

rivm

Rapport 711701072/2008

M. Rutgers et al.

Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium

RIVM Rapport 711701072/2008

Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium

M. Rutgers
J. Tuinstra, Royal Haskoning*
J. Spijker
M. Mesman
A. Wintersen
L. Posthuma

Contact:
M. Rutgers
Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling
Michiel.rutgers@rivm.nl

* Huidige betrekking: Technische Commissie Bodembescherming

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directie Bodem, Water en Landelijk Gebied (BWL), in het kader van de RIVM-projecten M/711701 Risico's in relatie tot bodemkwaliteit en M/607050 LMV bodemkwaliteit.

© RIVM 2008

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

Rapport in het kort

Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium

Het RIVM heeft een voorstel uitgewerkt waarmee de afwegingen om verontreinigde bodems te saneren nauwkeuriger kunnen worden onderbouwd. De risico's voor het ecosysteem worden hierin gebaseerd op het geheel aan stoffen die in de bodem zijn aangetroffen, wat tot een reëler beeld van de ecologische risico's leidt. De huidige methodiek analyseert de bodem per stof. Het voorstel past in het Saneringscriterium, waarmee het bevoegde gezag afweegt of maatregelen in het kader van de Wet bodembescherming nodig zijn om de negatieve gevolgen van een verontreinigde bodem in te perken.

Het voorstel werkt met dezelfde invoergegevens als de huidige methodiek, maar rekent op een nauwkeurigere manier. Daardoor kan het in een andere afweging uitmonden als de concentraties van verontreinigende stoffen schommelen rond het zogeheten besliscriterium voor sanering. Het besliscriterium vormt de grens tussen wel en niet saneren. Het ministerie van VROM bepaalt dit criterium en kan dat zo doen dat per saldo evenveel locaties gesaneerd moeten worden (voor dezelfde kosten), maar met een nettowinst voor het milieu.

De toxische druk (TD) van het stoffenmengsel wordt bepaald met de standaardtotaalconcentraties van stoffen uit het protocol voor bodemverontreiniging, het 'Nader Bodemonderzoek'. De TD wordt uitgedrukt in een msPAF (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie). De TD schat het ecologische effect van het mengsel in een monster van de verontreinigde locatie en kan gebruikt worden voor de risicobeoordeling.

Trefwoorden:

Saneringscriterium, ecologische risico's, bodemverontreiniging, bodemgebruik, spoed, toxische druk, oppervlaktecriterium, Saneringsurgentie Systematiek (SUS)

Abstract

Ecological risks of soil contamination in the second step of the Remediation Criterion

The National Institute for Public Health and the Environment has formulated a proposal for accurate decision making about the necessity of remediation of contaminated sites. The ecosystem risks will be based on the mixture of contaminants. The current methodology only addresses remediation urgency by taking into account one substance at a time. The proposal fits in the Remediation Criterion which is a system for authorities to decide on the necessity of remediation in order to prevent negative consequences of soil contamination.

The proposed methodology operates with the same input data, but equations are more accurate. It is possible that another decision will become evident, in cases where concentrations of contaminants are fluctuating around the decision criteria. Decision criteria mark the border between remediation or no remediation. The Ministry of Spatial Planning, Housing and the Environment can choose this decision criterion in a way that an equal number of contaminated sites have to be remediated. This will result in equal overall costs for remediation of contaminated sites, but with a net gain for the environment.

The Toxic Pressure (TP) of the mixture will be calculated from the total concentration of contaminants determined in the standard protocol for Extended Soil Analysis (Nader Bodemonderzoek). The TP will be expressed in an msPAF (multi-substance Potentially Affected Fraction). The TP value gives an estimate for the ecological effect of the mixture in a sample of the contaminated site and can be used for the ecological risk assessment.

Key words:

Ecological risk assessment, Remediation Criterion, soil contamination, land use, Toxic Pressure, surface area, remediation urgency system (SUS)

Voorwoord

In dit rapport is een voorstel uitgewerkt voor een toekomstige aanpassing van het Saneringscriterium. De Technische Commissie Bodembescherming heeft geadviseerd om een aantal aspecten van deze systematiek nader te beschouwen. Aan twee van de drie aspecten wordt in dit rapport aandacht besteed, namelijk ‘mengseltoxiciteit’ en het zogenoemde ‘oppervlaktecriterium’. Op het punt van mengseltoxiciteit is een aanpassing mogelijk, op basis van het huidige kennisniveau, draagvlak bij gebruikers en onderzoekers en zonder dat men verplicht is tot een grotere meetinspanning. Met andere woorden, de systematiek is niet duurder of ingewikkelder dan de betreffende onderdelen in het huidige Saneringscriterium. De systematiek in dit rapport is bruikbaar voor stap twee (standaardbeoordeling) en voor stap drie (maatwerk) van het Saneringscriterium, maar niet voor stap één.

