

4. Bodemkwaliteitsdoelstellingen en saneringsbeleid

4.1 Gebiedskenmerken

Er bestaat een interactie tussen de bodems in het overstromingsgebied en het tijdens hoogwater meegevoerde en afgezette sediment. Uit onderzoek blijkt dat vooral de kwaliteit van het slib dat sedimenteert in het zomerbed sterk samenhangt met de kwaliteit van het zwevende slib en hiermee met de omvang van de lozingen op het riviersysteem. De kwaliteit van het slib dat tijdens hoogwater wordt afgezet wordt mede - en plaatselijk zelfs hoofdzakelijk - bepaald door de kwaliteit van de bodem in het winterbed. Dit gegeven is van belang bij het formuleren van bodemkwaliteitsdoelstellingen, omdat het gevaar bestaat voor een kip/ei-situatie: zolang de kwaliteit van het tijdens hoogwater afgezette slib niet verbetert, worden geen sanerende maatregelen in het winterbed getroffen en omdat geen sanerende maatregelen in het winterbed worden getroffen zal de kwaliteit van het afgezette slib niet verbeteren.

Door de voortdurende verontreiniging van het zwevende slib, met name als gevolg van lozingen in het buitenland en diffuse bronnen in het binnenland, zal in het Maasdal de kwaliteit van het zwevende slib en de nieuw gevormde waterbodem op korte en middellange termijn onvoldoende blijven. In de Bovenmaas en de Grensmaas en het bovenstroomse deel van de Zandmaas komt de kwaliteit van het zwevende slib en de nieuw gevormde waterbodem overeen met klasse 4 specie. Benedenstrooms is sprake van een betere kwaliteit, waarbij dit materiaal doorgaans overeenkomt met klasse 2 specie.

Door het hoge niveau van herverontreiniging wordt het niet doelmatig geacht een grootschalige, autonome bodemsanering te starten, omdat dit kan worden beschouwd als "dweilen met de kraan open". Dit laat onverlet dat bij de ontwikkeling van nieuwe activiteiten in het Maasdal het wél wenselijk en doelmatig kan zijn saneringsmaatregelen te treffen.

Er dient een onderscheid te worden gemaakt tussen gebiedseigen verontreinigingen en verontreinigingen ontstaan door lokale emissies van verontreinigingen naar de bodem. Voor de eerste categorie geldt dat de omvang hiervan en de kans op herverontreiniging een reden kan zijn geen sanerende maatregelen te treffen. Deze argumenten gelden niet voor de lokale gevallen van verontreiniging. Het is daarom wenselijk om bij het formuleren van beleid onderscheid tussen deze twee typen verontreiniging te maken.

4.2 Bodemkwaliteitsdoelstellingen

Op basis van het bestaande beleid (Vierde Nota waterhuishouding) gelden voor de bodem in het rivierbed van de Maas de volgende bodemkwaliteitsdoelstellingen worden geformuleerd:

- 1) de gehalten aan microverontreinigingen in nieuw gevormde waterbodem overschrijden de grenswaarden behorende bij het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) niet;
- 2) alle ernstige gevallen van lokale bodemverontreiniging zijn in het kader van de saneringsregeling Wbb aangepakt.

De beleidsregels ABM geven in aanvulling daarop bodemkwaliteitsdoelstellingen voor de gebiedseigen verontreinigde weerdgrond in het rivierbed van de Maas:

- 3) de kwaliteit van de bodem in het zomer- en winterbed is voldoende om de aan het riviersysteem toegekende functies mogelijk te maken;
- 4) de kwaliteit van de bodem in het rivierbed is dusdanig dat deze geen negatieve invloed uitoefent op de kwaliteit van de nieuw gevormde bodem (het materiaal dat sedimenteert).

Voor het realiseren van deze bodemkwaliteitsdoelstellingen zijn zowel preventieve, als curatieve maatregelen noodzakelijk. De preventieve maatregelen hebben betrekking op het terugdringen van lozingen op de Maas, zowel vanuit puntbronnen, als vanuit diffuse bronnen. De aanpak van deze lozingen is noodzakelijk om curatieve maatregelen mogelijk te maken, maar valt, behoudens een enkele uitzondering, niet binnen het beleid van actief bodembeheer. De uitzon-

dering wordt gevormd door maatregelen die gericht zijn op het terugdringen van het negatieve effect dat de bodem in het winterbed kan hebben op de kwaliteit van de nieuw gevormde waterbodem. De curatieve maatregelen hebben betrekking op het wegnemen van de bodemverontreiniging of de gevolgen hiervan in die situaties waarin de huidige bodemkwaliteit niet overeenkomt met de bodemkwaliteitsdoelstellingen.

4.3 Doorwerking bodemkwaliteitsdoelstellingen

4.3.1 Inleiding

De in voorgaande paragraaf geformuleerde bodemkwaliteitsdoelstellingen werken op verschillende manieren door in het gedachtegoed van actief bodembeheer. Ten behoeve van de uitvoering van concrete projecten dienen de algemene, voor de Maas geldende bodemkwaliteitsdoelstellingen te worden vertaald in lokale bodemkwaliteitsdoelstellingen op grond waarvan de noodzaak tot het treffen van saneringsmaatregelen kan worden nagegaan, zowel ten aanzien van de gebiedseigen, diffuse verontreiniging, als de lokale gevallen verontreiniging.

Daarnaast vormen de bodemkwaliteitsdoelstellingen de basis voor de eisen die worden gesteld aan de verwerking van bij werken vrijkomende specie in het gebied van herkomst. Op de verwerking van specie en de hierbij te stellen eisen wordt in hoofdstuk 10 en verder nader ingegaan.

Met nadruk wordt er op gewezen dat bij de vertaling van bodemkwaliteitsdoelstellingen naar saneringsdoelstellingen op lokaal niveau rekening moet worden gehouden met het feit dat bij actief bodembeheer:

- ◆ de aanleiding tot het treffen van saneringsmaatregelen voortvloeit uit het voornemen tot een nieuwe activiteit
- ◆ het beleid niet gericht is op het herstel van de multifunctionaliteit;
- ◆ het geenszins de bedoeling is om een autonome bodemsaneringsoperatie op te starten.

4.3.2 Saneringsdoelstellingen gebiedseigen verontreiniging

Bij het vertalen van de bodemkwaliteitsdoelstellingen naar lokale saneringsdoelstellingen wordt onderscheid gemaakt tussen die delen van het rivierbed waar herverontreiniging van de bodem door erosie en sedimentatie van verontreinigd slib verwaarloosbaar is en de delen waar deze niet verwaarloosbaar is.

In die delen van het rivierbed waar herverontreiniging niet, of slechts in geringe mate bepalend is voor de toekomstige bodemkwaliteit gelden de volgende saneringsdoelstellingen:

- ◆ de gebiedseigen bodemkwaliteit is hersteld, tenzij dit herstel op grond van de verhouding tussen milieuverdiensite en risicoreductie enerzijds en kosten anderzijds als niet-doelmatig wordt beschouwd;
- ◆ de humane risico's, uitgaande van het toekomstige gebruik van de bodem als gevolg van blootstelling aan de verontreinigingen in de bodem zijn tot onder een aanvaardbaar geacht niveau teruggedrongen;
- ◆ de ecologische risico's zijn zover teruggedrongen als redelijkerwijs mogelijk is;
- ◆ de kans op verspreiding van de verontreiniging naar diepere bodemlagen en het grond- en oppervlaktewater is aanvaardbaar.

In die delen van het riviersysteem waar herverontreiniging niet kan worden verwaarloosd, wordt de volgende saneringsdoelstelling gehanteerd:

- ◆ de kwaliteit van de bodem komt ten minste overeen met de verwachte kwaliteit van de nieuw gevormde waterbodem ter plaatse.

Deze saneringsdoelstelling is niet statisch: wanneer door maatregelen bovenstrooms de kwaliteit van de nieuw gevormde waterbodem verbetert, dient de saneringsdoelstelling te worden aangescherpt.

Door de omvang van de verontreiniging, de voortdurende herverontreiniging en het afwezig zijn van operationele verwerkingstechnieken wordt het niet doelmatig geacht om in de *bestaande situatie* saneringsmaatregelen te treffen die gericht zijn op het wegnemen van de gebiedseigen verontreiniging, of de gevolgen daarvan. Saneringsmaatregelen worden daarom alleen getroffen wanneer menselijke activiteiten binnen het Maasdal leiden tot een in bodemhygiënische zin *nieuwe situatie*. Hiervan is ondermeer sprake bij het plegen van grondverzet en bij een wijziging van de functie of het gebruik van de bodem die leidt tot en toename van de humane of ecologische risico's of tot een toename van de verspreiding van de verontreiniging. De sanerende maatregelen hebben hierbij betrekking op die plaatsen waar het grondverzet en/of een dergelijke wijziging daadwerkelijk zal plaatsvinden.

4.3.3 Saneringsdoelstellingen lokale verontreiniging

De doelstelling bij sanering van lokale verontreiniging is het herstel van de gebiedseigen kwaliteit. Alleen onder bijzondere, locatiespecifieke omstandigheden kan worden gekozen voor een functiegerichte sanering waarbij de lokale verontreiniging wordt geïsoleerd en beheerd. Wanneer voor een functiegerichte IBC-sanering wordt gekozen dienen de blootstellings- en verspreidingsrisico's tot onder een aanvaardbaar geacht risiconiveau te worden teruggedrongen.

Het terughoudende beleid met betrekking tot functiegerichte saneringen waarbij de verontreiniging niet wordt verwijderd, maar geïsoleerd en beheerd, wordt ingegeven door het dynamische karakter van het riviersysteem van de Maas en de vele functies die hieraan zijn toegekend:

Het zomerbed en delen van het winterbed hebben een sterk dynamisch karakter, waarbij erosie en sedimentatie zich in ruimte en tijd afwisselen. Afhankelijk van de stroomsnelheid kan het rivierwater bodemmateriaal mee sleuren, dat vervolgens stroomafwaarts weer wordt afgezet. Met het bodemmateriaal worden ook de verontreinigingen die zich hierin bevinden verplaatst. Daarom worden binnen de dynamische delen van het rivierbed (zie hoofdstuk 9) alle verontreinigingen in beginsel als mobiel aangemerkt. Bij de keuze van de saneringsdoelstelling wordt derhalve aangesloten bij de gest van het kabinetsstandpunt Beleidsvernieuwing bodemsanering, waarin wordt aangegeven dat mobiele verontreinigingen dienen te worden verwijderd, tenzij dit niet doelmatig is.

De tweede reden om terughoudend te zijn met functiegerichte saneringen is het gegeven dat aan de Maas vele functies zijn toegekend, waaronder een natuurfunctie, en de snelle verschuiving in het feitelijke gebruik van het winterbed. In het jaar 2010 moet 40% van het winterbed zijn ingericht voor natuur. Wanneer bij de selectie van de saneringsdoelstelling bij lokale gevallen van bodemverontreiniging geen rekening wordt gehouden met de eisen die deze functie aan de bodemkwaliteit stelt, zal een belangrijk deel van deze gevallen bij functiewijziging opnieuw moeten worden gesaneerd, hetgeen niet doelmatig is.

Bij de uitvoering van het beleid moet onderscheid worden gemaakt tussen de volgende lokale gevallen van bodemverontreiniging:

Urgente gevallen

Bij de urgente gevallen van bodemverontreiniging kan verder onderscheid worden gemaakt tussen gevallen waarbij een sanering in beginsel kan worden afgedwongen (veroorzaker aansprakelijk te stellen, of z.g. "schuldige" eigenaar) en gevallen waarbij deze niet kan worden afgedwongen.

Voor de eerste categorie geldt als beleid dat de sanering in eigen beheer door de eigenaar/veroorzaker moet worden aangepakt, binnen de in de urgentiebepaling vastgestelde termijn. Wordt hieraan niet voldaan dan kan een saneringsbevel worden afgegeven.

De urgente gevallen van bodemverontreiniging waarvoor geen saneringsbevel kan worden afgegeven zullen worden aangepakt als uitvloeisel van de vngnetfunctie die het bevoegd gezag

Wbb heeft. Het uiteindelijk tijdstip van uitvoering van de sanering hangt samen met de urgentie van aanpak, de beschikbare middelen en de voorgenomen activiteiten ter plaatse van het geval. Wanneer sprake is van een voornemen tot het verrichten van grondverzet binnen het geval op een tijdstip waarop deze nog niet is gesaneerd, dan is de initiatiefnemer verantwoordelijk voor het treffen van de noodzakelijke sanerende maatregelen en draagt deze in beginsel ook de kosten hiervan (zie onder).

Niet-urgente ernstige gevallen

Voor deze gevallen is het niet mogelijk om een saneringsbevel af te geven. Gezien het gebrek aan urgentie zullen ze vooralsnog evenmin door de overheid worden gesaneerd. Dit betekent dat sanerende maatregelen alleen zullen worden getroffen indien sprake is van grondverzet, of een wijziging van de functie of het gebruik van de bodem die leidt tot een toename van de humane of ecologische risico's, danwel tot een toename van de verspreiding. In dat geval is de initiatiefnemer verantwoordelijk voor het treffen van de noodzakelijke sanerende maatregelen en draagt hij ook de kosten hiervan.

Wanneer het voornemen tot het verrichten van grondverzet of de functiewijziging slechts betrekking heeft op een deel van het ernstige lokale geval van bodemverontreiniging, dan dient in beginsel het gehele geval van lokale verontreiniging te worden gesaneerd. Onder bepaalde voorwaarden is ook een deelsanering toegestaan waarbij de sanerende maatregelen zich beperken tot die plaatsen waar het grondverzet en/of de functiewijziging daadwerkelijk zal plaatsvinden.

Niet-ernstige gevallen

Bij niet-ernstige gevallen van bodemverontreiniging behoeven, ook wanneer een voornemen tot grondverzet of functiewijziging bestaat, in beginsel geen saneringsmaatregelen te worden getroffen. Het verplaatsen van niet-ernstig verontreinigde sedimenten met een niet-gebiedseigen kwaliteit binnen het geval is echter niet toegestaan, tenzij toepassing hiervan is toegelaten op grond van het Bouwstoffenbesluit, of dit plaatsvindt in overeenstemming met een door het bevoegd gezag goedgekeurd saneringsplan.

5. Gebiedseigen verontreiniging en zone-eigen bodemkwaliteit

5.1 Inleiding

Binnen actief bodembeheer staan de begrippen gebiedseigen verontreiniging en zone-eigen kwaliteit centraal. Voor de Maas kan de *gebiedseigen verontreiniging* worden gedefinieerd als de diffuse bodemverontreiniging die is ontstaan door sedimentatie van verontreinigd rivierslib door de Maas en die niet is terug te voeren tot een individuele bron.

De sedimentatie van rivierslib heeft in het rivierbed van de Maas niet overal tot een even grote bodemverontreiniging geleid. Op plaatsen met een lage overstromingsfrequentie en op plaatsen op grote afstand van de rivier is de bodemkwaliteit vaak aanzienlijk beter dan de bodemkwaliteit vlak langs de rivier en op plaatsen die wel frequent overstromen. Uit onderzoek is bovendien gebleken dat de kwaliteit van de oevergronden langs de Maas in stroomafwaartse richting verbetert. Het is mogelijk om op grond van rivierkundige en bodemkundige kenmerken het Maasdal onder te verdelen in verschillende zones met een specifieke *zone-eigen bodemkwaliteit*, waarbinnen een duidelijke trend in de bodemkwaliteit ontbreekt. Dit betekent gezinszins dat de bodem binnen deze zones overal de zelfde kwaliteit heeft, in tegendeel: in veel zones is sprake van een grote variabiliteit over korte afstanden. De *kans* op het aantreffen van een bepaalde bodemkwaliteit is binnen een zone echter overal even groot.

Het gevolg van de grote variabiliteit in bodemgehalten, die kenmerkend is voor diffuse verontreiniging, is dat er niet gesproken kan worden over de achtergrondconcentratie, maar dat er sprake is van een grote bandbreedte in gehalten, met elk een andere kans van voorkomen. Hierdoor kan het begrip "zone-eigen kwaliteit" alleen inhoud worden gegeven door met behulp van statistische technieken een grenswaarde te bepalen waarboven niet, en waaronder wél sprake is van een zone-eigen bodemkwaliteit. Deze grenswaarde wordt aangeduid als de "*achtergrondgrenswaarde*" (C_{agr}).

| 55

5.2 Achtergrondgrenswaarde

Veel stoffen, die in verhoogde gehalten als verontreiniging worden aangemerkt, komen ook van nature in de bodem voor. Dit geldt niet alleen voor zware metalen, maar ook voor sommige organische verbindingen, zoals polycyclische armoetische koolwaterstoffen. Bij dergelijke, niet-bodemvreemde stoffen is niet de aanwezigheid de maatstaf bij de beoordeling of er sprake is van verontreiniging, maar het gehalte waarin de stof aanwezig is. Ook de "natuurlijke" gehalten, dat wil zeggen de gehalten die nog niet als verontreiniging worden aangemerkt, kennen een zekere spreiding. Slechts vanaf een bepaald gehalte, met een bijbehorende overschrijdingskans, wordt gesproken van bodemverontreiniging. Deze grenswaarde wordt aangeduid als "streefwaarde" en is afgeleid uit het gehalte dat op onverdachte locaties slechts in 10% van de monsters wordt overschreden, de zogenaamde "*90-percentiel*".

Bij het definiëren van de grenswaarde waarboven sprake is van een niet-zone-eigen bodemkwaliteit kan een analoge benadering wordt gevolgd. Evenmin als bij de streefwaarde kan bij de definitie van de achtergrondgrenswaarde worden gekozen voor het maximale gehalte dat op onverdachte locaties (hier op te vatten als locaties die niet zijn beïnvloed door puntbronnen van verontreiniging) is aangetroffen. Een keuze voor de 90-percentiel als grenswaarde ligt daarom ook hier voor de hand.

Bij de keuze van de 90-percentiel doet zich echter een statistisch probleem voor: de werkelijke waarde van dit statistische kental, dat wil zeggen de 90-percentiel van een oneindig aantal monsters uit de beschouwde zone, is onbekend. Het enige dat bekend is, is de 90-percentiel van de (beperkte) steekproef die is getrokken. Deze vormt een onbetrouwbare schatter van de werkelijke waarde van dit kental, waarbij de mate van betrouwbaarheid samenhangt met de grootte van de steekproef en de spreiding hierin. Het is wenselijk om bij de definitie van de achtergrondgrenswaarde rekening te houden met deze onbetrouwbaarheid.

In aansluiting op het IPO-project "Actief bodembeheer in provinciaal perspectief" is daarom gekozen voor de volgende definitie van de achtergrondgrenswaarde:

de achtergrondgrenswaarde is de ondergrens van het 80% betrouwbaarheidsinterval van de 90-percentiel van de verdeling der gehalten die zijn aangetroffen in bodemmonsters uit de beschouwde zone die niet zijn beïnvloed door puntbronnen van verontreiniging.

Er is sprake van een zone-eigen kwaliteit wanneer het gehalte van geen der verontreinigingen de achtergrondgrenswaarde overschrijdt. Gehalten boven de achtergrondgrenswaarde leiden dus altijd tot de kwalificatie "niet-zone-eigen kwaliteit". Dit betekent evenwel niet dat er dan altijd ook sprake is van een lokale, dat wil zeggen niet-gebiedseigen bodemverontreiniging.

5.3 Overschrijding van de achtergrondgrenswaarde

Wanneer uit onderzoek blijkt dat de gehalten op de onderzoekslocatie de achtergrondgrenswaarde (C_{agr}) behorende bij de zone waarin deze locatie is gelegen niet overschrijden, dan komt de bodemkwaliteit overeen met die welke op grond van de aanwezige diffuse, gebiedseigen verontreiniging binnen de zone wordt verwacht.

Overschrijding van deze grenswaarde kan, maar hoeft niet veroorzaakt te zijn door een lokale verontreinigingsbron. In het voorgaande is al aangegeven dat het kenmerk van diffuse verontreiniging het sterk variabele karakter is. Hierdoor is het niet mogelijk om de achtergrondgrenswaarde te definiëren als het hoogste gehalte van de betreffende stof die in een zone is aangetroffen, omdat deze slechts sporadisch voorkomt en dus geen goed beeld geeft van de bodemkwaliteit binnen de betreffende zone.

Uit de definitie van de achtergrondgrenswaarde volgt al dat ten minste 10% van de waarnemingen als niet zone-eigen moeten worden beschouwd, waarvan een groot deel behoort tot de rechterstaart van de verdelingsfunctie die de diffuse verontreiniging beschrijft. Slechts een klein deel van deze waarnemingen zal kunnen worden toegeschreven aan een (nog) niet geïdentificeerde lokale bron van verontreiniging.

