2007). Merk op dat de bandbreedte (P95 percentiel) bij een gegeven pH vaak 2 tot 3 log eenheden (factor 100 tot 1000) is. Aangezien de mate waarin een zwaar metaal mobiliseert soms sterk wisselt afhankelijk van de geraadpleegde bron, is een schatting gemaakt op basis van de drie hiervoor genoemde datasets. Het aantal zware metalen waarvan een betrouwbare schatting gemaakt kan worden van de mate van mobilisatie onder zure omstandigheden is beperkt. Daarom zijn in deze berekening enkel cadmium, koper, nikkel, lood, en zink meegenomen.

	Anaeroob	Aeroob	Verlaging pH 7 → 4
<b>Cadmium (l/kg)</b>	8,11	5,11	3,41
<b>Koper (l/kg)</b>	7,7	4,7	3,7
<b>Nikkel (l/kg)</b>	6,9	3,9	1,9
<b>Lood (l/kg)</b>	8,8	5,8	3,8
<b>Zink (l/kg)</b>	8,04	5,04	3,04

Tabel 4-2. Gebruikte  $\log K(d)$  van zware metalen ten behoeve van de berekening van poriewaterconcentraties onder verschillende condities.

## 4.5 Berekende mate van verspreiding

In Tabel 4-3 zijn de poriewaterconcentraties opgenomen die berekend zijn op basis van de drie condities en de gegevens in paragraaf 4.3. Dit is een indicatieve worst case (volledige omzetting) berekening op basis van de gemiddelde waarden in de geraadpleegde literatuur. Voor een nauwkeurige onderbouwing wordt aangeraden om poriewatermetingen te doen. Ook een gedetailleerd geochemisch model (Rooij, 1991) waarin rekening gehouden wordt met kinetische barrières (omzettingen kosten tijd en zorgen dat de mobiliteit van stoffen gedempt wordt) kan meer inzicht geven in realistische concentraties en emissies.

Een verklarende onderbouwing bij de berekening volgt in paragraaf 4.5.1-4.5.3. Ter vergelijking van de poriewaterconcentraties zijn in Tabel 4-3 ook de landoppervlaktewaternormen als vastgelegd in het Besluit Kwaliteit Leefomgeving (Rijksoverheid, 2024) opgenomen. De berekende poriewaterconcentraties dienen niet direct vergeleken te worden met de normen voor oppervlaktewater aangezien er in de praktijk verdunning op zal treden met de rest van het water in de waterkolom. Desalniettemin kan, in lijn met het handboek immissietoets (Rijksoverheid, 2019), vastgesteld worden dat wanneer de berekende poriewaterconcentraties lager zijn dan de Europese milieukwaliteitseis voor een jaargemiddelde concentratie (JG-MKE) er geen sprake kan zijn van een bijdrage vanuit het sediment die een risico vormt voor een goede oppervlaktewaterkwaliteit. Wanneer de poriewaterconcentraties hoger zijn dan de JG-MKE, maar lager dan de Europese milieukwaliteitseis voor de maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKE) dragen emissies uit de waterbodem mogelijk bij aan de verslechtering van de oppervlaktewaterkwaliteit. Aangezien de oxidatie van de waterbodem en de mogelijk bijkomende verlaging van de pH tijdelijke situaties zijn en de mobilisatie van zware metalen niet instantaan optreedt, gaan wij er in dit geval vanuit dat de verspreidingsrisico's van zware metalen niet uit te sluiten is, maar waarschijnlijk beperkt zal zijn wanneer de poriewaterconcentraties lager zijn de MAC-MKE. Wanneer de poriewaterconcentraties hoger zijn dan de MAC-MKE vormen de zware metalen uit de waterbodem mogelijk een verspreidingsrisico.

	Berekende poriewaterconcentratie			Landoppervlaktewaternormen (zoet)	
	Anaeroob (sterk verontreinigd)	Aeroob (mors)	Verlaging pH 7 → 4 (mors)	JG-MKE	MAC-MKE
<b>Cadmium (µg/l)</b>	0,00011	0,05	2,5228	0,15	0,9
<b>Koper (µg/l)</b>	0,00379	2,38	23,8434	2,4	-
<b>Nikkel (µg/l)</b>	0,02644	11,33	1133,03	4,00	34,0
<b>Lood (µg/l)</b>	0,00092	0,39	39,3846	1,2	14,0
<b>Zink (µg/l)</b>	0,01824	8,41	841,102	7,8	15,6

Tabel 4-3. Berekende poriewaterconcentraties onder anaerobe condities, aerobe condities, en bij een verlaging van de pH van 7 naar 4. Ter referentie zijn de oppervlaktewaternormen voor zoet water als vastgelegd in het Besluit Kwaliteit Leefomgeving (Rijksoverheid, 2024) opgenomen. JG-MKE = jaargemiddelde van de Europese milieukwaliteitseis. MAC-MKE = maximaal aanvaardbare concentratie van de Europese milieukwaliteitseis. In het rood weergegeven de poriewaterconcentraties die de JG-MKE en de MAC-MKE overschrijden. In het oranje weergegeven de poriewaterconcentraties die alleen de MAC-MKE overschrijden.