De benodigde basisgegevens voor toepassing van de systematiek kunnen via een eenvoudige extrapolatie rechtstreeks afgeleid worden uit bestaande gegevens, die in diverse kaders voor risicobeoordeling worden toegepast. Deze basisgegevens zijn in dit rapport terug te vinden. Op inhoudelijke gronden verdient het echter de voorkeur om specifiek voor het Saneringscriterium de basisgegevens af te leiden, want de onzekerheden als gevolg van de extrapolatie worden dan vermeden. De vraag die dan beantwoord moet worden heeft te maken met de tijdigheid waarmee de gegevens via specifiek literatuuronderzoek en analyse van gegevensbestanden (zoals de e-toxBase; RIVM 2008) kunnen worden opgeleverd, tegen welke kosten en welke extra milieuwinst deze verbeterde afleiding dan oplevert. Volgens de RIVM-auteurs is de snelle extrapolatie verantwoord, gegeven de aard van de tekortkomingen van het huidige Saneringscriterium. De te volgen werkwijze zal in overleg met NoBoWa en VROM worden bediscussieerd.

Het rapport is geschreven om alle benodigde informatie en achtergronden te geven voor een daadwerkelijke aanpassing of uitbreiding van het Saneringscriterium op het aspect van de mengseltoxiciteit. De systematiek kan op basis van de formules en de constanten in dit rapport geprogrammeerd worden tot een handzaam en toepasbaar instrument, vergelijkbaar met de oude Saneringsurgentie Systematiek (SUS) in het huidige Saneringscriterium. Desgewenst zijn de auteurs beschikbaar om nadere informatie of programmaonderdelen aan te leveren.

Inhoud

Uitgebreide samenvatting		9
1	Inleiding	13
1.1	Kenmerken van het Saneringscriterium voor ecologische risico's	13
1.2	Geschiedenis van de standaard ecologische risicobeoordeling	14
1.3	Verminderen van onzekerheden	16
1.4	Knelpunten en een oproep tot aanpassing van de beoordeling	16
2	Bodemverontreiniging en ecologische risico's	19
2.1	Validatie van HC5- en HC50-waarden voor de normstelling	19
2.2	Ervaringen met TRIADE-onderzoek	20
2.3	Systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek	22
3	Combinatietoxiciteit in het Saneringscriterium	25
3.1	De huidige beoordeling per stof	25
3.2	Optie voor verbetering	25
3.3	Formularium voor de berekening van de toxische druk per stof	26
3.4	De toxische druk van mengsels	26
3.5	Het eenvoudige alternatief: de toxic unit- of hazard unit-benadering	28
3.6	De keuze: TU en HU versus de TD _{MM} -benadering	30
3.7	Toxiciteit als stofeigenschap: NOEC-, EC50- en LC50-waarden	31
3.8	Rekenen met NOEC- en EC50-waarden	31
3.9	Bodemtypecorrectie	34
3.10	Achtergrondwaarden	34
3.11	Standaardstoffenpakket	35
3.12	Andere stoffen in het Saneringscriterium	36
3.13	Vanaf welke concentratie telt verontreiniging mee?	36
4	Voorstel voor besliscriteria voor de TD	39
4.1	Inleiding	39
4.2	Gemeten concentraties uit TRIADE-onderzoek	39
4.3	LDB en verontreinigde locaties	41
4.4	Discussie en synthese	45
5	Het oppervlaktecriterium	49
5.1	Inleiding	49
5.2	Doel van deze studie	49
5.3	Werkwijze	49
5.4	De onderbouwing van het oppervlaktecriterium	50
5.5	Beschouwing	51
5.6	Verkenning van invalshoeken bij een aanpassing van de methode	53
5.7	Geïntegreerd oppervlaktecriterium	58
5.8	Discussiepunt grootschalige diffuse verontreinigingen	58
5.9	Conclusies	59
5.10	Aanbevelingen	59

Referenties	61
Bijlage 1. Risico's voor het ecosysteem (Circulaire bodemsanering 2006)	65
Bijlage 2. Concentratie-additie en respons-additie	68
Bijlage 3. Soortenbescherming en milieufuncties in relatie tot ecosysteemdiensten	69
Bijlage 4. Berekening TD met een $msPAF_{EC50}$	70
Bijlage 5. NoBoWa-vergadering 11 maart 2008	71
Bijlage 6. Nomenclatuur	75