56 |

Aangezien actief bodembeheer alleen betrekking heeft op de diffuse, gebiedseigen verontreiniging en op de aanpak van puntverontreinigingen het reguliere saneringsbeleid van toepassing is, is het van belang om vast te stellen of bij overschrijding van de achtergrondgrenswaarde daadwerkelijk sprake is van een lokale verontreiniging.

Dit kan worden vastgesteld door het uitvoeren van een aanvullend historisch onderzoek. Indien dit onderzoek en de veldwaarnemingen geen aanwijzingen opleveren voor de aanwezigheid van een lokale verontreinigingsbron, dan wordt ervan uitgegaan dat er uitsluitend sprake is van diffuse verontreiniging. Het is hierbij van groot belang dat het bevoegd gezag waakt over de kwaliteit van het uitgevoerde onderzoek, omdat op basis van slecht of onvolledig onderzoek al snel tot deze slotsom wordt gekomen.

5.4 Zone-eigen bodemkwaliteit

De bodemkwaliteit wordt niet alleen bepaald door het gehalte aan verontreinigingen in de bodem, maar ook door het verloop hiervan met de diepte en door de fysische hoedanigheden van de bodem, zoals de aanwezigheid van bodemvreemde materialen. Dit geldt ook voor het begrip "zone-eigen bodemkwaliteit". Er is sprake van een zone-eigen bodemkwaliteit wanneer:

- 1) de gehalten in de verontreinigde bodemlaag de voor de betreffende zone vastgestelde achtergrondgrenswaarden niet overschrijden en;
- 2) de dikte en de fysische hoedanigheden hiervan overeenkomen met die welke binnen de zone gangbaar zijn.

In een enkele tientallen meters brede strook parallel aan de Maas kan de deklaag bestaande uit sterk verontreinigd sediment over korte afstand zeer sterk in dikte variëren. Plaatselijk kan nog ernstig verontreinigde grond worden aangetroffen op een diepte van meer dan 6 meter. Deze opbouw is kenmerkend voor dit deelgebied, zodat het aantreffen van verontreinigingen op grote diepte hier niet leidt tot de kwalificatie "niet-zone-eigen".

Dit ligt anders voor de hoger gelegen delen op enige afstand van de rivier. Hier reikt de verontreiniging niet verder dan 0,5 tot maximaal 1 meter diepte. Wanneer hier op grotere diepte verontreinigingen worden aangetroffen, kan dit wel tot de kwalificatie "niet-zone-eigen" leiden. Historisch onderzoek moet in dat geval aantonen wat de oorzaak is van deze afwijkende bodemopbouw, zoals bijvoorbeeld de aanwezigheid van een opgevulde leemput.

Ook wanneer de fysische hoedanigheden sterk afwijken van die welke gangbaar is in de beschouwde zone, kan niet worden gesproken van een zone-eigen bodemkwaliteit. Hierbij kan bijvoorbeeld worden gedacht aan een puinrijke laag, die in het verleden als oeververdediging is aangebracht, maar inmiddels die functie heeft verloren.

6. Humane en ecologische risico's

6.1 Inleiding

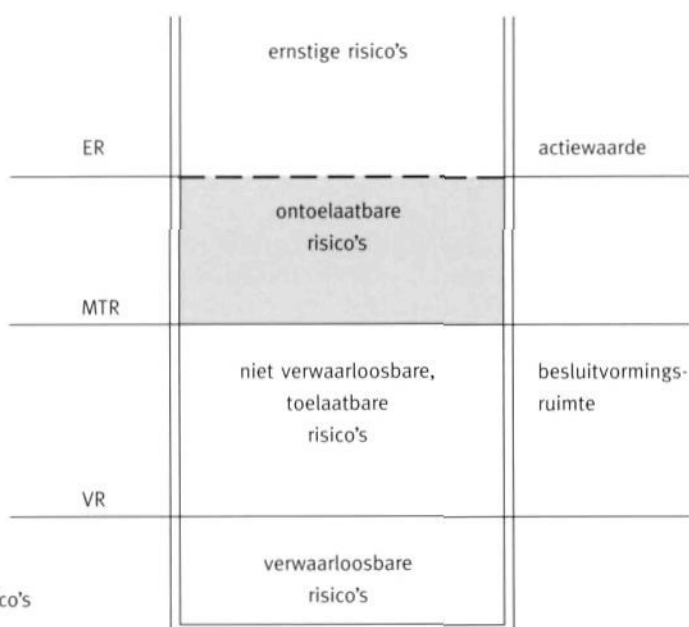
In diffuus verontreinigde gebieden, waaronder het onderwerpelijke plangebied, heeft de bodemverontreiniging een dermate grote omvang, dat het herstel van de multifunctionaliteit niet meer haalbaar is. Dit betekent dat in veel situaties een restverontreiniging moet worden geaccepteerd, die zekere risico's voor de gezondheid van de gebruiker kan opleveren en schadelijk kan zijn voor ecosystemen. Het beleid ten aanzien van deze risico's dat in het kader van actief bodembeheer wordt gevoerd, is gebaseerd op het risicobeleid van de rijksoverheid, zoals dat is neergelegd in de bijlage "Omgaan met risico's", behorende bij het Nationaal Milieubeleidsplan 1989. Hierin worden twee risiconiveaus onderscheiden:

- 1) het *verwaarloosbaar risiconiveau* (VR). Onder dit niveau worden de risico's verwaarloosbaar klein en derhalve als niet relevant beschouwd;
- 2) het *maximaal toelaatbaar risiconiveau* (MTR). Boven dit niveau zijn de risico's dermate groot dat ze in nieuwe situaties ontoelaatbaar zijn.

De ruimte tussen het VR en het MTR is de besluitvormingsruimte (zie figuur 6.1), die bij nieuwe activiteiten wordt benut: tot welk niveau binnen dit risico-traject de risico's moeten worden teruggedrongen bij het realiseren van een nieuwe activiteit is afhankelijk van een brede maatschappelijke afweging, waarin niet alleen milieuhygiënische overwegingen een rol spelen (ALARA-principe).

Niet elke overschrijding van het MTR zal in bestaande situaties leiden tot de verplichting tot het nemen van risicobeperkende maatregelen. Pas wanneer de risico's het MTR een zekere mate te boven gaan en er sprake is van *ernstige risico's*, moeten in bestaande situaties maatregelen worden getroffen om de risico's tot onder het MTR terug te dringen. De waarde waarboven maatregelen moeten worden getroffen kan worden aangeduid als *actiewaarde of ernstig risiconiveau* (ER).

Actief bodembeheer ziet op activiteiten die leiden tot in een bodemhygiënische zin nieuwe situatie. In aansluiting op het risicobeleid zullen de risico's in deze nieuwe situatie zich moeten bevinden in de besluitvormingsruimte tussen het VR en het MTR. Voor het voeren van actief bodembeheer is het derhalve noodzakelijk dat het MTR getalsmatig wordt ingevuld, zowel voor humane en ecologische risico's, als voor verspreidingsrisico's.



Figuur 6.1 Indeling van blootstellingsrisico's

6.2 Humane risico's

6.2.1 Uitgangspunten

Door het RIVM is ten behoeve van de bepaling van de urgentie van aanpak van ernstige gevallen van bodemverontreiniging een systematiek ontwikkeld waarmee de grootte van de humane risico's kan worden berekend. Indien deze risico's het maximaal toelaatbaar risiconiveau (verder te noemen het MTR_{bodem}) niet overschrijden is sanering niet urgent.

Wordt het MTR_{bodem} wel overschreden dan is sanering wel urgent en zal op een door het bevoegd gezag vast te stellen termijn een sanering moeten worden uitgevoerd, ook indien geen nieuwe activiteiten zullen plaatsvinden en het bestaande gebruik dus wordt gecontinueerd. De MTR_{bodem} voor humane blootstellingsrisico's, moet dus worden beschouwd als een actiewaarde, waarboven sprake is van een ernstig risico en niet als het MTR in de zin van het risicobeleid. Om verwarring met het begrip MTR_{bodem} te vermijden wordt in de navolgende tekst het MTR in de zin van het risicobeleid aangeduid als het *aanvaardbaar risiconiveau (ARN)*

Het beleid met betrekking tot de humane risico's voortvloeiende uit eventueel aanwezige bodemverontreiniging is gebaseerd op twee uitgangspunten:

- 1) risico's mogen een zeker aanvaardbaar geacht niveau niet te boven gaan;
- 2) risico's moeten worden teruggedrongen tot het laagste niveau dat redelijkerwijs haalbaar is (het ALARA-principe).

Het ALARA-principe heeft binnen actief bodembeheer gestalte gekregen door de keuze van het herstel van de gebiedseigen kwaliteit als strategische doelstelling. In het merendeel van de gevallen zullen de gebiedseigen gehalten van de verontreinigingen (veel) lager zijn dan de grenswaarden waarboven sprake is van onaanvaardbare humane risico's. Wordt het herstel van de gebiedseigen kwaliteit doelmatig geacht, dan leidt dit tevens tot een verdere reductie van de blootstellingsrisico's.

Voor het berekenen van een aanvaardbaar geacht risiconiveau (ARN) bij humane blootstelling uitgaande van verschillende vormen van stedelijk ruimtegebruik, is door de provincie Limburg en enkele Limburgse gemeenten ten behoeve van actief bodembeheer in binnenstedelijke gebieden een systematiek ontwikkeld. Deze systematiek kan ook worden gebruikt om het aanvaardbaar risiconiveau bij andere vormen van ruimtegebruik, zoals recreatie en landbouw, te berekenen. Het gaat hierbij om de blootstellingsrisico's voor de gebruiker.

In een gebied als het Maasdal kunnen risico's echter ook elders ontstaan, namelijk als gevolg van de opname van verontreinigingen door in het gebied geteelde consumptiegewassen. Ook voor deze risico's zal ten behoeve van actief bodembeheer een aanvaardbaar niveau moeten worden vastgesteld.

Nadat is vastgesteld welk risiconiveau aanvaardbaar is, kan met behulp van blootstellingsmodellen worden berekend bij welke concentratie in de bodem nog sprake is van aanvaardbare blootstelling en kunnen functiegedifferentieerde grenswaarden (C_{arn}) worden berekend, waarboven sprake is van onaanvaardbare risico's.

6.2.2 Actuele versus potentiële risico's

Bij het inschatten en beoordelen van risico's moet onderscheid worden gemaakt tussen potentiële risico's en actuele risico's.

Bij potentiële risico's gaat het om risico's die zich voor *kunnen* doen, gegeven de bodemkwaliteit en het geplande bodemgebruik. Bij het berekenen van potentiële risico's wordt uitgegaan van algemeen geldende (generieke) verbanden tussen de gehalten aan verontreinigingen in de bodem en het grondwater en in de verschillende media, via welke de mens aan de verontreiniging kan worden blootgesteld, zoals binnenlucht, consumptiegewassen en drinkwater.

Bij actuele risico's gaat het om de risico's die zich daadwerkelijk in de praktijk voordoen. In het geval van humane risico's kunnen de actuele risico's worden berekend op basis van metingen van de werkelijke gehalten in de contactmedia en worden deze niet afgeleid uit de gehalten in de bodem.

Het onderscheid tussen potentiële en actuele risico's is niet absoluut. Het is mogelijk om gebiedsgericht onderzoek te doen naar de relatie tussen de gehalten aan verontreinigingen in de bodem en de gehalten in één of meer contactmedia, zoals een bodem-gewas onderzoek. Door middel van een dergelijk onderzoek is het mogelijk om een meer gebiedsspecifieke risico-inschatting te maken.

De getalsmatige onderbouwing van de risicogrenswaarden in deze nota is gebaseerd op de potentiële risico's, uitgaande van generieke aannames met betrekking tot de relatie tussen gehalten in de bodem en in de contactmedia. De keuze is noodgedwongen gemaakt, omdat er nog niet voldoende onderzoek is verricht naar de voor het Maasdal specifieke relatie tussen deze variabelen. Indien in het kader van grootschalige herinrichtingsprojecten aanvullend onderzoek wordt uitgevoerd, kan een meer gebiedsspecifieke risico-beoordeling worden uitgevoerd.

6.2.3 De dikte van de leeflaag

Humane blootstelling aan bodemverontreiniging ontstaat door interactie tussen de gebruiker en de bodem. Deze interactie is niet voor alle bodemlagen gelijk, maar neemt met de diepte af. Dat is de reden dat bij het vaststellen van de gezondheidsrisico's die voortvloeien uit de aanwezigheid van niet-mobiele verontreinigingen in de bodem, zoals in het plangebied het geval is, uitsluitend rekening behoeft te worden gehouden met de gehalten in de bovenste bodemlaag, de zogenaamde 'leeflaag'. Ook de grootte van eco-toxicologische effecten zal grotendeels worden bepaald door de kwaliteit van deze laag. Ten behoeve van het voeren van een risicobeleid moeten dus niet alleen risicogrenswaarden worden vastgesteld, maar moet ook worden vastgesteld tot welke diepte deze van toepassing zijn.

De dikte van de bovenste bodemlaag die als leeflaag moet worden aangemerkt en die bepalend is voor de grootte van de blootstelling, is afhankelijk van het gebruik van de bodem. In het Beslismodel systeemkeuze bodemsanering is aangegeven wat de dikte van de leeflaag is per gebruikscategorie, uitgaande van normaal gebruik (zie tabel 7.1).

Tabel 6.1 Dikte van de leeflaag (in cm) per gebruikscategorie

gebruikscategorie	deelgebruik	richtlijn dikte leeflaag t.b.v. "normaal gebruik"
• wooncategorie	tuin	100
	woning	50
• bedrijfscategorie	buitenterrein	100
	productiehal	50
	kantoor	50
	groen bij bedrijf	100
• centrumcategorie	woning/kantoor/winkel	50
	tuin	100
• verkeerscategorie	binnen bebouwde kom	100
	buiten bebouwde kom	50
• maatschappelijke/culturele categorie	gebouw	50
	tuin/park/speelplaats	100
• nutsleidingen		100-140
• groenvoorzieningen		100
• recreatieve categorie		100
• agrarische gebieden	woning	50
	moestuin	100-150 ¹⁾
	teeltgebied	100-150 ¹⁾

1) De leeflaagdikte is afhankelijk van de worteldiepte van de verbouwde gewassen

Uit tabel 6.1 blijkt dat de minimale dikte van de leeflaag op onbebouwde, niet verharde terreindelen, zoals particuliere tuinen en openbaar groen 1 meter bedraagt. Daar waar consumptiegewassen worden geteelt kan de gewenste dikte van de leeflaag oplopen tot 1,5 meter, afhankelijk van de worteldiepte van de verbouwde gewassen.

Op grond van tabel 6.1 wordt voorgesteld om bij actief bodembeheer in het rivierbed van de Maas in beginsel uit te gaan van een minimale dikte van de leeflaag van 1 meter, ongeacht het gebruik. Hierop worden twee uitzonderingen gemaakt en wel ter plaatse van de teelt van bijzondere, diepwortelende gewassen en ter plaatse van dijken en kades.

Bij diepwortelende gewassen moet een leeflaagdikte worden aangehouden van 1,5 meter. De toplaag op dijken en kades krijgt de functie bodem. Gezien de aard van de begroeiing en het extensieve gebruik van de bodem ter plaatse, alsmede met het oog op de waterkerende functie, die reguliere grondbewerking ter plaatse uitsluit, volstaat hier een leeflaagdikte van 0,5 meter.

6.3 Rechtstreekse humaan-toxicologische risico's

Door het RIVM is ten behoeve van de bepaling van de urgentie van aanpak van ernstige gevallen van bodemverontreiniging een systematiek ontwikkeld waarmee de grootte van de blootstellingsrisico's kan worden berekend. Indien deze risico's het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) niet overschrijden is de sanering niet urgent. Wordt het MTR wél overschreden dan is de sanering wel urgent en zal op een door het bevoegd gezag vast te stellen termijn een sanering moeten worden uitgevoerd. Het MTR kan worden opgevat als een soort actiewaarde voor bestaande situaties waarboven saneringsmaatregelen moeten worden getroffen en waaronder dergelijke maatregelen achterwege kunnen blijven. Dit betekent niet dat in nieuwe situaties volstaan kan worden met het terugdringen van de risico's tot onder het MTR.

In aansluiting op het ALARA-principe voor IBC-maatregelen, zoals dat is verwoord in de circulaire "Saneringsregeling Wbb: beoordeling en afstemming", is ervoor gekozen de grenswaarde voor de bodemkwaliteit in nieuwe situaties te relateren aan het *aanvaardbaar risiconiveau (ARN)*.

62 |

Voor **genotoxisch carcinogene verbindingen** wordt dit risiconiveau ingevuld als het niveau waarbij de humane risico's, voorzover deze worden bepaald door de aanwezige bodemverontreiniging, verwaarloosbaar zijn. De TCB gaat er in haar adviezen vanuit dat het verwaarloosbaar risiconiveau een factor 100 lager ligt dan het MTR. Voor PAK heeft de TCB dit risiconiveau getalsmatig uitgewerkt op basis van risicoberekeningen die het RIVM heeft uitgevoerd voor het Laura-terrein, een voormalig mijnterrein in Kerkrade. Voor de functie moestuin, particuliere tuin en recreatie/openbaar groen geeft het TCB een grenswaarde van 7 BaP-equivalenten². Beneden deze grenswaarde is sprake van een verwaarloosbaar risico. Vanwege het ontbreken van een geschikt en valide blootstellingsmodel voor PAK, is er voor gekozen deze grenswaarde over te nemen als de grenswaarde voor het aanvaardbaar risiconiveau, waarbij functiedifferentiatie achterwege blijft.

Voor de **niet genotoxisch carcinogene verbindingen** kan geen grenswaarde worden geformuleerd, waaronder sprake is van een verwaarloosbaar risico. De oorzaak hiervan is het feit dat deze stoffen pas vanaf een bepaalde inname schadelijke effecten hebben. Wordt deze inname niet overschreden dan treden dus geen schadelijke effecten op. Daarom is voor deze stoffen een andere benadering van het aanvaardbaar risico gekozen.

In de Urgentiesystematiek bodemsanering wordt voor verschillende standaardgebruikscategorieën aangegeven boven welke grenswaarden de inname van deze stoffen als gevolg van de aanwezigheid van bodemverontreiniging de Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) overschrijden. Bij hogere gehalten in de bodem is in de terminologie van de urgentiesystematiek sprake van ontoelaatbare, ernstige risico's. In tabel 6.2 zijn de grenswaarden waarboven dit het geval is voor enkele zware metalen weergegeven. Hierbij wordt geen rekening gehouden met de zogenaamde basisinname, dit is de inname van deze stoffen die niet gerelateerd is aan de aanwezige bodemverontreiniging en die moet worden beschouwd als de normale inname van deze stoffen, onder andere via het voedselpakket, op plaatsen in Nederland waar de bodem niet is verontreinigd.

Het aanvaardbaar risiconiveau is zo gekozen dat de inname die het gevolg is van de aanwezige bodemverontreiniging, vermeerderd met de basisinname, de TDI niet overschrijdt.

Voor de berekening van de humane blootstelling bij de gebruiksvormen agrarisch gebruik (met

en zonder gewasconsumptie) en droge recreatie is gebruik gemaakt van het door het RIVM ontwikkelde model CSOIL. Voor de blootstelling als gevolg van "natte" vormen van recreatie is gebruik gemaakt van het model SEDISOIL dat eveneens door het RIVM is ontwikkeld. Beide modellen berekenen op basis van verontreiniging in de (water)bodem hoe groot de humane blootstelling is, uitgaande van alle van toepassing zijnde blootstellingsroutes.

Bij de gebruiksvorm "agrariisch gebruik" zijn de risico's in beschouwing genomen van de agrariër die gronden bewerkt binnen het winterbed. Deze kan aan de verontreiniging worden blootgesteld door het werken in de verontreinigde grond en door consumptie van gewassen geteeld op deze grond. Hierbij kunnen twee scenario's worden onderscheiden:

- a) de agrariër woont buiten het plangebied: 10% van de gewasconsumptie bestaat uit gewassen afkomstig uit het plangebied;
- b) de agrariër woont binnen het plangebied: de gehele gewasconsumptie is afkomstig uit het plangebied.

Onder de gebruiksvorm "droge recreatie" worden recreatieve activiteiten verstaan die zich niet in of aan het water afspelen, zoals wandelen, balletje trappen, picknicken, etc. Daarnaast kunnen in het plangebied "natte" vormen van recreatie voorkomen, te weten hengelen en zwemmen. De relevante blootstellingsroutes voor een "natte recreant" in het plangebied zullen sterk samenhangen met de specifieke activiteit. Zo zal de blootstelling van een sportvisser hoofdzakelijk worden bepaald door diens visconsumptie. De blootstelling van een zwemmer daarentegen wordt voornamelijk bepaald door ingestie van waterbodem (zware metalen) en dermale opname via oppervlaktewater (organische componenten). Ten behoeve van de risicobeoordeling en de afleiding van (water)bodemgrenswaarden is daarom een onderscheid gemaakt tussen de volgende recreatieve gebruiksfuncties:

- 1) zwemwater zonder visvangst;
- 2) viswater;
- 3) zwemwater/viswater;
- 4) zwemwater met beperkte visvangst.

