Toepassing nieuwe inzichten (5)

Uitvoering 'Ruimte voor de Rivier' belemmerd door onjuiste milieuregels

In verband met de veiligheid van het rivierengebied wil men door verbreding en verdieping van de rivieren ('Ruimte voor de Rivier') de afvoercapaciteit te vergroten. Omdat de grond in de uiterwaarden is verontreinigd, is het benodigde grondverzet en de berging van overtollige grond zodanig aan milieuregels en vergunningen onderworpen, dat de planning en uitvoering van de werkzaamheden ernstig wordt belemmerd. De betreffende milieuregels zijn echter gebaseerd op achterhaalde inzichten, waardoor het beoogde milieurendement niet aantoonbaar (of nihil) is. In onderstaand artikel wordt aangegeven hoe op basis van nieuwe inzichten men rekening kan houden met milieurisico's en onnodige kosten kan vermijden.

Het rivierengebied in Nederland is momenteel ten aanzien van het overstromen of bezwijken van dijken beveiligd op basis van een overschrijdingskans van eenmaal per 1250 jaar.

Hierbij behoort voor het stroomgebied van de Rijn een maatgevende afvoer bij Lobith van 15.000 kubieke meter per seconde. Ten gevolge van onder meer een mogelijke klimaatsverandering wil men in 2015 uitgaan van een maatgevende afvoer van 16.000 kubieke meter per seconde, terwijl met een mogelijke noodzakelijke verdere verhoging van de maatgevende afvoer in 2050 rekening wordt gehouden (18.000 kubieke meter per seconde in Lobith)[1].

Inmiddels is besloten de extra benodigde afvoer van 1.000 kubieke meter per seconde in 2015 niet te realiseren door verdere dijkverhoging, maar door de rivier meer ruimte te geven. De verhoogde afvoer wil men daarbij bewerkstelligen door verbreding en verdieping van het riviersysteem. Hoewel de maatgevende afvoer van de Maas veel lager is dan die voor de Rijn, geldt voorgaande beschouwing in grote lijnen ook voor de Maas. Ook hier moeten de werkzaamheden (Maaswerken) zijn afgerond in 2015.

Problemen bij uitvoering

Bij de uitvoering van 'Ruimte voor de Rivier' moet veel grondverzet plaatsvinden. Daar uiterwaardgronden zijn verontreinigd, moet men daarbij in het kader van de wet- en regelgeving beschikken over de volgende vergunningen:

- voor het ontgraven van grond, waarbij selectief ontgraven (volgens klassenindeling 1-4) veelal noodzakelijk is. Men wordt daarbij geconfronteerd met saneringsdoelstellingen, terwijl 'Ruimte voor de rivier' een geheel andere doelstelling heeft;
- voor het toepassen van verontreinigde grond (bijvoorbeeld ophoging), waarbij moet worden voldaan aan het Bouwstoffenbesluit. Grond moet daarbij voldoen aan samenstellingswaarden (totaalgehalten), die afhankelijk van de stof gelijk of kleiner zijn dan de interventiewaarden. Grond die niet voldoet aan de samenstellingswaarden (waaronder grond van klasse 4) mag niet worden toegepast, maar moet worden verwerkt (bijvoorbeeld geborgen in putten);
- voor het bergen van overtollige verontreinigde grond in putten; uit beleidsoverwegingen tracht men het bergen van verontreinigde grond zoveel mogelijk te beperken.

Met name omdat vroegtijdig werd gesignaleerd dat aan saneringsdoelstellingen niet zou kunnen worden voldaan, werd 'actief bodembeheer'[2] ontwikkeld, dat erop is gericht het grondverzet zodanig uit te voeren dat milieurisico's niet worden vergroot en waar mogelijk verkleind. Risico's bleven echter gerelateerd aan de klassenindeling (totaalgehalten), terwijl de overige wet- en regelgeving eveneens van kracht bleef. Hoewel het actief bodembeheer in principe als een goed initiatief kan worden bestempeld, heeft het niet de oplossing gebracht die ervan werd verwacht. Dit wordt veroorzaakt doordat zowel de klassenindeling als het Bouwstoffenbesluit in het kader van verontreinigde grond zijn gebaseerd op achterhaalde inzichten, terwijl bij het bergen van verontreinigde grond in putten onnodige problemen worden gecreëerd. Dit leidt niet alleen tot onjuiste conclusies, maar ook tot onwerkbare situaties en onnodige kostenstijgingen.

