

Aan
De Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu
Postbus 20901
2500 EX Den Haag

TCB A072(2011)

Den Haag, 22 juli 2011

Betreft: advies Ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging

Mijnheer de Staatssecretaris,

Bij brief van 3 mei 2011 heeft u de Technische commissie bodem (TCB) om advies gevraagd over ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging¹.

De Nederlandse methodiek voor beoordeling van bodemverontreiniging richt zich op risico's voor de mens, risico's voor verspreiding van verontreinigingen en risico's voor het bodemecosysteem. De methoden voor deze beoordelingen zijn beschreven in de Circulaire bodemsanering. De Circulaire is van toepassing op historische gevallen van bodemverontreiniging, dat wil zeggen gevallen van voor 1987.

De aanleiding voor de adviesvraag is een aantal voorgenomen wijzigingen in de Circulaire met betrekking tot de beoordeling van risico's voor het bodemecosysteem². Dit advies gaat over deze voorgenomen wijzigingen en over de systematiek voor ecologische risicobeoordeling in zijn geheel. De voornaamste vraag hierbij is of de systematiek leidt tot uitkomsten die betrouwbaar genoeg zijn om beslissingen te nemen over de aanpak van gevallen van ernstige bodemverontreiniging. De TCB heeft zich in verschillende adviezen uitgesproken over onderdelen van de ecologische risicobeoordeling³, zij heeft echter niet eerder geadviseerd over de gehele systematiek.

Het advies is als volgt opgebouwd. Eerst wordt de Nederlandse methodiek voor ecologische risicobeoordeling beschreven, daarna volgen een uitgebreide zelfstandig leesbare samenvatting van het advies en de beantwoording van de vragen uit de adviesaanvraag. De achtergrond van het advies en het verschijnsel 'ecologische risicobeoordeling' worden toegelicht in bijlage 2.

¹ Adviesaanvraag, bijlage 1.

² Circulaire bodemsanering 2009 en concept wijzigingsvoorstel dd. 10 februari 2011.

³ Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling, A045(2008); Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid, A38(2006); Advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden, A31(2002).

Waarom ecologische risicobeoordeling?

Het doel van de ecologische risicobeoordeling volgens de Circulaire bodemsanering is om vast te stellen of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's bij het huidige of toekomstig gebruik van de bodem zodat er spoedig moet worden gesaneerd, zoals de Wet bodembescherming (Wbb) voorschrijft. Bij 'saneren' kan het ook gaan om een vorm van beheer. In het Convenant bodem is bepaald dat eind 2015 de spoedlocaties op basis van ecologische of verspreidingsrisico's in beeld moeten zijn en dat een overzicht gereed moet zijn met de genomen en de te nemen maatregelen⁴.

Er is volgens de Circulaire sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem indien bij het huidige of voorgenomen gebruik van de locatie:

- de biodiversiteit kan worden aangetast (bescherming van soorten) of;
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (bescherming van processen) of;
- bioaccumulatie en doorvergiftiging kunnen plaatsvinden.

De risicobeoordeling vormt een onderdeel van het zogenaamde Saneringscriterium. Het Saneringscriterium omvat de beoordeling van de risico's voor de mens, de risico's voor het ecosysteem en de risico's voor verspreiding van een verontreiniging. Het bestaat uit drie stappen. In de eerste stap wordt vastgesteld of sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging. De tweede stap is een eenvoudige algemeen toepasbare (generieke) risicobeoordeling en de derde stap is een risicobeoordeling toegesneden op de locatiespecifieke situatie. De uitslagen van de risicobeoordelingen leiden tot conclusies over (on)aanvaardbaarheid van de risico's en de spoedeisendheid van saneren. Het beslisschema van het Saneringscriterium is weergegeven in figuur 1.

Stap 1: Vaststellen van een geval van ernstige verontreiniging

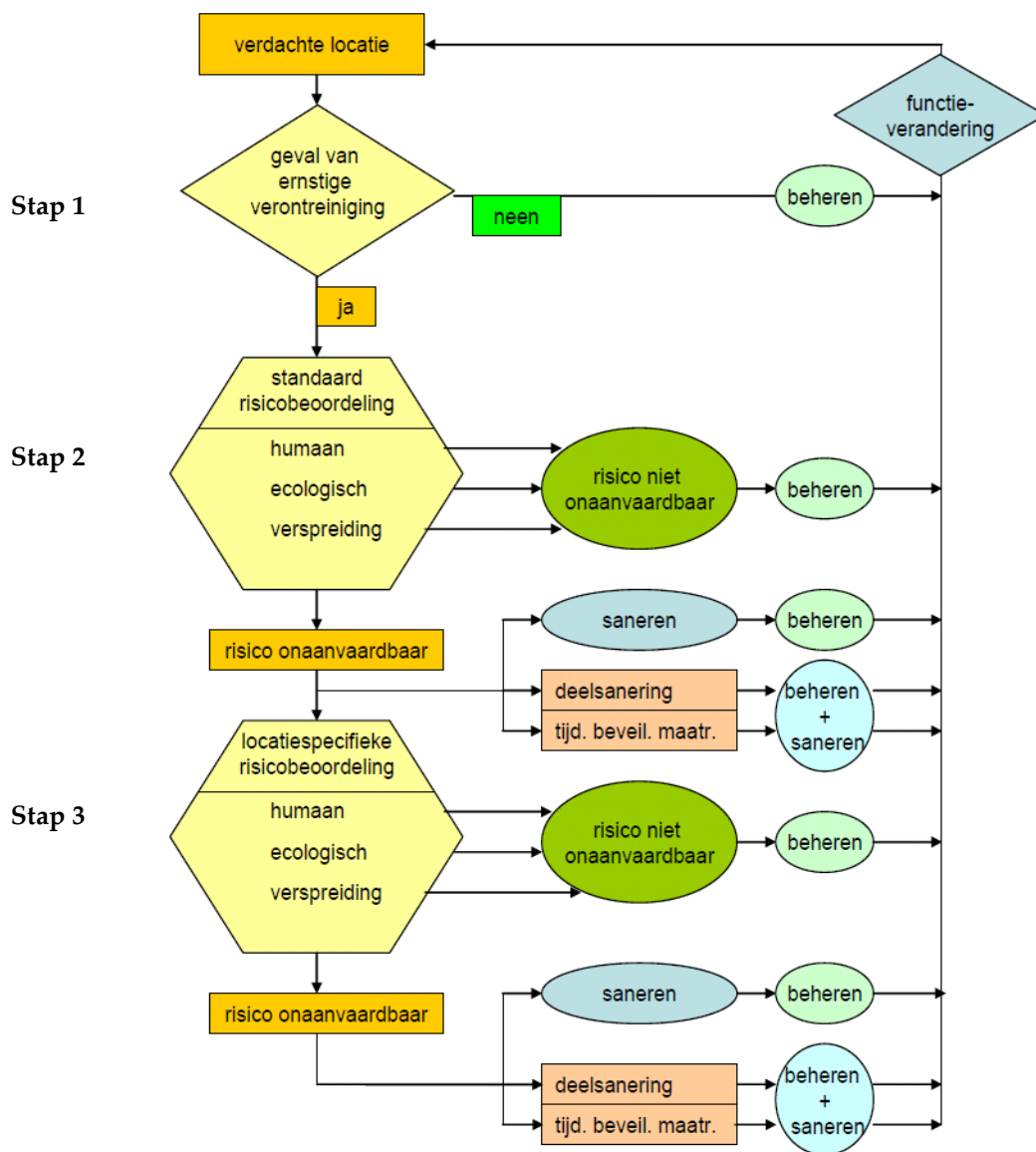
Bij een vermoeden van bodemverontreiniging wordt een locatie onderzocht om vast te stellen of er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging (stap 1). Er wordt een nader onderzoek⁵ uitgevoerd volgens de NTA 5755⁶. Er is sprake van een geval van ernstige verontreiniging als voor tenminste één stof de gemiddeld gemeten concentratie in minimaal 25 m³ bodemvolume (in het geval van bodem) of 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume (in het geval van grondwater), de interventiewaarde wordt overschreden. Als er sprake is van ernstige verontreiniging dan wordt dit aangetekend in het Kadaster en dient er in principe gesaneerd te worden. Aan deze sanering is echter geen termijn verbonden. De interventiewaarde wordt zo ook gebruikt als *screeningswaarde* voor potentiële risico's op het bodemecosysteem en potentiële risico's voor de gezondheid van de mens: de interventiewaarde is immers in veel gevallen gebaseerd op een risicogrenswaarde voor de gezondheid van de mens en een risicogrenswaarde voor het bodemecosysteem, waarbij de laagste

⁴ Convenant 'Bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties', 10 juli 2009.

⁵ In een nader onderzoek wordt onderzoek gedaan aan tenminste een standaardpakket aan stoffen, bestaande uit: organische stof, lutum, de metalen: barium, cadmium, kobalt, koper, kwik, lood, molybdeen, nikkel, zink en de organische stoffen: som-PCB's, som-PAK's en minerale olie.

⁶ NTA 5755. Bodem -Landbodem- Strategie voor het uitvoeren van nader onderzoek - Onderzoek naar de aard en omvang van bodemverontreiniging. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft, 2010.

waarde (meest strenge) bepalend is⁷. Als risicogrenswaarde voor het bodemecosysteem wordt de zogenaamde HC50⁸ gebruikt.



Figuur 1. Beslisschema van het Saneringscriterium (uit: Circulaire bodemsanering).

Stap 2: Standaard risicobeoordeling

Omdat dit advies zich richt op de ecologische risicobeoordeling, is de verdere beschrijving van de stappen alleen op dit aspect van de risicobeoordeling gericht. In stap 2 vindt een 'standaard' beoordeling plaats van de (on)aanvaardbaarheid van ecologische risico's en daarmee ook de noodzaak om met **spoed** te saneren. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van een

⁷ In een aantal gevallen zijn de interventiewaarden niet op risico's gebaseerd maar beleidsmatig vastgesteld.

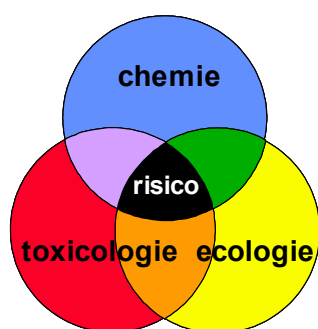
⁸ HC50: *Hazardous Concentration for 50% of species*, het gehalte van een stof waarbij 50% van het in theorie aanwezige aantal soorten of microbiële processen in een ecosysteem in meer of mindere mate een nadelig effect van die stof ondervindt.

computerprogramma (Sanscrit). Deze beoordeling is gebaseerd op de mate van verontreiniging, de omvang van het onbedekte oppervlak van het verontreinigd gebied en het gebiedstype. In stap 2 worden de resultaten gebruikt van het bodemonderzoek dat is uitgevoerd in stap 1, er worden geen nieuwe bodemonsters genomen en geanalyseerd.

De mate van verontreiniging wordt uitgedrukt in Toxische Druk (TD)⁹. De TD en het gebiedstype zijn gecombineerd in een schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van een sanering. Aan de hand van deze ingrediënten leidt het schema tot een grens voor de oppervlakte van de onbedekte bodemverontreiniging, het oppervlaktecriterium (zie voor het schema bijlage 2, paragraaf 2.3.1). Als deze grens wordt overschreden dan is er volgens het Saneringscriterium sprake van onaanvaardbare risico's en moet er in principe met spoed worden gesaneerd of beheerd.

Stap 3: Locatiespecifieke risicobeoordeling

Het ecologisch deel van stap 3 in de beoordeling heeft net als dat van stap 2 tot doel om te bepalen of sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's. Deze stap is niet verplicht, maar kan worden uitgevoerd als de initiatiefnemer of het bevoegd gezag Wbb dit wenselijk achten. De stap omvat een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling, waarmee de onzekerheid over de ecologische risico's wordt verkleind ten opzichte van stap 2. Stap 3 zal in de praktijk meestal worden uitgevoerd als wordt verwacht dat hiermee het oordeel 'risico's onaanvaardbaar' uit stap 2 kan wijzigen in het oordeel 'risico's niet onaanvaardbaar'. De locatiespecifieke beoordeling in stap 3 dient uitgevoerd te worden volgens een Triade-benadering. Triade betekent dat de effecten van een verontreinigings situatie vanuit drie onderzoeksvelden worden onderzocht: de chemie, de toxicologie en de ecologie (zie figuur 2).