Bij de gebruiksfuncties 2 en 3 (viswater) wordt rekening gehouden met een hoge visconsumptie vergelijkbaar met die van sportvisser. Bij de gebruiksfunctie 4 (zwemwater met beperkte visvangst) wordt rekening gehouden met een visconsumptie gelijk aan die van de gemiddelde Nederlander. Het moge duidelijk zijn dat de hoogste blootstelling wordt verwacht bij de (gecombineerde) gebruiksfunctie "zwemwater/viswater". Deze functie kan dus worden aangemerkt als "meest gevoelige recreatiefunctie".

Met behulp van het SEDISOIL-formularium kan aan de hand van een gegeven waterbodemconcentratie voor iedere (recreatieve) gebruiksfunctie de humane blootstelling worden berekend. Hieruit volgt dat omgekeerd voor iedere gebruiksfunctie (water)bodemgrenswaarden kunnen worden afgeleid, zowel voor het maximaal toelaatbaar risiconiveau als het aanvaardbaar risiconiveau.

Ten behoeve van het actief bodembeheer in het Maasdal zijn voor een aantal zware metalen, PCB en hexachloorbenzeen de gebruiksspecifieke waterbodemgrenswaarden afgeleid. Hierbij zijn de volgende aannames gemaakt:

- 1) de concentraties in het oppervlaktewater en het zwevend slib zijn niet afhankelijk van de kwaliteit van de waterbodem ter plaatse. Daarom worden deze niet berekend uit de gehalten in de waterbodem, maar wordt uitgegaan van in de Maas gemeten waarden;
- 2) de concentraties aan organische microverontreinigingen in vis zijn evenmin uit de gehalten in de waterbodem berekend. Voor deze waarden is uitgegaan van de daadwerkelijk in vissen uit de Maas gemeten gehalten;

² *BaP-equivalenten verkrijgt men door de aangetroffen gehalten van acht genotoxisch carcinogene PAK op basis van hun carcinogene effect terug te rekenen naar een equivalente hoeveelheid benzo(a)pyreen en deze vervolgens te sommeren.*

- 3) de "natte" recreant is per definitie ook een "droge" recreant, met andere woorden: de blootstelling als gevolg van natte recreatie moet worden vermeerderd met de blootstelling ten gevolge van droge recreatie. Dit effect is in de berekeningen meegenomen.

Tabel 6.2 Gebruikspecifieke bodemtoetsingswaarden voor het aanvaardbaar risiconiveau (C_{arn}) en de toetsingswaarden voor het maximaal toelaatbaar risiconiveau (C_{mtr}). Alle waarden opgegeven in mg/kg.ds.

gebruiksvorm	cadmium		lood			kwik		
	C_{mtr}	C_{arn}	$C_{mtr}^{1)}$	$C_{arn}^{1)}$	$C_{mtr}^{2)}$	$C_{arn}^{2)}$	C_{mtr}	C_{arn}
agrarisch gebruik	35	18,6	-	-	1.450	1.070	200	152
idem, met 100% gewasconsumptie	4,2	2,4	-	-	330	255	44	36
droge recreatie	660	360	360	294	2.370	1.750	407	313
zwemwater	430	231	232	170	1.540	1.117	261	201
viswater	430	230	157	95	1.490	1.074	254	194
zwemwater en viswater	430	230	157	95	1.490	1.074	254	194
zwemwater met beperkte visvangst	430	231	229	167	1.520	1.104	260	201

gebruiksvorm	arseen		koper		zink	
	C_{mtr}	C_{arn}	C_{mtr}	C_{arn}	C_{mtr}	C_{arn}
agrarisch gebruik	680	419	16.000	13.800	56.000	46.000
idem met 100% gewasconsumptie	150	93	2.600	2.390	7.100	5.930
droge recreatie	1.400	867	>	>	>	>
zwemwater	2.270	1.405	>	>	>	>
viswater	1.024	634	1.872	1.645	622	516
zwemwater/viswater	706	437	1.847	1.623	622	516
zwemwater met beperkte visvangst	2.085	1.291	35.167	30.897	15.000	12.500

> normstelling niet relevant

¹⁾ Specifieke blootstelling kind

²⁾ Levenslanggemiddelde blootstelling

In tabel 6.2 zijn voor verschillende gebruikscategorieën de aldus berekende grenswaarden weergegeven waaronder sprake is van aanvaardbare risico's. Voor het merendeel van de berekende grenswaarden geldt dat deze één of meer orden van grootte hoger liggen dan de achtergrondgrenswaarden in de sterkst verontreinigde zone.

De metalen cadmium, lood en kwik hebben een vergelijkbaar toxisch effect. Daarom moet voor deze stoffen niet alleen rekening worden gehouden met de toxicologische effecten van de individuele stoffen, maar ook met de zogenaamde "combitox". Deze kan worden beoordeeld door de gehalten van de verschillende metalen te normaliseren op basis van hun toxische effect en deze vervolgens te sommeren, analoog aan de wijze waarop BaP-equivalenten worden berekend.

Of in een bepaalde situatie sprake is van overschrijding van het ARN is afhankelijk van de vraag of in de leeflaag van de bodem de in de tabel opgenomen grenswaarden worden overschreden. Hierbij is het toekomstige gebruik maatgevend, dat wil zeggen het gebruik na realisatie van de voorgenomen activiteit.

6.4 Risico's via de teelt van consumptiegewassen

6.4.1 Inleiding

Gewassen die op verontreinigde grond worden geteeld kunnen hieruit verontreinigingen opnemen. De grootte van deze opname verschilt van gewas tot gewas en is sterk afhankelijk van de bodemeigenschappen, zoals textuur, organisch stofgehalte, zuurgraad en bemestingstoestand. In 1992 is in opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij een onderzoek uitgevoerd naar de gehalten aan zware metalen in gewassen geteeld in het winterbed van de Maas, in relatie tot de gehalten die in de bodem aanwezig zijn. Dit onderzoek vormde een aanvulling op een soortgelijk onderzoek dat in 1986 is uitgevoerd en heeft de basis gevormd voor teeltadviezen van het ministerie van LNV aan agrariërs met gronden binnen het winterbed. In deze teeltadviezen wordt aangegeven bij welke gehalten aan zware metalen in de bodem een overschrijding van de Warenwettenormen kan optreden. Deze teeltadviezen kunnen de basis vormen voor het bepalen van een grenswaarde voor het gehalte in de bodem, waarboven het aanvaardbaar geachte risico voortvloeiende uit de teelt van consumptiegewassen wordt overschreden. Voorafgaand hieraan moet echter worden vastgesteld wat in risicotermen de betekenis is van de Warenwettenormen.

6.4.2 De Warenwettenormen binnen het risicobeleid

Op grond van de Warenwet zijn voor de consumptiegewassen normen vastgesteld, waarboven deze gewassen niet meer in de handel mogen worden gebracht. De overwegingen die ten grondslag hebben gelegen aan de afleiding van deze normen zijn niet louter humaantoxicologisch van aard. Ook andere motieven hebben hierbij een rol gespeeld. Om na te gaan welke betekenis de Warenwettenormen hebben in termen van humane risico's is voor de metalen lood, cadmium en kwik de blootstelling berekend bij productconcentraties gelijk aan de Warenwetnorm. De berekening laat zien dat de inname van cadmium via deze route ongeveer gelijk zou zijn aan het MTR. De levenslang-gemiddelde inname voor lood zou iets beneden het MTR liggen. De loodinname van een kind zou ruim boven het MTR liggen. De dagelijkse inname van kwik tenslotte zou ruim beneden het MTR blijven.

Bij bovengenoemde berekening is geen rekening gehouden met het verdunningseffect van de markt. Geen enkele consument zal uitsluitend gewassen consumeren met gehalten gelijk aan de Warenwetnorm. Het grootste gedeelte van de geconsumeerde gewassen zal veel lagere gehalten bevatten, zodat de feitelijk blootstelling ruimschoots onder het MTR-niveau komt te liggen.

Op grond van bovenstaande overwegingen kan worden geconcludeerd dat wanneer de gehalten van op verontreinigde bodem geteelde gewassen de Warenwetnorm niet overschrijden, de teelt van deze gewassen niet leidt tot onaanvaardbaar risico's bij de consument. Dit betekent dat de teeltadviezen inderdaad de basis kunnen vormen voor het vaststellen van grenswaarden voor het gehalte in de bodem, waarboven het aanvaardbaar geachte risico voortvloeiende uit de teelt van consumptiegewassen wordt overschreden.

6.4.3 Grenswaarden bij de teelt van consumptiegewassen

Uit het onderzoek van het ministerie van LNV is gebleken dat bij de teelt van granen voor menselijke consumptie binnen het winterbed van de Maas er altijd een gereede kans aanwezig is dat de Warenwetnorm voor cadmium wordt overschreden, ongeacht de cadmiumgehalten in de bodem. Op grond hiervan moet worden geconcludeerd dat bij de teelt van granen voor menselijke consumptie binnen het overstromingsgebied van de Maas altijd sprake is van overschrijding van het aanvaardbaar risiconiveau, zodat dit gebruik derhalve moet worden vermeden.

Voorts is uit het onderzoek gebleken dat door de samenhang in gehalten het cadmiumgehalte in de bodem en gewassen als indicator kan worden gebruikt. Met andere woorden: als het cadmiumgehalte van gewassen aan de Warenwetnorm voldoet, zullen de gehalten van de andere zware metalen zeker aan deze norm voldoen. In deze beleidsnotitie wordt bij deze benadering aangesloten, zodat alleen voor cadmium een grenswaarde behoeft te worden vastgesteld.

Door het grote effect van de zuurgraad van de bodem op de opname van zware metalen wordt in het teeltadvies onderscheid gemaakt tussen bodems met een pH van ten minste 6,4 of een landbouwkundige bekalking tot deze waarde en bodems met een pH van minstens 6,8 of een landbouwkundige bekalking tot deze waarde.

Voor eerstgenoemde bodems bestaat vanaf een cadmiumgehalte in de bodem van 2,5 mg/kg een zekere kans op overschrijding van de Warenwetnorm in consumptiegewassen, terwijl dit bij de meer basische bodems, met een pH van tenminste 6,8 pas vanaf een cadmiumgehalte van 4,0 bestaat.

Aangezien het beleidsmatig ongewenst is om bodemkwaliteitsdoelstellingen te laten afhangen van het al-dan-niet uitvoeren van landbouwkundige bekalkingen, wordt het onderscheid op zuurgraad, vervangen door een onderscheid op kalkgehalte. Kalkrijke en kalkhoudende bodems hebben een natuurlijke pH die minstens 6,8 bedraagt en die niet afhankelijk is van het uitvoeren van onderhoudsbekalkingen.

Het bovenstaande leidt tot de volgende grenswaarden voor het gehalte in de bodem, waarboven het aanvaardbaar geachte risico voortvloeiende uit de teelt van consumptiegewassen wordt overschreden:

- ◆ kalkrijke en kalkhoudende bodems: een cadmiumgehalte van 4,0 mg/kg;
- ◆ kalkarme en kalkloze bodems: een cadmiumgehalte van 2,5 mg/kg.

6.5 Risico's voor landbouwdieren

In het onderzoek van het ministerie van LNV is tevens aandacht geschonken aan de kwaliteit van veevoedergewassen die in het winterbed van de Maas worden geteeld. Uit het onderzoek is gebleken dat het cadmiumgehalte in het loof van suikerbieten frequent de normen van het Productschap voor veevoeder overschrijden, ongeacht het feitelijke cadmiumgehalte in de bodem. Dat betekent dat het loof van suikerbieten geteeld in het winterbed van de Maas ongeschikt is voor gebruik als veevoeder en dat een dergelijk gebruik dus moet worden vermeden.

De cadmiumgehalten in het gras bleken nergens in het winterbed van de Maas de gestelde normen te overschrijden, zodat ten aanzien van het gebruik als grasland volgens het ministerie van LNV geen beperkingen bestaan.

6.6 Eco-toxicologische risico's

6.6.1 Uitgangspunten

De benadering van ecologische risico's is vergelijkbaar met die van de humane risico's. In tegenstelling tot de humane risico's staat hier echter niet de bescherming van het individu, maar van soorten centraal. Uitgangspunt daarbij is het behoud van de soortensamenstelling en ecosysteemfuncties. Met het oog op dit laatste aspect wordt bij de bepaling van ecologische risico's niet alleen aandacht geschonken aan de soorten, maar ook aan de optredende microbiële processen, zoals C-mineralisatie, nitrificatie, denitrificatie en ammonificatie.

Beleidsmatig is bij ecologische risico's de keuze gemaakt om het MTR in te vullen als het niveau waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten en microbiële processen binnen een ecosysteem beschermd is en dus geen nadelige effecten van de aanwezige bodemverontreiniging ondervindt. Het verwaarloosbaar risiconiveau is een factor 100 lager dan dit MTR. De actiewaarde waarboven ook in een bestaande situatie sanerende maatregelen moeten worden getroffen ligt op het niveau waarbij 50% van de soorten en microbiële processen beschermd zijn. Dit niveau komt overeen met het risiconiveau dat is gehanteerd bij de ecologische onderbouwing van de interventiewaarden. Aangezien voor het merendeel van de zware metalen de interventiewaarde is gebaseerd op de ecologische risico's, komt de actiewaarde voor deze stoffen overeen met de interventiewaarde en kan bij overschrijding van deze waarde worden gesproken van een *ernstig risico* (ER).

Bij het berekenen van de concentratie-grenswaarden voor het VR, MTR en ER wordt rekening gehouden met de natuurlijke achtergrondgehalten van de beschouwde stoffen in de bodem, met dien verstande dat de risiconiveaus betrekking hebben op dat deel van de beschouwde stoffen dat door direct of indirect menselijk handelen in de bodem is terecht gekomen. De gedacht hierachter is dat de natuurlijke achtergrondgehalten per definitie geen ecologische risico's met zich mee kunnen brengen.

6.6.2 Potentiële versus actuele risico's

Ook bij ecologische risico's kan onderscheid worden gemaakt tussen potentiële en actuele risico's. De *potentiële risico's* worden gebruikt voor de prognose van de ecologische risico's die, gegeven de bodemkwaliteit, in een toekomstige situatie zullen ontstaan. Hiertoe worden op basis van toxiciteit- of stoffentesten, eventueel na toepassing van veiligheidsfactoren, de concentratiegrenzen vastgesteld vanaf waar negatieve effecten van gifstoffen worden vermoed. Bij het vaststellen van deze grenzen wordt getracht in te schatten aan welke fractie de organismen daadwerkelijk worden blootgesteld. Bij de berekening van de potentiële ecologische risico's wordt dus uitgegaan van een generieke, algemeen geldende situatie.

Bij de bepaling van de *actuele ecologische risico's* wordt in een specifieke verontreinigingssituatie, waar gifstoffen reeds in het milieu zijn terecht gekomen, beoordeeld of er daadwerkelijk risico's bestaan en of reeds negatieve effecten waarneembaar zijn.

In de circulaire "Saneringsregeling Wbb: beoordeling en afstemming" wordt ook gesproken over actuele ecologische risico's, met dien verstande dat indien sprake is van actuele ecologische risico's, de sanering urgent is. Het gebruik van deze term is echter misleidend, omdat de voorgescreven benadering niet locatiespecifiek, maar generiek is en niet uitgaat van de daadwerkelijke effecten, maar van de verwachte, dus potentiële risico's.

6.6.3 Beoordelingsmethode voor actuele risico's

Actief bodembeheer is een gebiedsgericht bodemkwaliteitsbeleid. Het verdient daarom aanbeveling om bij de beoordeling van ecologische risico's ook zoveel mogelijk een gebiedsspecifieke benadering te volgen, door niet de potentiële, maar de actuele risico's in beschouwing te nemen. De in Nederland meest gangbare beoordelingsmethode voor ecologische risico's is de 'Triade'-benadering. Een belangrijk uitgangspunt bij deze benadering is dat de kwaliteit van verontreinigde waterbodems niet uitsluitend chemisch, dat wil zeggen op basis van de gehalten aan verontreinigingen, wordt beoordeeld. Beoordeling vindt mede plaats op basis van bioassays en veldinventarisaties. De bioassays geven informatie over de actuele toxiciteit van de aanwezige verontreinigingen, maar zijn veelal niet stofspectiefiek. Het zelfde geldt voor de veldinventarisaties: deze geven niet-stofspectiefieke informatie over de ecologische kwaliteit. In de 'Triade'-benadering wordt een gelijk gewicht toegekend aan de uitkomst per beoordelingscomponent. Door combinatie van deze drie gelijkwaardige onderdelen kan een *ecotoxicologisch eindoordeel* worden gegeven.

Helaas zijn op dit moment onvoldoende geschikte gegevens voorhanden om voor het Maasdal met behulp van de 'Triade'-benadering uitspraken te doen over de actuele risico's. Daarom moet noodgedwongen een meer generieke benadering worden gevolgd, door inschatting van de potentiële risico's.

6.6.4 Beoordelingsmethode voor potentiële risico's

Door het RIZA is een studie uitgevoerd naar de relatie tussen de gehalten aan verschillende verontreinigingen in de bodem en de potentiële ecologische risico's. Uit dit onderzoek is naar voren gekomen dat er geen lineair verband bestaat tussen concentratie en ecologisch risico, zodat concentratiereductie en risicoreductie niet één op één samenlopen. Bovendien blijkt deze relatie stofspectiefiek te zijn. Voorts is gebleken dat een indeling van verontreinigingsniveaus op basis van potentiële ecologische risico's niet parallel loopt aan een indeling in verontreinigingsniveaus op basis van het systeem van streef-, grens- en interventiewaarden. Met ander woorden: voor de ene stof kan bij overschrijding van de grenswaarde sprake zijn van een ontoelaatbaar risico, terwijl voor een andere stof bij overschrijding van de grenswaarde de risico's ver onder het MTR kunnen liggen.

Op basis van de in de literatuur beschikbare gegevens is door het RIZA voor verschillende stoffen, waaronder een aantal zware metalen, de curve berekend die de relatie vastgelegd tussen *het gehalte in de waterbodem en het percentage van alle potentieel binnen het ecosysteem aanwezige soorten en microbiële processen waarop in het laboratorium geen effecten zijn waargenomen*. Met behulp van deze gevoeligheidscurves is het mogelijk om per stof aan te geven welke concentratiegrenswaarden overeenkomen met de risicogrenswaarden VR, MTR en ER.

Uit de berekeningen van het RIZA blijkt dat voor zink, wanneer rekening wordt gehouden met de natuurlijke zinkgehalten in de nederlandse bodem, al vanaf circa 280 mg/kg sprake is van een ontoelaatbaar risico voor organismen en vanaf circa 400 mg/kg van een ernstig risico (ge-

halten uitgedrukt t.o.v. de standaardbodem). Voor cadmium bedragen deze concentratiegrenswaarden respectievelijk circa 2 mg/kg en 15 mg/kg. Wanneer rekening wordt gehouden met de gevoeligheid van microbiële processen dan levert dit voor zink nog lagere waarden op, te weten een grenswaarde voor het MTR van circa 160 mg/kg en voor het ER van circa 220 mg/kg.

Bovengenoemde grenswaarden hebben betrekking op de terrestrische bodems, dus de “droge” waterbodems in het Maasdal. Voor aquatische bodems, de “natte” waterbodems gelden andere, hogere grenswaarden. Deze zijn echter voor het voeren van actief bodembeheer niet relevant. De reden hiervoor is dat voor de “natte” waterbodems de bodemkwaliteitseisen niet worden bepaald door de aanwezige risico's, maar door het verwachte niveau van herverontreiniging. Op de korte en middellange termijn zal dit in de Maas helaas boven het niveau van het MTR blijven.

Wanneer de door het RIZA berekende grenswaarden worden vergeleken met de gehalten zoals deze voorkomen in de bodem binnen het Maasdal, dan kan worden geconstateerd dat deze grenswaarden over grote oppervlakten worden overschreden. De geldt zowel voor de grenswaarde waarboven sprake is van een ontoelaatbaar potentieel ecologisch risico, als voor de grenswaarden waarboven sprake is van een ernstig potentieel ecologisch risico.

Het terugdringen van de ecologische risico's tot onder het MTR, of zelfs maar tot onder het ER zal leiden tot een zeer omvangrijk grondverzet. De kosten van dergelijke omvangrijke saneringsmaatregelen zijn dermate hoog dat dit in de praktijk zeker zal leiden tot het afblazen van grootschalige natuurontwikkelingsprojecten in het Maasdal. Het rigide hanteren van ecologische normen leidt in de praktijk dus niet tot een betere bodemkwaliteit in het Maasdal, maar slechts tot het continueren van de huidige situatie met de daarmee samenhangende risico's.