Verontreinigde uiterwaarden

Gronden van de uiterwaarden zijn verontreinigd, doordat bij hoge waterstanden verontreinigd sediment wordt afgezet. Uiterwaarden worden aangemerkt als waterbodems, maar wijken sterk af van waterbodems die permanent onder oppervlaktewater liggen. Gronden in uiterwaarden zijn in veel opzichten te vergelijken met (geaëreerde) 'droge' bodems; uiterwaarden worden echter periodiek overstroomd. Ook organismen en vegetatie in uiterwaarden vertonen veel overeenkomsten met die van droge bodems en zijn sterk afwijkend van die in water-sedimentsystemen. Mede door de activiteit van regenwormen wordt recent afgezet sediment in de uiterwaarden tot betrekkelijk grote diepte met de verontreinigde ondergrond gemengd.

Toxische werking van stoffen

Toxiciteitsgegevens en (water)normen,

In H_2O nr. 19 uit 2004 werd een rapport van het Advies- en Kenniscentrum Waterbodems (AKWA) van Rijkswaterstaat over normstelling op een aantal hoofdlijnen besproken. Het rapport was gebaseerd op een uitvoerige literatuurstudie en kwam tot stand met medewerking van deskundigen van RIZA, RIKZ, Bouwdienst Rijkswaterstaat, RIVM, WLDelft Hydraulics, Vrije Universiteit en de universiteiten van Utrecht en Wageningen. In een zesluik gaan consultant G. Kamerling, bestuurslid N. de Rooij van het Hoogheemraadschap van Schieland en Krimpenerwaard en G. Cornelissen van de universiteit van Stockholm / het Noors Geotechnisch Instituut, op persoonlijke titel in op de consequenties van een aanpassing van de normen voor saneringsoperaties, werkzaamheden in uiterwaarden in het kader van 'Ruimte voor de Rivier' en de aanpak van bodemverontreinigingen.



Uiterwaarden langs de Rijn.

die betrekking hebben op organismen in het aquatisch milieu, zijn niet zonder meer overdraagbaar op organismen in 'droge' bodems (uiterwaarden). In feite bestaat voor organismen in droge bodems een nog groter gebrek aan betrouwbare toxiciteitsgegevens dan voor organismen in het aquatisch milieu. Desalniettemin zijn toch belangrijke parallellen te trekken tussen aquatische organismen en organismen in droge bodems met betrekking tot opname en toxiciteit van stoffen. Zo werd veel onderzoek verricht met betrekking tot verschillende soorten regenwormen, die een essentiële rol vervullen in het ecosysteem van uiterwaarden en droge bodems. Evenals bij aquatische organismen bestaat bij regenwormen voor organische contaminanten een evenwicht tussen de hoeveelheid stof gebonden aan het vet in het organisme en de concentratie vrij-opgeloste stof in het (poriën)water (bioconcentratiefactor = BCF)[3]. De mate van toxiciteit is daarbij gerelateerd aan het gehalte organische contaminanten in het organisme.

Zware metalen worden met name via de huid opgenomen als vrij-opgeloste zware metaalionen (Me^{2+}), waarna het organisme zware metalen kan detoxificeren en in een onschadelijke vorm kan opbergen[4]. Het gehalte aan zware metalen in regenwormen is daarom geen maat voor de toxiciteit. De opname van zware metalen door regenwormen kan worden beschreven met behulp van het vrij-ion-model[5], waarbij de opname van Me^{2+} afhankelijk is van de concentraties vrij opgelost Me^{2+}, H^+ en Ca^{2+} in het poriënwater (verder weergegeven als $[Me^{2+}]$, $[H^+]$ en $[Ca^{2+}]$). Opname en toxiciteit van zware metalen bij regenwormen vertonen dus hetzelfde beeld als bij aquatische organismen[5]. Onderzoek naar de opname van zware metalen door pissebedden toont aan dat zware metalen met name via voedsel worden opgenomen[4]. Het gehalte zware metalen in het voedsel (plantenresten) zal daarbij weer een functie zijn van $[Me^{2+}]$, $[H^+]$ en $[Ca^{2+}]$, omdat de opname van zware metalen door planten kan worden beschreven met het vrij-ion-model.

