

# ABR: omgaan met natuurrisico's

De beleidsnotitie 'Actief Bodembeheer Rivierbed' stelt een gebiedsgerichte aanpak voor bij het omgaan met verontreinigd materiaal in het rivierbed. Dit houdt in dat de gewenste bodemkwaliteit en de daarmee samenhangende risico's afgestemd moeten zijn op de functie van het gebied (bijvoorbeeld natuur, recreatie, landbouw). Zo zijn bij Rijkswaterstaat directie Oost-Nederland samen met de betrokken provincies de Beleidsregels (saneringsvisie) Actief Bodembeheer Rivierbed voor de Rijntakken opgesteld. Bij de voorbereiding van deze Beleidsregels deden zich verschillende vragen voor met betrekking tot natuurrisico's, zowel op het beleidsmatige als het praktische vlak. Op initiatief van RWS Oost-Nederland en Stuurgroep NURG<sup>1</sup> werd door RIZA samen met IWACO, IBN-DLO en SC-DLO<sup>2</sup> de aanwezige kennis van deze instituten bijeengebracht en toepasbaar gemaakt. Deze bijdrage is een korte weergave van de resultaten.

Jack Faber, Roel Knoben, Joop Harmsen en Kees van de Guchte

## Stapsgewijze methodiek beoordeling ecologische risico's

Vragen rond risico's voor natuur kunnen beantwoord worden met een stapsgewijze risico-evaluatie. Elke stap zoomt dieper in op betekenis van de verontreinigingen voor de functie natuur, gaande van een algemeen niveau naar een meer specifiek niveau voor een bepaald type gebied of bepaalde soorten.

## Stap 1: Huidige normering

De eerste stap van de risico-evaluatie behelst het toetsen van gemeten gehalten aan normen. Deze toetsing levert een indeling in klassen op (0-4) en geeft daarmee een globale indicatie van de ernst van de verontreiniging. In de Rijntakken Waal, Rijn en IJssel blijken de zware metalen zink, arseen, cadmium en koper en de organische microverontreinigingen PAK en PCB's de belangrijkste probleemstoffen te zijn. Het wordt uit deze toetsing niet duidelijk hoe ernstig de gevolgen van deze normoverschrijdingen zijn, of een normoverschrijding voor zink even erg is als voor cadmium, en of een normoverschrijding een risico voor natuur in het algemeen of voor bepaalde soorten in het bijzonder betekent. De huidige klasse-indeling geeft geen antwoord op dergelijke vragen, omdat er niet altijd een 1:1 relatie ligt tussen generieke normen en ecologische risico's op lokale schaal. Dit maakt ze minder geschikt voor het (gebiedsgericht) beoordelen van gehalten voor de functie natuur. De normtoetsing kan daarom gezien worden als een signaal, dat om een nadere diagnose vraagt.

## Stap 2: Vaststellen van risicogrenzen

Deze stap maakt gebruik van de beschikbare toxiciteitsgegevens van alle mogelijke organismen. Risicogrenzen die daaruit volgen bieden een algemeen beschermingsniveau, gedifferentieerd naar droge en natte ecosystemen. Een algemene grens voor de minimumkwaliteit is het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR). Vergelijking van stofgehalten in het veld met deze grenzen geeft aan welke stof het hoogste risico oplevert. 'Ri-

sico' is daarbij de kans op nadelig effect bij langdurige blootstelling. De MTR's dienen een veilig niveau voor alle mogelijke soorten en ecosystemen in Nederland te waarborgen. Voor een specifieke situatie is het mogelijk de gemeten gehalten met gedifferentieerde risicogrenzen te vergelijken. Bij de beleidsregels voor de Rijntakken is beleidsmatig vooralsnog uitgegaan van zogenaamde Acceptabele Risiconiveaus (ARN's) voor natuur. Deze ARN's geven een minimale kwaliteit aan waarbij de beoogde natuurontwikkeling mogelijk wordt geacht. Voor een algemene indruk van te verwachten risico's voor natuur bij grondverplaatsingen kunnen gehalten van probleemstoffen vergeleken worden met deze ARN-na-tuur-waarden (zie kader).