Uitgebreide samenvatting

In dit rapport worden mogelijkheden beschreven en uitgewerkt om bepaalde onderdelen in stap twee van het Saneringscriterium aan te passen aan de huidige stand van de kennis over ecologische risico's van bodemverontreiniging. Met het Saneringscriterium wordt de spoedeisendheid voor sanering van gevallen van ernstige bodemverontreiniging bepaald. Op drie punten heeft de TCB in een advies aan VROM kritiek geuit op de huidige systematiek (TCB 2006):

1. Er wordt te weinig rekening gehouden met het aspect combinatietoxiciteit;
2. De onderbouwing van zogenoemde 'oppervlaktecriterium' verdient aandacht. Misschien is op dit aspect een betere systematiek mogelijk;
3. Er wordt te weinig rekening gehouden met de daadwerkelijke blootstelling aan verontreinigende stoffen.

Op het aspect van combinatietoxiciteit (punt 1) kan volgens het RIVM op de korte termijn een methodiek worden ontwikkeld die eenvoudig inpasbaar is in het huidige Saneringscriterium. Alle benodigde gegevens voor een aanpassing zijn beschikbaar en gepubliceerd. Bovendien is er draagvlak voor combinatietoxiciteit onder wetenschappers, adviseurs en beleidsmakers. In hoofdstuk 3 en 4 van dit rapport is dit voorstel uitgewerkt. Om het aspect van het verontreinigde oppervlakte te betrekken bij de afweging van de spoedeisendheid van maatregelen is extra onderzoek nodig (punt 2). Voor dit rapport is een verkennende studie uitgevoerd voor aanpassing van het oppervlaktecriterium. Het resultaat van deze aparte studie is in hoofdstuk 5 van dit rapport opgenomen. Bij het aspect van de blootstellingsmodellering (punt 3) is de verwachting dat dit voorlopig slechts in te passen valt in stap drie van het Saneringscriterium. In aanvulling op het Nader Bodemonderzoek dient daarvoor extra locatiespecifiek onderzoek uitgevoerd te worden.

De uitgangspunten voor het nieuwe bodembeleid zijn op hoofdlijnen geformuleerd in de Beleidsbrief bodem (VROM 2003). Een door VROM ingestelde werkgroep (NoBoWa; Normstelling en Bodem en Waterbodem) zet projecten uit en maakt keuzes om het nieuwe bodembeleid nader uit te werken en in te voeren. De huidige stap twee van het Saneringscriterium is onder meer gebaseerd op een standaardafweging voor de bepaling van de 'spoed' op basis van ecologische risico's. Hiervoor worden gegevens uit het zogenaamde Nader Bodemonderzoek gebruikt. Dit betreft de concentraties van verontreinigende stoffen in mg/kg droge stof, het gehalte aan organische stof en lutum, en de ruimtelijke verdeling van de concentraties van stoffen over de ernstig verontreinigde locatie. De ernst en de omvang (het oppervlak) van de verontreiniging voor een standaardbodem kunnen hiermee berekend worden. De werkgroep NoBoWa heeft aangegeven dat het niet bedoeling is om voor stap twee van het Saneringscriterium extra analyses uit te laten voeren ter aanvulling op het Nader Bodemonderzoek. De systematiek dient dus gebruik te maken van de al aanwezige gegevens over totaalconcentraties van de verontreinigende stoffen en het gehalte lutum en organische stof op de locatie.

Combinatietoxiciteit

In dit rapport wordt voorgesteld om rekening te houden met de aanwezigheid van het mengsel van stoffen op de verontreinigde locatie. In de huidige stap twee van het Saneringscriterium gebeurt dit nog niet (of heel beperkt). De voorgestelde methodiek is wetenschappelijk onderbouwd en geeft een betere inschatting van de relatieve ernst van de situatie dan de huidige werkwijze. Praktische toepassing van een systematiek op basis van dit voorstel is niet ingewikkelder dan de huidige werkwijze en is gebaseerd op dezelfde invoergegevens. Met andere woorden, de kosten voor benodigde analyses en toepassing van de systematiek zullen naar verwachting gelijk blijven.

De kenmerken van het voorstel zijn:

- Voor de effectschatting worden gestandaardiseerde berekeningen van de totale toxische druk van het stoffenmengsel (TD) gebruikt. Hiertoe wordt de ‘meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie’ (msPAF) berekend in monsters van de verontreinigde locatie. De theorie en de praktische uitwerking zijn wetenschappelijk geverifieerd (Klepper en Van de Meent 1997; Posthuma et al. 2002; De Zwart en Posthuma 2005; Posthuma en De Zwart 2006).
- De berekening van de TD met behulp van een msPAF is op zichzelf consistent met de werkwijze bij de normstelling in Nederland en bij de EU (2003) en het toepassen van normen. Het MTR- en ER-niveau uit de normstelling zijn ook gebaseerd op grenzen die in een waarde voor de PAF worden uitgedrukt, respectievelijk 5% en 50%. De msPAF komt tot stand door toepassing van berekeningsmethoden om met mengsels om te gaan die afkomstig zijn uit de toxicologie.
- De berekening van de TD voor het Saneringscriterium zal bij voorkeur gebaseerd moeten worden op ecotoxicologische eindpunten die passend zijn bij het probleem, namelijk EC50- en LC50-waarden (effect concentration 50% en lethal concentration 50%). Bij de normstelling wordt een ander eindpunt gebruikt, namelijk NOEC (no-observed effect concentration). Dit heeft te maken met het te verwachten hoge niveau van de potentiële effecten op ernstig verontreinigde locaties, ten opzichte van locaties met een niet-ernstige bodemverontreiniging. Om verwarring te voorkomen wordt hiervoor de volgende term gehanteerd: ‘acute TD’. Deze heeft een andere betekenis dan ‘chronische TD’ op basis van NOEC-waarden in bijvoorbeeld de Risicotoolbox.
- De berekening van de acute TD met een msPAF sluit goed aan op stap drie van het Saneringscriterium. Het chemische spoor in een eenvoudig TRIADE-onderzoek in stap drie is ook gebaseerd op een berekening van de TD met behulp van msPAF (Rutgers et al. 2004; Mesman et al. 2007).
- De beoordeling volgens de voorgestelde methodiek vindt plaats aan de hand van een op de msPAF gebaseerde drempelwaarde, in plaats van een concentratie (in de huidige systematiek de HC50 of 10 maal de HC50). Het vaststellen van besliscriteria valt onder de verantwoordelijkheid van VROM en NoBoWa. Het RIVM hecht eraan om het over het over een besliscriterium te hebben, en niet over een risicogrens, om te benadrukken dat het Saneringscriterium een prioriterings-instrument is. Met dit instrument wordt een groot aantal locaties gerangordend volgens de relatieve ernst van de berekende effecten. De locaties met de grootste effecten krijgen het etiket ‘spoed’.
- Als grondslag voor de berekening van de msPAF voor ernstig verontreinigde locaties worden literatuurgegevens over de toxiciteit van stoffen gebruikt, bij voorkeur EC50- en LC50-waarden in verband met het te verwachten niveau van potentiële effecten. Wanneer slechts een op NOEC-waarden gebaseerde HC50 beschikbaar is, kunnen default-waarden gebruikt worden die gebaseerd zijn op onderbouwde schattingen. De set met gegevens over de toxiciteit van stoffen is specifiek voor de toepassing bij het Saneringscriterium en niet bedoeld voor een brede toepassing. Dit heeft onder andere te maken met lopende discussies over onder meer de inpassing van een maat voor de daadwerkelijke blootstelling via een biobeschikbaarheidscorrectie.
- de concentraties van stoffen in een monster uit het standaardstoffenpakket worden standaard meegenomen in de berekening van de TD, aangevuld met concentraties van stoffen die voor de specifieke verontreinigingssituatie van belang zijn en buiten het standaardpakket vallen. Het standaardpakket bestaat uit een aantal metalen en tien polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK’s).
- Omdat in veel gevallen zware metalen bepalend zijn voor het totale ecologische risico, zal als optie een aparte berekening van de msPAF voor zware metalen worden aangeboden. Dit verhoogt het inzicht dat lokale beheerders nodig hebben om goede beheersbeslissingen te nemen.
- Er vindt een correctie plaats voor de achtergrondconcentratie. De getalsmatige invulling van de achtergrond van zware metalen wordt gegeven door de vigerende Cb-waarden, de nieuwe

landelijke p95-AW2000-waarden of andere beleidshalve gekozen waarden (eventueel ook voor organische stoffen; zie Dirven-Van Breemen et al. 2007). Net zoals in de huidige systematiek zal geen mogelijkheid geboden worden voor een correctie van een locatiespecifieke achtergrond, omdat er dan extra onderzoek nodig is. Het ligt voor de hand om in aansluiting met de recente wijzigingen in het normenstelsel de p95-AW2000-waarden te gebruiken.

- De Circulaire bodemsanering 2006 omvat slechts de stoffen die standaard worden gemeten in het Nader Onderzoek Bodem en de prioritare stoffen die in duidelijk verhoogde concentraties aanwezig zijn. Deze stoffen zullen worden meegeteld bij de bepaling van de TD. Als afkapgrens voor duidelijk verhoogde concentraties wordt het zogenaamde middenniveau (Dirven-Van Breemen et al. 2007) voorgesteld. Dit komt voor de meeste stoffen numeriek ongeveer overeen met een 'HC20-niveau' (na aftrek van de achtergrondwaarde). Dit wordt voorgesteld om pragmatische redenen die te maken hebben met beperking van de omvang van het te meten stoffenpakket en onzekerheden bij het gebruik van landelijke waarden om te corrigeren voor de lokale achtergrondconcentratie. Eventueel kan ook het HC5-niveau worden gebruikt als afkapgrens.