Figuur 2. Onderzoeksvelden van een Triade-benadering (figuur van RIVM)

Het is een *weight of evidence* benadering, waarbij alle beschikbare gegevens verkregen langs verschillende sporen van bewijsvoering worden betrokken in de eindconclusie. De Triade-benadering is van oorsprong ontwikkeld voor beoordeling van waterbodems¹⁰. Voor landbodems is de methode

⁹ Met behulp van de Toxische Druk (TD) wordt het ecologisch effect van het mengsel in een grondmonster van de verontreinigde locatie geschat. De TD van een stoffenmengsel wordt bepaald aan de hand van de concentraties van stoffen die bepaald zijn in het nader bodemonderzoek van stap 1. De waarde kan variëren van 0 tot 1. De TD en de HC50 (zie voetnoot 8) zijn allebei gebaseerd op een zogenaamde SSD-benadering. Deze wordt toegelicht in bijlage 2, kader 1.

¹⁰ Chapman P.M., 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.

ruim tien jaar geleden beschreven als onderdeel van de zogenaamde 'basisbenadering' voor de beoordeling van ecologische risico's¹¹. Verschillende grootschalige bodemverontreinigingen zijn volgens deze basisbenadering beoordeeld, zoals slootdempingen in de Krimpenerwaard¹² en toemaakdek in De Ronde Venen¹³. De Circulaire geeft aan dat voor de uitvoering van stap 3 de handreiking Triade gevolgd dient te worden, tenzij hiervan gemotiveerd wordt afgeweken¹⁴. De handreiking richt zich op een eerste laag van een Triade, dat wil zeggen een eenvoudige invulling van het onderzoek. Voor het proces (de rol van betrokken partijen en belangrijke beslismomenten) wordt verwezen naar de NEN norm over het proces van ecologische risicobeoordeling¹⁵. Deze NEN-norm heeft de genoemde basisbenadering voor ecologische risicobeoordeling als uitgangspunt.

UITGEBREIDE SAMENVATTING VAN HET ADVIES

De beoordeling van ecologische risico's van bodemverontreiniging is, ook internationaal gezien, in ontwikkeling. Slechts in enkele landen, waaronder Nederland, zijn methodieken uitgewerkt die zijn opgenomen in nationale regelgeving. De aandacht voor dit aspect bij de beoordeling van bodemverontreiniging is dus vrij uitzonderlijk. De TCB vindt het een sterk punt in de Nederlandse methodiek dat effecten op het bodemecosysteem worden meegewogen bij de beslissing om ernstige bodemverontreinigingen te saneren of beheren.

De Nederlandse methode voor risicobeoordeling van bodemverontreiniging bevat meer aspecten: ook risico's voor de mens en risico's van verspreiding. De aanpak van gevallen met risico's voor de mens heeft hierbij beleidsmatig prioriteit. De gevallen met een risico voor verspreiding krijgen in de praktijk ook een hoge prioriteit. De effecten op het bodemecosysteem hebben veelal de laagste prioriteit. Voor ecologie geldt nogal eens dat, wanneer geconcludeerd is dat een sanering urgent of spoedeisend is, er toch geen vervolgstappen worden gezet. De TCB vindt het belangrijk dat effecten op het bodemecosysteem serieus worden meegewogen in een saneringsbeslissing en heeft zich afgevraagd wat de oorzaak kan zijn van de genoemde hapering in de praktijk. Zij heeft bij het formuleren van dit advies ervaren dat de achtergronden van de methodiek complex en moeilijk uitlegbaar zijn. Bovendien vindt de TCB de gehanteerde terminologie op een aantal punten onjuist en verwarrend. Een aantal verbeteringen kan bijdragen aan het serieus meewegen van de ecologie bij beslissingen over sanering en beheer. Dit leidt tot een aantal aanbevelingen, die elders in deze samenvatting worden genoemd.

In een ideale invulling van een stapsgewijze risicobeoordeling sluiten de methoden in de opeenvolgende stappen goed op elkaar aan en is iedere vervolgstap als het ware een verfijning van de vorige. De TCB heeft geconstateerd dat de inhoudelijke aansluiting tussen de verschillende stappen in de ecologische risicobeoordeling volgens het Saneringscriterium voor een deel ontbreekt. Met name

¹¹ Rutgers M. *et al.*, 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 16, Wageningen.

¹² Faber J.H. *et al.*, 2004. Verificatieonderzoek ecologie Krimpenerwaard; verificatie van de risico's van bodemverontreiniging in de Krimpenerwaard. SKB-rapport SV-027. SKB, Gouda.

¹³ Rutgers M. *et al.*, 2000. Uitwerking van de Basisbenadering voor de locatiespecifieke, functiegerichte, ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging voor de praktijk. Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek. Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 29.

¹⁴ Mesman, M. A.J. Schouten en M. Rutgers, 2011. Handreiking Triade: werkwijze voor locatiespecifiek onderzoek in stap 3 van het saneringscriterium. RIVM rapport 607711001/2011.

¹⁵ NEN 5737. Proces van locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging. Nederlands Normalisatie-instituut, Delft, 2010.

stap 1 (toetsing aan de interventiewaarden) en stap 2 (toetsing aan grenzen voor toxische druk en het oppervlaktecriterium) verschillen in de gemaakte wetenschappelijke en beleidsmatige keuzes. Het gaat hierbij om grote verschillen: rekening houden met combinatietoxiciteit is in stap 1 beperkt tot een aantal somnormen en in stap 2 volledig meegenomen. Stap 1 is gebaseerd op chronische toxiciteitsgegevens, stap 2 op acute toxiciteitsgegevens. Daarnaast speelt een rol dat een aantal interventiewaarden (stap 1) beleidsmatig is vastgesteld en dus niet voor het aspect ecologie op de meest recente ecotoxiciteitsgegevens is gebaseerd. Het totaal aan verschillen is zodanig, dat het geen zin heeft om 'reparaties' uit te voeren om stap 2 beter aan te laten sluiten op stap 1. Het is dus beter om de achtergronden van de verschillen goed uit te leggen dan het systeem technisch te repareren. De TCB is daarom geen voorstander van het aanpassen van TD grenzen voor zink en koper, zoals met de concept gewijzigde Circulaire wordt voorgesteld.

De TCB vindt dat de introductie van combinatietoxiciteit in stap 2 een verbetering is ten opzichte van een beoordeling per stof. Zij kan zich ook vinden in de keuze om in deze stap uit te gaan van EC50-/LC50-waarden in plaats van NOEC-waarden¹⁶, omdat dit de waarde van stap 2 als instrument voor relatieve beoordeling van de toxische druk verbetert. De TCB is geen voorstander van de huidige werkwijze, waarbij EC50-/LC50-waarden zijn geschat uit NOEC-waarden door deze laatste waarden met een factor 10 te vermenigvuldigen, omdat zo geen gebruik wordt gemaakt van alle beschikbare gegevens. Daarnaast vindt de TCB de gekozen factor 10 onderwerp van discussie. De TCB beveelt daarom aan om een inventarisatie uit te voeren van bruikbare EC50- en LC50-waarden uit de wetenschappelijke literatuur en deze waarden te gebruiken voor de berekening van de TD in stap 2.

De methode van afleiding van de oppervlaktematen in het oppervlaktecriterium op basis van de relatie tussen areaal en soortenaantallen en aannamen over toegankelijkheid van gebieden, kent dusdanige onzekerheden dat de praktische vertaling naar ecologische risico's op een locatie van weinig betekenis is. De TCB heeft het oppervlaktecriterium in 1994 voorgesteld en ging er toen van uit dat deze relatie nog verder verfijnd zou kunnen worden. Nu constateert zij dat verkenningen hiernaar weinig zicht hebben gegeven op een betere wetenschappelijke onderbouwing. De kwalitatieve notie dat een groter oppervlak ook gepaard gaat met een grotere blootstelling en dus een groter potentieel risico blijft valide. De kwantitatieve invulling van de oppervlakten en de koppeling met verschillende typen bodemgebruik is dan echter vooral een maatschappelijke (beleidsmatige) keuze.

Het oppervlaktecriterium is dus vooral een maatschappelijke weging, die wordt toegevoegd aan de berekening van de toxische druk. Deze weging zou in de ogen van de TCB ook achterwege kunnen blijven en beter kunnen worden opgenomen in de eerste afwegingen van stap 3. Stap 2 behelst dan alleen de berekening en toetsing van de toxische druk. De TCB kan zich echter voorstellen dat een dergelijke ingreep in het systeem ongewenst is in verband met de continuïteit in de wijze van beoordelen van bodemverontreinigingen in de bodemsaneringsoperatie.

De TCB constateert dat er een verschil is in doelstelling tussen stap 2 en stap 3 (de locatiespecifieke risicobeoordeling). Stap 2 is bedoeld om de gevallen met de grootste kans op schade voor het

16

EC50 = Effect concentratie waarbij bij 50% van de geteste organismen een effect is aangetoond.

LC50 = Letale concentratie waarbij 50% van de geteste organismen dood gaat.

NOEC = No Observed Effect Concentration.

ecosysteem te selecteren. Het is dus niet zozeer een risicobeoordeling, maar vooral een wegingsinstrument. Op basis van deze tweede stap is een oordeel over de aanvaardbaarheid van ecologische risico's (schade) niet mogelijk, er is immers nog geen zicht op de schade. Stap 3 is bedoeld om inzicht te krijgen in de daadwerkelijke schade en om hier een oordeel aan te verbinden (aanvaardbaar of niet aanvaardbaar). De TCB is van mening dat stap 2 geen eindpunt in het systeem kan zijn. Als in stap 2 het besliscriterium wordt overschreden, dan is altijd een vervolgstap nodig. De TCB is daarom niet gelukkig met de term (on)aanvaardbare ecologische risico's, wanneer het gaat om de conclusie van stap 2. De TCB pleit er daarom voor de terminologie aan te passen en doet de suggestie om na stap 2 te spreken van 'noodzaak voor vervolgbeoordeling'.

Met betrekking tot de ruimtelijke interpretatie van de ecologische risico's constateert de TCB dat deze hoofdzakelijk gebaseerd is op de bemonsteringsstrategie van het nader onderzoek van stap 1. Deze resultaten worden gebruikt voor de contouren van de toxische druk in stap 2 en de ruimtelijke interpretatie van de resultaten van stap 3. De doelstelling van stap 1 is echter niet risicogericht; het gaat om het vaststellen van de ernst van de verontreiniging op basis van de omvang en de concentratie. De TCB vindt dat in het Triade-onderzoek van stap 3 opnieuw moet worden bezien of aanvullende bemonstering nodig is voor het ruimtelijk beeld. Stap 3 kan in principe ook zonder stap 2 worden uitgevoerd, maar niet zonder stap 1, vanwege de monsternamen en analyses in deze stap.

De TCB vindt dat voorafgaand aan een Triade-onderzoek altijd de afweging moet plaatsvinden of een Triade-onderzoek en saneren en beheer op een locatie zinvol zijn. Deze afweging kan toegevoegd worden aan stap 2, of het eerste onderdeel zijn van stap 3. De TCB stelt voor om de aspecten voor deze afweging verder uit te werken. Aspecten die mee kunnen wegen zijn: gebruik, omvang, gevoeligheid van de locatie en de omgeving van de locatie, aanwezigheid van andere stressfactoren en mogelijke aantasting van relevante ecosysteemdiensten. Dit kan ook de basis vormen voor gemotiveerd afwijken: dat wil zeggen dat een bevoegd gezag er gemotiveerd voor kiest om af te zien van vervolgonderzoek, omdat een beslissing over saneren en beheren (wel of niet en hoe) ook zonder dit vervolgonderzoek genomen kan worden.

De TCB ondersteunt de keuze voor de Triade-benadering in stap 3. Zij vindt de wijze waarop de eerste laag Triade is beschreven in de handreiking Triade een goed hulpmiddel bij de uitvoering. Wel vindt de TCB dat de integratie van de beoordeelde risicosporen in één TE-waarde¹⁷ erg abstract is en dat dit niet bijdraagt aan het begrip voor de mogelijke ecologische betekenis van effecten. De TCB heeft sterk de voorkeur voor het in beeld houden en beoordelen van de afzonderlijk gemeten effecten.

Om de kwaliteit van Triade-onderzoek te bevorderen, bepleit de TCB om kwaliteitseisen hiervoor vast te leggen, die met name betrekking hebben op:

- representativiteit van monsters: relevante diepte, voldoende aantallen in relatie tot variatie in ruimte en tijd;
- de kwaliteit van het conceptueel model van de mogelijke effecten van de bodemverontreiniging;
- de keuze van referenties;
- de wijze waarop de te onderzoeken parameters worden gekozen;
- de wijze waarop de beoordeling van effecten plaatsvindt;
- de kwaliteit van chemische analyses, bio-assays en veldwaarnemingen.

¹⁷ Triade- Effectwaarde (TE); deze wordt berekend uit de resultaten van de drie onderdelen van de Triade: chemie, toxicologie, ecologie. De waarde kan variëren van 0 tot 1.