De beoordeling van ecotoxicologische risico's van gemeten gehalten in de uiterwaarden van de Rijntakken in vergelijking tot ARN's leidt tot de volgende conclusies:

- het patroon van stoffen die tot normoverschrijdingen leiden komt niet overeen met dat van de risico's; soms leiden meerdere metalen tot risico's, terwijl alleen zink tot klasse 4 leidt;
  - de gehalten aan cadmium, koper, zink en arseen leiden tot de grootste risico's voor soorten in droge bodems; persistente organische verbindingen zijn relevanter voor waterorganismen dan voor terrestrische;
  - de aquatische doorvergiftigingsroute naar mossel- en visetende vogels en zoogdieren is voor cadmium en koper minder kritisch dan de directe route voor waterorganismen. Voor PCB153 geldt het omgekeerde. De terrestrische doorvergiftigingsroute naar wormeters is voor cadmium en koper kritischer dan de directe blootstelling;
  - voor zink en arseen is de doorvergiftigingsroute niet van belang en komen de risico's voort uit directe blootstelling;
  - kennis uit veldstudies ondersteunt de algemene beschermingsniveaus (streefwaarden) voor cadmium, koper en zink.
- Voor het beleid heeft deze tweede evaluatiestap de volgende bevindingen opgeleverd:
- niet alleen klasse 4, maar ook stoffen op het niveau van klasse 3 en 2 kunnen grote risico's opleveren; er is

### Over de auteurs



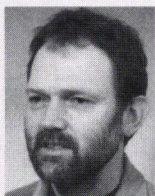
#### Dr. J.H. Faber

is senior onderzoeker ecotoxicologie bij de Afdeling Ecologie en Milieu van Alterra, postbus 47, 6700 AA Wageningen, e-mail j.h.faber@alterra.wag-ur.nl.



#### Ir. R.A.E. Knoben

is adviseur watersysteem-analysen en ecotoxicologie bij IWACO, Den Bosch).



#### Drs. J. Harmsen

is senior onderzoeker milieuchemie, water en bodemkwaliteit, Alterra.



#### Drs. C. van de Guchte

is hoofd cluster ecotoxicologie bij het RIZA.

### Gebiedsgerichte Acceptabele Risico Niveaus (ARN's) voor functie natuur

Voor de metalen arseen, zink, cadmium en koper kunnen twee ARN's worden opgesteld: een voor droge toepassingen en een voor toepassingen onder de waterlijn. Beide stemmen respectievelijk overeen met het landelijk MTR<sub>grond</sub> en MTR<sub>sediment</sub>. Voor de metalen en PAK die in het rivierengebied een probleem vormen leidt dit tot onderstaande ARN<sub>natuur</sub>-waarden in de toplaag (0-15 cm), in mg/kg droge stof in standaardbodem/sediment (tussen haakjes het aandeel in de ARN-waarde van het landelijk geldende achtergrondgehalte). Het aandeel van het landelijk achtergrondgehalte in de ARN-waarden kan vervangen worden door een lokaal achtergrondgehalte als er gedegen aanwijzingen zijn dat dit afwijkend is.

(mg/kg ds)	ARN <sub>natuur</sub> droge bestemming (=MTR <sub>grond</sub> en droog sediment)	ARN <sub>natuur</sub> natte bestemming (=MTR <sub>nat</sub> sediment)	
Arseen	34 (29)	190 (29)	
Cadmium	1,6 (0,8)	30 (0,8)	
Koper	40 (36)	73 (36)	
Zink	160 (140)	620 (140)	
PAK	0,1 – 11 (afh. van individuele PAK)	0,1 – 11 (afh. van individuele PAK)	
PCB*	0,004 (niet op eco-risico's gebaseerd)	0.004 (niet op ecorisico's gebaseerd)	

\* individueel congeneren

geen 1:1 relatie tussen normen en risico's;

- een risicogrens zoals bijvoorbeeld een gedifferentieerd MTR kan goed dienst doen als basis voor ARN voor natuur;
- er zijn duidelijke verschillen tussen de gevoeligheid van waterorganismen en bodemorganismen. Dit maakt het zinvol een onderscheid te maken in ARN's voor droge en voor natte toepassing of bestemming van uiterwaardmateriaal.