Voor het aspect mengseltoxiciteit biedt de voorgestelde benadering een duidelijke verbetering ten opzichte van de huidige standaardmethodiek voor de inschatting van de spoedeisendheid in stap twee van het Saneringscriterium. Deze komt mogelijk ook tegemoet aan de kritiek van onder meer de TCB (2006). In hoofdstuk 2 zijn de achtergronden beschreven. In hoofdstuk 3 zijn de gedetailleerde uitwerking en de alternatieven beschreven. Hoofdstuk 4 bevat de systematiek in kwantitatieve bouwstenen, inclusief de informatie die gebruikt kan worden bij het kiezen van beslisriteria voor het niveau van de msPAF.

Oppervlaktecriterium

Voor dit rapport is een verkennende studie uitgevoerd naar het zogenoemde 'oppervlaktecriterium' in stap twee van het Saneringscriterium (hoofdstuk 5). De conclusie is dat de huidige onderbouwing van het oppervlaktecriterium te beperkt is en dat het wenselijk (en mogelijk) is om, naast soortbescherming, ook doorvergiftiging en milieufuncties in het oppervlaktecriterium te betrekken. De uitwerking voor soortbescherming, die nu centraal staat, kan worden verbeterd. Aanvullend kunnen de uniciteit van het ecosysteem en de mate van menselijke beïnvloeding in het oppervlaktecriterium worden meegewogen. In deze rapportage worden hiervoor uitwerkingen gegeven, ter illustratie en gedachtevorming (hoofdstuk 5), maar een nieuw oppervlaktecriterium wordt nog niet gepresenteerd. De scenario's kunnen wel dienen als basis voor een nieuw oppervlaktecriterium en om de toekomstige discussie te structureren. Deze bureaustudie dient dus als een eerste stap in de actualisering van het oppervlaktecriterium. In de vervolgstappen is het noodzakelijk om een verdere wetenschappelijke verdiepingsslag uit te voeren, gevolgd door een bredere inhoudelijke afstemming. De invulling van het oppervlaktecriterium hangt door de toevoeging van de nieuwe aspecten ook nauw samen met maatschappelijke keuzes. Deze maatschappelijke keuzes dienen in een apart traject met maatschappelijke groepen te worden afgestemd.

Blootstellingsmodellering

De normen voor bodemverontreiniging (Interventiewaarden en Maximale waarden) en de stappen één en twee van het Saneringscriterium zijn gebaseerd op een beoordeling op basis van de totaalconcentraties van verontreinigende stoffen in bodemonsters. Er vindt normaliter een correctie plaats naar een 'standaardbodem' met 25% lutum en 10% organische stof, maar dit is geen goede vervanging van een methodiek waarmee biobeschikbaarheid of blootstelling wordt bepaald. Er is veel kennis beschikbaar om een schatting van relatieve effecten te baseren op de biobeschikbaarheid en de blootstelling aan verontreinigende stoffen in het bodemecosysteem. De benodigde milieuchemische, toxicologische en ecologische instrumenten hiervoor zijn sterk in ontwikkeling. De modellen om

beschikbaarheid en blootstelling te schatten uit totaalconcentraties en de bodemeigenschappen zijn nog niet algemeen geaccepteerd en nog onvoldoende praktisch inzetbaar. Met andere woorden, voor een betrouwbare beoordeling is aanvullende informatie nodig die (nog) niet uit het (standaard) nader bodemonderzoek verkregen kan worden. Om deze reden wordt voorzien dat blootstellingmodellering niet dwingend zal worden opgelegd in stap twee van het Saneringscriterium. Stap drie van het Saneringscriterium bevat maatwerk waarbij biobeschikbaarheid- en blootstellingmodellering wel ingezet kunnen worden. Stap drie wordt niet verder uitgediept in dit rapport.