Voor wat betreft het laatste aspect pleit de TCB er ook voor om minimumeisen te stellen aan de analyses, bio-assays en veldmethoden die worden toegepast. Hierbij denkt de TCB bijvoorbeeld aan de volgende minimumeisen:

- per test: de methode is gepubliceerd in wetenschappelijke literatuur (wetenschappelijke toets);
- per test: de methode is uitontwikkeld, bijvoorbeeld blijktens toetsing in een ringtest;
- testset: de veldmetingen en bio-assays hebben betrekking op verschillende ecologisch relevante groepen (trofische niveaus).

De TCB denkt dat in veel gevallen van ecologische schade gekozen zal worden voor een vorm van beheer, waarbij de verontreiniging aanwezig blijft. Door beheerskeuzes of functieveranderingen kan ecologische schade toe- of afnemen. De TCB beveelt aan om ook een op beheer gerichte handreiking op te stellen over het tegengaan van risico's voor het bodemecosysteem bij het beheer van bodemverontreinigingen op de lange termijn.

Tenslotte mist de TCB in de methodiek voor ecologische risicobeoordeling het aspect van doorvergiftiging. Zij vindt het belangrijk dat dit aspect in ieder geval altijd wordt meegewogen in een Triade-onderzoek.

BEANTWOORDING VAN DE VRAGEN

Eerst leest u in cursief de vraag uit de adviesaanvraag, daarna het antwoord van de TCB.

Vraag 1

Onderschrijft u op hoofdlijnen de drie stappen uit de ecologische risicobeoordeling? Betrek hierbij ook in welke mate er sprake is van een evenwichtige benadering tussen stap 2 en 3. Daarnaast of in de stapsgewijze benadering voldoende rekening wordt gehouden met de ruimtelijke variabiliteit van de bodemverontreiniging.

Deze vraag heeft betrekking op zowel de afzonderlijke stappen als de samenhang tussen de stappen. De onderstaande beantwoording gaat in op de meer algemene aspecten van de systematiek en de onderlinge samenhang van de stappen. De afzonderlijke stappen komen aan de orde bij de bespreking van vraag 2a en 2b.

De stapsgewijze benadering

De TCB onderschrijft een stapsgewijze benadering, omdat hiermee de onderzoeksinspanning kan worden beperkt en gericht kan worden op de meest relevante locaties. De TCB heeft echter een aantal kritische kanttekeningen bij de wijze waarop deze stapsgewijze benadering voor de ecologische risicobeoordeling is ingevuld. Deze kritische kanttekeningen hebben deels betrekking op de terminologie en deels op inhoudelijke aspecten.

De relatie tussen beschermdoel en beslisriteria verdient verduidelijking

Er is volgens de Circulaire sprake van een onaanvaardbaar risico indien:

- de biodiversiteit kan worden aangetast (bescherming van soorten);
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (bescherming van processen);
- bioaccumulatie en doorvergiftiging kunnen plaatsvinden.

Hieruit kan worden afgeleid dat het beschermdoel in de verschillende stappen is dat geen schade aan soorten (hoger en lager in de voedselketen) en processen plaatsvindt. De beslisriteria die in stap 1 en stap 2 worden gebruikt (respectievelijk de HC50⁸ en de gekozen TD-waarden) worden dan gebruikt

als eerste schatters van ecologische schade¹⁸. In de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling (stap 3) wordt vastgesteld of er daadwerkelijk sprake is van ecologische schade.

De TCB is van mening dat pas na het uitvoeren van een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling in stap 3 een oordeel kan worden geveld over de aanvaardbaarheid van een ecologisch risico (of beter: ecologische schade), omdat in de eerdere stappen de schade nog onbekend is. Zij stelt daarom voor om de formulering van het doel van stap 2 als volgt te wijzigen: het doel is om te bepalen of er een noodzaak is voor een vervolgbepoordeling. Deze formulering komt in plaats van de huidige formulering, waarbij het gaat om het vaststellen van (on)aanvaardbare risico's.

Stap 2 is geen risicobeoordeling maar een wegingsinstrument

Stap 2 bestaat uit een generieke beoordeling op basis van de toxische druk (TD) en een toetsing aan het oppervlaktecriterium¹⁹. De TCB vindt stap 2 geschikt om locaties in beeld te brengen met de grootste potentiële ecologische schade, gebaseerd op de TD. Het gaat dus om een relatieve beoordeling, een weging. De benadering is niet geschikt om een uitspraak te doen over ecologische schade op een specifieke locatie. Daarvoor geeft de TD te weinig informatie^{18,19}. Het oppervlaktecriterium voegt hier een maatschappelijke weging aan toe.

Volgens de in de Circulaire beschreven systematiek leidt een overschrijding van het besliscriterium van stap 2 ofwel tot een sanerings- en beheerbeslissing of tot het uitvoeren van een locatiespecifieke risicobeoordeling met de Triade in stap 3. De TCB is echter van mening dat de resultaten van stap 2 onvoldoende basis bieden om een sanerings- en beheerbeslissing op te baseren. Ook vindt zij dat aanvullende overwegingen een rol moeten kunnen spelen, op basis waarvan kan worden afgezien van een Triade-onderzoek en ook van saneren en beheren. Zij stelt daarom voor om als eerste onderdeel van stap 3 (of als aanvulling van stap 2) de afweging op te nemen van de noodzaak van een Triade-onderzoek en van saneren en beheer. Dit betekent dat gemotiveerd afgezien kan worden van vervolgonderzoek en saneren en beheer. Bij de beantwoording van vraag 3 wordt nader ingegaan op de aspecten die bij deze afweging betrokken kunnen worden.

Door 'reparaties' en uitzonderingen wordt het systeem ingewikkeld en moeilijk uit te leggen

In een ideale invulling van de stapsgewijze benadering sluiten de methoden in de verschillende stappen goed op elkaar aan en is iedere vervolgstap als het ware een verfijning van de vorige. De TCB heeft geconstateerd dat de inhoudelijke aansluiting tussen de verschillende stappen in de risicobeoordeling voor een deel ontbreekt. Met name stap 1 (toetsing aan de interventiewaarden) en stap 2 (toetsing aan grenzen voor toxische druk en het oppervlaktecriterium) verschillen in de gemaakte wetenschappelijke en beleidsmatige keuzes. Het gaat hierbij om grote verschillen: rekening houden met combinatietoxiciteit is in stap 1 beperkt tot een aantal somnormen en in stap 2 volledig meegenomen. Stap 1 is gebaseerd op chronische toxiciteitsgegevens, stap 2 op acute toxiciteitsgegevens. Daarnaast speelt een rol dat een aantal interventiewaarden (stap 1) beleidsmatig is vastgesteld en dus niet voor het aspect ecologie op de meest recente ecotoxiciteitsgegevens is gebaseerd. Dit is niet alleen het geval voor zink en koper (zie vraag 2a), maar ook voor bijvoorbeeld drins, DDT, PCB's en PAK.

¹⁸ Rutgers *et al.*, 2007. Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het saneringscriterium. RIVM rapport 711701072/2008.

¹⁹ Posthuma L. en G.W. Suter, 2011. Ecological risk assessment of diffuse and local soil contamination using Species Sensitivity Distributions. Chapter 14 in: Swartjes F.A. (ed.), 2011. Dealing with contaminated sites. From theory to practical application. Springer, Dordrecht.

De TCB is van mening dat gezien het totaal aan verschillen het geen zin heeft om 'reparaties' uit te voeren om stap 2 aan te laten sluiten op stap 1. Het is beter om de achtergronden van de verschillen goed uit te leggen dan het systeem technisch te repareren.

De stapsgewijze beoordeling is niet uitgewerkt voor hogere organismen

Effecten op hogere organismen als gevolg van de doorgifte van verontreinigingen in de voedselketen (doorvergiftiging) worden niet meegewogen in stap 1 en stap 2 van de ecologische risicobeoordeling. Ook in het voorstel voor een eerste laag Triade in stap 3 is doorvergiftiging niet meegewogen. Wanneer dit aspect echter wel in stap 3 in beschouwing wordt genomen, kan het risico's in beeld brengen die in stap 1 en 2 niet in beeld waren. De TCB pleit voor het meewegen van doorvergiftiging in de verschillende stappen van de ecologische risicobeoordeling. Het risico van doorvergiftiging zou *in ieder geval* meegewogen moeten worden in de locatiespecifieke risicobeoordeling (stap 3). Hierbij kan gebruik worden gemaakt van benaderingen waarin ecologische informatie (over bijvoorbeeld foerageergedrag en voedselpatronen) wordt gecombineerd met (ruimtelijke) informatie over de verontreiniging²⁰.

Stap 1 is de basis voor het ruimtelijk beeld

Zowel stap 2 als stap 3 maken gebruik van de resultaten van het nader onderzoek dat is uitgevoerd in stap 1. Hierdoor is de informatie over de ruimtelijke verspreiding van de verontreiniging op de locatie in de drie stappen vergelijkbaar. In stap 3, de Triade, is het onderzoek echter gericht op enkele geselecteerde monsterpunten. De handreiking voor de Triade beschrijft een methode om de resultaten van stap 3 te verbinden met de resultaten van stap 1 en 2, zodat de met het Triade- onderzoek gemeten effecten naar een vergelijkbare ruimtelijke schaal geëxtrapoleerd kunnen worden (deze methode wordt toegelicht bij de beantwoording van vraag 2b). De TCB concludeert dat bij toepassing van de handreiking Triade de verschillende onderzoeksstappen ruimtelijk op elkaar aansluiten. Echter, omdat de doelstelling van stap 1 niet risicogericht is²¹ en die van stap 3 wel, benadrukt de TCB dat in stap 3 opnieuw moet worden bezien of aanvullende bemonstering nodig is voor het ruimtelijk beeld.

Stap 2 niet noodzakelijk

De TCB is van mening dat stap 2 eventueel overgeslagen zou kunnen worden als het besluit is gevallen om een Triade onderzoek uit te voeren. Stap 2 is immers een interpretatieslag op de gegevens die in stap 1 zijn verzameld.

Vraag 2

Onderschrijft U het bijgevoegde conceptvoorstel over de ecologische risicobeoordeling zoals dat opgenomen gaat worden in de gewijzigde Circulaire bodemsanering 2009? Ik verzoek u hierbij de volgende aandachtspunten in uw overweging te betrekken:

Vraag 2a: ten aanzien van stap 2:

- *de voorgestelde correctie voor zink en koper;*

²⁰ Een voorbeeld van een dergelijke benadering is uitgewerkt in het project Berisp: www.berisp.org.

²¹ Het doel van stap 1 is om vast te stellen of sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging op basis van de omvang en de concentratie

- *de systematiek van de toxische druk en het daarbij gehanteerde criterium van oppervlakte voor de verschillende functies;*
- *het oppervlaktecriterium. Daarnaast of het huidige oppervlaktecriterium ook voldoet in het geval van bijvoorbeeld langgerekte infrastructuur, zoals spoorlijnen;*
- *het punt van de uitvoeringspraktijk aangaande de behoefte voor een onderscheid in beoordeling van de risico's binnenstedelijk en landelijk gebied.*

Vraag 2b: ten aanzien van stap 3:

- *de handreiking voor de Triade, met speciale aandacht voor representativiteit van de ecologische risicobeoordeling waaronder bemonsteringsdiepte en aantallen monsters.*

Beantwoording van vraag 2a

Voorgestelde correctie voor zink en koper

De TCB is geen voorstander van een aangepaste TD-grenzen voor zink en koper. Zoals eerder aangegeven bij vraag 1 spelen niet alleen voor zink en koper verschillen tussen stap 1 en stap 2. De TCB vindt het onwenselijk als er voor veel stoffen een uitzonderingspositie geschapen wordt, omdat zo het doel van de beoordeling wordt ondergraven, namelijk het vaststellen of sprake is van indicaties voor potentiële schade aan het ecosysteem. Ook verdwijnen daarmee de voordelen van de ms-PAF-methode²² omdat er dan steeds minder stoffen worden meegewogen in de ms-PAF. Tenslotte wordt de systematiek ingewikkeld en moeilijk uitlegbaar.

Combinatie toxische druk en oppervlaktecriterium

Stap 2 bestaat uit een beoordeling op basis van een combinatie van gebiedstype²³, oppervlakte en toxische druk. In onderstaande beantwoording wordt de combinatie van het gebiedstype en het oppervlak aangeduid als het oppervlaktecriterium. Bij de beantwoording van vraag 1 is al aangegeven dat de TCB stap 2 geschikt vindt voor een relatieve beoordeling: het brengt de locaties met de grootste potentiële ecologische schade in beeld. In het onderstaande wordt op de afzonderlijke onderdelen van stap 2 nader ingegaan.