### Stap 3: Specifieke natuurdoelen

Wanneer het gaat om toepassing van uiterwaardmateriaal in een bestaand of nieuw te ontwikkelen natuurgebied, gaan specifieke natuurdoelen een rol spelen. In principe kunnen ARN's worden gedifferentieerd naar specifieke natuurdoelen (ecotopen). Deze natuurdoelen zijn geformuleerd als ruimtelijke elementen met gedefinieerde milieumstandigheden en bijbehorende flora en fauna (ecotopen). Tijdens de planvorming heeft de natuurontwikkelaar een ecotoop voor ogen waarin een aantal natuurdoeltypen en een grote variatie aan soorten zullen kunnen voorkomen. De aandacht is meestal toegespitst op een beperkt aantal specifieke of karakteristieke bewoners, de doelsoorten.

De derde stap van de risico-evaluatie betreft dan ook het in beeld brengen van de risico's van aanwezige verontreinigende stoffen voor die doelsoorten. Voor de Rijntakken werd daarbij de focus gelegd op zes voorbeeldecotopen: natuurlijk uiterwaarden grasland,

natuurlijk zacht houtoibos, moeras, natuurlijke rivieroever, nevengeul en geïsoleerde strang.

Bestudering van de voorbeeld-ecotopen in de Rijntakken leidt tot constatering die van belang zijn bij het invullen van risiconiveaus:

- het aantal doelsoorten en hun spreiding over verschillende biologische groepen is per ecotoop heel verschillend. De doelsoorten zijn vaak gekozen vanwege hun kenmerkendheid of zeldzaamheid. Ze zijn geen evenwichtige doorsnede van alle soorten die mogelijk in dat ecotoop voorkomen;
- veel soorten komen niet exclusief voor in een bepaald ecotoop maar verblijven ook in andere ecotopen, bijvoorbeeld om te foerageren of te rusten. Hierdoor komt de soort met verschillende verontreinigingsniveaus in aanraking door verschillen in ecotoopkwaliteit;
- de soorten waarvan toxiciteitgegevens beschikbaar zijn komen vrijwel niet overeen met doelsoorten van de ecotopen in het rivierengebied. De gegevens komen uit testen met (doorgaans) lagere soorten die in alle ecotopen voorkomen, of uit experimenten met typische laboratorium-modelsoorten zoals kippen en Japanse kwartels, anderzijds ontbreken juist toxiciteitgegevens van doelsoorten.

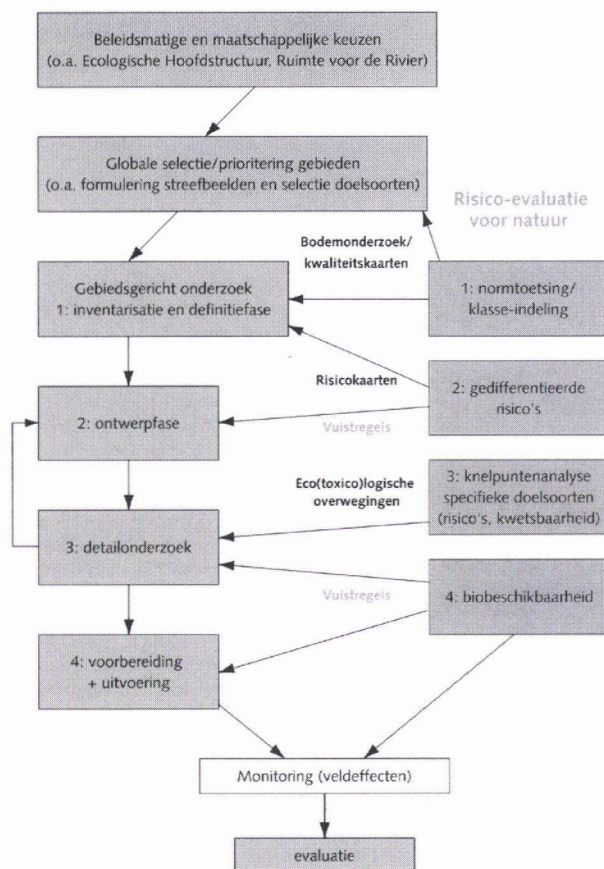
De conclusie van deze constatering is dat het afleiden van risicogrenzen op basis van voorkomende doelsoorten per ecotoop (gedifferentieerde ARN's) tot onevenwichtige criteria zou leiden en dus niet aan te bevelen is.