#### 4.5.1 Anaerobe condities

De berekende poriewaterconcentraties onder anaerobe condities zijn voor alle beschouwde zware metalen significant lager dan de JG-MKE (Tabel 4-3). Gezien de lage poriewaterconcentraties zijn de onderzochte zware metalen onder stabiele anaerobe condities zo goed als immobiel en zal het verspreidingsrisico verwaarloosbaar zijn. Dit betekent dat voorafgaand aan het baggeren, wanneer de verontreinigde waterbodem anaeroob is, het verspreidingsrisico van zware metalen uit sterk verontreinigde bodems laag is.

#### 4.5.2 Aerobe condities

Onder aerobe condities zijn de poriewaterconcentraties beduidend hoger dan onder anaerobe condities. De poriewaterconcentraties van cadmium, koper en lood zijn lager dan de JG-MKE (Tabel 4-3). De poriewaterconcentraties van nikkel en zink zijn hoger dan de JG-MKE, maar lager dan de MAC-MKE (Tabel 4-3). Op basis van deze gegevens kan gesteld worden dat onder stabiele aerobe condities die optreden na het baggeren in een goed gebufferd watersysteem (waterbodems met enkele procenten kalk, oppervlaktewater met een hoge alkaliteit), het verspreidingsrisico van cadmium, koper, en lood na het baggeren laag is. Het verspreidingsrisico van nikkel en zink onder aerobe condities is hoger, maar zal in de meeste gevallen geen probleem vormen omdat de poriewaterconcentraties van zowel nikkel als zink flink lager zijn dan de MAC-MKE.

#### 4.5.3 Aerobe condities in combinatie met een verlaging van de pH van 7 naar 4

Voor alle onderzochte zware metalen blijkt dat de berekende poriewaterconcentraties significant hoger zijn dan zowel de JG-MKE als de MAC-MKE (Tabel 4-3). Dit betekent dat wanneer de oxidatie van de waterbodem na het baggeren gepaard gaat met een verlaging van de pH zoals voor kan komen in een slecht gebufferd systeem (waterbodems met een laag kalkgehalte (en een hoog organisch stof gehalte zoals een veen), er mogelijk verspreidingsrisico's zijn van zware metalen uit de waterbodem. Op basis van de huidige berekening is echter niet met zekerheid te stellen dat dit verspreidingsrisico in de praktijk ook optreedt. Dit komt omdat in er in de praktijk verdunning optreedt door menging met de rest van de waterkolom. Ook is de verstoring van het systeem en de verlaging van de pH van beperkte tijdsduur. Op basis van Calmano et al. (1993) is te verwachten dat in ca. 3 maanden de pH van de waterbodem weer vergelijkbaar met de oorspronkelijke waarde zal zijn.



Daarnaast zal de gebaggerde bodem met de tijd bedekt worden door nieuw slib waardoor er weer anaerobe condities zullen optreden, wat het risico op uitloging van zware metalen uit de waterbodem met de tijd doet afnemen.

## 4.6 Beoordeling waterbodems onder het onderhoudsprofiel in relatie tot baggeren

Uit de hiervoor besproken berekeningen blijkt dat de poriewaterconcentraties van zware metalen onder de verschillende condities die optreden voorafgaand en na het baggeren de poriewaterconcentraties significant kunnen verschillen. De huidige beoordelingssystematiek gaat uit van aerobe waterbodemcondities om het risico van zware metalen uit de waterbodem voor het oppervlaktewater in te schatten. De huidige beoordelingssystematiek sluit dan ook goed aan op het beoordelen van het risico op het beschikbaar komen van zware metalen door baggeren wanneer de achtergebleven waterbodem oxideert. Ondanks dat de berekende poriewaterconcentraties van nikkel en zink boven de JG-MKN uitkomen, wordt ingeschat dat het risico voor het oppervlaktewater beperkt is door de vorming van een morslaag die de achtergebleven waterbodem binnen enkele uren zal afdekken.

### 4.6.1 Anaerobe condities

Onder anaerobe condities in de aanwezigheid van voldoende sulfide in de waterbodem blijken de poriewaterconcentraties zelfs bij een sterk verontreinigde waterbodem zeer laag (Tabel 4-3). Dit betekent dat de huidige beoordelingssystematiek het risico op uitloging van zware metalen vanuit de waterbodem onder anaerobe steady state omstandigheden overschat, zoals eerder al aangekaart door Schmidt et al. (2017). Wanneer de waterbodem ongeroerd is (voor het baggeren) is de mogelijke bijdrage van zware metalen uit de waterbodem dieper dan de aerobe toplaag van ca. 2 centimeter nihil, zelfs bij sterk verontreinigde bodems.