In feite zijn er weinig aanwijzingen voor letale toxische effecten bij bodemorganismen en vegetatie in uiterwaarden. Wel is het duidelijk dat doorvergiftiging naar hogere organismen (bijvoorbeeld vogels die regenwormen eten) negatieve effecten kan teweegbrengen, die met name moeten worden toegeschreven aan zware metalen[6].

In-situ verdelingscoëfficiënten

Ook in uiterwaarden en droge bodems wordt de binding van organische contaminanten versterkt door sorptie aan onder meer roet, zodat biobeschikbare fracties veel geringer kunnen zijn dan totaalgehalten[5,7]. In-situ verdelingscoëfficiënten kunnen dus veel hoger zijn dan generieke verdelingscoëfficiënten, die in de normstelling worden gehanteerd.

Verdelingscoëfficiënten van zware metalen in uiterwaardgronden zijn tevens een nadere beschouwing waard. Onderzoek naar koper in droge bodems[8] toonde aan dat verdelingscoëfficiënten in-situ (totaalgehalte: $[Cu^{2+}]$ in het poriënwater) een enorme variatie vertonen (tussen 1 en 10^6 l/kg). Tevens blijkt een duidelijke tendens te bestaan dat bij toename van het totaal-kopergehalte in de bodem, $[Cu^{2+}]$ in poriënwater afneemt. Dit resultaat is volledig in strijd met de huidige normstelling, die ervan uitgaat dat bij toename van het totaalgehalte ook het risico toeneemt door toename van $[Cu^{2+}]$.

De verklaring van deze onderzoeksresultaten ligt in de pH-effecten: hoe hoger de pH van de bodem, des te hoger de verdelingscoëfficiënt (Kd). De kalkrijke uiterwaarden zijn gekenmerkt door een betrekkelijk hoge pH en relatief hoge Kd-waarden. De invloed van de pH is bij de huidige normstelling echter buiten beschouwing gelaten. Beoordeling op basis van totaalgehalten kan daarom leiden tot geheel onjuiste conclusies. Hoewel andere zware metalen een minder extreem beeld opleveren, geldt voor alle zware metalen dat totaalgehalten geen maat zouden mogen zijn voor de normstelling. Zojuist vermelde conclusie is niet nieuw; Chardon kwam reeds in 1984 tot een identieke conclusie[9].

Beoordeling verontreinigde gronden in uiterwaarden

De mate van verontreiniging van uiterwaardgronden wordt evenals bij normale waterbodems weergegeven volgens de klassenindeling (klasse 1-4). Interventiewaarden vormen de grens tussen klasse 3 en 4. Deze zijn afgeleid uit eco- en humaantoxicologische risico's; risico's op doorvergiftiging werden niet verdisconteerd. In het AKWA-rapport[5], waarop dit artikel is gebaseerd, wordt weergegeven waarom humaan-toxicologische risico's beter apart in beschouwing kunnen worden genomen en interventiewaarden in een beoordelingssysteem voor ecotoxicologische risico's zouden moeten bestaan uit ER-waarden voor water.

Alle klassengrenzen, inclusief interventiewaarden, berusten op totaalgehalten. Uit het voorgaande blijkt dat ook voor gronden in de uiterwaarden, noch voor organische contaminanten, noch voor zware metalen, een eenduidig verband zal bestaan tussen totaalgehalten enerzijds en concentraties vrij-opgeloste stof en ecotoxicologische risico's anderzijds. Ook voor de uiterwaarden levert de klassenindeling dus geen onderscheidend vermogen op met betrekking tot milieurisico's; grond van klasse 1 kan meer toxisch zijn dan grond van klasse 4. Grond van klasse 4 wordt dan ook veelal ten onrechte als ernstig verontreinigd bestempeld[5]. Evenals bij normale waterbodems zou daarom de klassenindeling voor gronden in de uiterwaarden moeten worden vervangen door een klassenindeling berustend op (poriën)waternormen of nog beter op een indeling gebaseerd op msPAF-grenzen.