Daarom worden voor de ecologische risico's vooralsnog uitsluitend het stand-stillbeginsel en het ALARA-principe gehanteerd en wordt geen absolute toetsing aan risiconormen uitgevoerd. De door het RIZA ontwikkelde gevoeligheidscurves kunnen hierbij een belangrijke rol spelen. Deze risicobenadering leidt bij projecten die gericht zijn op natuurontwikkeling tot een tegenstrijdigheid: in gebieden met een belangrijke ecologische functie worden geen minimumeisen gesteld aan de ecologische kwaliteit van de bodem. Dit valt te verdedigen op grond van het doel van deze projecten: het wegnemen van zoveel mogelijk factoren die de gewenste natuurontwikkeling kunnen belemmeren, waarvan bodemverontreiniging er slechts één is. Wanneer een kosten-batenanalyse wordt uitgevoerd, dat wil zeggen wanneer wordt nagegaan wat de kosten van het wegnemen van de verschillende “stress-factoren” zijn, in relatie tot het positieve effect hiervan op de gewenste natuurontwikkeling, dan blijkt dat het rendement van een ingrijpende verbetering van de bodemkwaliteit lager is dan van veel andere ingrepen die de natuurontwikkeling bevorderen, zoals de aanleg van natuurvriendelijke oevers.

Uiteraard mag de bodemkwaliteit niet dusdanig slecht zijn dat het beoogde natuurdoeltype niet tot ontwikkeling kan komen. Voor natuurontwikkelingsprojecten zal daarom per project moeten worden aangetoond dat de gewenste natuurdoelstellingen kunnen worden bereikt, gegeven de bodemkwaliteit die binnen het natuurontwikkelingsgebied aanwezig is, danwel wordt gerealiseerd. Beoordeling van de actuele ecologische risico's door middel van de ‘Triade’-benadering kan hierbij een belangrijke rol spelen.

7. Verspreidingsrisico's binnen actief bodembeheer

7.1 Verspreidingsmechanismen

Waterbodems vormen onderdeel van het riviersysteem en staan in interactie met andere onderdelen van dit systeem. Het gevolg van deze interactie is dat verontreinigingen die zich in de waterbodem bevinden zich door het riviersysteem kunnen verspreiden.

Door uitspoeling en diffusie kunnen verontreinigingen in de waterbodem zich verspreiden naar onderliggende (schone) bodemlagen en het grondwater. De verontreinigingen kunnen zich ook verspreiden via het oppervlaktewater, bijvoorbeeld door erosie van de waterbodem, door diffusie vanuit de waterbodem, of door toestroming van verontreinigd grondwater.

Behalve door natuurlijke processen kan de verontreiniging ook ten gevolge van menselijk handelen worden verspreid. Bij baggeractiviteiten zal een deel van het verontreinigde materiaal opwervelen en worden meegesleurd door het oppervlaktewater. Dit proces zal ook optreden wanneer het ontgraven materiaal in een onderwaterdepot wordt gestort.

Ook na de aanleg van een depot zal dit de milieuhygiënische kwaliteit van het riviersysteem kunnen beïnvloeden, onder andere als gevolg van het uitpersen van poriewater in de consolidatiefase en door advectief en diffusief transport.

7.2 Beoordelingscriteria

Bij de beoordeling van de aanvaardbaarheid van verspreiding van verontreinigingen door het milieu worden twee verschillende criteria gebruikt, te weten:

- 1) de absolute grootte van de verspreiding ("*verspreidingsrisico's*");
- 2) de humaan- en ecotoxicologische risico's die ontstaan als gevolg van de verspreiding ("*risico's van verspreiding*").

In het nederlandse milieubeleid wordt de verspreiding zelf, dus los van de eventueel hieruit voortvloeiende humaan- en ecotoxicologische risico's, onwenselijk geacht. Vandaar dat bij de beoordeling van de aanvaardbaarheid van verspreiding in bestaande en nieuwe situaties primair eisen worden gesteld aan de absolute grootte van de verspreiding. Hoewel het theoretisch mogelijk is deze, ongeacht het verantwoordelijke verspreidingsmechanisme, in een zelfde grootte uit te drukken, blijkt dit in de praktijk niet te gebeuren.

Bij de beoordeling van de verspreiding van verontreinigingen vanuit een aan te leggen baggerspeciedeponie wordt als grootte onder andere de flux per oppervlakte-eenheid gebruikt. Bij de toepassing van specie als bouwstof wordt de verspreiding beoordeeld aan de hand van de immissie in de onderliggende bodemlaag. Bij de beoordeling van de verspreiding als gevolg van het opwervelen van slibdeeltjes bij het uitvoeren van baggerwerken wordt vooral gelet op het resulterende gehalte aan zwevend slib in het oppervlaktewater.

De humaan- en ecotoxicologische risico's die ontstaan als gevolg van verspreiding zijn zowel afhankelijk van de hieruit resulterende gehalten in het grond- en oppervlaktewater, als van de aanwezigheid van een bedreigd object, zoals een grondwaterwinning of een kwetsbaar natuurgebied. De beoordeling van de verspreidingsrisico's op grond van de hieruit voortvloeiende humaan- en ecotoxicologische risico's is derhalve altijd *locatiespecifiek*.

7.3 Indeling risiconiveaus

Bij de beoordeling van verspreidingsrisico's voortvloeiende uit een *nieuwe activiteit* kunnen, analoog aan de humane en ecologische risico's, drie risicotrajecten worden onderscheiden.

In het eerste traject zijn de verspreidingsrisico's dermate gering, dat de absolute grootte hiervan niet relevant is. Het verder terugdringen van de verspreidingsrisico's wordt daarom niet als zinvol beschouwd. Een dergelijke verspreiding kan worden aangeduid als verwaarloosbaar.

In het laatste traject zijn de verspreidingsrisico's zo groot, dat deze ontoelaatbaar zijn. De voorgenomen activiteit kan dus geen doorgang vinden, tenzij maatregelen worden getroffen om de verspreiding terug te dringen tot onder het maximaal toelaatbare verspreidingsniveau.

De verspreidingsrisico's die zich tussen deze twee trajecten bevinden zijn *onder voorwaarden*

toelaatbaar. Voor verspreidingsrisico's binnen deze z.g. "besluitvormingsruimte" geldt het ALARA-principe, waarbij een brede afweging wordt gemaakt in hoeverre het mogelijk en wenselijk is de risico's verder te reduceren.

In *bestaande situaties* leidt niet elke overschrijding van het MTR tot de noodzaak om maatregelen te treffen om de verspreiding terug te dringen. Pas wanneer de verspreidingsrisico's een bepaalde grenswaarde (actiewaarde) overschrijden dienen in bestaande situaties maatregelen te worden getroffen om de verspreiding te reduceren. Deze maatregelen moeten leiden tot een reductie van de verspreiding tot onder het MTR, die hierbij dus als minimale terugsaneerwaarde fungeert.

7.4 Integrale afweging verspreidingsrisico's

In het kader van het voeren van actief bodembeheer wordt bij het toepassen van het ALARA-principe gekozen voor een integrale afweging van de verspreidingsrisico's, waarbij rekening wordt gehouden met alle relevante verspreidingsmechanismen. Het doel hiervan is om bij een gegeven inspanning de grootste reductie van de verspreidingsrisico's te bereiken. In de keten *baggeren - aanleggen berging - beheren berging* moet daarom bijvoorbeeld de mogelijkheid tot het beperken van de uitspoeling naar het grondwater vanuit het depot worden vergeleken met de mogelijkheid tot het terugdringen van de verspreiding van slib bij het uitvoeren van de baggerwerkzaamheden en de aanleg van het depot. Op grond hiervan kan worden gekozen voor uitvoering van de maatregelen met het gunstigste effect op de verspreidingsrisico's.

Aangezien rekening moet worden gehouden met verschillende (juridische) afwegingskaders kan een integrale afweging van alle verspreidingsrisico's niet plaatsvinden door het louter sommeren van de absolute verspreiding via de verschillende mechanismen en het toetsen hiervan aan één of meer normwaarden. De integrale afweging dient derhalve in twee stappen plaats te vinden.

Allereerst dient per verspreidingsmechanisme te worden nagegaan of het verspreidingsrisico toelaatbaar is. Is dit niet het geval dan kan de voorgenomen activiteit geen doorgang vinden, tenzij maatregelen worden getroffen om de verspreiding tot onder het MTR terug te dringen. Tevens dient vast te staan dat de verspreiding niet leidt tot het ontstaan van ontoelaatbare humaan- en ecotoxicologische risico's.

In de tweede stap wordt gestreefd naar het zover mogelijk terugdringen van de totale verspreidingsrisico's, voorzover dit mogelijk, wenselijk en doelmatig is (ALARA!). Verspreidingsmechanismen die leiden tot een *verwaarloosbare verspreiding* worden hierbij buiten beschouwing gelaten. Bij de ALARA-afweging wordt niet alleen rekening gehouden met de absolute grootte van de verspreiding per verspreidingsmechanisme, maar ook met het relatieve effect hiervan op de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater. Zo zal de verspreiding via het oppervlaktewater als gevolg van baggerwerkzaamheden worden vergeleken met de reguliere gehalten aan slib in het rivierwater. Wanneer de toename als gevolg van de baggerwerkzaamheden verwaarloosbaar is, wordt het terugdringen van deze vorm van verspreiding als weinig doelmatig beschouwd.

7.5 Getalsmatige invulling risiconiveaus

In het kader van verschillende wettelijke regelingen is getalsmatige invulling gegeven aan enkele risiconiveaus.

In het *Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie* (Bvb) wordt uitvoerig ingegaan op verspreidingsrisico's naar het grondwater bij de aanleg van baggerspeciedepots. Volgens het Bvb is er sprake van **verwaarloosbare** verspreidingsrisico's wanneer de gehalten in het uittredende poriewater de streefwaarden niet overschrijden, danwel de flux aan verontreinigingen uit het depot de normflux niet overschrijdt.

In het Bvb wordt verder aangegeven dat voor de beoordeling van de toelaatbaarheid van verspreidingsrisico's de grootte van het door het baggerspeciedepot beïnvloede gebied, uitgedrukt als volume tot boven de streefwaarde verontreinigd grondwater, een geschikt criterium is. Hierbij is een volume ter grootte van de inhoud van het depot richtinggevend. In het Bvb wordt niet expliciet gesteld dat een grotere mate van verspreiding ontoelaatbaar is. In recente evaluaties van het Bvb wordt dit volumecriterium beschouwd als een risiconorm die zich tussen het VR en het MTR in bevindt. Een harde getalsmatige invulling van het MTR is derhalve niet beschikbaar.

Voor verspreiding naar het oppervlaktewater zijn de risicogrenswaarden niet kwantitatief ingevuld.

In het Bvb wordt gesteld dat het WVO- en WVZ-instrumentarium voldoende mogelijkheden biedt voor een locatie-specifieke beoordeling van de toelaatbaarheid van de emissie uit het depot.

In de *Urgentiesystematiek bodemsanering* wordt de actiewaarde ten behoeve van de beoordeling van de verspreidingsrisico's naar het grondwater kwantitatief ingevuld. Er is sprake van een saneringsurgentie, en dus van een noodzaak tot het treffen van maatregelen in een bestaande situatie, wanneer het volume grond dat ernstig verontreinigd grondwater bevat met meer dan 100 m³ per jaar toeneemt.

In het *Bouwstoffenbesluit* wordt ingegaan op de verspreidingsrisico's bij de toepassing van bouwstoffen op of in de bodem. Centraal hierbij staat het begrip "*marginale bodembelasting*", ingevuld als de immissie die binnen 100 jaar leidt tot een concentratietoename in de onderliggende bodemlaag van 1 meter dikte met minder dan 1% van de streefwaarde. Is geen sprake van meer dan marginale bodembelasting, dan kan de betreffende bouwstof zonder restricties worden toegepast en behoeven geen maatregelen te worden getroffen om de verspreiding te beperken. Is wel sprake van een meer dan marginale bodembelasting, dan is de toepassing van de betreffende bouwstof niet toegestaan.

7.6 Verspreiding bij aanleg van een depot

Bij de aanleg van een depot kan met het oog op de optredende verspreiding onderscheid worden gemaakt in drie fasen. In de aanlegfase van het depot kan verspreiding optreden als gevolg van het in depot storten van de weerdgrond. Tijdens het storten kan een deel van het slib suspenderen en zich in het oppervlaktewater verspreiden. In de consolidatiefase wordt het poriewater uit de gestorte specie geperst en zal dit zich via het grond- en/of oppervlaktewater verspreiden. De consolidatiefase kan enkele jaren duren. Na consolidatie van de gestorte specie wordt de verspreiding bepaald door *advectief en diffusief transport via de wanden en de bodem* van het depot. Dit is een proces dat vele tienduizenden jaren kan voortduren.

Bij de beoordeling van het aspect verspreiding wordt eerst per verspreidingsmechanisme nagegaan of deze toelaatbaar is.

Bij de aanleg van het depot vindt vrijwel uitsluitend een uitstoot plaats naar het oppervlaktewater. De toelaatbaarheid hiervan wordt beoordeeld aan de hand van locatiespecifieke omstandigheden, zoals:

- ◆ de reguliere gehalten aan zwevend slib in het oppervlaktewater en
- ◆ de aanwezigheid van belangen die kunnen worden geschaad door een toename van deze gehalten.

De toelaatbaarheid van de verspreiding *in de consolidatiefase* hangt af van de gehalten in het uitgeperste poriewater, de grootte van de flux en het volume van het beïnvloede grondwater:

Wanneer de gehalten in het uitgeperste poriewater de streefwaarden niet overschrijden is sprake van een verwaarloosbare verspreiding in de consolidatiefase en kan deze verder buiten beschouwing blijven.

Als de gehalten wel de streefwaarde overschrijden moet de grootte van de resulterende flux in de consolidatiefase worden vergeleken met de normflux. Wordt de normflux niet overschreden dan is eveneens sprake van een verwaarloosbare verspreiding.

De kwaliteit van het tijdens consolidatie uitgeperste poriewater is doorgaans echter dusdanig, dat de normflux ruimschoots wordt overschreden. Het gaat hier evenwel om een relatief kortstondige emissie, zodat het volume grondwater dat hierdoor wordt beïnvloed meestal beperkt is. Afhankelijk van de kwaliteit van de gestorte specie kunnen de gehalten in het uitgeperste poriewater echter oplopen tot boven de interventiewaarde. Hierdoor kan tijdens de consolidatiefase de toename van het volume grond dat ernstig verontreinigd grondwater bevat, groter zijn dan 100 m³ per jaar, waarmee een ernstig, urgent geval van verontreiniging in de zin van de saneringsregeling Wbb ontstaat. De toelaatbaarheid hiervan hangt mede af van de aanwezigheid van grondwaterafhankelijke belangen die als gevolg hiervan kunnen worden geschaad.

Na de consolidatiefase vindt de verspreiding plaats via *advectief en diffusief transport* door de

wanden en de bodem van het depot. Ook bij deze verspreiding worden de gehalten in het uittredende poriewater getoetst aan de streefwaarde en wordt de flux vergeleken met de normflux. Indien geen sprake is van verwaarloosbare verspreiding wordt het volume van het grondwater berekend dat in een periode van 10.000 jaar is verontreinigd tot boven de streefwaarde. Vervolgens wordt nagegaan of de verontreiniging van het grondwater binnen dit volume dusdanig is dat dit leidt tot ontoelaatbare humane of ecologische risico's. Hierbij wordt uitgegaan van het ruimtegebruik volgens het vigerende streek- en bestemmingsplan.

Indien de blootstellingsrisico's niet ontoelaatbaar zijn en het volume beïnvloed grondwater veel kleiner is dan de inhoud van het depot wordt de verspreiding als verwaarloosbaar beschouwd en is het niet doelmatig deze verder terug te dringen. Indien de blootstellingsrisico's wel ontoelaatbaar zijn, en/of het volume beïnvloed grondwater is veel groter dan het depotvolume, dan is de verspreiding ontoelaatbaar en dienen maatregelen te worden getroffen om deze terug te dringen. Wat als "veel groter" moet worden beschouwd zal van gebied tot gebied en van locatie tot locatie kunnen verschillen, zodat dit dus in de praktijk van geval tot geval moeten worden beoordeeld.

Wanneer is vastgesteld dat de verspreidingsrisico's in geen van de drie fasen ontoelaatbaar zijn, wordt een ALARA-afweging gemaakt om na te gaan in hoeverre de totale verspreiding redelijkerwijs nog verder kan worden teruggedrongen. Hierbij wordt rekening gehouden met de absolute grootte van de verspreiding, de gebiedseigen kwaliteit van bodem, grond- en oppervlaktewater en de humaan- en ecotoxicologische effecten van de verspreiding.

7.7 Verspreiding bij berging in bestaande plassen/putten

In de situatie dat een baggerspeciedepot wordt aangelegd in een bestaande put waarin zich reeds een laag verontreinigd slib bevindt, hangen de verspreidingsrisico's zowel samen met de reeds bestaande situatie (de aanwezige sliblaag), als met een nieuwe activiteit (het bergen van baggerspecie).

Bij de beoordeling van de verspreidingsrisico's die het bergen van baggerspecie in een bestaande put met zich meebrengt, wordt allereerst nagegaan of de verspreiding van verontreinigingen uit de reeds aanwezig sliblaag dusdanig groot is, dat er sprake is van een saneringsurgentie. Is dit het geval dan dienen sanerende maatregelen te worden getroffen, alvorens de put als deponie kan worden ingericht. Hierbij kan worden gedacht aan het verwijderen van de sliblaag, maar ook aan het treffen van voorzieningen gericht op het reduceren van de verspreiding.

Wanneer geen saneringsurgentie aanwezig is, worden de verspreidingsrisico's vanuit het aan te leggen baggerspeciedepot in beschouwing genomen.

Indien uit modelberekeningen blijkt dat de gehalten in het uit de baggerspecie tredende poriewater de streefwaarden niet overschrijden, of de normflux niet wordt overschreden zijn de verspreidingsrisico's van berging verwaarloosbaar en vormen deze risico's dus geen belemmering voor de aanleg van de deponie.³

Indien de normflux wel wordt overschreden wordt het volume verontreinigd grondwater berekend. Aangezien het reeds in de put aanwezige slib ook invloed heeft op de kwaliteit van het grondwater moet door middel van modelberekeningen worden nagegaan wat de autonome ontwikkeling is, waarbij alleen rekening wordt gehouden met emissies uit de bestaande sliblaag. Deze wordt vergeleken met de berekende verspreiding bij aanleg van het depot. Tevens wordt nagegaan hoe groot de toename van de gehalten binnen het volume beïnvloed grondwater is.

Wanneer de toename van het volume tot boven de streefwaarde verontreinigd grondwater *t.o.v. de autonome ontwikkeling* veel kleiner is dan de inhoud van het depot en binnen het verontreinigd volume grondwater als gevolg van de aanleg van het depot geen onaanvaardbare humane of ecologische risico's ontstaan, dan wordt de verspreiding als verwaarloosbaar beschouwd en is het niet doelmatig deze verder terug te dringen. Is de volumetoename veel groter dan het depotvolume, of ontstaan er wel onaanvaardbare blootstellingsrisico's, dan dienen maatregelen te worden getroffen om de verspreiding te beperken. In het tussenliggende traject is de wenselijkheid tot het terugdringen van de verspreiding afhankelijk van de uitkomst van de (integrale) ALARA-afweging.

³ *Terzijde wordt opgemerkt dat er mogelijk wel andere bezwaren bestaan tegen de aanleg van de baggerspecie-berging. Indien de te bergen baggerspecie niet, of slechts licht is verontreinigd en de reeds aanwezige sliblaag niet geconsolideerd is, kan vermenging van de baggerspecie met het veel sterker verontreinigde slib optreden, hetgeen kan worden beschouwd als ongewenste vermenging.*

8. Bodemzoneringskaart

8.1 Inleiding

Een belangrijke voorwaarde bij de berekening van de achtergrondgrenswaarde is dat binnen het beschouwde gebied geen ruimtelijke trend aanwezig is en de kans op het aantreffen van een zekere verontreiniging op elke plaats binnen het gebied even groot is. Het plangebied waarop deze beleidsnotitie betrekking heeft, voldoet niet aan deze eis. Uit hoofdstuk 3 blijkt dat er een duidelijke longitudinale en laterale trend aanwezig is in de bodemkwaliteit. Bovendien blijken de gehalten ook in de diepte sterk te variëren. Het is daarom noodzakelijk om alvorens de achtergrondgrenswaarde te berekenen, het gebied te splitsen in homogene deelgebieden of zones, waarin geen of geen significante ruimtelijke trend aanwezig is. Per zones kan dan voor elke relevante bodemlaag de achtergrondgrenswaarde worden berekend.