De aqua regia extractie die momenteel in gebruik is voor het bepalen van de concentraties van zware metalen in de waterbodem zorgt dus voor een overschatting van het risico van zware metalen in de waterbodem onder anaerobe condities. In het Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (het MHT) (Schmidt et al., 2017) wordt als alternatief voor het bepalen van de voor nalevering relevante fractie metalen een ontsluiting met aqua nitrosa (0,43M HNO<sub>3</sub>) uitgevoerd. Een ontsluiting met aqua nitrosa is milder dan de aqua regia extractie, waardoor er een beter beeld verkregen kan worden van de werkelijk beschikbare fractie (Schmidt et al., 2017).

### 4.6.2 Oxidatie en verzuring van de waterbodem na baggeren

In Tabel 4-3 is te zien dat wanneer de oxidatie van de waterbodem gepaard gaat met een verlaging van de pH van 7 naar 4 de poriewaterconcentraties van de zware metalen voor alle onderzochte metalen significant hoger zijn dan de oppervlaktewaternormen. Dit betekent dat het risico op het beschikbaar komen van zware metalen vanuit de waterbodem door baggeren in slecht gebufferde systemen tijdelijk verhoogd is.

Het mogelijk verhoogde risico op het vrijkomen van zware metalen onder aerobe verzuurde condities wordt in de huidige beoordelingssystematiek van waterbodems niet gevat. In Amerika (EPA) wordt het 'Leaching Environmental Assessment Framework (LEAF)' toegepast voor U.S. EPA Methods 1313, 1314, 1315 and 1316 (uitloogtesten voor onder andere bodems, het equivalent van de Europese CEN/TC 444 EN 12457 - (1-4) uitloogtest voor onder andere bodems). In deze methodiek wordt de pH wel gevarieerd. De LEAF methodiek is daardoor beter in staat om het mogelijke risico op het vrijkomen van zware metalen bij pH verlaging te vatten.

Of het beschikbaar komen van zware metalen vanuit de waterbodem na baggeren werkelijk een risico vormt kan op basis van de huidige berekening niet vastgesteld worden. Bovendien zal het bij de beoordeling van of uitloging van zware metalen uit de waterbodem bijdraagt aan

overschrijdingen van oppervlaktewaternormen ook van belang zijn in welke mate het systeem doorspoelt en wat de huidige oppervlaktewaterconcentraties zijn. Dit betekent dat er op basis van de huidige beoordelingssystematiek niet goed ingeschat kan worden of, en zo ja welke risico's er zijn wanneer waterbodems in slecht gebufferde systemen gebaggerd worden. Toepassing van de LEAF methodiek in combinatie met een speciatiemodel zoals bijvoorbeeld het Deltares model CHARON (Rooij, 1991; Hesterberg, 1994) kan helpen om het mogelijke risico op het beschikbaar komen van zware metalen na baggeren in slecht gebufferde systemen in te schatten.

## 4.7 Synthese

De huidige beoordeling van waterbodems onder het onderhoudsprofiel wordt bepaald op basis van de  $K_d$  onder aerobe condities. Onder anaerobe condities is de (biologische) beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem significant lager wanneer er voldoende sulfide aanwezig zijn. Op basis van de huidige beoordelingssystematiek wordt het risico van vervuilde waterbodems onder het onderhoudsprofiel dus overschat. Wanneer er gebaggerd wordt in een goed gebufferd systeem zal er over het algemeen geen sprake zijn van een significant risico door kortdurende oxidatie van de waterbodem onder het onderhoudsprofiel. Echter, wanneer er sprake is van een slecht gebufferd systeem en de oxidatie van de waterbodem gepaard gaat met een verlaging van de pH kan de beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem significant toenemen. De huidige beoordelingssystematiek van waterbodems onder het onderhoudsprofiel is niet in staat om de mogelijke risico's die hiermee gepaard kunnen gaan te vatten.

# 5 Conclusie en aanbevelingen

## 5.1 Conclusie

In de basis wordt ervan uitgegaan dat alleen zware metalen die als vrij ion aanwezig zijn in de waterfase beschikbaar zijn voor opname door organismen, en zo bij kunnen dragen aan toxiciteit. Naast de vrij ion concentratie van een zwaar metaal is er ook competitie voor opname door organisme van kationen. De vrij ion concentratie is dus niet op zichzelf volledig bepalend voor de toxiciteit. Bij het vertalen van toxiciteit in oppervlaktewater op basis van SSD naar sediment kan hiermee rekening gehouden worden middels het gebruik van een BLM. De mobiliteit van zware metalen in de waterbodem wordt beïnvloed door de speciatie, de samenstelling van de waterbodem (lutum, organisch stof), en waterbodemcondities (pH, redox).