Toxische Druk

De TCB vindt de de ms-PAF-methode²², die uitgaat van combinatietoxiciteit, een verbetering ten opzichte van de PAF-methode (in casu HC50), die uitgaat van de toxiciteit van individuele stoffen. Zoals reeds aangegeven bij de beantwoording van vraag 1 vindt de TCB de ms-PAF geschikt om locaties onderling te rangschikken ten aanzien van de toxische druk van het mengsel van verontreinigingen²⁴. De hoogte van de besliscriteria (TD-grenzen) is een beleidsmatige keuze.

De TCB kan zich vinden in de keuze²⁵ om in deze stap uit te gaan van EC50-/LC50-waarden in plaats van NOEC-waarden²⁶, omdat dit de waarde van stap 2 als instrument voor relatieve beoordeling van de toxische druk verbetert. Belangrijke argumenten zijn:

²² ms-PAF: meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie van soorten en processen in een ecosysteem. Een toelichting op het begrip wordt gegeven in bijlage 2, kader 1. De toxische druk (TD) in stap 2 is gebaseerd op ms-PAF.

²³ Gebiedstypen zijn onder andere 'natuur', 'landbouw', 'wonen met tuin', 'industrie', 'infrastructuur'.

²⁴ TCB, Advies Ecologische onderbouwing normstelling A045(2008).

²⁵ Een inhoudelijke toelichting op deze keuze wordt gegeven in bijlage 2, paragraaf 2.3.2.

- Er zijn van meer stoffen EC50- en LC50-waarden beschikbaar dan NOEC-waarden en ze kunnen met een grotere betrouwbaarheid worden afgeleid;
- Op ernstig verontreinigde locaties is de ms-PAF op basis van NOEC's vaak hoger dan 90% en is het onderscheidend vermogen tussen verschillende ernstig verontreinigde locaties klein. Voor de ms-PAF op basis van EC50 of LC50 is het onderscheidend vermogen groter.

De TCB wijst erop dat de keuze voor EC50- en LC50-waarden in plaats van NOEC-waarden ook een verandering betekent van het effectniveau waar de beoordeling zich op richt; van chronisch naar acuut en van geen effect naar 50% effect. Zij vindt dit acceptabel vanwege het doel van stap 2: het onderling rangschikken van locaties ten aanzien van de toxische druk. Het gaat hierbij om een relatieve en niet om een absolute (locatiespecifieke) beoordeling.

De TCB is geen voorstander van de huidige werkwijze, waarbij EC50-/LC50-waarden zijn geschat uit NOEC-waarden door deze laatste waarden met een factor 10 te vermenigvuldigen, omdat zo geen gebruik wordt gemaakt van alle beschikbare gegevens. Daarnaast vindt de TCB de gekozen factor 10 onderwerp van discussie²⁷.

De TCB beveelt aan om een inventarisatie uit te voeren van bruikbare EC50- en LC50-waarden uit te wetenschappelijke literatuur en deze waarden te gebruiken voor de berekening van de TD in stap 2.

Hoog en laag beslis criterium

Aan de keuze voor een hoog en laag beslis criterium in stap 2 (toelichting: bijlage 2, paragraaf 2.3.2) ligt de redenering ten grondslag dat een gebied met een lage TD een groter oppervlak mag beslaan dan een gebied met een hoge TD. De TCB kan achter de redenering staan om gebruik te maken van een laag en hoog beslis criterium en ziet geen reden om de gemaakte keuze ter discussie te stellen. De hoogte van deze beslis criteria is op beleidsmatige gronden vastgesteld.

Oppervlakte criterium

De methode van afleiding van de oppervlaktematen in het oppervlakte criterium op basis van de relatie tussen areaal en soortenaantallen en aannamen over toegankelijkheid van gebieden, kent dusdanige onzekerheden dat de praktische vertaling naar ecologische risico's op een locatie van weinig betekenis is. Ook binnen gebiedstypen zijn er grote verschillen in het voorkomen van (het aantal) soorten, bijvoorbeeld tussen zandige bodems en hoogveen. Met het onderscheid in verschillende gebiedstypen en het aantal soorten wordt in het oppervlakte criterium onvoldoende rekening gehouden. De TCB heeft het oppervlakte criterium in 1994 voorgesteld en ging er destijds van uit dat deze relatie nog verder verfijnd zou kunnen worden. Nu constateert zij dat verkenningen hiernaar weinig zicht hebben gegeven op een betere wetenschappelijke onderbouwing^{18,28}. De kwalitatieve notie dat een groter oppervlak ook gepaard gaat met een grotere blootstelling en dus een groter potentieel risico blijft valide. De oppervlakte criteria zijn in de gewijzigde Circulaire bodemsanering 2009 aangepast op basis van praktische argumenten en op basis van de

²⁶ EC50 = Effect concentratie waarbij bij 50% van de geteste organismen een effect is aangetoond.

LC50 = Letale concentratie waarbij 50% van de geteste organismen dood gaat.

NOEC = No Observed Effect Concentration.

²⁷ Zie: Achtergrond en perspectief van een aantal methoden voor ecologische bodemnormstelling. Werkgroep bodemnormstelling in opdracht van de TCB, december 2008. TCB R19(2008).

²⁸ Van der Wal A. en M. Rutgers, 2008. Het oppervlakte criterium en ecologische risico's in stap twee van het Saneringscriterium. RIVM briefrapport 711701087/2008.

maatschappelijke consequenties omdat er sprake was van een groter aantal 'ecologische spoedgevallen'. De kwantitatieve invulling van de oppervlakten en de koppeling met verschillende typen bodemgebruik is dus vooral een maatschappelijke (beleidsmatige) keuze.

Het oppervlaktecriterium voegt een maatschappelijke weging toe aan de berekening van de toxische druk. Deze weging zou in de ogen van de TCB ook in stap 2 achterwege kunnen blijven en kunnen worden opgenomen in de eerste afwegingen van stap 3. De TCB kan zich echter voorstellen dat een dergelijke ingreep in het systeem ongewenst zou zijn in verband met de continuïteit in de wijze van beoordelen van bodemverontreinigingen in de bodemsaneringsoperatie.

Binnenstedelijk gebied

De beoordeling van ecologische risico's vindt de TCB in zowel landelijk als stedelijk gebied (waaronder binnenstedelijk) van belang. Een beoordeling vanuit alléén de chemie is echter te beperkt. De bodemkwaliteit wordt niet alleen bepaald door de chemische toestand. Ook fysische en biologische aspecten bepalen mede de bodemkwaliteit, zowel in positieve als in negatieve zin. Er zijn situaties denkbaar dat de bodemkwaliteit in stedelijk gebied al zodanig is aangetast, ook door andere stressoren, dat de ecologische risico's door (chemische) bodemverontreiniging ondergeschikt zijn. Naast bodemkwaliteit is ook de beschikbaarheid van open bodem in binnenstedelijk gebied van grote waarde, in verband met de diensten die de bodem ook in de stad vervult, waaronder biodiversiteit en welbevinden van mensen (groen in de stad)²⁹.

Zoals eerder aangegeven vindt de TCB dat stap 2 van de ecologische risicobeoordeling niet geschikt is voor een eindoordeel over de ecologische schade. Ook vindt zij dat een hoge prioriteit volgens stap 2 niet altijd tot een Triade-onderzoek hoeft te leiden. Zij pleit ervoor om na stap 2 een aanvullende afweging te laten plaatsvinden op basis van locatiespecifieke informatie, over de noodzaak van vervolgonderzoek en de noodzaak van saneren en beheren.

Langgerekte infrastructuur

Ook voor de beoordeling van langgerekte infrastructuur ziet de TCB de door haar voorgestelde aanvullende afweging op basis van locatiespecifieke informatie als oplossing.

Beantwoording van vraag 2b

De TCB vindt de Triade-benadering geschikt voor de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling in stap 3 van Sanscrit. Het is een goede methode om een causaal verband te leggen tussen bodemverontreiniging en ecologische effecten. De invulling van een Triade-onderzoek kan in de praktijk echter sterk variëren.

De TCB constateert dat de kwaliteitseisen voor een betrouwbaar Triade-onderzoek nog niet eenduidig zijn vastgelegd in één document. Op onderdelen zijn momenteel kwaliteitseisen in ontwikkeling in een lopend project van de Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer (SIKB)³⁰. Deze hebben vooral betrekking op de bemonsteringsstrategie en de uitvoering van het veldwerk. Ook zijn kwaliteitseisen omschreven in het eerdergenoemde NEN protocol. Dit protocol gaat echter vooral in op het proces rond de uitvoering van een Triade-onderzoek, waaronder de

²⁹ TCB, Advies Randvoorwaarden afdekken bodem in stedelijk gebied, A063(2010).

³⁰ Veldwerk voor Triade onderzoek op verontreinigde bodems. Ontwerp protocol. Versie 1.4, voor reactieronde. Stichting Infrastructuur Kwaliteitsborging Bodembeheer, SIKB, 16 juni 2011.

gewenste afstemmingsmomenten en inbreng van onderzoekers, bodemgebruikers en bevoegd gezag. De handreiking Triade bevat voorstellen die de uitvoering van een Triade-onderzoek faciliteren; kwaliteitseisen worden hierin niet geformuleerd.

De TCB vindt dat de kwaliteitseisen aan een Triade-onderzoek eenduidig vastgelegd moeten worden. Het gaat hierbij met name om de volgende aspecten:

- Representatieve monsternamen: relevante diepte, voldoende aantallen in relatie tot variatie in ruimte en tijd;
- Goed conceptueel model van de mogelijke effecten van de bodemverontreiniging;
- Adequate referentie;
- Helderheid over parameterkeuze;
- Helderheid over beoordelingscriteria;
- Kwaliteit chemische analyses, bioassays en veldwaarnemingen.

Bemonsteringsstrategie

De handreiking Triade gaat in op de bemonsteringsstrategie. In het stappenplan voor het Triade-onderzoek worden verschillende verontreinigingssituaties als voorbeeld genomen en wordt aangegeven welke bemonsteringsstrategie zou passen (zie bijlage 2, paragraaf 2.3.3 bij dit advies). In zijn algemeenheid is aangegeven dat onderzoek wordt gedaan aan een beperkt aantal speciaal geselecteerde monsters dat representatief mag worden geacht voor de verontreinigings- en de referentiesituatie, maar niet de ruimtelijke situatie. Voor het ruimtelijk beeld wordt gebruik gemaakt van de resultaten van stap 1 en stap 2.

De genoemde minimale aantallen monsters variëren (bij verschillende verontreinigingssituaties) van acht tot twintig. De TCB mist een onderbouwing van deze aantallen. De TCB wil benadrukken dat naast de ruimtelijke variatie ook de variatie in de tijd van belang is. Ieder ecosysteem heeft een eigen dynamiek in de tijd en om een beeld te krijgen van de beïnvloeding van het systeem is een goede timing van de waarnemingen nodig.

De TCB constateert dat de genoemde bemonsteringsaantallen iets hoger liggen dan het gebruikelijke aantal monsters in gangbare Triade-onderzoeken. Zij vindt het gemiddelde aantal van 6 monsters per Triade-onderzoek dat in de SKB evaluatie naar voren kwam³¹ erg laag in relatie tot de genoemde oppervlakten waar de onderzoeken betrekking op hadden.

In de handreiking Triade wordt aangegeven dat het in de *weight of evidence* benadering van de Triade niet noodzakelijk is dat metingen significante verschillen opleveren, alvorens een resultaat van onderzoek wordt meegenomen in de afweging van effecten: “wanneer meerdere kleine effecten en de drie sporen van de Triade in dezelfde richting wijzen, kan dit samen als voldoende overtuigend bewijs worden geaccepteerd”. De TCB wijst erop dat het gebruik van niet-significante effecten in de bewijsvoering leidt tot een meer kwalitatieve beoordeling, waardoor de conclusies van een risicobeoordeling door betrokken partijen eerder ter discussie gesteld kunnen worden. De TCB vindt het daarom wel belangrijk dat sprake is van significante verschillen met de referentiesituatie.

³¹Evaluatie van de toepassing van Triade bij het beoordelen van ecologische risico's, SKB rapport PTS 808, 2009. Uit de evaluatie van 36 reeds uitgevoerde Triade onderzoeken blijkt dat gemiddeld zes monsters/bemonsteringsplaatsen per locatie zijn gekozen op locaties van 50 tot 500.000 m². Op locaties groter dan 500.000 m² werden gemiddeld 13 monsters genomen.

Referenties

De handreiking Triade geeft aan dat bij voorkeur referentielocaties in de onmiddellijke nabijheid van de verontreinigde locatie dienen te worden gekozen, omdat de kans op vergelijkbare bodemomstandigheden dan het grootst is.