1 Inleiding

In de nieuwe Circulaire bodemsanering uit het Besluit bodemkwaliteit wordt met het Saneringscriterium de spoedeisendheid voor sanering bepaald. Bij ‘spoed’ zijn de risico’s van de bodemverontreiniging onaanvaardbaar en dienen er maatregelen getroffen te worden, zoals aangepast beheer of een sanering. Het Saneringscriterium is in drie stappen opgebouwd, waarbij de veiligheidsmarge bij elke opvolgende stap in de beoordeling verkleind wordt. Dit is te rechtvaardigen omdat bij elke stap in de beoordeling de onzekerheid over het geschatte risico afneemt (zie paragraaf 3 in dit hoofdstuk). In stap één van het Saneringscriterium wordt getoetst aan de Interventiewaarden en een beperkt aantal kenmerken betreffende de omvang van de bodemverontreiniging. In stap twee van het Saneringscriterium worden aanvullende locatiespecifieke gegevens gebruikt om de beoordeling nauwkeuriger te maken, zoals het bodemgebruik, het verontreinigde oppervlak, de geschatte blootstelling en kenmerken die de verspreiding beïnvloeden. Nochtans dient stap twee van het Saneringscriterium beschouwd te worden als een ‘standaardbeoordeling’ met een breed en algemeen toepasbaar instrumentarium. Stap drie van het Saneringscriterium is optioneel en bevat het locatiespecifieke maatwerk, waarbij naast elkaar standaardmethoden en locatiespecifieke instrumenten toegepast kunnen worden.

Voor de ecologische onderdelen van stap twee van het Saneringscriterium wordt tot nu toe een systematiek gebruikt die is afgeleid van de oude saneringsurgentiesystematiek (SUS; Koolenbrander 1995). De TCB heeft in een advies aangegeven dat de huidige methodiek verouderd is en nadere beschouwing behoeft met betrekking tot de combinatietoxiciteit (TCB 2006). De huidige systematiek is gebaseerd op een eerder advies van de TCB (1994). In dit rapport worden voorstellen gedaan voor aanpassing van de huidige stap twee van het Saneringscriterium om ‘combinatietoxiciteit’ mee te wegen bij de afweging. In hoofdstuk 5 van dit rapport worden ook resultaten van een verkennende studie gepresenteerd voor aanpassing van het ‘oppervlaktecriterium’ in de tweede stap van het Saneringscriterium. Dit hoofdstuk staat los van de andere delen van het rapport.

1.1 Kenmerken van het Saneringscriterium voor ecologische risico’s

De beoordeling van de ecologische risico’s vindt ook stapsgewijs plaats. Nadat is vastgesteld dat er sprake is van een ernstige verontreiniging (stap één), vindt een standaardbeoordeling van de ecologische risico’s plaats op basis van de locatiegegevens (onder andere het bodemgebruik) en chemische analyses (stap twee). Vervolgens kan met een eenvoudig TRIADE-onderzoek (chemie, bioassays, ecologische veldwaarnemingen) in stap drie eventueel het oordeel van stap twee worden aangepast (Rutgers et al. 2004; Mesman et al. 2007). De standaard ecologische risicobeoordeling was tot vóór 1 mei 2006 opgenomen in de zogenaamde Sanerings Urgentie Systematiek (SUS). De ecologische risicobeoordeling in SUS stamt uit 1995 en is gedeeltelijk gebaseerd op een TCB-advies uit 1994 (TCB 1994). Met de inwerkingtreding van de nieuwe Circulaire bodemsanering per 1 mei 2006 wordt gewerkt volgens het Saneringscriterium. Hierin is de standaard ecologische risicobeoordeling grotendeels ongewijzigd gebleven. De beschrijving in de Circulaire Bodemsanering (2006) is opgenomen als Bijlage 1 van dit rapport.

Het doel is om te bepalen of een locatie als gevolg van bodemverontreiniging wel of niet te maken heeft met ernstige ecologische risico’s die maatregelen of sanering rechtvaardigen. Dit wordt aangeduid met de term wel of geen ‘spoed’. In stap twee van het Saneringscriterium (de

‘standaardbeoordeling’) moet aangegeven worden of op basis van een vaste set gegevens onaanvaardbare ecologische risico’s kunnen worden uitgesloten op de betreffende locatie. De basis voor de huidige beoordeling is de HC50, de veronderstelde gevoeligheid van het ecosysteem uitgaande van het bodemgebruik en de grootte van het vervuilde oppervlak. Hierbij wordt momenteel geen rekening gehouden met de achtergrondwaarden. Onlangs is voor metalen besloten om bij de Interventiewaarden wel rekening te houden met de achtergrond. Het ligt in de rede om bij stap twee van het Saneringscriterium ook rekening te houden met de achtergrond en de verouderde urgentiesystematiek op dit punt aan te passen om inconsistenties te vermijden.