Wanneer een waterbodem gebaggerd wordt is er sprake van oxidatie van de anaerobe bodem. In het geval van een slecht gebufferd systeem zal de oxidatie gepaard gaan met een verlaging de pH. De verandering van condities is van invloed op de (biologische) beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem. Onder anaerobe condities is in de aanwezigheid van voldoende sulfide de beschikbaarheid van zware metalen in de waterbodem zeer laag. Wanneer er gebaggerd wordt, wordt de waterbodem blootgesteld aan zuurstof en neemt de beschikbaarheid van zware metalen toe. In een goed gebufferd systeem is de kans dat de toename van zware metalen in poriewater door oxidatie leidt tot risico's voor organismen beperkt. Wanneer de oxidatie van de waterbodem echter gepaard gaat met een verlaging van de pH is de toename significant en is niet uit te sluiten dat dit een risico vorm voor organismen. Op basis van de huidige berekening is echter niet met zekerheid vast te stellen of dit risico ook werkelijk optreedt omdat er geen rekening gehouden wordt met bijvoorbeeld verdunning en de concentraties van zware metalen in het ontvangende water.

De huidige beoordelingssystematiek voor waterbodems is in de basis gebaseerd op de toxiciteit van zware metalen in oppervlaktewater. Oppervlaktewaternormen worden bepaald aan de hand van SSD's en kunnen gecorrigeerd worden voor (biologische) beschikbaarheid of achtergrondconcentraties. De oppervlaktewaternormen worden vertaald naar waterbodemnormen aan de hand van de  $K_d$  onder aerobe omstandigheden. De huidige beoordelingssystematiek voor waterbodems is onvolledig om de werkelijke risico's op biologische beschikbaarheid van zware metalen in waterbodems onder veranderende redoxcondities en pH te vatten. Zo is het risico op uitloging van zware metalen uit de waterbodem onder anaerobe condities lager dan geschat wordt op basis van de huidige beoordelingssystematiek. Daarentegen is bij een verlaging van de pH de beschikbaarheid van zware metalen significant hoger dan op basis van de huidige beoordelingssystematiek wordt ingeschat. Omdat baggeren slechts een tijdelijke verstoring betreft is op basis van het huidige onderzoek niet vast te stellen of er werkelijk een verhoogd risico optreedt.

## 5.2 Aanbevelingen

- Een belangrijke onzekerheid bij het bepalen van de mogelijke risico's met betrekking tot de beschikbaarheid van zware metalen tijdens het baggeren is de morslaag. Er wordt aanbevolen onderzoek te doen naar de samenstelling van de morslaag na baggeren, alsmede hoe lang het duurt voor de morslaag gevormd is en dus de achtergebleven waterbodem afdekt.

- Om vast te stellen of er mogelijk risico's zijn met betrekking tot de beschikbaarheid van zware metalen in slecht gebufferde watersystemen wordt aanbevolen om een modelmatige berekening uit te voeren waarbij gekeken wordt hoeveel zware metalen er maximaal vrij kunnen komen bij baggeren.
  - Nadat modelmatig verkent is welke waterbodems en bij welke oppervlaktewater condities de risico's van nalevering van zware metalen significant hoger zijn (hoger dan de nalevering uit recent afgezet sediment) wordt aanbevolen het baggerproces op lab schaal na te bootsen en de poriewater concentraties te meten. Bij de lab proef kunnen ook mitigerende maatregelen getest worden, zoals minder verstoring bij baggeren (minder menglaag), het toevoegen van een pH buffer (b.v. olivijn) of een aanvullende cap laag aanbrengen (b.v. afzanden).
- Indien de lab resultaten op een significante emissie van zware metalen duiden wordt een praktijkproef (inclusief een evaluatie van mitigerende maatregelen) aanbevolen.
- Daarnaast blijkt dat de huidige beoordelingssystematiek de risico's met betrekking tot zware metalen onder anaerobe condities overschat, terwijl de risico's onder aerobe verzurende condities worden onderschat. Aanbevolen wordt om met betrokken partijen (DGWB, RWS en RIVM) te reflecteren op in hoeverre de huidige normstelling dan wel meetmethodiek aansluit bij de veranderende condities die op kunnen treden tijdens baggeren. Als basis kan het MHT dienen, voor dit toetskader heeft validatie plaatsgevonden van de potentieel beschikbare fractie van metalen onder verschillende condities.

## 6 Literatuur

Anderberg, S., Stigliani, W. (1994). An Integrated Approach for Identifying Sources of Pollution: The Example of Cadmium Pollution in the Rhine River Basin. *Water Science & Technology*. 29. 61-67

AKWA (2003). Ecotoxicologische risico's en Water-Bodem-Normen. AKWA-rapport nr. 03.006.

Calmano, W., Hong, J. & Förstner, U. (1993). Binding and Mobilization of Heavy Metals in Contaminated Sediments Affected by pH and Redox Potential. *Water Science & Technology*, 28(8-9), 223-235.