De TCB meent dat het vinden van een betrouwbare referentielocatie in de praktijk zeer lastig is. Factoren zoals de geschiedenis van het gebruik en de begroeiing hebben een grote invloed op de kwaliteit van de bodem. De verschillen tussen onderzoekslocatie en lokale referentie zijn daardoor al gauw te groot om de waargenomen effecten door bodemverontreiniging te kunnen onderscheiden van effecten door andere oorzaken. De TCB heeft de voorkeur voor de handreiking genoemde optie om (zo mogelijk) gebruik te maken van een verontreinigingsgradiënt, waarbij de referentie wordt gekozen in het minst verontreinigde deel hiervan. Ook dan echter kan de ruimtelijke variatie in bodemkwaliteit de interpretatie van de resultaten sterk bemoeilijken. De TCB acht het daarom nodig dat naast de lokale referenties altijd ook een vergelijking plaatsvindt met algemeen beschikbare gegevens over de te beoordelen parameters. Hiervoor kan onder andere gebruik worden gemaakt van enkele in de handreiking Triade genoemde bronnen (Desite³², RBB³³).

Toetsmethoden

De keuze van methoden is afhankelijk van de specifieke bodemverontreiniging waarop het onderzoek betrekking heeft. In de handreiking Triade wordt een overzicht gegeven van meetmethoden per Triade spoor. Het gaat hierbij om de meest gangbare methoden. Aangegeven is bij welk gebiedstype de meetmethode het beste zou passen en of het zou gaan om een eerste laag Triade (eenvoudige Triade) of een meer uitgebreid onderzoek (laag twee of meer). Een deel van de methoden is gestandaardiseerd via ISO of NEN. Naast deze lijst worden verschillende bronnen genoemd waarin methoden zijn beschreven.

De TCB vindt het goed dat gestreefd wordt naar een zo uitgebreid mogelijke set aan meetmethoden voor het Triade-onderzoek. Hiermee wordt de ruimte voor een locatiespecifieke invulling van de beoordeling immers zo groot mogelijk. De TCB vindt echter de wetenschappelijke kwaliteit van de in te zetten methoden van belang. Zij stelt daarom voor om minimumeisen aan deze kwaliteit te formuleren en vast te leggen in het eisenpakket voor een Triade-onderzoek. Deze minimumeisen zouden tenminste moeten behelzen:

- per test: de methode is gepubliceerd in wetenschappelijke literatuur (wetenschappelijke toets);
- per test: de methode is uitontwikkeld, bijvoorbeeld blijktens toetsing in een ringtest;
- testset: de veldmetingen en bio-assays hebben betrekking op verschillende ecologisch relevante groepen (trofische niveau's).

Interpretatie en beoordeling

In de handreiking Triade wordt toegelicht hoe meetgegevens kunnen worden omgezet naar een effectmaat. Eerst worden de gemeten effecten per Triade spoor (chemie, toxicologie of ecologie) geïntegreerd tot één maat per spoor en vervolgens worden deze effectmaten geïntegreerd tot de

³² Database for Environmental Site Investigations on Toxicology and Ecology; acronym DESITE. De database voor gegevens van bioassays en veldwaarnemingen wordt momenteel door het RIVM opgesteld. De internetapplicatie van DESITE zal naar verwachting in de loop van 2011 beschikbaar zijn.

³³ Rutgers *et al.*, 2007. Typeringen voor bodemecosystemen in Nederland met tien referenties voor biologische bodemkwaliteit. RIVM rapport 607604008/2007.

zogenaamde Triade effect (TE-) waarde, die kan variëren van 0 tot 1. Deze berekeningen vinden plaats voor de gemeten resultaten per monsterpunt. Naast de TE-waarde wordt nog een tweede waarde berekend: de deviatie. Deze waarde geeft de mate van variatie tussen de Triade sporen weer. De deviatie geeft eigenlijk de kracht van de bewijsvoering weer. De weight of evidence benadering verzamelt immers bewijs voor de stelling dat waargenomen effecten door de bodemverontreiniging worden veroorzaakt. Naarmate de resultaten van de drie sporen meer overeenkomen, is de mate van bewijs groter (en dus de onzekerheid kleiner).

Criteria voor de beoordeling van de resultaten van een Triade liggen niet vast. Het RIVM heeft wel een voorstel voor criteria gedaan. Deze criteria zijn opgebouwd uit grenzen voor de TE-waarde, de deviatie en oppervlaktecriteria per gebiedstype. De oppervlaktecriteria zijn gelijk aan stap 2.

De TCB constateert dat de gekozen TE-waarde van 0,25 arbitrair is en als beschermingsniveau weinig betekenis heeft. Wellicht correspondeert een TE van 0,25 met een niveau waarbij effecten onderscheiden kunnen worden van de achtergrondruis. In dat geval is de grens gelegd bij een niveau waarbij geen meetbare effecten op relevante processen of soorten in het bodemecosysteem mogen optreden als gevolg van de bodemverontreiniging. Dit wordt echter niet duidelijk uit de handreiking.

De wenselijkheid om een helder beschermingsniveau te formuleren hangt samen met het doel van de stap 3 beoordeling. Wanneer het, net als in stap 2, alleen gaat om het selecteren van de meest risicovolle locaties dan kan de hoogte van het criterium beleidsmatig worden vastgesteld. Wanneer echter het doel is om een uitspraak te doen over de schade op de locatie, en dat is naar de mening van de TCB de essentie van een locatiespecifieke risicobeoordeling, dan is helderheid over het beoogde beschermingsniveau wel noodzakelijk. Voor dit laatste dient de Triade zich te richten op voor de locatie relevante ecologische parameters. Voor de keuze van deze parameters en de acceptabele risicogrenzen kan het stappenplan in het NEN protocol worden gevolgd.

Ruimtelijke extrapolatie

In de handreiking worden de resultaten van het Triade-onderzoek ruimtelijk geïnterpreteerd, door ze te koppelen aan de beschikbare meetgegevens uit stap 1 en stap 2. De werkwijze hierbij is als volgt. De TD- en de TE-waarden uit het Triade-onderzoek worden per monsterpunt tegen elkaar uitgezet. Via regressie wordt een voor de locatie specifieke ijklijn voor de TD en bijbehorende TE-waarde verkregen. Deze ijklijn wordt vervolgens gebruikt om een ruimtelijk beeld te maken van de ecologische effecten. In stap 2 van het saneringscriterium zijn voor de locatie TD contouren vastgesteld. Op een vergelijkbare manier kan met behulp van de ijklijn en de TD-gegevens uit stap 2 van het Saneringscriterium een contour voor de TE-waarde voor de locatie vastgesteld worden. Op deze wijze kunnen de oppervlakten in beeld gebracht worden waar hoge en lage TE-contouren op de locatie aanwezig zijn.

De TCB vindt het goed dat in stap 3 zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van de beschikbare meetgegevens. Maar voor een locatiespecifieke risicobeoordeling kan het nodig zijn om aanvullende metingen te doen. Ook is het voorgestelde beoordelingsinstrument dan niet geschikt, omdat de oppervlaktecriteria te arbitrair zijn. Voor een locatiespecifieke risicobeoordeling moet, op basis van het eerdergenoemde conceptueel model, opnieuw vastgesteld worden of de verontreinigingssituatie voldoende in beeld is en of aanvullende analyses nodig zijn. De ruimtelijke schaal van de beoordeling zal op basis van locatiespecifieke informatie ingevuld moeten worden.

Vraag 3

Vindt u dat bij het gegeven criterium inderdaad sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's en er dus met spoed moet worden gesaneerd dan wel beheerd?

Bij de beantwoording van de voorgaande vragen is de TCB hier al op ingegaan. Volgens de TCB kan alleen na locatiespecifiek ecologisch onderzoek, zoals uitgevoerd in een Triade, worden geconcludeerd dat er sprake is van ecologische schade en of deze schade aanvaardbaar is of niet. Er kan concreet worden beschreven wat de schade is en er kan een koppeling worden gelegd met eventuele maatregelen om de schade te voorkomen of op te heffen. De TCB beveelt aan om de term 'onaanvaardbare ecologische risico's' niet te hanteren na stap 2 omdat er geen inhoudelijke argumenten zijn om deze conclusie te trekken.

Bovendien stelt de TCB voor om als eerste onderdeel van stap 3 (of als aanvulling van stap 2) de afweging op te nemen of uitvoering van een Triade-onderzoek nodig is en of saneren of beheer nodig zijn. Dit betekent dat gemotiveerd afgezien kan worden van vervolgonderzoek of saneren of beheer.

Als basis voor de afweging stelt de TCB voor om een handvat (of lijst) op te stellen met aandachtspunten. Aandachtspunten kunnen zijn:

- De omvang van een bodemverontreiniging in relatie tot het gebruik (de functie) van een locatie (aansluiten op het oppervlaktecriterium).
- De betekenis van de bodemverontreiniging in relatie tot andere negatieve invloeden op het bodemecosysteem.
- De potentiële schade als gevolg van veranderend landgebruik of natuurontwikkeling. Deze veranderingen kunnen leiden tot bijvoorbeeld veranderingen in de beschikbaarheid van verontreinigingen, waardoor effecten op het bodemecosysteem kunnen optreden waarvan bij het eerdere gebruik geen sprake was. In dit geval kan het niet nodig zijn om een ecologische risicobeoordeling uit te voeren, maar wel om te monitoren.
- Specifiek te verwachten risico's (bijvoorbeeld op basis van de voorkomende stoffen eventueel in relatie tot de omvang van de verontreinigde locatie, denk aan doorvergiftiging).
- De gevoeligheid van de omgeving van de locatie. Dit kan een spoorlijn zijn door een gebied van de EHS, maar ook een nabij gelegen (grond)waterlichaam.
- De gevoeligheid van het gebied zelf: de zeldzaamheid, kwetsbaarheid en vervangbaarheid van een gebied.

Als na de volgbeoordeling wordt besloten tot het uitvoeren van een Triade is het volgens de NEN procesnorm de bedoeling dat vanaf de start van het proces alle *stakeholders* worden betrokken en dat deze gezamenlijk het hele proces doorlopen. Op deze manier wordt draagvlak gecreëerd, ook voor de geconstateerde schade en de te nemen maatregelen. De handreiking Triade is gericht op de beslissing of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's. Gedurende het doorlopen van de Triade wordt duidelijk welke ecologische schade men als onaanvaardbaar beschouwt.

Hierop aansluitend kan worden besloten wat de (beheers-) maatregelen zouden moeten zijn. Belangrijk hierbij is dat de zwaarte van de te treffen maatregelen in balans is met de ernst van het probleem. Voor deze afweging kan gebruik gemaakt worden van afwegingsinstrumenten waarbij de kosten voor het herstel van het bodemecosysteem worden afgewogen tegen de baten door het herstel van ecosystemendiensten³⁴.

Met de meeste hoogachting,

Het origineel van dit advies is gestuurd aan de
verantwoordelijke bewindspersoon/personen.

Ali Edelenbosch
Voorzitter Technische commissie bodem

³⁴ Bijvoorbeeld met behulp van een NEBA = *Net Environmental Benefit Analysis*
<http://www.conference.ifas.ufl.edu/aces/Presentations/More%20pdfs/Mon-A-am-R%20Wenning.pdf>

BIJLAGE 1. ADVIESAANVRAAG



> Retouradres Postbus 30940 2500 GX Den Haag

Aan de Voorzitter van de
Technische Commissie Bodem

**Directoraat Generaal
Ruimte**
Leefomgevingskwaliteit
Kenniss, Bodemsanering en
Ondergrond

Rijnstraat 8
Postbus 30940
2500 GX Den Haag
Interne postcode 360

Contactpersoon
N.J. Molenaar
T 070 3394982

Datum **- 3 MEI 2011**

Betreft Adviesaanvraag ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging

Kenmerk
LOK2011044647

Geachte Voorzitter,

De systematiek van ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging is voor het eerst beschreven in de Circulaire Bodemsanering 2006. Het gaat dan vooral om die gevallen van verontreiniging waar onaanvaardbare risico's voor de ecologie aanwezig zijn en waar dus met spoed dient te worden gesaneerd. Inmiddels heeft de uitvoeringspraktijk met deze systematiek ervaring opgedaan en heeft dit geleid tot wijzigingen in met name stap 2 van de risicobeoordeling. Het betreft hier de introductie van het begrip Toxische Druk met bijbehorend oppervlakte criterium per gebiedstype. Daarnaast is de juridische verankering verbeterd als gevolg van een recente uitspraak van de Raad van State. Dit betekent dat in de circulaire nu ook een verwijzing naar de handreiking Triade (stap 3 van de risicobeoordeling) en de procesnorm TRIADE NEN 5737 is gemaakt. Bovendien is de handreiking TRIADE herzien. De wijzigingen zijn geaccordeerd door de werkgroep Normstelling Bodem en Water.