Voor de beoordeling van de mate waarin er ecologische risico’s optreden wordt momenteel de overschrijding verdisconteerd per stof. Hierbij speelt ook de grootte van het oppervlak waarbinnen overschrijding van de HC50-waarde optreedt een rol, de zogenaamde ‘contour’. Voor de beoordeling van de totale omvang van ecologische risico’s worden de gemiddelde overschrijdingen van de HC50-waarde binnen overlappende contouren bij elkaar opgeteld voor een paar specifieke stofgroepen (onder andere voor Cd, Pb en Hg, en voor specifieke organische stofgroepen, zoals chloorfenolen, chloorbenzenen en PCB’s). Voor de beoordeling worden drie sets van bodemfuncties onderscheiden: natuur is de meest gevoelige vorm van bodemgebruik, wonen met tuin, landbouw en groen met natuurwaarden zijn matig gevoelig, en groen zonder natuurwaarden (infrastructuur, bebouwing en industrieterrein) is relatief ongevoelig. Om de spoedeisendheid te beoordelen zijn criteria afgeleid voor het verontreinigde oppervlak (de contour; 50 m², 5000 m² of 0,5 km²) en voor twee gemiddelde concentratieniveaus, namelijk 1x HC50 en 10x HC50.

SUS is op nog een paar punten aangepast voor het Saneringscriterium (Circulaire Bodemsanering 2006):

- De contactzone is de bovenste 0,5 m (was: de onverzadigde zone of 1,5 m bij hoge grondwaterstand). Dat betekent dat de ecologische effecten van verontreiniging dieper dan 0,5 m standaard niet worden meegewogen in de risicobeoordeling.
- De beoordeling heeft alleen betrekking op de onverharde bodem (was: totale oppervlak van de verontreiniging).
- Aanpassingen in de terminologie: volgens de nieuwe Circulaire bodemsanering gaat het om een standaardrisicobeoordeling met als doel om vast te stellen of sprake is van spoed. In de SUS-terminologie ging het om een locatiespecifieke beoordeling om vast te stellen of sprake is van actuele risico’s.

1.2 Geschiedenis van de standaard ecologische risicobeoordeling

De ecologische risicobeoordeling voor gevallen van ernstige bodemverontreiniging is rond 1994 ontwikkeld vanuit de gedachte dat naast een beoordeling van de potentiële risico’s een vervolgbestemming nodig is van de actuele risico’s. De potentiële risico’s worden bepaald bij de beoordeling van de ernst van de verontreiniging. Daarbij wordt vastgesteld of sprake is van een overschrijding van de Interventiewaarde.

De beoordeling van de actuele risico’s zou idealiter betrokken moeten worden op dezelfde graadmeter als voor de beoordeling van de potentiële risico’s is gebruikt. Dat zou betekenen dat de ecotoxicologische component in de interventiewaarde, de HC50, ook voor de actuele risico’s als maat geldt. De HC50 is de concentratie van een stof waarbij theoretisch 50% van de soorten in het bodemecosysteem negatieve effecten ondervindt. In de praktijk valt echter niet te bepalen of deze effecten ook daadwerkelijk bij 50% van de soorten op een locatie optreden. Bovendien is de relatie

tussen de HC50 en mogelijke ecosysteemeffecten omgeven met veel onzekerheden. Er is daarom gezocht naar een praktische invulling ter benadering van het actuele risico.

Deze praktische invulling kreeg voor het eerst vorm in een nooit definitief gemaakte Circulaire van april 1994 (TCB 1994). Het beoordelingsstelsel bestaat dan uit twee elementen: het gebiedstype en een bijbehorende gevalsspecifieke HC50-waarde. Volgens dit stelsel is er sprake van een actueel risico, als de concentraties van de verontreinigingen hoger zijn dan de gevalsspecifieke HC50. Omdat een werkelijke gevalsspecifieke HC50 niet is te bepalen (dat zou kennis van de gevoeligheid van alle op de locatie voorkomende soorten vergen) is deze praktisch vertaald in een bepaald aantal malen de HC50 die voor de vaststelling van de Interventiewaarden is afgeleid. De vermenigvuldigingsfactor verschilt hierbij per gebiedstype. Bijvoorbeeld: $\geq 20x$ HC50 voor industrie en $\geq 1x$ HC50 voor kern- en ontwikkelingsgebieden in de Ecologische Hoofdstructuur (EHS). De benadering op basis van de gevalspecifieke HC50 is echter niet doorgezet. De TCB zegt in een advies hierover: ‘Gezien het grote aantal algemene soorten dat in alle gebieden voorkomt mogen op voorhand geen grote verschillen in HC50 tussen gebieden verwacht worden. Soorten in schone industriegebieden zijn niet per definitie ongevoeliger voor verontreiniging dan soorten uit schone natuurterreinen. De gevalsspecifieke HC50 is dus geen goed differentiërend kenmerk tussen urgente en niet-urgente situaties.’ De mate van verontreiniging kreeg in deze benadering in de ogen van de TCB te veel nadruk, terwijl de omvang van de verontreiniging ook een ecologisch belangrijk gegeven is.