De Koning, A., Vijver, M. (2006). 'Biotic Ligand Models' voor de effectmodellering van metalen in enkele Nederlandse oppervlaktewateren. *CML Rapport 168. Centrum voor Milieuwetenschappers, Afdeling Milieubiologie & afdeling Industriële Ecologie*.

De Lange, H. J., de Wit, C.C.F., Harmsen, J., & Koelmans, A. A. (2006a). *Nalevering van verontreinigde stoffen uit waterbodems. Deelrapport A. Een literatuurstudie naar processen* (No. 1404). Alterra.

De Lange, H. J., Harmsen, J., & Koelmans, A. A. (2006b). *Nalevering van verontreinigde stoffen uit waterbodems. Deelrapport B. Beoordelingsstrategie om nalevering te meten* (No. 1405). Alterra.

DiToro, D.M., et al. (2005). Predicting Sediment Metal Toxicity using a Sediment Biotic Ligand Model: Methodology and Initial Application. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 24(10), 2410-2427.

EC (European Commission) (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) revised Guidance Document No. 27 – Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. European Communities.

EC (European Commission) (2019). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 38 - Technical Guidance for implementing Environmental Quality Standards (EQS) for metals.

ECN (2007). pH en redox effecten van bouwmaterialen. ECN-E--07-093.

Hin, J.A., Oste, L.A. & Schmidt, C.A. (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems - Methoden ter bepaling van de mate waarin het realiseren van kwaliteitsdoelen van een watersysteem wordt belemmerd door verontreinigde waterbodems.

Huisman, P. et al, Water in the Netherlands. (1998). Netherlands Hydrological Society (NHV) Printed by Van de Rhee, Rotterdam, ISBN 90-803565-2-2

Hesterberg, Dean, J. Brils, P.A.C. Raats. (1994). Coupled chemical-equilibrium/transport model calculations of soil trace-metal leaching as influenced by interactive effects of dissolved organic matter, pH, and electrolyte conditions, Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health, 1131 – 1140)

Hussem Consultancy (2012). Notitie Mors, concept en detectie. Sanering Vecht, versie 1.0

Koelmans, A. A., Oosterhoff, R. T., Jonker, M. T. O., Poot, A., Gillissen, F., Korytar, P., ... & Schipper, C. A. (2008). Impact of bioturbation, black carbon and other sediment properties on sediment-to-water fluxes of PCBs, PAHs and PBDEs. A novel flux method to assess chemical mobility. In *SETAC Europe 18th Annual Meeting* (p. 53). SETAC Europe.

Lijzen, J.P.A., et al. (2015). Visiedocument gebruik van biobeschikbaarheid in bodembeoordeling - Mogelijkheden voor metalen in bodem en waterbodems. RIVM Briefrapport 2015-0215.

Maas, H., & Ten Hulscher, D. (2019). Achtergrondconcentraties voor metalen in Nederland. Toelichting voor de wetenschappelijke klankbordgroep normstelling. <https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2020-04/Achtergrondconcentraties-metalen.pdf>

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

Posthuma, L., Suter II, G.W., & Traas, T.P. (2001). Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. ISBN: 9780429136986. <https://doi.org/10.1201/9781420032314>.

Posthuma, L., van Gils, J., Zijp, M. C., van De Meent, D., & de Zwart, D. (2019). Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(4), 905-917.

Reible, D.D., Valsaraj, K.T., Thibodeaux, L.J. (1991). Chemodynamic models for transport of contaminants from sediment beds. In: Hutzinger, O. (Ed.), *The Handbook of Environmental Chemistry, Volume 2 Part F*. Springer-Verlag, Berlijn, 255 pp.

Reible, D. D., Popov, V., Valsaraj, K. T., Thibodeaux, L. J., Lin, F., Dikshit, M., ... & Fleeger, J. W. (1996). Contaminant fluxes from sediment due to tubificid oligochaete bioturbation. *Water Research*, 30(3), 704-714.

Rijksoverheid (2019). Handboek immissietoets. Versie oktober 2019.

Rijksoverheid (2022). Regeling bodemkwaliteit.

Rijksoverheid (2024). Besluit kwaliteit leefomgeving.

RIVM, (2000). Acid Volatile Sulfide (AVS) als instrument bij de risicobeoordeling van waterbodems. RIVM Rapport 607220003.

RIVM (2018). Toelichting op technische aspecten en omrekeningen en correcties van milieukwaliteitsnormen voor bodem en water. <https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2018-05/Toelichting%20mei%202011%20%281%29.pdf>

Rooij de N.M., M. P. J. M. Kroot (1991). CHARON Manual, Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands

Sauvé, S., Hendershot, W. & Allen, H.E. (2000). Solid-Solution Partitioning of Metals in Contaminated Soils: Dependence on pH, Total Metal Burden, and Organic Matter. *Water Science & Technology*, 34(7), 1125-1131.