Tegen de achtergrond van deze wijzigingen is het gewenst dat uw Commissie mij, naar analogie van uw advies over de humane risico's, adviseert. Temeer omdat in het kader van het Convenant Bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties met het bevoegd gezag Wet bodembescherming een afspraak is gemaakt om alle spoedlocaties voor 2015 te inventariseren. Zij is nu bezig met het in kaart brengen van deze spoedlocaties. Een betrouwbare systematiek die kan rekenen op draagvlak is daarvoor essentieel. Uw advies zal nadrukkelijk worden betrokken bij het opstellen van de gewijzigde circulaire. De planning van het uitbrengen van de gewijzigde circulaire is publicatie in de Staatscourant van medio juli en het van kracht worden 1 oktober 2011.

De belangrijkste wijziging in stap 2 van Sanscrit is dat de in 2006 onderbouwde systematiek van risico-inschatting (o.a. 10 maal HC50) te arbitrair was en niet goed uitlegbaar was met betrekking tot de werkelijke risico's. Sindsdien is er door het RIVM aan een verbetering gewerkt door gebruik te maken van de systematiek van Toxische Druk. Een belangrijk uitgangspunt bij het vaststellen van de hoogte van de parameters is dat het absolute aantal spoedgevallen in Nederland ongeveer gelijk zou moeten blijven, maar dat binnen deze groep er wel een

verschuiving zou mogen plaatsvinden. Van de totale groep van spoedgevallen in Nederland bedraagt het aandeel spoed op basis van ecologische risico's ongeveer 10 á 15%.

De wijziging van de oppervlakte-eenheden heeft ook met het uitgangspunt van ongeveer gelijk percentage spoedgevallen te maken.

De uitspraak van de raad van State heeft vooral betrekking op de juridische toets van de wijze waarop de bemonstering en daarmee de representativiteit van het onderzoek is vastgelegd. In de handreiking Triade behorend bij stap 3 van Sanscrit is de wijze van bemonstering aangepast. Eveneens is de bemonsteringsdiepte gewijzigd van 0,5 naar 1 m, omdat in de praktijk vaak een afdeklaag is aangebracht en (een deel van) de verontreiniging vaak in de bemonstering niet wordt meegenomen.

Vanuit de uitvoeringspraktijk (SBNS en bevoegd gezag) is al een reactie naar voren gekomen dat de systematiek van oppervlaktecriterium niet altijd werkt. Bijvoorbeeld bij de SBNS wordt het oppervlaktecriterium al snel overschreden door de langgerekte percelen en geeft dit dan een goed beeld van de ecologische risico's? Daarnaast komt het voor dat in een aantal gevallen met de systematiek de uitkomst is dat er sprake is van onaanvaardbare risico's voor de ecologie, terwijl er in de praktijk niets aan wordt gedaan (Dit was overigens ook al bij de oude systematiek het geval). Dit speelt met name bij de beoordeling van de risico's binnenstedelijk en landelijk.

In de circulaire is nadrukkelijk het onderscheid gemaakt tussen de risicobeoordeling en de aanpak van de risico's. De reden hiervoor is dat de Wet bodembescherming spreekt over onaanvaardbare risico's en de circulaire beoogt dit toe te lichten. De circulaire doet geen uitspraak over de wijze van de sanering omdat de uitvoeringspraktijk hiervoor te divers is.

Ik verzoek U advies uit te brengen over de gewijzigde ecologische risicobeoordeling bij bodemverontreiniging. In uw advies verzoek ik U antwoord te geven op de volgende vragen:

1. Onderschrijft U op hoofdlijnen de drie stappen uit de ecologische risicobeoordeling? Betrek hierbij ook in welke mate er sprake is van een evenwichtige benadering tussen stap 2 en 3. Daarnaast of in de stapsgewijze benadering voldoende rekening wordt gehouden met de ruimtelijke variabiliteit van de verontreiniging
2. Onderschrijft U het bijgevoegde conceptvoorstel over de ecologische risicobeoordeling zoals dat opgenomen gaat worden in de gewijzigde Circulaire bodemsanering 2009?

Ik verzoek u hierbij de volgende aandachtspunten in uw overweging te betrekken:

a. ten aanzien van stap 2:

- de voorgestelde correctie voor zink en koper;
- de systematiek van de toxische druk en het daarbij gehanteerde criterium van oppervlakte voor de verschillende functies;
- het oppervlakte criterium. Daarnaast of het huidige oppervlaktecriterium ook voldoet in het geval van bijvoorbeeld langgerekte infrastructuur, zoals spoorlijnen;
- het punt van de uitvoeringspraktijk aangaande de behoefte voor een onderscheid in beoordeling van de risico's binnenstedelijk en landelijk gebied.

b. ten aanzien van stap 3:

**Directoraat Generaal
Ruimte**

Kenmerk
LOK2011044647

- de handreiking voor de Triade met speciale aandacht voor representativiteit van de ecologische risicobeoordeling w.o. bemonsteringsdiepte en aantallen monsters.
3. Vindt u dat bij het gegeven criterium inderdaad sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's en er dus met spoed moet worden gesaneerd dan wel beheerd?

**Directoraat Generaal
Ruimte**

Kenmerk
LOK2011044647

Vanwege de gewijzigde planning van de Circulaire verzoek ik u uw advies uiterlijk medio juni a.s. uit te brengen. Indien u tussentijds nadere informatie wenst kan contact worden opgenomen met dhr. C. Molenaar van de directie Leefomgevingkwaliteit (070-3394982).

Met belangstelling zie ik uw advies tegemoet.

Hoogachtend,
DE STAATSSECRETARIS VAN INFRASTRUCTUUR EN MILIEU

Joop Atsma

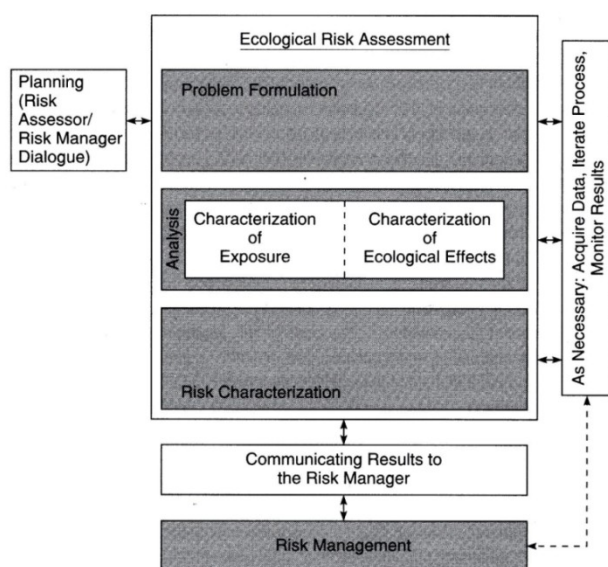


BIJLAGE 2. ACHTERGRONDEN BIJ HET ADVIES

2.1. ECOLOGISCHE RISICOBEOORDELING

2.1.1. De principes

Het doel van een ecologische risicobeoordeling is de waarschijnlijkheid te bepalen dat ecologische effecten kunnen optreden of zijn opgetreden als gevolg van blootstelling aan één of meer stressoren (US EPA 1992). In figuur 2.1 zijn de basisprincipes van een ecologische risicobeoordeling weergegeven. De wijze waarop een ecologische risicobeoordeling wordt uitgevoerd kan sterk verschillen, maar deze basisprincipes worden in het algemeen gevolgd^{35,36,37}.



Figuur 2.1. Elementen van een ecologische risicobeoordeling (Uit: Landis *et al.*, 1998)³⁵.

In het schema worden vier stappen onderscheiden. In de eerste stap (problem formulation) wordt het probleem vastgesteld evenals het doel van de risicobeoordeling. Bepaald wordt op welke aspecten de risicobeoordeling zich zal richten (de zogenaamde eindpunten) en welk beschermingsniveau daarbij wordt gekozen. De tweede stap (analysis) is de feitelijke risicoanalyse, waarbij de blootstelling van het ecosysteem wordt bepaald en de effecten op de gekozen eindpunten. De derde stap (risk characterization) is het eindoordeel over de ecologische risico's, op basis van de vastgestelde blootstelling, effecten en de onzekerheden in het onderzoek. Dit oordeel vormt de basis voor beleid en besluitvorming (risk management).

Een risicobeoordeling heeft in principe betrekking op de kans dat effecten optreden. Bij ecologische risicobeoordelingen wordt het begrip echter nogal eens opgerekt: het gaat dan ook om het bepalen en beoordelen van de mate van schade aan het ecosysteem. In het onderhavige advies gaat het zowel om

³⁵ Landis W.G., D.R.J. Moore and S.B. Norton, 1998. Ecological risk assessment: looking in, looking out. In: Douben P.E.T. (ed.). Pollution risk assessment and management. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.

³⁶ Swartjes F.A., A.M. Breure en M. Beaulieu, 2011. Introduction to ecological risk assessment. In: Swartjes F.A. (ed.) Dealing with contaminated sites. Springer Dordrecht.

³⁷ Jensen J. and M. Mesman (eds.), 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. RIVM rapport nr. 711701047.

beoordelingen van het risico voor het ecosysteem als om beoordelingen van gemeten effecten op het ecosysteem.

In figuur 2.1 is de rol van beleid en besluitvorming buiten het kader van de risicobeoordeling geplaatst. Daarmee wordt aangegeven dat een risicobeoordeling wordt uitgevoerd in een beleidsmatige en maatschappelijke context, maar dat de beoordeling zelf wetenschappelijk is. Hierbij is sprake van noodzakelijke afstemming tussen verschillende domeinen. Om de wetenschappelijke waarde van een risicobeoordeling te behouden, is het essentieel dat de aard van de gemaakte keuzes steeds expliciet wordt gemaakt. Anders wordt het resultaat van een risicobeoordeling te kneedbaar: “risk assessment data can be like a captured spy; if you torture it long enough, it will tell you anything you want to know”³⁸.

Vaak wordt het proces van een risicobeoordeling meerdere malen doorlopen (iteratie), doordat een deelresultaat weer tot nieuwe vragen leidt of tot een verdere aanscherping van de probleemdefinitie. Dergelijke iteraties kunnen ook formeel worden vastgelegd in een stapsgewijze aanpak, zoals in de Nederlandse methodiek het geval is. De stappen lopen dan van simpele en relatief goedkope evaluaties tot meer complexe en daarmee duurdere beoordelingen. Vaak kan met een eenvoudige risicobeoordeling in de vorm van een toetsing van gemeten concentraties aan zogenaamde screeningswaarden al een scheiding gemaakt worden tussen situaties die geen verder onderzoek vergen, bijvoorbeeld doordat de risico's laag zijn of juist evident hoog, en situaties waarop verder onderzoek zich zou moeten richten. De Nederlandse interventiewaarden zijn op te vatten als generieke screeningswaarden voor humane en ecologische risico's.

2.1.2 Internationale ontwikkelingen

Ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging is, ook internationaal gezien, in ontwikkeling³⁹. Het zogenaamde ‘Superfund’ programma in de Verenigde Staten behoort tot de eerste initiatieven voor ecologische risicobeoordeling van verontreinigde locaties. Anders dan in Nederland is dit programma gericht op een relatief beperkt aantal (circa 1300) zeer omvangrijke locaties, waarbij op iedere locatie een grote onderzoeksinspanning wordt gepleegd. Er wordt gebruik gemaakt van aparte screeningswaarden voor effecten op planten, evertbraten, vogels en zoogdieren. Na de screening volgt een tweede fase waarin gedetailleerd en uitgebreid locatiespecifiek onderzoek wordt uitgevoerd om de reeds opgetreden schade aan het ecosysteem te bepalen⁴⁰. De methodiek van ecologische risicobeoordeling is in andere landen veelal minder gedetailleerd uitgewerkt. In een inventariserende studie uit 1997 voor de EU bleek dat in 10 landen generieke screeningswaarden voor ecologische risico's zijn afgeleid⁴¹. In vier Europese landen zijn deze waarden ingebed in nationale regelgeving voor de ecologische risicobeoordeling van bodemverontreiniging (Nederland, Duitsland, Finland en Spanje). De wijze waarop deze screeningswaarden zijn afgeleid, verschilt tussen de landen. Vaak wordt gebruik gemaakt van het SSD concept (zie kader 1).

³⁸ Ruckelshaus W.F., 1984. Risk in a free society. *Environmental Law Reporter* 14: 10190-10194.

³⁹ Jensen J. en M. Mesman (eds.), 2007. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. EU Liberation project. RIVM report number 711701047.

⁴⁰ US-EPA, 1998. Guidelines for ecological risk assessment. Report from the US Environmental Protection Agency/Risk Assessment Forum, EPA/630/R-95/002F, May 14, 1998.

⁴¹ Carlon C. (ed.), 2007, Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission Joint research Centre, Ispra.