### Kwetsbaarheid van doelsoorten

Het is denkbaar dat een inrichter bij een natuurontwikkelingsproject bijzondere aandacht heeft voor een doelsoort. In dat geval is het zinvol meer in detail te kijken naar effecten van de voorkomende stoffen. Daarbij is het goed om niet alleen naar de gevoeligheid van de soorten voor de stof te kijken, maar ook op welke manier en op welk moment in de levenscyclus van de soort blootstelling op kan treden. Als er voldoende gegevens beschikbaar zijn om een drempelwaarde voor die soort af te leiden die onder de algemene ARN ligt, dan kan het ter bescherming van die soort zinvol zijn hier uit voorzorg rekening mee te houden. Op voorhand mag worden aangenomen dat de ARN voor de meeste soorten voldoende bescherming biedt vanwege de gevolgde afleidingsmethodiek. In sommige gevallen worden ecologische risico's van contaminanten versterkt door eigenschappen van een soort. Bij dassen<sup>3</sup> in het rivierengebied kan remming van de reproductie optreden door bioaccumulatie van cadmium en PCBs.<sup>4</sup> Dit effect wordt versterkt door de sociale structuur van dassenfamilies. De interne gehalten nemen toe met de leeftijd, en daarmee de effecten op reproductie. Oudere vrouwtjes ondervinden dus de meeste gevolgen van de verontreiniging. Tegelijkertijd is de reproductieve bijdrage van jongere vrouwtjes binnen het territorium laag door de dominantieverhoudingen.

In de uiterwaarden spelen naast bodemverontreiniging ook andere stressfactoren een rol. Bij planvorming en inrichting van terreinen ten behoeve van natuurbeheer komt de vraag naar voren welke van de aanwezige stressfactoren dominant is. Dergelijke beheers- en inrichtingsvragen appelleren aan het terrein van de beoordeling van relatieve risico's in multistress-situaties. Uit de resultaten van modelmatige voorstudies<sup>5</sup> komt naar voren dat de kans op uitserven van een soort meer bepaald wordt door habitatkwaliteit dan door habitatgrootte. Juist voor het beheer van kleine, suboptimale populaties als bijvoorbeeld die van de das is dit een opmerkelijke conclusie, die met veldonderzoek verder dient te worden onderbouwd. Voor een beheerder kan dit betekenen dat inspanningen ter verbetering van de bodemkwaliteit (of althans maatregelen ter reductie van blootstellingsrisico's) essentieel bijdragen aan de natuurwaarden van het terrein. Voor biomonitoring betekent dit dat het eenvoudigweg tellen van individuen onvoldoende inzicht geeft in de bestaanszekerheid van een populatie.

## Aanpak bij inrichting



Figuur 1: Inpassing van de evaluatie van ecologische risico's bij inrichting.

### Stap 4: Biologische beschikbaarheid

De laatste stap gaat in op de biobeschikbaarheid van een verontreinigende stof in uiterwaardmateriaal. Voor de Rijntakken is voor de stofgroepen zware metalen en PAK bekeken wat het belang van de beschikbaarheid is bij de risico's voor de natuur.

Voor metalen wordt verwacht dat verplaatsen van grond geen grote gevolgen in de beschikbaarheid heeft, doordat de variatie in zuurgraad in de (kalkrijke) droge uiterwaardgronden van de Rijntakken gering is. In nattere bodems met zuurstofloze omstandigheden, bijvoorbeeld in slibrijke waterbodems of moerassen, zullen metalen in de regel als sulfide of carbonaat gebonden en niet beschikbaar zijn. De ecotoxicologische risico's van permanent nat metaalhoudend uiterwaardmateriaal zijn daarom kleiner bij toepassing onder water dan bij toepassing in het droge. Bij verplaatsing van droog aerobisch bodemmateriaal naar een permanent natte situatie duurt het echter minimaal een jaar voordat de reductie voldoende is voortgeschreden om de meeste metalen te kunnen vastleggen. Aanvankelijk zal zelfs een toename van de mobiliteit van metalen mogelijk