Schmidt, C.A., Vink, J.P.M., Comans, R.N.J., Lamers, L.P.M., Postma, J.F., Lijzen, J.P.A., Oste, L.A., en Verbeek, S. (2017). Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen - Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger. Uitgegeven door ministerie I&M, Deltares, WUR, RUN, Ecofide, RWS ism RIVM, STOWA.

SKB (2007). SKB cahier: zware metalen.

Sobek, Sebastian, Zurbrügg, Roland, Ostrovsky, Ilia. (2011). The burial efficiency of organic carbon in the sediments of Lake Kinneret. *Aquatic Sciences*, 73, 355-364.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1981) *Aquatic Chemistry: An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*. Wiley-Interscience Publication, John Wiley and Sons, New York, 780 p.

Verschoor A.J., Vink J., De Snoo G.R., Vijver M.G. (2011), Spatial and Temporal Variation of Watertype-Specific No-Effect Concentrations and Risks of Cu, Ni, and Zn, *Environ. Science and Technology*, 45, 14, 6049–6056

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. *Environmental Science and Technology*, 36, 5130-5138.

Vink, J.P.M. (2009). The origin of speciation: Trace metal kinetics over natural water/sediment interfaces and the consequences for bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 157, 519-527.

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

Vink, J. P., van Zomeren, A., Dijkstra, J. J., & Comans, R. N. (2017). When soils become sediments: Large-scale storage of soils in sandpits and lakes and the impact of reduction kinetics on heavy metals and arsenic release to groundwater. *Environmental pollution*, 227, 146-156. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026974911730372X>

Wijdeveld, A.J. (2019). Scientific progress in sediment and water quality assessment: Implementation of practical case studies. Doctoral Thesis.

# A Bijlage Europese normstelling

## A.1 Normstelling EQS

De manier waarop normen (environmental quality standard, EQS) voor oppervlaktewater en bodem vastgesteld kunnen worden staat beschreven in de Europese Common Implementation Strategy (CIS) documenten 27 (EC, 2018). Volgens CIS guidance no. 27 wordt een Europese EQS bepaald op basis van de concentratie waarbij in 95% van de meest gevoelige gebieden de PNEC (predicted no effect concentration) niet wordt overschreden (EC, 2018). Dit is dus niet de laagste concentratie die voor een bepaalde relatie tussen EQS en biologische beschikbaarheid wordt afgeleid. Bij het herleiden van een EQS kan gekozen worden voor een generieke EQS, of een EQS waarbij een correctie voor de biologische beschikbaarheid wordt toegepast (EC, 2018).

### A.1.1 Generieke EQS

Bij het bepalen van een generieke EQS wordt de toxiciteit gerelateerd aan de opgeloste concentratie van een zwaar metaal (EC, 2018). Een generieke EQS wordt alleen afgeleid wanneer er niet voldoende begrip is van de omstandigheden in de waterbodem die bepalend zijn voor de biologische beschikbaarheid van een zwaar metaal. Zoals besproken in hoofdstuk **Error! Reference source not found.** en **Error! Reference source not found.** is de verandering van redoxomstandigheden van significante invloed op de biologische beschikbaarheid van zware metalen. Bovendien is de opgeloste fractie van een zwaar metaal niet perse biologisch beschikbaar (AKWA, 2003). Een generieke EQS is dus niet geschikt voor het inschatten van de gevolgen voor de toxiciteit voor organismen na het baggeren van de waterbodem.

### A.1.2 EQS op basis van biologische beschikbaarheid

Om een adequate inschatting te maken voor het risico van eventuele zware metalen die vrij kunnen komen uit de waterbodem na baggeren dient gebruik gemaakt te worden van een EQS waarbij een correctie voor de biologische beschikbaarheid is toegepast.

Er zijn drie modellen waarop een correctie voor biologische beschikbaarheid gebaseerd kan worden (EC, 2018):

- 1 Speciatie model. Bij een correctie op basis van een speciatie model wordt de EQS gecorrigeerd op basis van condities die van invloed zijn op de speciatie van een zwaar metaal, zoals bijvoorbeeld redox-omstandigheden of pH;
- 2 Empirisch regressie model. Bij een empirisch regressie model worden de chemische condities van het water gerelateerd aan de biologische beschikbaarheid/toxiciteit op basis van meetgegevens. Hierbij wordt dus niet gekeken naar de processen die spelen met betrekking tot de chemische condities, maar alleen naar de uitkomst voor toxiciteit;
- 3 Biotic ligand model (BLM). Een BLM voorspelt de biologische beschikbaarheid van een zwaar metaal waarbij niet alleen rekening gehouden wordt met de speciatie, maar ook met de invloed van competitie voor binding met kationen alsmede de binding van metalen aan abiotische liganden zoals bijvoorbeeld DOC of chloride.