Regenwormen als 'instrument' voor kwaliteitsbepaling van uiterwaarden.

Zoals hiervoor reeds werd weergegeven, zijn waternormen niet zonder meer toepasbaar op droge bodems. Met name voor zware metalen zijn door gebrek aan betrouwbare toxiciteitsgegevens de onzekerheden zo groot, dat vooralsnog geen betrouwbare normstelling beschikbaar is voor gronden in de uiterwaarden. Voor planning en uitvoering van werkzaamheden in het kader van 'Ruimte voor de rivier' is een normstelling echter niet noodzakelijk. Het actief bodembeheer is er immers op gericht milieurisico's niet te vergroten en waar mogelijk te verkleinen. Dientengevolge zou voor organische contaminanten bepaling van concentraties vrij-opgeloste stof in het poriënwater voldoende zijn. Hoe lager de betreffende concentraties, des te geringer het risico. Voor zware metalen zou het risico moeten worden geschat op basis van $[Me^{2+}]$, $[H^{+}]$ en $[Ca^{2+}]$. Indien wordt aangenomen dat $[H^{+}]$ en $[Ca^{2+}]$ in uiterwaardgronden min of meer constant zijn, zal het risico afnemen bij afname van $[Me^{2+}]$ in poriënwater. Zolang regenwormen geen toxische effecten ondergaan bestaat er echter een alternatief, namelijk bepaling van het gehalte organische contaminanten en zware metalen in regenwormen in gronden van de uiterwaarden. Hoe geringer de gehalten in regenwormen, des te geringer de risico's[10,11].

Tot slot moet worden opgemerkt dat ecotoxicologische risico's niet moeten worden gebagatelliseerd, maar ook niet moeten worden overdreven. Het huidige landbouwkundig gebruik van uiterwaarden vindt zonder risico's plaats, hetgeen door onderzoek werd aangetoond. Termen van de overheid als ernstig verontreinigd (klasse 4) en 'gifgrond' (term die bevolkingsgroepen gebruiken die verontrust zijn over werkzaamheden van Rijkswaterstaat in het kader van 'Ruimte voor de rivier') zijn dan ook misplaatst. Wel is het verstandig om bij herinrichting van uiterwaarden rekening te houden met wisselende redoxcondities ten gevolge van periodieke overstroming. Het verloop van $[Me^{2+}]$ in het poriënwater bij verschillende mogelijkheden van herinrichting kan daarbij met behulp van het model Biochem (RIZA) worden voorspeld[6].

Aanpassing wet- en regelgeving

Zoals reeds werd weergegeven zou de klassenindeling moeten worden vervangen door een systeem dat is gebaseerd op concentraties vrij-opgeloste stof. Voor het Bouwstoffenbesluit in het kader van verontreinigde grond geldt in principe hetzelfde. Noch voor zware metalen, noch voor organische contaminanten zijn samenstellingswaarden een maat voor milieurisico's. Ook het Bouwstoffenbesluit zou daarom moeten worden aangepast.