zijn door adsorptie aan verhoogde gehalten opgelost organisch koolstof in het poriewater.<sup>6</sup> Het is zinvol bij verplaatsingen van rivierbedmateriaal onderscheid te maken tussen tijdelijke en langdurige veranderingen van de milieuomstandigheden in de grond. De veranderende blootstelling en effecten van stoffen kunnen daardoor ook van korte of langere duur zijn.<sup>7</sup>

PAK kunnen aanleiding geven voor ecologische risico's, maar zijn ook biologisch afbreekbaar. Afbraak, waardoor blootstelling voor organismen vermindert, treedt alleen op bij voldoende zuurstof en een geschikte temperatuur. De conclusie voor de Rijntakken is dat de risico's en te verwachten biobeschikbaarheid van waargenomen PAK-gehalten weliswaar nog niet exact zijn te kwantificeren, maar in elk geval van minder groot belang zijn in vergelijking met de metaalgehalten. De risico's van PAK-houdend materiaal verminderen op termijn door afbraak, wanneer het wordt toegepast in een droge omgeving (waar in zuurstof aanwezig is). De beschikbaarheid van PAK is daarbij veel lager dan op grond van metingen van totaalgehalten verwacht zou worden. Het is onduidelijk in welke mate omzet-

tingsproducten van PAK een ecologisch risico vormen.

### Implementatie

Ten slotte dient de implementatie van de risico-evaluatie in de werkwijze van inrichters meer aandacht te krijgen. De hierboven beschreven stapsgewijze risico-evaluatie kan op diverse momenten ingrijpen in de aanpak bij natuurontwikkelingsprojecten (zie figuur). Bij het inrichten van gebieden dient het verminderen van de risico's door blootstelling aan stoffen in de ontwerpfase al richtinggevend te zijn voor grondverplaatsingen. De eerste stap van de normtoetsing en klassenindeling is al gebruikelijk en leidt bijvoorbeeld tot een bodemkwaliteitskaart. De onderliggende meetgegevens kunnen bij de tweede stap vertaald worden in potentiële ecologische risico's, die op kaart gezet behulpzaam zijn bij de inventarisatie en bij de ontwerpfase. Specifieke risico's van doelsoorten zijn onderwerp van studie in het detailonderzoek. De gepresenteerde vuistregels voor het verstandig omgaan met uiterwaardmateriaal hebben niet alleen in de laatste fase van het plan hun nut, maar juist ook al in de ontwerpfase. Onderdeel van implementatie vormen ook de methoden om resterende onzekerheden, zoals de actuele blootstelling, op het schaalniveau van een plangebied te verkleinen.

### Noten

1. Nadere Uitwerking RivierenGebied.
2. De DLO-instituten zijn inmiddels gefuseerd tot Alterra
3. Brink, N.M. van den en W.C. Ma (2000), Effecten van verkeersdruk en verontreinigingen op het regionale herstel van dassenpopulaties. De Levende Natuur 101(2): 58-61.
4. Kerkhofs, M.J.J., W. Silva en W. Ma (1993), Zware metalen en organische microverontreinigingen in bodemregwormen en dassen in het winterbed van de Maas bij Grave. Reports of the project 'Ecological Rehabilitation of the River Meuse'; nr. 14-1993 RIZA ism IBN-DLO en Directie Limburg.
5. Klok, C.A.M. de Roos, S. Broekhuizen en R.C. van Apeldoorn (1998), Effecten van zware metalen op de das; Interactie tussen versnippering en vergiftiging. Landschap 15(2): 77-85.
6. Vink, J.P.M. (2000), Zware metalen in Maas-uiterwaarden: Effecten van stort en reductie van sediment op de interne macrochemie en metaalspeciatie in poriewater. RIZA document 2000.092X, Lelystad.
7. Vink, J.P.M. en J. Hendriks (1999), Zware metalen in sediment wel degelijk een ecotoxicologisch risico. H2O 13:38-39.