De drie bovengenoemde modellen verschillen onderling sterk in complexiteit, betrouwbaarheid en toepasbaarheid. Zo is een BLM erg betrouwbaar maar ook complex, waardoor het uitdagender is om een correctie op basis van een BLM toe te passen. Daarentegen is een correctie gebaseerd op een speciatie model relatief simpel, maar houdt het geen rekening met factoren die wel van belang zijn voor biologische beschikbaarheid zoals competitie op bindingsplaatsen of de redoxomstandigheden. Hierdoor is een correctie op basis van een speciatie model slechts geschikt voor organismen waarvan de relatie



tussen toxiciteit en speciatie is aangetoond. Een empirisch regressie model vormt qua complexiteit een middenweg tussen een speciatie model en een BLM. Een empirisch regressie model is betrouwbaar, mits er een specifieke factor zoals bijvoorbeeld DOC of pH is die in sterke mate bepalend is voor de biologische beschikbaarheid van een zwaar metaal. Bovendien is een voorwaarde voor de toepassing van een empirisch regressiemodel dat er voldoende meetgegevens beschikbaar zijn.

### A.1.3 EQS waterbodempnormen

Voor het afleiden van de EQS voor waterbodems geeft CIS guidance 27 drie opties (EC, 2018):

- 1 Ecotoxiciteit gegevens uit experimenten met benthische organismen;
- 2 Ecotoxiciteit gegevens van het water in combinatie met evenwichtspartitie;
- 3 Empirische data of mesocosm onderzoek.

Zowel optie 1 als optie 3 vereisen dat er voldoende meetdata van goede kwaliteit beschikbaar is om op basis hiervan een EQS af te leiden. In de praktijk zijn deze gegevens (nog) niet beschikbaar waardoor huidige waterbodempnormen in Nederland gebaseerd zijn op ecotoxiciteitsgegevens van het water. De oppervlaktewaternormen worden dus vertaald naar waterbodempnormen op basis van de  $K_d$  (zie ook 3.1.2). Bij de huidige normstelling is gebruik gemaakt van  $K_d$ 's vastgesteld onder aerobe condities (EC, 2018). In de basis is dit gebaseerd op de aannames dat onder steady state condities voornamelijk de aerobe toplaag van belang is voor de oppervlaktewaterkwaliteit, alsmede het effect op benthische organismen (Osté, 2011).

Naast de vertaling van oppervlaktewaternormen naar waterbodempnormen middels de  $K_d$ , wordt er in Nederland een standaard bodemcorrectie op basis van het lutum- en organisch stofgehalte toegepast (RIVM, 2018). Op deze manier wordt in de huidige normstelling rekening gehouden met de invloed van de samenstelling van de waterbodem op de beschikbaarheid van metalen. Zoals besproken in paragraaf 3.3 zijn er naast lutum- en organisch stofgehalte ook andere factoren van invloed op de mobiliteit van zware metalen in de waterbodem, zoals de aanwezigheid van sulfide, de pH, en de redoxcondities. Bij de huidige normstelling wordt hier geen rekening mee gehouden.

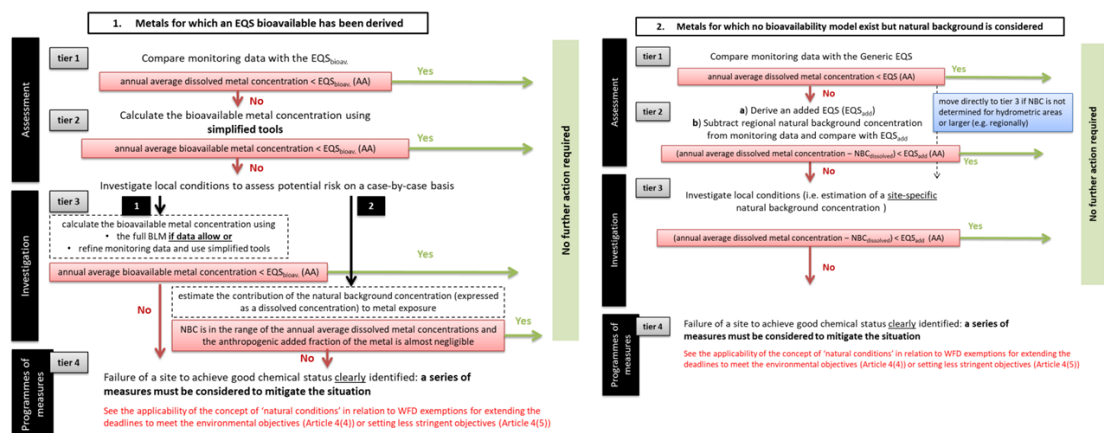
## A.2 Toetsing volgens CIS

### A.2.1 Oppervlaktewater

De manier waarop oppervlaktewateren getoetst kunnen worden aan de norm staat beschreven in CIS guidance no. 38 (EC, 2019). CIS guidance no. 38 geeft ruimte om bij het toetsen aan de normen rekening te houden met de natuurlijke achtergrondconcentratie of de biologische beschikbaarheid van een metaal (EC, 2019). Immers, het kan voorkomen dat er lokaal verhoogde achtergrondconcentraties van een metaal zijn, waardoor de EQS heel makkelijk of zelfs vrijwel altijd overschreden kan worden. Omdat in het geval van hoge achtergrondconcentraties de organismen die van nature voorkomen in het systeem aangepast zijn aan de lokale omstandigheden, betekent dit dat het overschrijden van de EQS niet per se gerelateerd is aan een verhoogd risico voor organismen (EC, 2018).