Kader 1. Gebruik van SSD in normstelling en risicobeoordeling

SSD staat voor *Species Sensitivity Distribution* of soortgevoeligheidsverdeling. SSDs worden gebruikt voor de berekening van de Potentieel Aangetaste Fractie soorten en processen (PAF) in een ecosysteem als gevolg van een verontreiniging. Wanneer het gaat om het effect van meerdere stoffen tegelijk spreekt men van ms-PAF. PAF en ms-PAF zijn maten voor de toxische druk van een verontreiniging (TD). Een toelichting op PAF en ms-PAF wordt gegeven in paragraaf 2.3.2 van deze bijlage.

SSDs worden veel toegepast voor de afleiding van milieunormen voor water, sediment en bodem⁴²,⁴³. SSDs zijn onder andere gebruikt voor de afleiding van de ecologische risicogrenzen die gebruikt zijn bij de vaststelling van de interventiewaarden bodemsanering. Voor deze benadering is een minimale set nodig van ecotoxiciteitsgegevens. Wanneer deze minimale set niet voorhanden is wordt voor de afleiding van de risicogrenzen een eenvoudiger benadering gevolgd, gebaseerd op het gebruik van veiligheidsfactoren. SSD's worden ook gebruikt voor verschillende vormen van locatiespecifieke risicobeoordeling en risico ranking gebaseerd op toxische druk.

Vergelijkbare begrippen: De HC50 is de *Hazardous Concentration*, de concentratie waarbij 50% van de geteste organismen potentieel een effect ondervindt en is de concentratie in de bodem die overeenkomt met een PAF van 50%. TD ofwel toxische druk wordt uitgedrukt in een ms-PAF.

2.1.3 Validatie van berekende risicogrenzen volgens het SSD concept

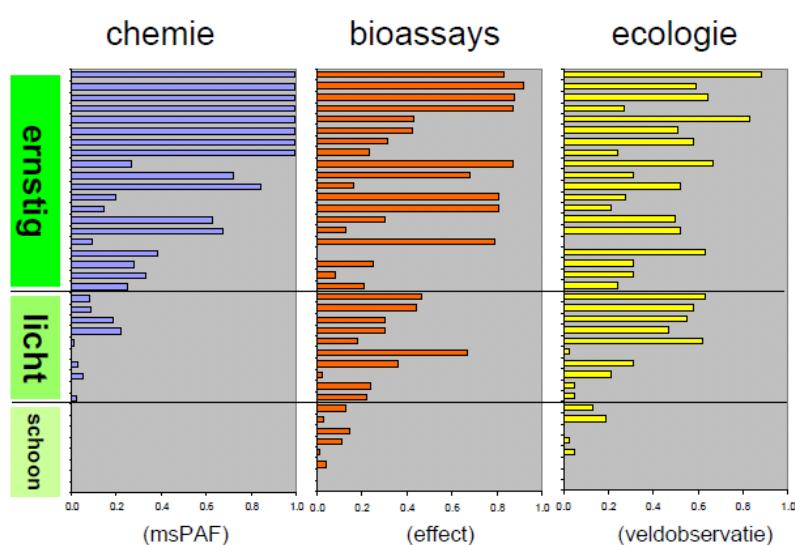
In een eerder advies is de TCB ingegaan op het SSD concept in bodemnormstelling²⁴. De TCB is van mening dat met de SSD-benadering een redelijke balans is gevonden tussen de wetenschappelijke stand van kennis en de praktische eenvoud die nodig is voor toepassing in de generieke normstelling. Wel wees de TCB op enkele zwakke punten in de kwaliteit van de basisgegevens. Veel normen voor terrestrische ecosystemen zijn gebaseerd op aquatische ecotoxiciteitsgegevens, die alleen een ruwe indicatie geven voor de gevoeligheid van soorten in het terrestrische milieu. Ook is de dataset in veel gevallen te beperkt voor een SSD-benadering en wordt een minder betrouwbare methode gebruikt waarbij de risicogrens met behulp van een standaard veiligheidsfactor wordt afgeleid van de ecotoxiciteitsgegevens.

In hoeverre de risicogrenzen die met de SSD-benadering worden afgeleid daadwerkelijk voorspellend zijn voor effecten op bodemecosystemen is maar beperkt onderzocht. In verschillende studies in aquatische ecosystemen is aangetoond dat de HC5 voor individuele stoffen redelijk goed de concentratie van een stof voorspelt waarbij nog net geen effecten optreden in veldexperimenten en mesocosm studies²⁷. Voor terrestrische ecosystemen zijn veel minder studies uitgevoerd. In een ecotoxicologisch onderzoek in diffuus vervuilde gebieden in Nederland bleken milieucondities, zoals

⁴² Van Vlaardingen P.L.A. and E.M.J. Verbruggen, 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of the project 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands' (INS). Report 601501 031, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, The Netherlands.

⁴³ European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. European Chemicals Bureau (ECB), Institute for Health and Consumer Protection, European Commission Joint Research Centre, Ispra, Italy.

bijvoorbeeld bodemsamenstelling, zuurgraad en vochttoestand, voor een belangrijk deel bepalend te zijn voor het optreden van effecten van (mengsels van) stoffen. Hierdoor bleek het niet goed mogelijk te zijn een relatie te leggen tussen de mate van overschrijding van milieukwaliteitscriteria (normen) en het wel of niet optreden van effecten⁴⁴. Validatie van PAF of ms-PAF bleek dus niet mogelijk. In een validatie van Triade-onderzoek⁴⁵ zijn van acht locaties 38 monsters van schone, licht verontreinigde en ernstig verontreinigde bodem (concentraties hoger dan de HC50-waarde) onderzocht met chemische analyses en bioassays. Op de locaties is ook ecologisch veldonderzoek uitgevoerd. Uit de resultaten (zie figuur 2.2) blijkt dat bij ernstige bodemverontreiniging ook vaak effecten in bio-assays en veldwaarnemingen optreden. Dit is echter soms ook het geval bij lagere concentraties. De onderzoekers concluderen dat een beoordelingskader dat uitgaat van normen die op stofconcentraties zijn gebaseerd, zoals HC50, (ms-)PAF en TD, geschikt is voor een eerste schatting van ecologische effecten¹⁸.



Figuur 2.2. Resultaten van Triade-onderzoek op acht locaties en 38 bodemmonsters van schone, licht verontreinigde en ernstig verontreinigde bodem. (Bron: Rutgers et al., 2008⁵³).

2.2 ECOLOGISCHE RISICOBEOORDELING IN DE NEDERLANDSE PRAKTIJK

In Nederland zijn de afgelopen tien jaar tientallen ecologische risicobeoordelingen uitgevoerd voor de landbodem, waarbij niet alleen is gekeken naar de chemie, maar ook naar bio-assays en veldeffecten. Uit een evaluatie van ruim 50 van dit soort onderzoeken⁴⁶ bleek dat ecologische risicobeoordelingen het meest worden uitgevoerd op natuur (50%) en groen locaties (32%). Maar ook op locaties met ander bodemgebruik, zoals landbouw (7%), wonen met tuin (5%) en industrie (7%).

⁴⁴ Posthuma L. and M.G. Vijver, 2007. Exposure and ecological effects of toxic mixtures at field-relevant concentrations. Model validation and integration of the SSEO program. RIVM report 860706002/2007.

⁴⁵ Triade betekent hier dat de effecten van een verontreinigings situatie vanuit drie onderzoeksvelden worden onderzocht: de chemie, de toxicologie en de ecologie. Een toelichting op de achtergronden van de Triade wordt gegeven in bijlage 2, paragraaf 2.3.

⁴⁶ SKB rapport PTS 808. Evaluatie van de toepassing van Triade bij het beoordelen van ecologische risico's, 2009.

In een onderzoek uit 2004 door het Milieu- en Natuurplanbureau is geschat dat bij 20 tot 30 procent van het totale aantal urgente gevallen⁴⁷ van bodemverontreiniging sprake is van onder andere urgente ecologische risico's⁴⁸. In vijf tot tien procent van de urgente gevallen is er sprake van uitsluitend urgente ecologische risico's. In een brief van de minister van VROM aan de Tweede Kamer⁴⁹ uit 2008 werden vergelijkbare getallen genoemd. In deze brief staat dat uit de huidige inzichten blijkt dat bij 35–40% van de spoedlocaties sprake is van humane risico's, bij 70–75% sprake van verspreidingsrisico's en bij 15–20% is sprake van ecologische risico's. Het is niet bekend in hoeveel gevallen die daadwerkelijk zijn aangepakt (sanering of beheer) en of dit is gedaan op basis van onaanvaardbare ecologische risico's⁵⁰.

Het RIVM heeft rond 2001 een inventarisatie uitgevoerd⁵¹ waaruit bleek dat in 45 % van de ecologisch urgente gevallen daadwerkelijk overgegaan werd tot sanering of beheer van de bodemverontreiniging. Voor de overige 55% van de gevallen gold dat er niet werd gesaneerd of beheerd. Voor één derde van het totale aantal urgente gevallen was gemotiveerd waarom werd afgeweken van de resultaten van urgentiesystematiek. Redenen om niet te saneren of beheren die werden genoemd door de bevoegde gezagen waren de angst voor schade bij saneren of een lage prioritering van de sanering door het ontbreken van urgentie om maatschappelijke redenen.

In het kader van de afspraken van het convenant 'Bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties' uit 2009 zijn de provincies en gemeenten in 2007 begonnen met het inventariseren van spoedlocaties. Van de 15.000 potentiële spoedlocaties waren eind 2009 voor 3745 locaties onaanvaardbare risico's (humaan, verspreiding en/ of ecologisch) vastgesteld. Van de overige 10.718 locaties was eind 2009 nog een vorm van (nader) onderzoek nodig om een uitspraak te kunnen doen over de spoedeisendheid. Het onderzoek naar deze locaties loopt nog steeds. Een schatting is dat er uiteindelijk ruim honderd gevallen spoed hebben op basis van uitsluitend ecologisch onaanvaardbare risico's.

2.3 ACHTERGRONDEN VAN ENKELE ONDERDELEN

2.3.1 Oppervlaktecriterium

De gedachten over de manier waarop een oppervlaktecriterium vorm zou kunnen krijgen, zijn afkomstig uit een TCB-advies uit 1994⁵². Bij het bepalen van het oppervlaktecriterium is uitgegaan van het totaal aantal soorten organismen dat voorkomt op het totale oppervlak van Nederland. Op basis van een evenredige verdeling van deze soorten organismen over heel Nederland is berekend hoeveel soorten er zouden moeten voorkomen op 50 m². Deze 50 m² is afgeleid van de definitie wanneer er sprake is van ernstige verontreiniging, namelijk als voor tenminste één stof de gemiddeld gemeten concentratie in minimaal 25 m³ (vijftig m² maal een halve meter diep) de interventiewaarde wordt overschreden. De uitkomst was dat 5 procent van de soorten op 50 m² zou voorkomen. Er is

⁴⁷ In 2004 werd nog de Sanerings Urgentie Systematiek (SUS) toegepast en werd gesproken over 'urgente gevallen'. Nu hebben gevallen 'spoed'. SUS is de voorganger van het Saneringscriterium.

⁴⁸ MNP, Reflectie op de bodemsaneringsoperatie, 9 juli 2004.

⁴⁹ Brief bodemsaneringsbeleid. Brief van de minister van VROM aan de Tweede Kamer, vergaderjaar 2007-2008, 30 015, nr. 20, 4 januari 2008.

⁵⁰ Jaarverslag monitoring bodemsanering over 2009. RIVM, 2010.

⁵¹ M. Vonk *et al.*, 2001. Zand erover? Briefrapport RIVM'ecologische risico's en sanering'. Project M/711701.

⁵² TCB, Advies Urgentiebepaling, inwerkingtreding circulaire saneringsparagraaf Wet bodembescherming, A08(1994).

vervolgens rekening gehouden met de toegankelijkheid en bewoonbaarheid voor soorten. Verschillen in deze factor hebben een grote invloed op het oppervlakcriterium. In 2006 schreef de TCB dat de risicobeoordeling nadere beschouwing verdiende met betrekking tot het oppervlakcriterium⁵³.

Het oppervlakcriterium is vastgesteld per gebiedstype. De gebiedstypen zijn onderverdeeld in de drie groepen:

1. Natuur, inclusief gebieden behorende tot de Ecologische Hoofdstructuur (EHS).
2. Landbouw;
wonen met tuin;
moestuinen/volkstuinen;
groen met natuurwaarden.
3. Ander groen;
Bebouwing;
Industrie;
Infrastructuur.