Berging vuile grond in putten

De verspreiding van stoffen naar het watervoerend pakket vanuit depots, waarin verontreinigde bagger onder water wordt geborgen (Slufter, IJsseloog), werd in het verleden door het Waterloopkundig Laboratorium met behulp van modellen uitvoerig onderzocht. Daaruit blijkt dat de verspreiding van organische contaminanten naar het watervoerend pakket gering en zeer traag verloopt. Door de thans bekende sterke sorptie van organische contaminanten aan onder meer roet zal de verspreiding van organische contaminanten naar het watervoerend pakket nog geringer zijn dan in het verleden werd berekend. Zware metalen in (gereduceerde) baggerspecie zijn vastgelegd in de vorm van sulfiden, waardoor $[Me^{2+}]$ zeer gering en onafhankelijk is van het totaalgehalte[5]. Dientengevolge is ook de verspreiding van zware metalen vanuit een depot gering. Baggerspecie, verontreinigd met organische contaminanten en zware metalen (klasse 1 t/m 4) kan dan ook op een verantwoorde wijze in depots worden geborgen. Berging van verontreinigde grond in putten binnen het riviersysteem wijkt hier in principe niet vanaf, mits wordt voorkomen dat tijdens en na het vullen van de putten verspreiding van verontreinigd sediment naar de omgeving plaatsvindt en er voldoende sulfide aanwezig is om zware metalen te binden. Ook hier geldt dat het al dan niet toestaan van berging van verontreinigde grond in putten op basis van de klassenindeling zinloos is, omdat noch voor organische contaminanten, noch voor zware metalen een relatie bestaat tussen de klassenindeling en de verspreiding van stoffen naar het watervoerend pakket. Het tegen hoge kosten (miljoenen euro's) moeten weghalen van in de put Rijkelse Bemden gestorte verontreinigde grond moet dan ook niet primair worden toegeschreven aan procedurefouten, maar aan de onjuiste veronderstelling dat een dergelijke relatie bestaat. Het wantrouwen tegen vulling van putten met verontreinigde grond zal echter niet worden weggenomen, zolang termen als 'ernstig verontreinigd' in stand worden gehouden. Ook hier zou afschaffing van de klassenindeling dus positief kunnen uitwerken; het milieu en de belastingbetaler zouden erbij gebaat zijn.

Verhoging maatgevende afvoer in 2050

Het is nog onbekend op welke wijze men in de toekomst (2050) bij Lobith 18.000 kubieke meter water per seconde denkt te kunnen afvoeren naar zee. Daardoor ontstaat het risico dat de daarvoor noodzakelijke maatregelen (verdere verbreding en verdieping van het rivierbed en/of toch verdere verhoging of verlegging van dijken) strijdig zijn met de thans geplande kostbare werkzaamheden (ruim twee miljard euro) voor 2015, die in feite slechts een marginale vergroting van de afvoercapaciteit bewerkstelligen. ¶

dr.ir. G. Kamerling
dr. G. Cornelissen
drs. N. de Rooij

NOTEN

1. Risico's in bedijkte termen; een evaluatie van het beleid inzake de veiligheid tegen overstromen (2004). RIVM (MNP).
2. Actief Bodembeheer Rivierbed. Beleidsnotitie ministeries van Verkeer en Waterstaat, VROM en LNV en het Inter-Provinciaal Overleg.
3. Jager D. (2003). Worming your way into bioavailability. Proefschrift Universiteit Utrecht.
4. Vijver M.(2005). The ins and outs of bioaccumulation. Proefschrift Vrije Universiteit Amsterdam.
5. Kamerling G. en G. Cornelissen (2003). Ecotoxicologische risico's en Water-Bodem-Normen, Wat anders?! AKWA-rapport, Rijkswaterstaat.
6. Vink J. en J. Hendriks (1999). Zware metalen in sediment wel degelijk een ecotoxicologisch risico. H_2O nr. 13. RIZA.
7. Van de Heuvel H., e.a. (2005). Maximum capacities for adsorption of phenanthrene in the slowly and very slowly desorbing domains in nineteen soils and sediments. Environ. Toxicol. Chem. nr. 24.
8. Onderzoeksresultaten Universiteit Wageningen (Van Riemsdijk) en WL (De Rooij). Niet gepubliceerd.
9. Chardon W. (1984). Mobiliteit van cadmium in de bodem. Proefschrift Landbouwhogeschool Wageningen.
10. Wei-chun Ma (1982). Regenwormen als bio-indicators van bodemverontreiniging. Reeks bodembescherming nr. 15. Ministerie van VROM.
11. Marinussen M. (1999). Heavy metal accumulation in earthworms exposed tot spatially variable soil contamination. Proefschrift Universiteit Wageningen.