In Figuur A-1. Beoordelingssystematiek voor het beoordelen van of oppervlaktewateren aan de norm voldoen. Links is de systematiek gegeven voor metalen waarbij een EQS op basis van biologische beschikbaarheid is afgeleid, rechts voor metalen waarbij geen geschikte correctie voor biologische beschikbaarheid van de EQS mogelijk is (EC, 2019) Figuur A-1 is weergegeven hoe de beoordeling van oppervlaktewateren aan de EQS verloopt volgens CIS guidance no. 38. Zoals te zien in Figuur A-1 wordt voor de beoordeling of een oppervlaktewater aan de norm voldoet in eerste instantie alleen gekeken naar de opgeloste concentratie van een zwaar metaal. Wanneer de opgeloste concentratie van een zwaar metaal de EQS overschrijdt, kan gebruik gemaakt worden van een correctie op basis van een

uitgebreid BLM óf van een correctie op basis van de lokale achtergrondconcentratie (EC, 2019).



Figuur A-1. Beoordelingssystematiek voor het beoordelen van of oppervlaktewateren aan de norm voldoen. Links is de systematiek gegeven voor metalen waarbij een EQS op basis van biologische beschikbaarheid is afgeleid, rechts voor metalen waarbij geen geschikte correctie voor biologische beschikbaarheid van de EQS mogelijk is (EC, 2019).

## A.2.2 Waterbodem

Om te beoordelen of een waterbodem voldoet aan de norm wordt de totale concentratie metalen in de bodem gemeten (Lijzen et al., 2015). Vervolgens wordt de totaalconcentratie vergeleken met de norm. Bij het bepalen of nalevering van zware metalen uit de waterbodem een bijdrage levert aan eventuele normoverschrijdingen in het oppervlaktewater wordt aangeraden te kijken naar poriewaterconcentraties (Hin et al., 2010). Zolang de poriewaterconcentratie, berekend met de  $K_d$  voor een zwaar metaal onder aerobe condities (zoals ook gebruikt voor vaststelling van waterbodemnormen (A.1.3)), lager is dan de oppervlaktewaternorm wordt gesteld dat nalevering van zware metalen uit de waterbodem geen factor van betekenis is (Hin et al., 2010). Wanneer de poriewaterconcentratie hoger is dan de oppervlaktewaternorm, maar lager is dan de oppervlaktewaterconcentratie, is er ook geen sprake van een significante bijdrage van nalevering uit de waterbodem aan norm overschrijdende concentraties in het oppervlaktewater (Hin et al., 2010). Deze beoordeling houdt niet specifiek rekening met anaerobe condities in de waterbodem. In het geval dat poriewater meetdata beschikbaar is, is dat een aannemelijke aanname (al kan een deel van de poriewater concentratie niet biologisch beschikbaar zijn, zie het BLM model (3.2)). Echter, indien de poriewaterconcentratie berekend wordt op basis van de aerobe  $K_d$  is de toetsing geen afspiegeling van de daadwerkelijke beschikbaarheid en emissie in en uit de waterbodem.

De totaalconcentratie zware metalen in een waterbodem wordt bepaald met behulp van de aqua regia extractie. Hierbij worden vrijwel alle metalen in een sediment ontsloten, ook metalen die sterk gebonden zijn aan het sediment (Schmidt et al., 2017). In de praktijk betekent dit dat de totale concentratie zware metalen in de waterbodem mogelijk een overschatting kan geven van het aandeel zware metalen wat werkelijk beschikbaar kan worden voor organismen en onderdeel is van de evenwichtspartitie (Schmidt et al., 2017). Zeker in het geval van historische verontreinigingen kan de huidige beoordelingssystematiek een overschatting geven van het risico (Lijzen et al., 2015). In het Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen (het MHT) (Schmidt et al., 2017) wordt als alternatief voor het bepalen van de voor nalevering relevante fractie metalen een ontsluiting met aqua nitrosa (0,43M HNO<sub>3</sub>) uitgevoerd. Een ontsluiting met aqua

nitrosa is milder dan de aqua regia extractie, waardoor er een beter beeld verkregen kan worden van de werkelijk beschikbare fractie (Schmidt et al., 2017).

Deltares is een onafhankelijk kennisinstituut voor toegepast onderzoek op het gebied van water en ondergrond. Wereldwijd werken we aan slimme oplossingen voor mens, milieu en maatschappij.

**Deltares**

[www.deltares.nl](http://www.deltares.nl)