8.2 Doel van de bodemzoneringskaart

De kaart waarop de homogene deelgebieden zijn aangegeven waarop het begrip zone-eigen kwaliteit betrekking heeft, wordt aangeduid als *bodemzoneringskaart*. Doel van deze kaart is het op basis van een statistische analyse van de beschikbare bodemkwaliteitgegevens beschrijven van de bestaande bodemkwaliteit in het overstromingsgebied van de onbedijkte en de bedijkte Maas in het beheersgebied van de directie Limburg van Rijkswaterstaat. Op grond van deze beschrijving en op grond van de karakteristieken van het riviersysteem geeft de bodemzoneringskaart kaders voor de beoordeling van de kwaliteit van het bodemmateriaal dat per zone en per locatie mag worden teruggeplaatst. Uitgangspunt hierbij is dat na elke ingreep de bodemkwaliteit minimaal gelijk en zo mogelijk beter moet zijn dan voorafgaand aan de ingreep. Hiermee wordt invulling gegeven aan het stand-stillbeginsel en aan het ALARA-principe.

8.3 Gebruik van de bodemzoneringskaart

Deze bodemzoneringskaart heeft binnen actief bodembeheer verschillende functies, te weten:

- 1) het identificeren van locaties met een niet zone-eigen kwaliteit, hetgeen kan wijzen op de aanwezigheid van lokale bronnen van verontreiniging;
- 2) het kwantificeren van de minimale bodemkwaliteit die moet worden gerealiseerd op locaties met een niet zone-eigen kwaliteit;
- 3) het beoordelen van de kwaliteit van terug te plaatsen bodemmateriaal in relatie tot de gebiedseigen kwaliteit van de zone waarin terugplaatsing geschiedt;

De bodemzoneringskaart is niet bedoeld om uitspraken te doen over:

- ◆ de afweging en keuze van de wijze van verwerken van materiaal dat vrijkomt bij de uitvoering van werken;
- ◆ de kwantificering van humane en ecologische risico's die optreden ten gevolge van bodemverontreiniging en
- ◆ de karakterisering van de kwaliteit van de grond die vrijkomt bij ingrepen binnen het gebied.

In het stadium van de *planvorming* kan de bodemzoneringskaart wel bij de keuze voor een verwerkingswijze, de kwantificerings van risico's en het karakteriseren van de bodemkwaliteit worden gebruikt. Wanneer echter een concrete afweging van ingrepen en verwerkingsvarianten wordt gemaakt, zal aanvullend onderzoek naar de feitelijke bodemkwaliteit en de hiermee samenhangende risico's moeten worden uitgevoerd. De bodemzoneringskaart dient dus niet ter vervanging van het lokale bodemonderzoek dat vooraf gaat aan nieuwe activiteiten. Voor een dergelijke functie moet de bodemzoneringskaart aan zeer hoge eisen ten aanzien van betrouwbaarheid en nauwkeurigheid voldoen, hetgeen veel aanvullend bodemonderzoek noodzakelijk maakt. De kosten van dit aanvullende, gebiedsbedekkende bodemonderzoek zullen waarschijnlijk veel hoger zijn dan de totale kosten van de lokale bodemonderzoeken voorafgaand aan nieuwe

activiteiten. Daarnaast bestaat er nog een bezwaar van meer principiële aard. Uit de definitie van gebiedseigen kwaliteit volgt dat op elke locatie de kans om grond met een niet-gebiedseigen kwaliteit aan te treffen ten minste 10% is. Door de grote ruimtelijke variabiliteit van de gebiedseigen verontreinigingen kan nooit met voldoende zekerheid worden voorspeld of op een locatie daadwerkelijk sprake is van een gebiedseigen kwaliteit. Alleen in gebieden waar volgens de bodemzoneringskaart de bodem slechts licht is verontreinigd en de variabiliteit in de bodemkwaliteit klein is, zou in bepaalde situaties kunnen worden afgezien van het verrichten van lokaal bodemonderzoek.

8.4 Bodemzoning in een dynamisch riviersysteem

In binnenstedelijke gebieden wordt ervan uitgegaan dat de bronnen van de diffuse verontreiniging zijn weggenomen en dat de bodemkwaliteit derhalve niet verder achteruitgaat. Riviersystemen zijn, in tegenstelling tot binnenstedelijke gebieden, met betrekking tot het aspect bodemverontreiniging echter dynamisch, dat wil zeggen dat de diffuse bronnen die verantwoordelijk zijn voor de bodemverontreiniging nog steeds actief zijn.

In de zomerbedding van de rivier bestaat een permanente wisselwerking tussen het oppervlaktewater en de waterbodem, waarbij zowel sedimentatie van slib, als erosie van de waterbodem optreedt. In de winterbedding van de rivier kunnen deze processen alleen optreden tijdens inundaties.

Na elke overstroming zet de rivier in haar overstromingsgebied verontreinigd sediment af, dat de bodemkwaliteit ter plaatse beïnvloedt. Doorgaans zal dit leiden tot een verslechtering van de bodemkwaliteit. Wanneer de gehalten aan verontreinigingen in de bodem echter hoger zijn dan in het afgezette sediment kan er sprake zijn van een verbetering van de bodemkwaliteit, althans van een daling van de gehalten aan verontreinigingen in de bovengrond. Deze laatste situatie doet zich vooral voor in de sterkst verontreinigde zones direct langs de rivier met een hoge overstromingsfrequentie.

74 | Omgekeerd beïnvloedt de kwaliteit van de bodem in het overstromingsgebied de kwaliteit van het oppervlaktewater. Tijdens inundaties kan binnen het overstromingsgebied niet alleen sedimentatie plaatsvinden, maar plaatselijk ook erosie. Het geërodeerde bodemmateriaal kan tijdens het zelfde hoogwater benedenstrooms weer in de overstromingsvlakte worden afgezet. Hierdoor bestaat er een relatie tussen de kwaliteit van de bovengrond in de overstromingsgebieden en de mate van herverontreiniging.

De herverontreiniging is niet in alle delen van de overstromingsvlakte even groot. Zones die slechts incidenteel inunderen zullen een zeer trage verandering in de bodemkwaliteit te zien geven en zullen ook maar incidenteel bijdragen aan de kwaliteit van het rivierslib. Erosie van bodemmateriaal in deze zones gedurende de zelden optreden inundaties, zal hierdoor ook een gering nadelig effect hebben op de kwaliteit van het slib dat benedenstrooms wordt afgezet, of hier mogelijk zelfs een positief effect op hebben.

Rivierkundige en landschappelijke kenmerken die van invloed kunnen zijn op de intensiteit van deze processen zijn onder andere:

- 1) overstromingsfrequentie;
- 2) stroomsnelheid tijdens inundatie;
- 3) de hydrologische functie (watervoerend en waterbergend);
- 4) de morfologie en het ruimtegebruik (begroeiing, verharding, etc.).

De invloed die de drie laatstgenoemde kenmerken hebben op het optreden van erosie en sedimentatie is niet eenduidig. Op plaatsen waar het water tijdens overstromingen snel stroomt, zal wel erosie, maar geen sedimentatie plaatsvinden. Een bodembedekkende begroeiing zal een bescherming bieden tegen erosie, maar werkt bevorderend op de sedimentatie. Aangezien het aspect "herverontreiniging" zowel samenhangt met erosie, als met sedimentatie kan op grond van genoemde kenmerken geen uitspraak worden gedaan over de relevantie van dit verschijnsel voor de bodemzoneringskaart.

Hierdoor resteert de overstromingsfrequentie als de belangrijkste rivierkundige indicator voor de kans op het optreden van herverontreiniging.

De in hoofdstuk 2 geschetste problematiek rondom herverontreiniging is niet voor de gehele overstromingsvlakte van de Maas relevant. Zones die slechts incidenteel inunderen zullen een zeer trage verandering in bodemkwaliteit te zien geven en zullen ook maar incidenteel van invloed zijn op de kwaliteit van het slib dat benedenstrooms van deze zone wordt afgezet. Uit voorgaand bodemonderzoek is tevens gebleken dat zones met een lage overstromingsfrequentie een veel betere bodemkwaliteit bezitten dan de dichtbij het zomerbed gelegen frequenter overstroome zones. Erosie van bodemmateriaal in deze zones gedurende de zelden optredende inundaties zal hierdoor slechts een gering nadelig effect hebben op de kwaliteit van het slib dat benedenstrooms wordt afgezet, of hier mogelijk zelfs een positief effect op hebben.

Om dit belangrijke mechanisme in de bodemzoneringskaart te verwerken is in de kaart op het hoogste niveau onderscheid gemaakt tussen gebieden waar frequent erosie- en sedimentatieprocessen optreden (dynamisch overstromingsgebied of oeverzone) en gebieden waar deze processen slechts incidenteel optreden (statisch overstromingsgebied of terraszone) .

8.5 Dynamisch overstromingsgebied (oeverzone)

Het kenmerk van het dynamische deel van het overstromingsgebied is een hoge overstromingsfrequentie en het daadwerkelijk optreden van erosie- en sedimentatieprocessen tijdens inundatie. De grens tussen het dynamische en het statische deel van het overstromingsgebied wordt bepaald aan de hand van rivierkundige en landschappelijke kenmerken. De belangrijkste zijn:

- ◆ de mate waarin sinds 1850 aanwas van de oever heeft plaatsgevonden;
- ◆ een overstromingsfrequentie van minimaal eens per twee jaar. De zone met deze overstromingsfrequentie is op verschillende plaatsen vele honderden meters, tot zelfs meer dan een kilometer breed is. Binnen deze zone zijn de erosie- en sedimentatieprocessen niet overal even sterk, onder andere samenhangend met de stroomsnelheid van het water ter plaatse. Op sommige plaatsen is, ondanks de hoge overstromingsfrequentie, geen sprake van erosie en nauwelijks van sedimentatie. Daarom is de overstromingsfrequentie maar een van de kenmerken waar rekening mee wordt gehouden bij de begrenzing van het dynamische overstromingsgebied;
- ◆ de ligging van laaggelegen gebieden, grenzend aan of in verbinding staand met het zomerbed, waarin de overstromingsfrequentie hoog en de overstromingsduur lang is;
- ◆ de ligging van blokkerende elementen die het natuurlijke stroompatroon (en daarmee de mate van sedimentatie) gedurende inundaties beïnvloeden.

De begrenzing van het dynamische deel van het overstromingsgebied kan door rivierkundige ingrepen veranderen. Aangezien de bodemzoneringskaart tot doel heeft om vast te kunnen stellen waar welke bodemkwaliteit wordt nagestreefd, moet worden uitgegaan van de begrenzing, zoals deze zal zijn na uitvoering van de rivierkundige ingrepen.

Binnen de oeverzone komt de bodemkwaliteitsdoelstelling overeen met de kwaliteit van het tijdens hoogwater afgezette sediment (zie hoofdstuk 5).

Uit onderzoek is gebleken dat er in longitudinale richting belangrijke verschillen bestaan in de kwaliteit van het slib dat tijdens hoogwater in de overstromingsvlakte wordt afgezet. Het is derhalve noodzakelijk om de oeverzone in longitudinale richting in verschillende eenheden onder te verdelen.

Statisch overstromingsgebied (terraszone)

Ook buiten de oeverzone staat de bodem van het winterbed in interactie met het oppervlaktewater. Deze interactie heeft echter een lagere frequentie en is minder intensief van aard, waardoor herverontreiniging geen relevante rol speelt. Hiermee komt dit deel, met het oog op de vervaardiging van een bodemzoneringskaart, feitelijk overeen met binnenstedelijke gebieden. De bodemkwaliteitskaarten die ten behoeve van actief bodembeheer voor deze gebieden worden opgesteld, zijn gebaseerd op ruimtelijke eenheden die homogeen zijn met betrekking tot de actuele bodemkwaliteit.

8.6 Bodemzoneringskaarten Maas

Voor het operationaliseren van het in deze nota neergelegde beleid is parallel aan het opstellen hiervan een bodemzoneringskaart voor zowel de onbedijkte als voor de bedijkte Maas opgesteld. Van de op deze kaart onderscheiden zones is de gebiedseigen bodemkwaliteit beschreven aan de hand van de achtergrondgrenswaarden.

Ten behoeve van de berekening van deze achtergrondgrenswaarden is een databestand opgebouwd, waarin de resultaten van alle in het verleden binnen het plangebied uitgevoerde bodemonderzoeken zijn opgenomen.

Aangezien de zonering uitsluitend betrekking heeft op de gebiedseigen, diffuse verontreiniging, is het van het grootste belang dat bij de berekening van de achtergrondgrenswaarden (C_{agr}) locaties waar de bodemkwaliteit kan zijn beïnvloed door lokale bronnen van verontreiniging buiten beschouwing blijven. Selectie van dergelijke "verdachte" locaties heeft plaatsgevonden op basis van historische gegevens en veldwaarnemingen.

Na verwijdering van de chemisch-analytische gegevens die betrekking hebben op verdachte locaties uit het databestand, is een uitbijteranalyse uitgevoerd. De waarnemingen die als uitbijter zijn aangemerkt, zijn uit de dataset verwijderd.

Door het uitvoeren van een uitbijteranalyse is het effect van het niet identificeren van een verdachte locatie op de berekening van de achtergrondgrenswaarde gering. Het merendeel van de waarnemingen op niet als zodanig geïdentificeerde locaties is immers als uitbijter uit de dataset verwijderd.

Vervolgens is voor elke stof per zone de ondergrens van het 80%-betrouwbaarheidsinterval rondom de 90-percentiel berekend. Deze waarde komt overeen met de achtergrondgrenswaarde. Indien de berekende waarde beneden de streefwaarde, is de streefwaarde als achtergrondgrenswaarde aangehouden.

8.7 Verfijning Bodemzoneringskaart

De ruimtelijke gegevens die worden gebruikt voor de indeling in homogene eenheden zijn doorgaans beschikbaar op een kaartschaal van 1:25.000 tot 1:50.000 en derhalve niet geschikt voor de vervaardiging van een afgeleide kaart op een grotere schaal. Daarom is de bodemzoneringskaart voor het Maasdal op een kaartschaal van 1:25.000 uitgewerkt. Bij de uitvoering van inrichtingsmaatregelen kan echter de behoefte bestaan aan een nauwkeurige begrenzing van de bodemzones.

Ter voorbereiding van rivierkundige projecten wordt doorgaans onderzoek verricht met een grotere nauwkeurigheid, die het vervaardigen van een grootschaliger kaart mogelijk maakt. Ten behoeve van het operationaliseren van actief bodembeheer bij de uitvoering van dergelijke projecten is het wenselijk dat de bodemzoneringskaart op basis van deze aanvullende gegevens wordt uitgewerkt op een schaal 1:5.000 of 1:10.000. Het is hierbij in beginsel niet de bedoeling om meer, of andere ruimtelijke eenheden (zones) te onderscheiden, maar om de begrenzing hiervan nauwkeuriger vast te stellen.

Aangezien continu nieuwe gegevens beschikbaar komen, verdient het aanbeveling om de achtergrondgrenswaarden periodiek opnieuw te berekenen, zodat de betrouwbaarheid hiervan steeds zo hoog mogelijk is.

9. Verwerkingsopties

9.1 Inleiding

In de beleidsnotitie "Actief bodembeheer rivierbed" is een systematische beschrijving opgenomen van de verwerkingsmogelijkheden voor bij werken vrijkomende materialen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen het terugbrengen of verplaatsen van materiaal binnen het riviersysteem (oplossingsrichting T) en het hergebruik van dit materiaal als bouwstof bij de aanleg van dijken en kades (oplossingsrichting B). Bij het terugbrengen of verplaatsen wordt nog een verder onderscheid gemaakt tussen de oplossingsrichtingen:

T1 terugbrengen van gebiedseigen sediment in het gebied of project;

T2 bergen in diepe winputten in de uiterwaarden;

T3 toepassen in kleischermen.

Bij bovenstaande indeling gaat het om het toepassen van verontreinigde sedimenten binnen het riviersysteem waarin deze zijn vrijgekomen. Preventie, dat wil zeggen het voorkomen van het vrijkomen van deze sedimenten en het toepassen, verwerken of storten hiervan buiten het riviersysteem is buiten beschouwing gebleven. De indeling ziet derhalve slechts op enkele sporten van de "ladder van Lansink". Deze ladder geeft een voorkeursvolgorde voor de verwerking van afvalstoffen, inclusief de preventie van het ontstaan hiervan, en vormt de basis voor het huidige afvalstoffenbeleid.

Om het beleid ten aanzien van actief bodembeheer in te kunnen passen in het bestaande beleid met betrekking tot afvalstoffen en de doelmatigheid van de verschillende verwerkingsmogelijkheden in een specifieke situatie te kunnen beoordelen, is het wenselijk om:

- 1) alle sporten van de "ladder van Lansink" bij de omgang met verontreinigde sedimenten binnen én buiten riviersystemen concrete invulling te geven;
- 2) vast te stellen welke eisen bij de verschillende vormen van verwerking moeten worden gesteld aan het te verwerken materiaal (kwaliteit en kwantiteit) en aan de verwerkingswijze;

De punten 2) en 3) zijn uitgewerkt in respectievelijk het operationeel toetsingskader (hoofdstuk 11) en de afwegingssystematiek (hoofdstuk 12). In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de concrete vertaling van de ladder van Lansink naar activiteiten binnen riviersystemen, waarbij verontreinigde sedimenten vrijkomen. Daarnaast worden per verwerkingswijze de belangrijkste randvoorwaarden beschreven waaronder deze in aanmerking kunnen worden genomen.

9.2 Verwerkingsopties ABM

Er zijn verschillende mogelijkheden om (ernstig) verontreinigde weerdgrond in het rivierbed her te gebruiken, toe te passen of te bergen. Op gebiedsniveau is de voorkeursvolgorde van verwijdering:

- bodem blijft bodem
- bodem wordt bouwstof
- hergebruik na bewerking
- bergen in plassen/kleischermen/depots
- storten in een baggerspeciéstortplaats

Deze volgorde is afgeleid van de voorkeursvolgorde van afvalverwijdering uit de Wm (de zogenaamde Ladder van Lansink). Bij elk van deze toepassingen zijn een of meer van de bij deze beleidsregels betrokken bestuursorganen bevoegd gezag op grond van de Wm, Wbb, WVO. De verwerkingsopties worden hieronder kort beschreven. Of voor een gegeven situatie een vergunning verleend kan worden hangt mede af van de adviezen van de wettelijke adviseurs en de door belanghebbenden ingebrachte zienswijzen.

9.3 Bodem blijft bodem

Kenmerk van deze verwerkingswijze is dat het vrijkomende materiaal weer dezelfde functie krijgt als het voor ontgraving had (*"bodem blijft bodem"*). Hierin wijkt deze vorm van verwerking af van het hergebruik als bouwstof in werken, waarbij het ontgraven materiaal de functie van bouwstof krijgt. Centraal bij het onderscheid tussen deze twee vormen van hergebruik staat de invulling van het begrip "werk". Bij de invulling van dit begrip is aangesloten op het (inmiddels vervallen) Interimbeleid van het IPO inzake de toepassing van secundaire grondstoffen.

Centraal bij de definitie van het begrip "werk" staat de eindigheid van de toepassing en de terugneembaarheid van het toegepaste materiaal. Toepassingen die naar aard en functie niet als eindig kunnen worden beschouwd, zoals ophooglagen, opvullingen van groeves en egalisaties worden niet beschouwd als een werk, zodat hierbij gesproken moet worden van hergebruik als bodemmateriaal en dus van 'bodem blijft bodem'.

In de oorspronkelijke concept-teksten van het Bouwstoffenbesluit werd onderscheid gemaakt tussen werken die bodem worden en werken die geen bodem worden. Dit onderscheid is in latere versies van dit besluit komen te vervallen. De invulling van het begrip "werken" door het IPO kan dus worden beschouwd als een herintroductie van dit onderscheid.

Milieuhygiënisch is het verschil tussen hergebruik als bodemmateriaal en hergebruik als bouwstof in werken die onderdeel gaan vormen van de bodem niet relevant, zodat in het navolgende uitsluitend zal worden gesproken over "hergebruik als bodemmateriaal" of over "producthergebruik". Voorbeelden van deze vorm van verwerken zijn:

- ◆ het terugzetten van de oorspronkelijk aanwezige deklaag na ontgraving van een delfstof;
- ◆ het egaliseren van een locatie en het opvullen van ondiepe ontgravingen door het verplaatsen van grond binnen deze locatie;
- ◆ het aanleggen van natuurvriendelijke oevers;
- ◆ het verondiepen van bestaande plassen.

Er is sprake van het toepassen van weerdgrond als bodem indien de specie die vrijkomt functioneel wordt toegepast in de bodem op een dusdanige wijze dat deze zich vermengt met de ondergrond en dus onderdeel van de bodem gaat uitmaken. Er is dus geen sprake van de mogelijkheid tot het terugnemen van het toegepaste materiaal.

Opgemerkt wordt dat het begrip 'bodem blijft bodem' in beginsel op alle weerdgrond met een gebiedseigen kwaliteit betrekking heeft, ongeacht de verontreinigingsklasse waartoe deze behoort.