De oppervlakcriteria zijn in de concept gewijzigde Circulaire bodemsanering aangepast op basis van praktische argumenten en op basis van het aantal verwachte spoedgevallen op basis van ecologische risico's. De praktische redenen waren dat voor zowel natuur, 'wonen met tuin' als 'landbouw' 50 m² een te klein oppervlak werd gevonden om saneringsopties te overwegen. Daarentegen werd voor de groep met gebiedstype 3 (ander groen, bebouwing enz.) het oppervlakcriterium veranderd van 500.000 m² naar 50.000 m² omdat een oppervlak van 500.000 m² in de praktijk vrijwel nooit wordt aangetroffen in Nederland.

Schema oppervlakcriterium

Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering².

Gebiedstype	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^a > 0,2) ('laag' beslis criterium)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (TD ^a > 0,5) ('hoog' beslis criterium)
natuur inclusief gebieden behorende tot de EHS ^b	500m ²	50 m ²
landbouw wonen met tuin moestuinen/volkstuinen groen met natuurwaarden	5.000 m ²	500 m ²
ander groen bebouwing industrie infrastructuur	50.000 m ²	5.000 m ²

^a TD is de acute Toxische Druk van het mengsel van verontreinigende stoffen in een (meng)monster van de locatie.

^b EHS = Ecologische hoofdstructuur.

⁵³ TCB, Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid, A38(2006).

Toelichting bij het schema:

Afhankelijk van het gebiedstype hoeft de sanering van een geval niet met spoed te worden uitgevoerd indien de horizontale omvang van de onbedekte bodemverontreiniging binnen een contour van Toxische Druk (TD) kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Beide contouren dienen beoordeeld te worden.

2.3.2 Toxische druk

Met behulp van de Toxische Druk (TD) wordt het ecologisch effect van het mengsel in een grondmonster van de verontreinigde locatie geschat. De TD van een stoffenmengsel wordt bepaald aan de hand van de concentraties van stoffen die bepaald zijn in het nader bodemonderzoek. De TD wordt uitgedrukt in een ms-PAF (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie), die een aangetaste fractie soorten aangeeft. Deze waarde kan variëren van 0 tot 1. Voordeel van de ms-PAF is dat rekening wordt gehouden met combinatietoxiciteit van stoffen. Om rekening te houden met combinatietoxicologie wordt de ms-PAF in fasen berekend. Eerst wordt een ms-PAF voor PAK's berekend op basis van concentratie-additie⁵⁴, vervolgens wordt voor de metalen een ms-PAF berekend op basis van respons-additie⁵⁵ en uiteindelijk wordt voor het totaal van de stoffen een ms-PAF berekend op basis van respons-additie.

Het RIVM heeft aangegeven voorkeur te hebben voor een ms-PAF gebaseerd op een SSD berekend op basis van EC50- of LC50-waarden onder andere omdat de afleiding van de SSD_{EC50} of SSD_{LC50} statistisch betrouwbaarder is dan de SSD_{NOEC} . Er zijn op dit moment echter nog geen SSD's beschikbaar op basis van EC50- en/of LC50-waarden voor terrestrische ecosystemen. Om praktische redenen wordt in het huidige Sanscrit gebruik gemaakt van SSD's die gebaseerd zijn op geëxtrapoleerde NOEC-waarden. Volgens het RIVM 'is het mogelijk om via realistische extrapolaties waarden te genereren voor SSD_{EC50} , uitgaande van gegevens van de INS-werkgroep en andere projecten'.

Praktisch voordeel van de geëxtrapoleerde NOEC-waarden is dat deze iets beter aansluiten op de op eveneens op NOEC gebaseerde $HC50^8$ uit stap 1. De wetenschappelijk argumenten om SSD_{EC50} of SSD_{LC50} te gebruiken blijven echter staan:

- Op ernstig verontreinigde locaties is de ms-PAF op basis van NOEC's vaak hoger dan 90% en is het onderscheidend vermogen tussen verschillende ernstig verontreinigde locaties klein. Voor de ms-PAF op basis van EC50 of LC50 is het onderscheidend vermogen groter.
- Er zijn van meer stoffen EC50- en LC50-waarden beschikbaar en ze kunnen met een grotere betrouwbaarheid worden afgeleid zodat de afleiding van de SSD_{EC50} statistisch betrouwbaarder is dan de SSD_{NOEC} .
- Door het gebruik van de EC50-waarden is de aansluiting met stap 3, de Triade, beter omdat dit consistent is met de bio-assays en veldwaarnemingen die binnen de Triade worden uitgevoerd.

⁵⁴ Concentratie-additie wordt toegepast voor stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme 'Toxic Mode of Action'.

⁵⁵ Respons-additie wordt toegepast voor stoffen die niet hetzelfde werkingsmechanisme hebben. In dit model worden de effecten van de verschillende stoffen bij elkaar opgeteld of het effect van de meest toxische component telt het zwaarst mee.

De keuze voor EC50- en LC50-waarden in plaats van NOEC-waarden betekent een verandering van het effectniveau waar de beoordeling zich op richt; van chronisch naar acuut en van geen effect naar 50% effect.

Hoog en laag besliscriterium

Een gebied met een lage TD mag een groter oppervlak beslaan dan een gebied met een hoge TD (ernstiger verontreinigd). Dit is vertaald in een zogenoemd 'laag besliscriterium' en een 'hoog besliscriterium'. De besliscriteria zijn gebaseerd op de overschrijdingen van 1*HC50 en van 10*HC50. Om te bepalen welke TD-waarden overeenkomen met deze overschrijdingen van 1* en 10* HC50 zijn deze overschrijdingen uitgezet tegen de TD van 51 monsters afkomstig van negen ernstig verontreinigde locaties¹⁸. Hieruit bleek dat een overschrijding van 1*HC50 ongeveer overeenkwam met een TD van 0,12 en het besliscriterium van 10*HC50 ongeveer overeen kwam met een TD van 0,6. Dat betekent dat bij deze TD-waarden het aantal ernstig verontreinigde locaties ongeveer gelijk zou blijven. Dit overigens met de kanttekening dat de set van resultaten die hierbij is gebruikt niet representatief is voor de werkvoorraad van ernstige verontreinigde locaties. Het RIVM heeft voorgesteld om voor de TD-waarden te kiezen van 0,15 en 0,5. In de Circulaire zijn respectievelijk de waarden 0,2 en 0,5 opgenomen.

2.3.3 Bemonsteringsaantallen in Triade-onderzoek volgens de handreiking Triade

(Letterlijk overgenomen uit handreiking Triade 2011)

De opzet van het Triade-onderzoek hangt zowel samen met de aard en grootte van de locatie, als met het soort verontreiniging en de verspreiding ervan:

1. Wanneer een verontreiniging bijvoorbeeld in een duidelijk afgebakend gebied is geconcentreerd en een relatief homogene cocktail van verontreinigende stoffen met een steile verontreinigingsgradient (bijvoorbeeld bij dempingen, leeflagen en depots), kunnen de effecten in het (meest) vervuilde deel worden vergeleken met ecologische/toxicologische/chemische kenmerken daarbuiten. Dit is in principe een indeling in schoon versus verontreinigd. In dat geval zijn minimaal vier herhaalde representatieve waarnemingen per categorie nodig (in totaal acht monsters). Onder monsters worden ook de locaties bedoeld waar voor het ecologie-spoor waarnemingen worden gedaan. (Denk aan een vegetatieopname).

2. Wanneer de cocktail van verontreinigende stoffen niet erg homogeen is, maar de verontreiniging is wel duidelijk begrensd en er is een relatief kleine kans op vals negatieve resultaten ('vals negatief' betekent dat er geen effect wordt gemeten, terwijl het er wel is, met andere woorden de toegepaste methoden zijn ongevoelig) dan kan beter een gradientbenadering worden gekozen. Dit vergroot de representativiteit van het Triade-onderzoek voor de locatie ten opzichte van de aanpak bij 1. In dit geval zijn minimaal acht monsters van relatief schoon (lage TD) tot relatief sterk verontreinigd (hoge TD) nodig, die ook op een relatief grote afstand van elkaar gestoken worden. Bij deze aanpak kan het optreden van vals negatieve waarnemingen de betrouwbaarheid van het onderzoek beperken (hoge deviatie bij bepaalde monsters). Als de kans op vals negatieve waarnemingen groot is, dan verdient het de aanbeveling de monsters meer aan het uiteinde van de gradient te steken, bijvoorbeeld vier om vier (relatief schoon versus relatief verontreinigd), of drie om vijf. In zo'n geval levert een oriëntatie op de uiteinden van de gradient een betrouwbaardere relatie op tussen de aanwezigheid van verontreiniging en ecologische effecten.

3. In complexere situaties is het nodig om meer monsters te steken. Als bijvoorbeeld sprake is van twee onafhankelijke verontreinigingen (twee hotspots) die ook ruimtelijk van elkaar onderscheiden kunnen worden, dan verdubbelt grofweg de meetinspanning. Wanneer daarnaast ook de kans op vals negatieve waarnemingen groot is door een onvoldoende gevoeligheid van de toegepaste methoden, of wanneer de niet aan bodemverontreiniging gerelateerde bodemparameters sterk variëren (pH, organische stof, lutum), dan kan met een groot aantal monsters en geavanceerde statistische technieken het signaal uit de ruis 'gefilterd' worden. Daarvoor zijn minstens twintig monsters nodig.

4. Met mengmonsters kan de representativiteit van het onderzoek voor de locatie verbeterd worden zonder de analyse-inspanning te vergroten, maar de kans op het optreden van vals negatieve waarnemingen kan toenemen door het uitmiddelen van piekconcentraties en effecten. Dat wil zeggen dat er geen effecten meer worden gemeten terwijl die er wel zijn. Mengmonsters zijn een optie als de verontreiniging ernstig genoeg is en de meetmethoden ruim voldoende gevoelig zijn om effecten aan te tonen zodat het optreden van vals negatieve waarnemingen door verdunneffecten niet sterk toeneemt. In dat geval weegt de afname van het aantal vals positieve op tegen de toename van het aantal vals negatieve waarnemingen. Wanneer de kans op vals negatieve waarnemingen groot is, door de ongevoeligheid van de methode en de ruis, kan het onderzoek beter worden gericht op een set enkelvoudige monsters met relatief hoge concentraties van stoffen in combinatie met een set referentiemonsters (zie 1 en 2 hierboven).

TCB adviezen gerelateerd aan dit advies:

Advies Urgentiebeoordeling, inwerkingtredingscirculaire saneringsparagraaf Wet bodembescherming, A08 (1994)

Advies Wetenschappelijke evaluatie interventiewaarden, A31(2002)

Advies Prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid, A38 (2006)

Advies Ecologische onderbouwing bodemnormstelling, A045(2008)

De commissieleden van de TCB zijn:

Mevr. A. Edelenbosch, voorzitter TCB

Prof.dr. P.C. de Ruiter, vicevoorzitter TCB, hoogleraar Theoretische Ecologie aan het instituut *Biometris* en waarnemend leerstoelhouder Landdynamiek, beide onderdeel van Wageningen UR

Prof.dr.ir. F.B.J. Barends, hoogleraar Grondwatermechanica aan de TU Delft, lid wetenschapsteam bij Deltares (Geo-Engineering)

Dr. J. Griffioen, milieugeochemicus bij Deltares/TNO Geological Survey of the Netherlands

Drs. C. Hegger, arts maatschappij en gezondheid bij GGD Rotterdam-Rijnmond

Dr.ir. J.J. Neeteson, manager business unit Agrosysteemkunde van Plant Research International, WUR en waarnemend leerstoelhouder van de leerstoelgroep Biologische Landbouwsystemen van Wageningen Universiteit

Prof.dr. J.G.M. Roelofs, hoogleraar Aquatische Ecologie en Milieubiologie aan de Radboud Universiteit Nijmegen

Prof.dr. J.C.H.M. Vangronsveld, hoogleraar Milieukunde aan de Universiteit van Hasselt

Prof.dr. J.A. van Veen, hoogleraar Microbiële Ecologie aan de Universiteit Leiden, hoofd van de afdeling Microbiële Ecologie bij het NIOO te Wageningen

Prof.dr. W.P. de Voogt, bijzonder hoogleraar Milieuchemie van opkomende watercontaminanten aan de Universiteit van Amsterdam, principal scientist bij KWR Nieuwegein

Dr. A.P. van Wezel, ecotoxicoloog, teamleider Chemische waterkwaliteit en gezondheid bij KWR Nieuwegein

Dr. C.M. Plug, ministerieel vertegenwoordiger, directeur Duurzaam Produceren, Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Het secretariaat van de TCB:

Dr. J. van Wensem, algemeen secretaris

Dr.ir. A.E. Boekhold, plaatsvervangend algemeen secretaris

Drs. J. Tuinstra, senior adjunct secretaris

Drs. M. ten Hove, adjunct secretaris

Drs. J.L.M. Oomes, adjunct secretaris

S.I. Sewnarain, administratief medewerker

Dit advies is opgesteld door Marlies ten Hove en Jaap Tuinstra