De consequentie van de gekozen invulling van bodem blijft bodem is dat het volledig opvullen van diepe ontgravingen met verontreinigde, gebiedseigen weerdgrond niet kan worden beschouwd als bodem blijft bodem. Alleen het bovenste deel van de op deze wijze toegepaste specie zal immers de functie "waterbodem" verkrijgen. Een verondieping van bestaande plassen kan daarentegen, afhankelijk van de mate van verondieping, wel als bodem blijft bodem worden gezien.

Niet in alle gevallen is duidelijk of het materiaal zijn oorspronkelijke functie weer herkrijgt, bijvoorbeeld wanneer na delfstoffenwinning de deklaag, die zich oorspronkelijk boven de waterspiegel bevond, onder de waterspiegel wordt teruggezet. De functie van de waterbodem die permanent bedekt is met water wijkt immers wezenlijk af van de functie van de bodem in het winterbed, die slechts periodiek met water is bedekt. De kwaliteits- en toepassingseisen die bij bodem blijft bodem worden gesteld, worden dan ook bepaald door de specifieke functie die het materiaal na toepassing krijgt.

Aan deze vorm van verwerken wordt de eis gesteld dat de kwaliteit van de toe te passen weerdgrond voldoet aan de bodemkwaliteitseisen die ter plaatse van toepassing gelden en dat de

gehalten de grenswaarden behorende bij het aanvaardbaar risiconiveau, uitgaande van de toegekende functie, niet overschrijden.

Eerstgenoemde eis is geoperationaliseerd met behulp van de bodemzoneringskaart, waarin per bodemzone is aangegeven welke bodemkwaliteitseisen van toepassing zijn. In de zone van het rivierbed waarin erosie- en sedimentatieprocessen van grote invloed zijn op de bodemkwaliteit en de verspreidingsrisico's zijn de bodemkwaliteitseisen afgeleid uit het niveau van herverontreiniging. Buiten deze zone worden de bodemkwaliteitseisen afgeleid uit de ter plaatse aanwezige bodemkwaliteit (zie hoofdstuk 5).

9.4 Bodem wordt bouwstof

Van deze vorm van toepassing is sprake indien vrijkomend materiaal zonder vooraf een bewerking te ondergaan wordt toegepast als bouwstof in een werk. Het kenmerkende verschil met bodem blijft bodem is dus dat het materiaal niet zijn oorspronkelijke functie herkrijgt - dat wil zeggen bodemmateriaal - maar een nieuwe functie krijgt, te weten bouwstof. Hierbij kan onder andere worden gedacht aan de toepassing van klei in dijken en kades. Bij de definitie van "werk" is - zoals reeds vermeld - aangesloten bij de definitie van dit begrip in het voormalige IPO-interimbeleid voor hergebruik van secundaire grondstoffen. Dit betekent dat werken die onderdeel gaan vormen van de bodem niet als werken in de zin van deze nota worden beschouwd.

Wanneer materiaal wordt toegepast in een werk dat onderdeel gaat uitmaken van de bodem, dan behoudt dit materiaal, zoals in de vorige paragraaf is betoogd, feitelijk zijn oorspronkelijke functie en is sprake van producthergebruik en niet van materiaalhergebruik.

Essentieel bij de definitie van "werk" is de eindigheid en de terugneembaarheid van de toegepaste bouwstof en de eindigheid van de toepassing. Wanneer weerdgrond bij voorbeeld wordt gebruikt voor het egaliseren van een terrein waarbij kleine depressies worden aangevuld, dan is het niet mogelijk om de toegepaste bouwstof terug te nemen en is er derhalve sprake van een werk dat onderdeel uitmaakt van de bodem. De eindigheid van een werk hangt samen met de functie hiervan. Voorbeelden van eindige toepassingen zijn onder andere de aanleg van dijken en van weglichamen. Bij het maken van onderscheid tussen eindig en niet-eindig is het niet van belang of de duur van de toepassing reeds vooraf vaststaat; bepalend is de waarschijnlijkheid van een beëindiging van de toepassing.

Bijzondere aandacht verdient nog de functionaliteit van het werk. Er is sprake van een werk wanneer dit werk een duidelijke functie heeft en ook op maat is gesneden voor deze functie. Een werk dat geen functie heeft, bijvoorbeeld een grondwal zonder geluidwerende of waterkerende functie, kan niet worden beschouwd als een werk in de zin van deze nota, maar moet worden beschouwd als afvaldepot. Ook bij overdimensioneren van een werk is er sprake van het zich ontdoen van afvalstoffen en verkrijgt het werk het karakter van een depot.

Aan bodem wordt bouwstof worden andere eisen gesteld dan aan bodem blijft bodem. Omdat de toegepaste weerdgrond geen onderdeel gaat vormen van de bodem, zijn de per zone gedifferentieerde bodemkwaliteitseisen niet relevant. Wel wordt de eis gesteld dat het gaat om gebiedseigen materiaal, dat wil zeggen materiaal waarvan de fysische hoedanigheden en de verontreiniging als gebiedseigen kunnen worden beschouwd. Het gaat hierbij óf om materiaal dat door gebrek aan capaciteit niet in de bodem kan worden teruggeplaatst (door een overschot op de grondbalans), óf om materiaal dat gehalten bevat die de achtergrondgrenswaarde (C_{agr}) of het aanvaardbaar risiconiveau te boven gaan.

Uiteraard worden aan deze vorm van hergebruik ook eisen gesteld met het oog op het voorkomen van verspreiding door uitloging met percolerend hemelwater of grondwater. Aangezien het hier per definitie gaat om eindige toepassingen, wordt hierbij aangesloten bij het begrip "marginale bodembelasting" uit het Bouwstoffenbesluit.

9.5 Hergebruik na bewerking

Het is mogelijk dat vrijkomend materiaal pas nadat het een voorbewerking heeft ondergaan geschikt is voor hergebruik als bodem of voor toepassing als bouwstof in werken. Voorbeelden van voorbewerkingen zijn het afscheiden van zand, het ontwateren van waterrijk, verpomp-

baar slib en het afzeven van grove bestanddelen, zoals resten van oeververdedigingsmateriaal. De eisen die aan toepassing van het na bewerking verkregen materiaal worden gesteld, wijken niet af van de eisen die aan het niet-bewerkte materiaal worden gesteld. Dit betekent dat wanneer de bewerking resulteert in een materiaal waarvan de fysische en mineralogische hoedanigheden niet overeenkomen met die van de bodem, dit materiaal niet voor de verwerkingsoptie bodem blijft bodem in aanmerking komt. Voorbeelden hiervan zijn thermisch gereinigde grond en het eindproduct van een koude of warme immobilisatie.

9.6 Bergen in kleischermen/plassen/depots

Bij bergen in kleischermen/plassen/depots is geen sprake van een eindige toepassing: de weergrond wordt op of in de bodem gebracht met het doel het daar voor altijd te laten.

Een depot kan naast de functie berging een tweede functie hebben, die van civiel-, cultuur- of natuurtechnische aard kan zijn. Er is sprake van een depot wanneer "het werk" (zoals een kleischild) is overgedimensioneerd met het oog op het zich ontdoen van afvalstoffen.

Voorbeelden van depots met een tweede functie naast berging zijn:

- 1) het opvullen van bestaande putten om ter plaatse natuurontwikkeling mogelijk te maken;
- 2) de aanleg van (overgedimensioneerde) kleischermen die een functie hebben in het tegengaan van verdroging;

Naast milieuhygiënische eisen (zie hoofdstuk 11) worden aan bergen in kleischermen/plassen/depots ook een eis gesteld met betrekking tot de minimale grootte hiervan. Deze eisen worden vooral ingegeven met het oog op het beheer van het depot. In het Bouwstoffenbesluit wordt voor de toepassing van grond die als categorie 2 bouwstof kan worden toegepast, uitgegaan van een minimale omvang van het werk van 10.000 m³. In het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie wordt als minimale grootte voor een baggerspeciedepot enkele miljoenen m³ aangegeven. Voor de verwerkingsoptie bergen in kleischermen/plassen/depots wordt uitgegaan van een minimale omvang van 100.000 m³ zijnde het logaritmisch gemiddelde van deze twee grenzen. Een dergelijke omvang doet enerzijds recht aan de opvattingen uit het afvalstoffenbeleid over efficiëntie, effectief toezicht, nazorg en duurzaamheid en anderzijds aan de behoefte uit de praktijk.

Voor depots met een capaciteit van 500.000 m³ en meer bestaat, ongeacht de functionaliteit van het depot, de plicht tot het opstellen van een inrichtings-MER. Voor depots met een capaciteit kleiner dan 500.000 m³ bestaat geen MER-plicht, maar het wordt wenselijk geacht dat voor dergelijke depots wel een milieustudie conform de MER-systematiek wordt uitgevoerd, waarin de milieuhygiënische wenselijkheid en doelmatigheid van een dergelijke vorm van verwerken wordt vergeleken met alternatieve vormen van verwerken.

9.7 Storten in baggerspeciestortplaatsen

Onder deze vorm van verwerking vallen bestaande grootschalige stortplaatsen binnen of buiten het rivierbed (zoals De Slufter of het in voorbereiding zijnde baggerspeciedepot Limburg). Omdat deze verwerkingsoptie niet onder Actief Bodembeheer Maas valt, worden er hier geen specifieke randvoorwaarden aan gesteld. Ook weergrond die niet voldoet aan de gebiedseigen kwaliteit kan in deze stortplaatsen worden geborgen. Voor deze baggerspeciestortplaatsen zelf is het gangbare beleid van toepassing (onder andere het Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie)..

10. Operationeel toetsingskader

10.1 Inleiding

In het voorgaande hoofdstuk zijn de verschillende verwerkingsopties beschreven. Hierbij is slechts globaal ingegaan op de milieuhygiënische eisen waaraan hierbij moet worden voldaan. In het kader van actief bodembeheer, waarbij oplossingen worden beschouwd op projectniveau, is het niet mogelijk om aan elke verwerkingswijze eisen te stellen. Indien de verwerking buiten het plangebied plaatsvindt, zoals bijvoorbeeld het geval is bij het gebruik van klei in de keramische industrie of het storten van species in grootschalige baggerspeciedepots is het stellen van milieuhygiënische eisen aan de verwerkingswijze op projectniveau niet aan de orde, omdat hieraan al in andere kaders (bijvoorbeeld via de aan de verwerkers afgegeven milieuvergunningen) zijn gesteld.

Met het oog op het stellen van milieuhygiënische eisen in het kader van actief bodembeheer zijn dus alleen de verwerkingswijzen binnen het plangebied relevant.

Voor drie verwerkingsopties is het relevant een operationeel toetsingskader te ontwikkelen in het kader van ABM:

- bodem blijft bodem;
- bodem wordt bouwstof
- bergen in kleischermen/plassen/depots

In dit hoofdstuk worden voor deze drie verwerkingsopties de milieuhygiënische eisen uitgewerkt in een operationeel toetsingskader. Dit toetsingskader wordt op projectniveau ingezet om na te gaan welke binnen het project te realiseren verwerkingsopties aan de milieuhygiënische eisen voldoen. Daarna kan worden vastgesteld aan welke verwerkingswijze op milieuhygiënische gronden en doelmatigheidsoverwegingen de voorkeur moet worden gegeven. Het gaat hierbij om de verwerkingsmogelijkheden zoals deze in het voorgaande hoofdstuk zijn uitgewerkt.

10.2 Milieuhygiënische eisen bodem blijft bodem

Voor de verwerkingsoptie bodem blijft bodem worden de volgende eisen gesteld:

- 1) de fysische samenstelling van de toe te passen weerdgrond komt overeen met die van de bodem binnen de zone waar toepassing zal plaatsvinden;
- 2) de weerdgrond mag niet additioneel verontreinigd zijn door een lokale bron;
- 3) de kwaliteit van de toe te passen weerdgrond moet voldoen aan de bodemkwaliteitseisen behorende bij de zone waarin de weerdgrond wordt teruggeplaatst;
- 4) De kwaliteit van de toe te passen weerdgrond moet op locatieniveau gelijk zijn aan of beter zijn dan de kwaliteit van de ontvangende bodem;
- 5) het terugbrengen op/in de bodem mag niet leiden tot onaanvaardbare ecologische en humane risico's uitgaande van de functie van de locatie.

eis 1 De fysische samenstelling wijkt niet af van die van de bodem binnen het plangebied.

Doel van de eis

Met deze eis wordt vermeden dat materiaal op basis van chemisch eigenschappen kan worden teruggebracht in de bodem, terwijl de texturele en mineralogische samenstelling afwijken van de eigenschappen van het materiaal dat van nature in de zone kan voorkomen. De toe te passen weerdgrond kan qua chemische samenstelling geschikt zijn voor terugbrengen in de waterbodem, maar toch niet geschikt zijn voor deze toepassingsmethode. Evident is dat alleen grond voor deze vorm van verwerking in aanmerking kan komen, maar zelfs dan moeten nog aanvullende eisen aan de fysische hoedanigheden hiervan worden gesteld. Parameters als de biobeschikbaarheid en het uitlooggedrag hangen immers niet alleen samen met de chemische samenstelling van het materiaal, maar ook met de texturele en mineralogische samenstelling.

Beoordelingsmethode

Door middel van vergelijking van waarnemingen van de texturele en mineralogische samenstelling die zijn opgenomen in boorstaten van het toe te passen materiaal en van de zone waarin

de weerdgrond eventueel zal worden teruggebracht, kan worden bepaald of de texturele en mineralogische samenstelling voldoende overeenkomen. De gegevens kunnen, waar nodig, worden aangevuld met informatie uit bijvoorbeeld de bodemkaart van Nederland.

Toetsingsmethode

Gezien de grote variatie in mineralogische en texturele samenstelling is het niet zinvol om in het operationeel toetsingskader een stringente omschrijving van toetsingscriteria te geven voor de beoordeling van deze eis. Volstaan kan worden met de volgende toets: "Komen de texturele en mineralogische samenstelling van het toe te passen materiaal overeen met die van rivierafzettingen die van nature in de zone kunnen voorkomen?". Op basis van deze toetsing moet bijvoorbeeld het terugbrengen van mijnsteen worden uitgesloten, maar het terugbrengen van zavelige specie op een kleiige bodem worden toegestaan.

eis 2 De weerdgrond mag niet additioneel verontreinigd zijn door een lokale bron.

Doel van de eis

Hergebruik van verontreinigde grond als bodemmateriaal is alleen toegestaan indien de verontreiniging als gebiedseigen kan worden aangemerkt, met andere woorden: als er geen sprake is van een additionele verontreiniging door lokale bronnen. Om pragmatische redenen is een beïnvloeding door een puntbron tot het niveau van de achtergrondgrenswaarde in de meeste gevallen wel toegestaan. Als de mate van verontreiniging niet afwijkt van het omringende diffuus verontreinigde gebied, is de verontreiniging immers meestal niet als puntbron te herkennen.

Beoordelingsmethode

Allereerst moet door middel van historisch onderzoek worden vastgesteld of het her te gebruiken materiaal afkomstig is van een locatie die additioneel verontreinigd kan zijn door een puntbron. Is dit het geval dan dient door middel van een aanvullend bodemonderzoek te worden vastgesteld of deze puntbron heeft geleid tot een bodemkwaliteit die slechter is dan op grond van de bodemkwaliteitskaart op deze plaats wordt verwacht. De weerdgrond met een niet zone-eigen, dus slechtere bodemkwaliteit mag niet worden toegepast als bodem.

82 |

Aangezien historisch onderzoek wel aanwijzingen kan opleveren voor de aanwezigheid van een puntbron, maar de afwezigheid hiervan nooit met absolute zekerheid kan vaststellen, bestaat ook wanneer het historisch onderzoek niet wijst op de aanwezigheid van een puntbron, *altijd een zekere kans dat er desalniettemin sprake is van lokale verontreiniging. Om met voldoende zekerheid te kunnen stellen dat het toe te passen materiaal niet additioneel is verontreinigd door een puntbron, moet door middel van een nadere bestudering van de analyseresultaten worden vastgesteld of sprake kan zijn van puntverontreiniging. Uitbijters en geclusterde overschrijdingen van de achtergrondgrenswaarde kunnen hierbij wijzen op de aanwezigheid van een puntbron van verontreiniging of op de beïnvloeding van het materiaal door de verspreiding van verontreiniging vanuit een puntbron buiten het gebied.*

Toetsingsmethode

Als historisch onderzoek of veldwaarnemingen aanwijzingen opleveren dat er sprake kan zijn van een puntbron van verontreiniging dient aanvullend veld- en laboratoriumonderzoek te worden verricht conform de hierop van toepasingszijnde onderzoeksprotocollen. Indien uit dit onderzoek blijkt dat er een deelpartij grond is af te bakenen met een volume van meer dan 25 m³ waarin de gemiddelde gehalten van één of meer stoffen de achtergrondgrenswaarde overschrijden, dan komt de desbetreffende partij niet in aanmerking voor het toepassen als bodem. De weerdgrond die, ondanks de aanwezigheid van een puntbron van verontreiniging, wel een zone-eigen kwaliteit bezit komt hier wel voor in aanmerking.

Wanneer het historisch onderzoek en de veldwaarnemingen geen aanwijzingen opleveren die wijzen op de aanwezigheid van een puntbron van verontreiniging, dan moet worden nagegaan of er sterk afwijkende, hoge gehalten zijn aangetroffen, de zogenaamde uitbijters, en of er sprake is van een clustering van gehalten boven de achtergrondgrenswaarde. Deze kunnen namelijk wijzen op de aanwezigheid van een onbekende, niet-geïdentificeerde puntbron. Wanneer sprake is van uitbijters of clustering, wordt door middel van aanvullend historisch onderzoek en veldwaarnemingen bepaald of er toch een puntbron aanwezig is. Levert dit aanvullende onder-

zoek ook geen aanwijzingen dienaangaande op, dan mag worden aangenomen dat er louter sprake is van gebiedseigen verontreiniging en is aan de betreffende voorwaarde voldaan. Worden wel aanwijzingen voor de aanwezigheid van een puntbron aangetroffen dan komt de weerdgrond niet in aanmerking voor terugplaatsing in de waterbodem.

eis 3 de kwaliteit van het toe te passen weerdgrond moet voldoen aan de bodemkwaliteitseisen behorende bij de zone waarin de weerdgrond wordt toegepast

Doel van de eis

Het doel van deze eis is te verhinderen dat weerdgrond met een slechtere kwaliteit dan de zone-eigen kwaliteit wordt toegepast en om te voorkomen dat toepassing als bodem leidt tot een negatieve beïnvloeding van het hoogwaterslib dat benedenstrooms van de hergebruikslocatie wordt afgezet. Hiermee wordt invulling gegeven aan het stand-still beginsel. Daarnaast wordt met deze eis in een aantal gevallen een verbetering van de bodemkwaliteit gerealiseerd door de statistische invulling van de achtergrondgrenswaarde, waardoor 10% van de sterkst verontreinigde grond binnen een zone niet voor deze vorm van hergebruik in aanmerking komt. Weerdgrond die op grond van het huidige verspreidingsbeleid zonder beperking mag worden verspreid, hoeft niet op deze eis getoetst te worden. Dit geldt ook voor eis 4 en 5. Deze specie mag dus, indien aan eis 1 en 2 wordt voldaan, worden toegepast als bodem.

Beoordelingsmethode

De achtergrondgrenswaarden zijn vastgesteld in de bodemzonderingskaarten. Bij de toetsing wordt uitgegaan van de zone-indeling zoals deze zal zijn na uitvoering van de voorgenomen ingrepen.

Uitgangspunt bij de uitwerking van de beoordelingsmethode is dat de toetsing aan de bodemkwaliteitseisen moet plaatsvinden voor homogene grondstromen die niet meer doelmatig kunnen worden opgesplitst in afzonderlijke deelpartijen met elk een eigen kwaliteit. Dit uitgangspunt heeft als consequentie dat een partij in zijn geheel getoetst moet worden en dus in zijn geheel wordt afgekeurd of goedgekeurd.

Toetsingsmethode

De weerdgrond die op grond van het huidige verspreidingsbeleid zonder beperking mag worden verspreid, mag in de bodem worden teruggebracht.

Bij het terugbrengen van de overige weerdgrond moet onderscheid worden gemaakt in terugplaatsing in de waterbodem binnen het zomerbed en de oeverzone en terugplaatsing in de waterbodem van het statische zone van het winterbed (zie hoofdstuk 8 voor de definitie van deze begrippen).

Bij terugplaatsing van weerdgrond *buiten het zomerbed en bij de onbedijkte Maas ook buiten de oeverzone* wordt de eis gesteld dat het gemiddelde van geen enkele component in de terug te plaatsen partij de achtergrondgrenswaarde voor de betreffende zone overschrijdt.

Bij grote partijen moet een aanvullende toetsing worden uitgevoerd. Voor alle stoffen waarvan het gemiddelde gehalte in de partij de toetsingswaarde overschrijdt wordt de eis gesteld dat dit gemiddelde maximaal 20% boven het gemiddelde gehalte in de zone van toepassing mag liggen.

Bij terugplaatsing van specie in het *zomerbed en de oeverzone van de onbedijkte Maas* wordt de eis gesteld dat het gemiddelde van geen enkele component in de terug te plaatsen partij de gestelde grenswaarde voor herverontreiniging overschrijdt. Dezelfde eis wordt gesteld bij de toepassing van specie in plassen binnen het winterbed.

eis 4 De kwaliteit van de toe te passen weerdgrond moet op locatieniveau gelijk zijn aan of beter zijn dan de kwaliteit van de ontvangende bodem.

Doel van de eis

Het doel van deze eis is te verhinderen dat, als gevolg van het terugbrengen in de bodem, op locatieniveau een significante verslechtering van de aanwezige bodemkwaliteit zal optreden.

Beoordelings- en toetsingsmethode

Door de aard van bodemkwaliteitseisen binnen het zomerbed, de oeverzone van de onbedijkte

Maas en de plassen in het winterbed is toetsing van de kwaliteit op locatieniveau niet aan de orde. Deze wordt daarom vervangen door een toetsing aan de ter plaatse verwachte sedimentatiesnelheid. Het uitgangspunt van het bodemkwaliteitsbeleid voor deze dynamische deelgebieden is immers dat de kwaliteit van de bovengrond alhier wordt bepaald door de kwaliteit van het slib dat wordt afgezet. Deze aanname is alleen juist indien de sedimentatie een bepaalde minimale waarde te boven gaat. Zoals reeds eerder is aangegeven verschilt de sedimentatiesnelheid binnen de dynamische delen van het riviersysteem sterk van plaats tot plaats. Darom moet alvorens tot hergebruik kan worden overgegaan worden aangetoond dat er op de hergebruikslocatie sprake is van een dermate hoge sedimentatiesnelheid dat de bodemkwaliteit inderdaad wordt bepaald door de kwaliteit van het slib dat ter plaatse wordt afgezet. Hierbij kan worden gedacht aan een sedimentatiesnelheid van 0,5-1,0 meter per 50-100 jaar.

In de overige delen van het winterbed is toetsing aan de kwaliteit van de ontvangende bodem wel mogelijk. Voor alle stoffen waarvan het gemiddelde gehalte in de partij de toetsingswaarde overschrijdt moet worden vastgesteld of dit gemiddelde minder dan 20% boven het gemiddelde gehalte op de toepassingslocatie ligt.

Bij de beoordeling van de kwaliteit van de ontvangende bodem mag rekening worden gehouden met de bodemkwaliteit zoals deze voor de ingreep aanwezig was

eis 5 *Het terugbrengen in de bodem mag niet leiden tot onaanvaardbare ecologische en humane risico's.*

Beoordelings- en toetsingsmethode

De ecotoxicologische risico's worden vergeleken met het aanvaardbare risiconiveau dat op grond van het ALARA-principe voor het gebied is vastgesteld. Is ter plaatse van de toepassing sprake van een specifieke natuurfunctie dan worden de risico's daarnaast beoordeeld aan de hand van de aangewezen natuurdoeltypen. Als de bodemkwaliteit leidt tot onaanvaardbare ecologische risico's, en/of deze een onaanvaardbare belemmering vormt voor de aangewezen natuurdoeltypen, is terugbrengen in de bodem volgens actief bodembeheer niet toegestaan.

Voor de beoordeling van de humaantoxicologische blootstellingsrisico's zijn in hoofdstuk 6 gebruikspecifieke bodemtoetsingswaarden vastgesteld voor het aanvaardbare risiconiveau. De nota geeft voor verschillende gebruiksvormen het aanvaardbaar risiconiveau (C_{arm}) voor de verschillende kenmerkende stoffen. De gemiddelde concentratie in het terug te brengen materiaal mag deze C_{arm} niet overschrijden.

10.3 Bodem wordt bouwstof

Voor de verwerkingsoptie bodem wordt bouwstof worden de volgende eisen gesteld:

- 1) de fysische samenstelling van de weerdgrond mag niet afwijken van die van de waterbodem in het plangebied;
- 2) de weerdgrond mag niet additioneel zijn verontreinigd door een lokale bron;
- 3) de afdeklaag moet voldoende erosiebestendig zijn;
- 4) de toepassing mag niet leiden tot een meer dan marginale bodembelasting.

Deze laatste eis wordt niet gesteld indiende weerdgrond onder de zelfde condities wordt toegepast, als voor ontgraving aanwezig waren.

eis 1 *De fysische samenstelling van de toe te passen weerdgrond mag niet afwijken van die van de bodem in het plangebied;*

Zie onder verwerkingsoptie bodem blijft bodem.

eis 2 *De weerdgrond mag niet additioneel verontreinigd zijn door een lokale bron*

Deze eis is nodig om te vermijden dat, in het geval niet wordt voldaan aan de eisen uit het Bouwstoffenbesluit, weerdgrond wordt toegepast die door een lokale bron zijn verontreinigd tot een gehalte boven de achtergrondgrenswaarden (zie eis 2 bij bodem blijft bodem).

eis 3 De afdeklaag moet voldoende erosiebestendig zijn

Doel van de eis

Wanneer weerdgrond met een niet zone-eigen kwaliteit als bouwstof wordt toegepast dient deze te worden afgedekt door een erosiebestendige laag, om te voorkomen dat het toegepaste materiaal zich als gevolg van erosie kan verspreiden.

Beoordelings- en toesingsmethode

De dikte van deze laag hoeft niet groter te zijn dan 0,5 meter. Indien uit berekeningen blijkt dat deze eis niet gehaald wordt, moet de dikte van de afdeklaag worden aangepast, eventueel gecombineerd met de toepassing van erosiebestendiger materiaal. Als hiermee de erosiebestendigheid niet redelijkerwijs gehaald kan worden, dan moet door middel van een zorgprotocol worden gegarandeerd dat de afdeklaag in stand wordt gehouden.

Aangezien de afdeklaag onderdeel gaat uitmaken van de bodem dient deze een kwaliteit te bezitten die ten minste gelijk is aan de zone-eigen kwaliteit.

eis 4 Toepassing mag niet leiden tot een meer dan marginale bodembelasting

Doelstelling

De doelstelling van deze eis is te verhinderen dat door uitloging en uitspoeling van verontreinigingen uit de toegepaste weerdgrond de onderliggende bodemlagen of het grondwater worden verontreinigd.

Beoordelings- en toesingsmethode

Toetsing van de immissie vanuit de toegepaste weerdgrond naar de onderliggende bodem is alleen relevant voor die stoffen waarvan de gehalten in het toegepaste materiaal hoger zijn dan de zone-eigen gehalten ter plaatse van de toepassing. Voor deze stoffen wordt door middel van een uitloogtest op de toe te passen weerdgrond nagegaan of, gegeven de toepassingshoogte, wordt voldaan aan de immissie-eisen uit het Bouwstoffenbesluit.

Van deze toetsing mag worden afgezien indien de condities voor afgraving en na toepassing gelijk zijn en de verspreiding van verontreinigingen na toepassing dus niet groter zijn dan voor ontgraving. Hiervan kan bijvoorbeeld sprake zijn wanneer kleirijke weerdgrond binnen de zone waarin deze is ontgraven in een kade of dijklichaam wordt toepast.

10.4 Bergen in kleischermen/plassen/depots

Voor de verwerkingsoptie bergen in kleischermen/plassen/depots worden de volgende eisen gesteld:

- 1) de te bergen weerdgrond wijkt qua fysische samenstelling niet af van de waterbodem binnen het plangebied, danwel de materialen die van nature in de ondergrond van het plangebied aanwezig zijn.
- 2) de weerdgrond mag niet additioneel verontreinigd zijn door een lokale bron;
- 3) de verspreiding vanuit de berging is aanvaardbaar en zo ver beperkt als redelijkerwijs mogelijk is.
- 4) de afdeklaag moet voldoende erosiebestendig zijn.

eis 1 De te bergen weerdgrond wijkt qua fysische samenstelling niet af van de waterbodem binnen het plangebied, danwel de materialen die van nature in de ondergrond van het plangebied aanwezig zijn.

Zie beschrijving 'bodem blijft bodem', met dien verstande dat niet wordt getoetst aan de voor de zone kenmerkende fysische hoedanigheden, maar voor het riviersysteem kenmerkende fysische hoedanigheden.

eis 2 Het materiaal mag niet additioneel verontreinigd zijn door een lokale bron.

Zie beschrijving 'bodem blijft bodem'.

eis 3 De verspreiding vanuit de berging is aanvaardbaar en zo ver beperkt als redelijkerwijs mogelijk is.

Op deze eis is in hoofdstuk 6 (verspreidingsrisico's) uitvoerig ingegaan.

eis 4 De afdeklaag moet voldoende erosiebestendig zijn.

Doelstelling

De doelstelling van deze eis is te verhinderen dat door erosie van de afdeklaag een situatie ontstaat waarbij verspreiding van verontreiniging op kan treden (onder andere bij hoogwaters). Aangezien door een aanpassing van de dikte van de afdeklaag (eventueel gecombineerd met de toepassing van minder erosiegevoelig materiaal) de erosiebestendigheid altijd kan worden gegarandeerd, is dit geen harde eis op basis waarvan een depot kan worden afgekeurd.

Beoordeling

De afdeklaag is voldoende erosiebestendig als de dikte van de laag minimaal 1 meter is, of zo veel dikker als nodig is om gedurende een periode van 10 jaar weerstand te bieden aan de erosie. Indien uit berekeningen blijkt dat deze eis niet gehaald wordt, moet de dikte van de afdeklaag worden aangepast, eventueel gecombineerd met de toepassing van erosiebestendiger materiaal. Als hiermee de erosiebestendigheid niet redelijkerwijs gehaald kan worden, dan moet door middel van een zorgprotocol worden gegarandeerd dat de afdeklaag in stand wordt gehouden.

Aangezien de afdeklaag onderdeel gaat uitmaken van de bodem dient deze een kwaliteit te bezitten die ten minste gelijk is aan de zone-eigen kwaliteit.

11. De afwegingsmethode

11.1 Inleiding

Ontwikkelingen

Voor de uitvoering van de beleidsregels is er behoefte aan een eenvoudige en goed communiceerbare methode voor het bepalen van de milieu- en risicoaspecten van inrichtingsvarianten, die vervolgens samen met de kosten in een afwegingskader kunnen worden gebruikt. Elders vinden vanuit vergelijkbare behoeften vergelijkbare ontwikkelingen plaats. Voor het beoordelen en selecteren van saneringsvarianten voor de landbodem ontwikkelt NOBIS (Nederlandse Organisatie voor Biologische In situ Sanering) een beslisondersteunend model: het zgn. RMK-model (RMK staat voor Risicoreductie, Milieuvendiensten en Kosten). Het RIZA maakt gebruik van Levens Cyclus Analyse (LCA) om de verwijderingsvarianten van verontreinigde baggerspecie te beoordelen. Geen van beide methodes is nu al zo ver uitgewerkt dat toepassing op de problematiek van verontreinigde uiterwaardengrond mogelijk is. Bestaande methodes kunnen dus niet één-op-één worden toegepast, maar wel deels worden gebruikt voor de ontwikkeling van een eenvoudige en eenduidige methode op maat.

Afweging volgens ALARA

De afwegingsmethodiek ondersteunt de keuze voor een inrichtingsvariant in een concreet project door voor verschillende aspecten een score te berekenen. Inrichtingsprojecten in de uiterwaarden kunnen met verschillende doelen worden gestart: naast veiligheid, kan ook natuurontwikkeling een motief zijn. De afwegingsmethodiek toetst niet of deze doelen worden gerealiseerd; dat is een uitgangspunt. Wat de afwegingsmethodiek wél doet is op een kwantitatieve manier uitdrukking geven aan de maatschappelijke lasten en baten om die doelen te bereiken. De balans wordt opge maakt, waarbij de lasten (in geld en energie) worden afgewogen tegen de baten (milieu-winst) en vervolgens wordt beoordeeld voor welke aanpak (c.q. inrichtingsvariant) de balans het verst naar de kant van de baten uitslaat. Omdat het uitgangspunt is dat alle inrichtingsvarianten de natuur- en/of veiligheidsdoelen realiseren, zal de voorkeur uitgaan naar de variant die dat doet tegen de kleinste lasten en met de grootste baten, conform het ALARA-beginsel.

Bepalen van de eindscore

Een probleem is het integreren van verschillende aspecten tot een eindscore, bijvoorbeeld op een schaal van -10 tot + 10. Omdat de aspecten in verschillende eenheden zijn uitgedrukt kunnen de scores niet zomaar worden opgeteld of afgetrokken. En om tot een zinvolle vergelijking te komen is het nodig om uitspraken te doen over het relatieve belang van ieder aspect. Het kwantificeren van deze belangen door er een gewicht aan toe te kennen blijkt in de praktijk moeilijk te zijn. De gewichten variëren van regio tot regio (denk aan de beschikbaarheid van schoon grondwater, die in verdrogingsgevoelige gebieden veel kleiner is dan elders) en van organisatie tot organisatie (bedrijven kijken anders aan tegen milieuwinst dan overheden). Omdat een beperkt aantal aspecten in de methodiek wordt meegenomen en dus eenvoudig kan worden overzien, is er bewust voor gekozen om geen eindscore te berekenen voor de geselecteerde aspecten.

Vorenstaande overwegingen leiden tot de volgende aanpak:

- we maken gebruik van het gedachtegoed van RMK en LCA zonder deze bestaande afwegingsmethoden één-op-één toe te passen
- uitgangspunt is dat de projectdoelen (natuur, veiligheid) altijd worden gerealiseerd; de afwegingsmethodiek toetst niet of en in hoeverre dat voor een specifieke inrichtingsvariant ook daadwerkelijk het geval is
- de afwegingsmethodiek beoordeelt diverse aspecten die betrekking hebben op de wijze waarop de doelen worden gerealiseerd en rubriceert die aspecten in maatschappelijke lasten en baten
- voor ieder aspect wordt een score berekend, die óf wordt uitgedrukt in gangbare eenheden óf in procenten verandering t.o.v. de beginsituatie
- er worden geen gewichten aan aspecten toegekend en de individuele scores voor aspecten worden niet getotaliseerd tot een eindscore. Het aantal aspecten is daarom beperkt.

Onderstaand wordt de keuze voor aspecten gemotiveerd en wordt toegelicht hoe voor ieder aspect een score berekend wordt.

11.2 Selectie en rubricering van aspecten

Het aantal aspecten dat bij een beslissing over inrichtingsvarianten een rol speelt is enorm groot: rivierkundige wenselijkheid en technische haalbaarheid, veiligheids- en milieuaspecten, economische en financiële aspecten, economische en ruimtelijke aspecten, archeologische en cultuurhistorische aspecten, en - last but not least - maatschappelijke acceptatie. Het is niet reëel en ook niet wenselijk om al deze aspecten voor iedere beslissing mee te nemen. Niet alleen brengt dat erg veel werk met zich mee, ook wordt dan te veel ingeleverd op eenvoud en communicerbaarheid. Wat wel beoordeeld moet kunnen worden met de afwegingsmethodiek is of en in hoeverre milieuproblemen van het ene op het andere milieucompartment worden afgewenteld. Doel is te voorkomen dat het boeken van milieuwinst in de uiterwaarden leidt tot een toename van de milieubelasting in de lucht of het oppervlaktewater. Daarom is gekozen voor een beschouwing van risicoaspecten, milieuaspecten en financiële aspecten. Zoals al eerder opgemerkt, wordt daarbij verondersteld dat alle inrichtingsvarianten voldoen aan de randvoorwaarden die door de overige aspecten (zoals bijvoorbeeld rivierkundige wenselijkheid en technische haalbaarheid) worden gesteld. Ook andere belangen kunnen een rol spelen bij de keuze voor inrichtingsvarianten, maar deze belangen worden in andere kaders afgewogen. Ze zijn daarom niet opgenomen in het afwegingsmodel dat specifiek voor de toepassing van actief bodembeheer in de Rijntakken is ontwikkeld.

In het voorgaande hoofdstuk is op gebiedsniveau een voorkeursvolgorde voor de geselecteerde oplossingen gegeven. In dit hoofdstuk wordt gepresenteerd hoe in een concreet project een keuze kan worden gemaakt, rekening houdend met lokale risico- en milieuaspecten in de keten ontgraven/transport/overslag/bestemming. Ook is het wenselijk de kosten van de verschillende opties zichtbaar te maken, omdat deze bij het opstellen van de balans een belangrijke plaats innemen.

Uit eerder uitgevoerde studies is gebleken dat het overgrote deel van de milieu-effecten bij RVR-projecten, zoals emissies naar de lucht en vermindering van niet hernieuwbare grondstoffen, het gevolg is van energieverbruik tijdens ontgraving, transport en overslag. Een studie die in het kader van de Maaswerken is uitgevoerd bevestigt dit beeld. Het verbruik van energie wordt dus meegenomen in de afwegingsmethodiek mee. Daarnaast kan op nog twee fronten milieuwinst worden geboekt. Doordat de kwaliteit van het materiaal in de contactzone verbetert of doordat het meest verontreinigde materiaal wordt geconcentreerd:

1. vermindert de blootstelling van mens, plant en dier aan bodemverontreiniging
2. vermindert de verspreiding van bodemverontreinigingen naar andere milieucompartmenten

Deze twee aspecten zijn ook opgenomen in de afwegingsmethodiek. In totaal zijn daarmee 4 aspecten geselecteerd die we als volgt kunnen rubriceren in lasten en baten:

maatschappelijke lasten

- energieverbruik
- kosten

maatschappelijke baten

- vermindering van de blootstelling van mens, plant en dier
- vermindering van de verspreiding naar andere milieucompartmenten

In de volgende paragrafen worden deze aspecten geoperationaliseerd, zodat voor ieder aspect een score kan worden berekend.

11.3 Maatschappelijke lasten

Energieverbruik (E)

Om het energieverbruik van de verschillende inrichtingsvarianten te berekenen, is het aan te bevelen de binnen een variant gehanteerde oplossingen te ontleden in deelstappen en het energieverbruik per deelstap aan te geven. Daarbij kan ook rekening worden gehouden met het feit dat bij een aantal oplossingen meerdere fasen moeten worden onderscheiden. Zo kunnen er bij de oplossing "storten in depot" de aanlegfase, de vulfase en de nazorgfase worden onderscheiden. De activiteiten die leiden tot een score op het energieverbruik zijn: ontgraven, transport, overslag en (indien van toepassing) de uit te voeren bewerking. Voorbeelden van bewerking zijn zandafscheiding, opslag in een tijdelijk depot en immobilisatie. Het energieverbruik wordt per activiteit uitgedrukt in kJ per ton droge stof materiaal dat is ontgraven en uiteindelijk geto-

taliseerd tot één score. Dit betekent dat voor elke activiteit in de keten het droge-stofgehalte van het materiaal bekend moet zijn. Daarnaast moeten bekend zijn: de transportafstanden en het energieverbruik van het ingezette materieel (in liters diesel per km en per ton getransporteerd materiaal, in liters diesel per m³ ontgraven materiaal, in liters diesel per ton overgeslagen materiaal, etc.). Als er bewerkingstappen worden uitgevoerd, dan moet ook daarvan het energieverbruik bekend zijn.

Kosten (K)

Ook hier splitsen de verschillende oplossingen zich in deelstappen of fasen. Een mogelijkheid om de kosten te rubriceren wordt in onderstaande tabel gegeven, ontleend aan het RMK-model (CUR/NOBIS, 1997). Deze kostenrubricering is opgesteld met het oog op een in-situ sanering van de landbodem, waarbij posten als transport, overslag en bewerking van vrijgekomen grond en stortkosten òf buiten beschouwing blijven òf onder de rubriek algemene kosten zijn opgenomen. Daarom is in de tabel de rubriek doorlopende kosten aangevuld met kosten voor ontgraving, transport, overslag, bewerking en storten. Ook is een post opgenomen voor de opbrengst uit de verkoop van delfstoffen (zand en klei). Voor elke rubriek in de tabel worden diverse kostensoorten onderscheiden: kapitaalskosten, energiekosten, grondstofkosten, personeelskosten, materieelkosten en overige kosten. Het is goed denkbaar dat één of meer rubrieken in het afwegingsproces buiten beschouwing worden gelaten, omdat deze voor elke verwijderingsoptie gelijk is.

Om een juiste afweging te kunnen maken van kosten (en eventueel opbrengsten) van projecten die een looptijd van meerdere jaren hebben, moet rekening worden gehouden met de tijdswaarde van geld, afhankelijk van het te verwachten renteniveau. Toekomstige geldstromen worden daarom toegerekend aan één beslismoment (bijvoorbeeld het moment waarop de beslissing wordt genomen). Hiervoor kan bijvoorbeeld de huidige of contante waarde als basis worden genomen.

Zowel de vaste als de variabele kosten voor elke activiteit in de verwijderings- of verwerkingsketen moeten bekend zijn. De kosten voor elke deelstap worden vervolgens uitgedrukt in gulden per ton droge stof ontgraven materiaal en getotaliseerd tot één score.

Rubriek	Kostenpost
A. Stichtingskosten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Projectvoorbereiding (incl. bemonstering & analyse) 2. Voorbereidende werkzaamheden 3. Sloopwerken 4. Herinrichtingskosten 5. Grondwerken 6. Verwerkingskosten 7. Onttrekking en zuivering van grondwater 8. Afscherminconstructies 9. Controlesysteem 10. Directievoering en milieukundige begeleiding 11. Bijkomende kosten
B. Doorlopende kosten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Ontgraving 2. Transport 3. Overslag 4. Bewerking 5. Stortkosten 6. Opbrengst delfstoffen zoals zand of klei (negatieve kostenpost) 7. Bijkomende kosten 8. Monitoring 9. Nazorg
C. Vervangingskosten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Afscherminconstructies 2. Onttrekkings- en zuiveringsinrichting
D. Overhead	
E. Overige kosten	<ol style="list-style-type: none"> 1. Schadeloosstellingen 2. Kapitaal- en productieverlies

11.4 Maatschappelijke baten

Vermindering van de blootstelling (dB)

Het afwegingskader dient eenduidig en eenvoudig te zijn en dient te voorkomen dat in elke afzonderlijke situatie een blootstellingsberekening moet worden uitgevoerd. Daarom is gebruik gemaakt van het Acceptable Risico Niveau (ARN) per functie. Voor de gebruiksfuncties voor de mens zijn de ARN's voor zeven stoffen al gepresenteerd in hoofdstuk 4. Voor de functies 'droge natuur' en 'natte natuur' zijn de risicowaarden zoals afgeleid in de studie van het RIZA/SC-DLO:

Functies voor de natuur	Acceptabele Risicowaarden natuur in mg/kg d.s.		
	Zn	As	PAK (10-VROM)
Droge natuur	160	34	-
Natte natuur	620	190	-

Een gangbare zienswijze is dat er geen sprake is van onaanvaardbare blootstelling zolang de concentratie van een stof beneden de ARN voor de geplande functie ligt. Blootstelling is dan een dichotoom verschijnsel (er zijn maar twee situaties mogelijk: aanvaardbaar en onaanvaardbaar) en onaanvaardbare blootstelling begint bij concentraties boven de ARN. Deze redenering wordt hier niet gevolgd omdat dan geen rekening wordt gehouden met bijvoorbeeld het verschil tussen concentraties vlak onder de ARN en concentraties rond de streefwaarde.

In onze aanpak is blootstelling het product van de gemiddelde concentratie in de leeflaag (0-1 meter) en de omvang van de contactzone:

$$\text{Blootstelling} = \text{Concentratie (0-1 m)} \times \text{Oppervlak}$$

De score op het aspect 'vermindering van de blootstelling' is afhankelijk van het verschil tussen de begin- en de eindsituatie en wordt dan ook uitgedrukt in procenten t.o.v. de beginsituatie. De concentratie in de begin- en eindsituatie wordt vergeleken met het verschil tussen de ARN en de streefwaarde (voor veel stoffen gelijk aan het verwaarloosbaar risiconiveau). In de beschrijving van de begin- en eindsituatie wordt ook de omvang van het contactoppervlak meegenomen. Door de blootstelling in de beginsituatie op 100% te stellen kan ook onder de ARN vermindering van de blootstelling worden gekwantificeerd. De blootstelling kan daarbij afnemen doordat:

1. de gemiddelde concentratie in het contactoppervlak afneemt;
2. de omvang van het contactoppervlak afneemt;
3. de ARN toeneemt door een functiewijziging.

Niet alleen de concentratie en het contactoppervlak spelen een rol bij de beoordeling van de blootstelling. Ook de duur van de blootstelling speelt een rol. Met de tijdsduur kan echter niet op dezelfde manier worden omgegaan als met de omvang van het contactoppervlak, omdat de duur van de blootstelling vooraf onbekend is. Maar omdat dat voor alle verwijderingsopties geldt, is de tijdsduur ook niet relevant. Er kunnen immers geen verschillen tussen inrichtingsvarianten mee worden beschreven. Het tijdsaspect blijft daarom buiten beschouwing.

Zoals beschreven in hoofdstuk 4, is er gekozen voor zeven stoffen die het risico bepalen (arsen, zink, cadmium, lood, kwik en koper en PAK) en de scores voor deze zeven stoffen in de begin- en de eindsituatie bij elkaar op te tellen. De formules om de vermindering van de blootstelling te berekenen zijn opgenomen in bijlage H6A.

Vermindering van de verspreiding (dV)

Verspreiding van verontreinigende stoffen kan plaatsvinden via de lucht, het grondwater of het oppervlaktewater. Over het algemeen is bij de verontreinigende stoffen die in waterbodems voorkomen de verspreiding via de lucht te verwaarlozen. Voor verspreiding via het grondwater geldt dit eveneens, als uitgangspunt is dat de omstandigheden anaëroob zijn. In dat geval zijn vrijwel alle metalen in sulfidische vorm aanwezig en praktisch immobiel. Ook de oplosbaarheid van de organische verontreinigende stoffen in sedimenten is zeer gering. Uit metingen en risico-evaluaties die in de laatste jaren zijn uitgevoerd voor grootschalige baggerspeciedepots in

diepe putten (de Slufter, Papegaaienkolk, IJsseloo) is gebleken dat de meeste verontreinigende stoffen veel sterker aan de baggerspecie zijn gebonden dan op basis van theoretische overwegingen werd gedacht. De verspreidingsrisico's naar het grondwater bij het bergen in diepe putten worden nu dan ook lager ingeschat dan in het verleden (NW4, 1997; MER, 1998).

Bij sedimenten in de uiterwaarden zijn de omstandigheden niet anaëroob, zodat de mobiliteit van metalen niet op voorhand kan worden verwaarloosd. Of er daadwerkelijk verspreiding naar het grondwater op zal treden en in welke mate dit gebeurt, is afhankelijk van een groot aantal lokale omstandigheden, zoals de verticale grondwaterstroming (kwel/inzigg), de horizontale stroomsnelheid van het grondwater, de aanwezigheid van kleilagen of kleilagen, etc. Zeker is wel, dat in periodes van overstroming van de uiterwaarden de verspreiding naar het oppervlaktewater vele malen groter is dan de verspreiding naar het grondwater. Er is daarom in dit afwegingskader voor gekozen om alleen de verspreiding naar het oppervlaktewater te beschouwen en dit ook alleen tijdens overstromingsperiodes.

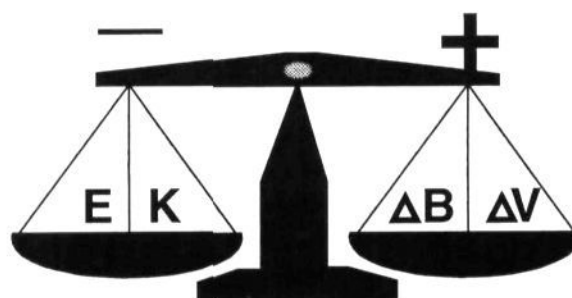
In deze aanpak is de verspreiding naar het oppervlaktewater het product van de gemiddelde concentratie in het contactoppervlak, de frequentie en duur van de overstroming, en de erosiesnelheid:

$$\text{Verspreiding} = \text{Concentratie} \times \text{Oppervlak} \times \text{Frequentie} \times \text{Duur} \times \text{Erosiesnelheid}$$

Aanname bij deze vereenvoudiging is dat alle verontreinigende stoffen aan het slib worden gebonden. Een deel van de verontreinigende stoffen zal echter ook in oplossing gaan. Hiervoor kan in principe een inschatting worden gemaakt op basis van oplosbaarheidsproducten (voor metalen) en verdelingsconstanten (voor organische contaminanten). De daarvoor benodigde modellen worden echter al gauw ingewikkeld en bovendien zijn de uitkomsten erg onzeker. Daarbij moet worden bedacht, dat de binding van de verontreinigende stoffen aan slibdeeltjes in het algemeen zo sterk is, dat de verspreiding van deze stoffen ten gevolge van het opwerpen en zich verspreiden van de slibdeeltjes vele malen belangrijker is dan ten gevolge van de fractie die in oplossing gaat. Ook voor de verspreiding geldt overigens de redenering, dat het voor dit doel niet zo zeer om absolute waarden als maat voor de verspreiding gaat, maar om (relatieve) verschillen tussen inrichtingsvarianten waaruit een keuze moet worden gemaakt. Om deze redenen wordt hier als sterke vereenvoudiging aangenomen, dat alle verontreinigende stoffen aan de slibdeeltjes gehecht blijven en dat de verspreiding van deze stoffen volledig is gekoppeld aan de verspreiding van de slibdeeltjes. De streefwaarde wordt weer als aftelpunt gekozen en de verspreiding in beginsituatie stellen we op 100%. De formules om de vermindering van de verspreiding te berekenen zijn opgenomen in bijlage 3 van de beleidsregels.

11.5 De balans opmaken

De rubricering van de aspecten en de wijze waarop de scores worden meegenomen in de beoordeling van inrichtingsvarianten zijn hieronder schematisch in de al eerder genoemde balans opgenomen:



In deze balans worden een min- en een plus-kant onderscheiden. De min-kant staat voor de maatschappelijke lasten, de pluskant voor de maatschappelijke baten. Als lasten zijn opgenomen de aspecten energieverbruik (E) en kosten (K): dat zijn de investeringen om de projectdoelen (veiligheid, natuurontwikkeling) te realiseren. Aan de baten-kant staan de vermindering van de blootstelling (dB) en de vermindering van de verspreiding (dV): dat is de milieuwinst die wordt geboekt doordat de inrichtingsmaatregelen worden uitgevoerd.

De vier aspecten op de balans zeggen allemaal iets over de manier waarop het doel wordt bereikt en geven invulling aan het ALARA-beginsel. Daarnaast blijft uiteraard de in hoofdstuk 2 gepresenteerde voorkeursvolgorde van kracht: als voor twee inrichtingsvarianten de balans vergelijkbaar is, dan wordt gekozen voor de oplossing met de grootste voorkeur.

Bij de presentatie van de eindscores worden per inrichtingsvariant staafdiagrammen gemaakt. Links op de balans komen twee staafdiagrammen, één voor het energieverbruik één voor en de kosten. Rechts staat de positieve zijde van de balans: de vermindering van de blootstelling en de vermindering van de verspreiding. Per inrichtingsvariant wordt ook een korte beschrijving gepresenteerd van de taakstelling (natuurontwikkeling en ruimte voor de rivier) en van de geplande activiteiten.

12. Onderscheid in deelstromen

12.1 Inleiding

In het zomer- en winterbed van de Maas bevindt zich materiaal met een sterk uiteenlopende texturele samenstelling en milieuhygiënische kwaliteit, onder andere samenhangend met de ouderdom van de sedimenten. Geschematiseerd kan worden uitgegaan van de aanwezigheid van een deklaag met een wisselende textuur die zich bevindt op een schoon pakket zanden of grinden. Deze deklaag bestaat tot een zekere diepte onder maaiveld uit jonge verontreinigde sedimenten, die zijn afgezet op oudere schone sedimenten. Het grensvlak tussen deze twee pakketten heeft een fysische realiteit: op elke plaats kan de ligging van deze overgang door middel van bodemonderzoek worden vastgesteld.

Binnen het pakket verontreinigd sediment is sprake van een zeer grote variabiliteit, zowel in horizontale als in verticale richting, waarbij een opeenvolging van zeer sterk verontreinigd materiaal en licht verontreinigd, of zelfs niet-verontreinigd materiaal aanwezig kan zijn. Deze variabiliteit is dermate groot dat het niet mogelijk is om bodemvolumina te begrenzen met een gelijke kwaliteit.

Dit betekent gezins dat het niet mogelijk is om grotere bodemvolumina te definiëren, waarvan de gemiddelde kwaliteit afwijkt van de onder, boven, of naast gelegen volumina. Bij benadering kan worden gesteld dat in het verontreinigde pakket de kans op het aantreffen van hoge gehalten aan verontreiniging afneemt met toenemende diepte en de kans op het aantreffen van lage gehalten toeneemt met toenemende diepte. Elke indeling in de diepte zal derhalve een kwaliteitsverschil opleveren tussen de bovenliggende en de onderliggende laag. Het grensvlak tussen beide lagen is fictief, omdat het twee bodemvolumina met een verschillende kansdichtheid van elkaar scheidt, zodat de ligging van dit vlak dus nooit in het veld, maar uitsluitend door statistische analyse kan worden vastgesteld. Deze stochastische benadering heeft onder andere als consequentie dat de classificatie "niet-verontreinigd" ook gegeven kan worden aan partijen waarin incidenteel wel verhoogde gehalten aan verontreiniging worden aangetroffen.

Uiteraard is de mogelijkheid tot het onderscheiden van bodemvolumina met een verschillende bodemkwaliteit mede afhankelijk van de onderzoeksinspanning. Naarmate meer onderzoeksgegevens beschikbaar komen, kunnen steeds kleinere volumina worden begrensd, waarbinnen sprake is van een steeds kleinere spreiding in de bodemkwaliteit.

12.2 Wenselijkheid tot het onderscheiden van deelstromen

De wenselijkheid tot het onderscheiden van deelstromen met verschillende hoedanigheden, hangt samen met de voorziene verwerkingswijze. Ook de criteria op grond waarvan deelpartijen worden onderscheiden en de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid waarmee dit moet plaatsvinden, is afhankelijk van de te realiseren verwerkingswijze. Ter illustratie hiervan de volgende voorbeelden:

Wanneer vaststaat dat de hiervoor geschikte specie zal worden toegepast als grondstof in de keramische industrie, is de verontreinigingsgraad geen relevant criterium. Bij deze vorm van verwerken zal een indeling in deelstromen plaatsvinden op basis van de textuur en het organisch stofgehalte, waarbij de onderscheiden deelstromen specie met een sterk uiteenlopende milieuhygiënische kwaliteit kunnen bevatten.

In de situatie dat het schone materiaal wordt gebruikt voor verondieping van een winput buiten het plangebied en het verontreinigde materiaal wordt afgevoerd naar een regionaal baggerspeciedepot is juist het onderscheid tussen schoon en verontreinigd materiaal essentieel.

Uit bovenstaande voorbeelden blijkt dat de eisen die voortvloeien uit de wijze van verwerken primair richtinggevend zijn bij het beantwoorden van de vraag of, en zo ja op grond van welke criteria deelpartijen moeten worden onderscheiden. Eén en ander betekent dat het bij de indeling in deelpartijen niet nodig is om aansluiting te zoeken bij de klasse-indeling uit de vierde Nota waterhuishouding, maar dat per project moet worden bekeken welke indeling, gegeven de te realiseren toepassing, de voorkeur heeft.

Bij *functionele toepassingen* van de vrijkomende weerdgrond, zoals het gebruik als bouwstof in een werk, als keramische grondstof of als isolatielaag in een depot, worden de indelingscriteria gedic-

teerd door de beoogde toepassing. Zo zullen bij hergebruik als bouwstof in een werk de samenstellings- en uitlogingseisen uit het Bouwstoffenbesluit richtinggevend zijn aan de wijze van indeling in partijen. Bij hergebruik als keramische grondstof zijn dit de textuur en het organisch stofgehalte.

Het gescheiden bergen van weerdgrond met een verschillende kwaliteit kan om twee redenen wenselijk zijn:

- 1) ter reductie van de milieu-effecten van berging;
op grond van het uitgangspunt van het voorkomen van opmengen van afstoffen, om toekomstige hergebruiksmogelijkheden niet in gevaar te brengen.

Ad 1

Gescheiden berging kan wenselijk zijn met het oog op het minimaliseren van de milieu-effecten, het beperken van de noodzaak tot nazorg en het vergroten van de duurzaamheid van de toepassing.

Wanneer wordt gekozen voor berging van specie in een geïsoleerd depot, dat voldoet aan de IBC-criteria (bijvoorbeeld een regionaal baggerspeciedepot) dan bestaat er geen milieuhygiënische noodzaak tot het gescheiden bergen van de specie. Dit laat overigens onverlet dat gescheiden bergen op grond van het gestelde onder punt 2 gewenst kan zijn.

Is sprake van niet geïsoleerde berging dan dient de specie - behoudens onderstaande situaties - gescheiden, dat wil zeggen gecompartmenteerd, te worden geborgen op een dusdanige wijze dat de verspreiding wordt geminimaliseerd. Dit kan worden gerealiseerd door het materiaal dat een remmende werking heeft op het diffusief en/of adventief transport toe te passen als mantel op de bodem en de taluds van de berging. Hiertoe kan het wenselijk zijn om een splitsing te maken op basis van milieuhygiënische kwaliteit, maar het is ook denkbaar dat onderscheid wordt gemaakt op basis van organisch stofgehalte of textuur. Indien het in de praktijk niet mogelijk blijkt te zijn om dergelijke deelstromen separaat te ontgraven, dan is een gescheiden berging met het oog op het minimaliseren van de verspreiding uiteraard niet aan de orde.

Van gescheiden berging mag eveneens worden afgezien als dit niet doelmatig is. Hiervan is onder andere sprake wanneer bij ongescheiden berging de verspreidingsrisico's verwaarloosbaar zijn en deze manier van bergen geen negatief effect heeft op toekomstige hergebruiksmogelijkheden van het materiaal.

Ad 2

Het voorkomen van opmenging met het oog op toekomstig hergebruik is een tweede motief om tot gescheiden berging over te gaan. De mogelijkheid tot (toekomstig) hergebruik van species hangt samen met de fysische en milieuhygiënische hoedanigheden hiervan. Wanneer op dit moment door milieuhygiënische, civieltechnische of markttechnische oorzaken materiaal niet kan worden hergebruikt zodat dit moet worden geborgen, mag deze wijze van verwerken een eventueel toekomstig hergebruik niet in gevaar brengen. In zijn algemeenheid geldt dat de hergebruiksmogelijkheden van schone weerdgrond groter is dan van soortgelijke verontreinigde weerdgrond.

In bepaalde gevallen kan het wenselijk zijn om ook het verontreinigd materiaal te splitsen in deelstromen en deze gescheiden te bergen. Een belangrijk criterium hierbij is de milieuhygiënische en civieltechnische geschiktheid van de specie voor hergebruik.

Een deel van de specie is weliswaar op grond van zijn fysische en milieuhyginische hoedanigheden geschikt voor hergebruik, maar wordt om markttechnische of financiële redenen desalniettemin gestort. Deze deelstroom zal in beginsel gescheiden moeten worden geborgen van de specie die op grond van zijn fysische en/of milieuhygiënische hoedanigheden niet in aanmerking komt voor hergebruik. Het bevoegd gezag zal dienaangaande beoordelingscriteria ontwikkelen.

Het ongescheiden storten van beide deelstromen is in elk geval toegestaan indien dit gemotiveerd kan worden uit de functionaliteit van de stortplaats en de hieruit voortvloeiende "eewigheidswaarde" van de toepassing. Met andere woorden: als op grond van de toegekende functie er redelijkerwijs van uit mag worden gegaan dat het depot nooit zal worden ontgraven, dan is toekomstig hergebruik niet aan de orde en kan dit geen motief zijn voor gescheiden berging. Bij het beoordelen van de functie is het streekplan richtinggevend.

13. Literatuurlijst

- **CSO (1997)**
Bepaling volumes vervuilde specie voor MMA uit m.e.r. Zandmaas. Rapportnummer 97.410.
- **Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal van de Rijkswaterstaat (1997)**
Beheersplan voor de Rijkswateren. Programma voor het beheer in de periode 1997 t/m 2000.
- **Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer en Unie van Waterschappen (1999)**
Vierde Nota waterhuishouding. Regeringsbeslissing.
- **Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke ordening en Milieubeheer en Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (1998)**
Beleidsnotitie Actief bodembeheer rivierbed; Omgaan met verontreinigd sediment.
- **Rijkswaterstaat Directie Limburg (1996)**
Rivierbeheersplan Grensmaas. Concept 23-10-1996.
Documentnummer ANW96.55/BPG.014.
- **Tweede Kamer der Staten-Generaal (1993)**
Beleidsstandpunt verwijdering baggerspecie. Vergaderjaar 1993-1994, 23.450, nr. 1.
- **Werkgroep actief bodembeheer Maasdal (1997)**
Actief bodembeheer in het Maasdal; Omgaan met verontreinigd sediment dat vrijkomt bij de uitvoering van werken.
- **Bodemzoneringskaart Maasdal (CSO,1999)**
Opgesteld in opdracht van Provincie Limburg en RWS Directie Limburg.
- **Bodemzoneringskaart bedijkte Maas (CSO,2000)**
Opgesteld in opdracht van RWS Directie Limburg, provincie Gelderland en provincie Noord-Brabant.