Als alternatief is een benadering voorgesteld waarin de omvang van het verontreinigde oppervlak ook als maat voor de ernst van de effecten werd geïntroduceerd, op twee niveaus, namelijk: $> 1x$ HC50 en $> 10x$ HC50. De laatste klasse ($> 10x$ HC50) is hierbij arbitrair gekozen, omdat ‘niet kan worden gesteld dat de mate van verontreiniging boven de HC50 de actuele ecologische risico’s helemaal niet beïnvloedt.’ De beoordeling vindt dan plaats aan de hand van een matrix, zoals weergegeven in Tabel 1.1, met de drie elementen: gebiedstype, oppervlakte en concentratie. Deze benadering vormt de basis van de beoordeling volgens SUS en (sinds 1 mei 2006) de tweede stap in het Saneringscriterium.

Tabel 1.1. Het schema van de standaard ecologische risicobeoordeling. Er is sprake van onaanvaardbare risico’s als de aangegeven oppervlaktes worden overschreden.

Gebiedstype ('bodemfunctie')	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (HC50 < gem.conc. < 10x HC50)	Oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (gem.conc. > 10x HC50)
<ul style="list-style-type: none"> • natuurgebieden • kern- en ontwikkelingsgebieden EHS 	50 m^2	50 m^2
<ul style="list-style-type: none"> • weilanden • akkerbouw • wonen met tuin • grootschalig openbaar groen • recreatie 	5.000 m^2	50 m^2
<ul style="list-style-type: none"> • stedelijk gebied • bollenteelt • (glas)tuinbouw • industrie • braakliggend terrein • infrastructuur 	$0,5 \text{ km}^2$	5.000 m^2

1.3 Verminderen van onzekerheden

Het doel van het Saneringscriterium is om aan te geven of op een locatie sprake is van onaanvaardbare risico's. Bij overschrijding van de Interventiewaarde kunnen de risico's namelijk lokaal lager of soms hoger zijn dan verwacht, door risicoverlagende factoren zoals verlaagde biobeschikbaarheid, of risicoverhogende factoren zoals mengseleffecten. Het Saneringscriterium moet een eventuele sanering of aangepast beheer met een duidelijke risico-onderbouwing rechtvaardigen. De eerste stap van het Saneringscriterium is bedoeld om vast te stellen of er op een verdachte locatie sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging. Dit wordt vastgesteld op basis van een Nader Bodemonderzoek, waarbij de verontreinigingssituatie nauwkeurig in kaart wordt gebracht. Maatgevend hierbij is de overschrijding van een interventiewaarde voor een stof, op een bepaald minimum bodemoppervlak en bodemvolume. Indien er sprake is van een geval van ernstige verontreiniging volgt altijd de volgende stap: het uitvoeren van een standaardrisicobeoordeling in stap twee van het Saneringscriterium.

De conditie met onaanvaardbare risico's wordt in het Saneringscriterium met 'spoed' aangeduid. In stap twee van de beoordeling wordt daartoe meer detail in de risicobeoordeling toegevoegd ten opzichte van de toetsing aan de Interventiewaarden in stap één. Het doel is om de onzekerheden in stap één te verkleinen, of, met andere woorden, het inzicht te vergroten in het risiconiveau op de locatie. Als er na uitvoering van de standaardbeoordeling in stap twee nog steeds grote onzekerheden in de beoordeling resteren, kan vrijwillig worden overgegaan tot stap drie van het Saneringscriterium. In deze stap kan maatwerk worden ingezet door bijvoorbeeld de daadwerkelijke biobeschikbaarheid en blootstelling te bepalen of door de TRIADE-benadering toe te passen (Mesman et al. 2007; Rutgers en Den Besten 2005; Rutgers et al. 2005a). De stappen twee en drie zijn bedoeld om de onzekerheden in de beoordeling stapsgewijs te verkleinen, tot op een niveau waarop het verantwoord is om een beslissing over de 'niet-spoedeisendheid' te nemen.

1.4 Knelpunten en een oproep tot aanpassing van de beoordeling

De TCB (2006) heeft specifiek commentaar geleverd op het huidige Saneringscriterium, te weten:

1. Er wordt te weinig rekening gehouden met de aanwezigheid van een cocktail van verontreinigende stoffen;
2. De oppervlaktematoren zijn onvoldoende onderbouwd;
3. De blootstelling is gebaseerd op totaalconcentraties en niet op biobeschikbare concentraties, blootstelling of bioaccumulatie van stoffen.

Hieronder worden deze drie punten nader toegelicht, met een samenvatting van een mogelijke uitwerking voor aanpassing. Ten slotte worden verbanden met de andere stappen in het Saneringscriterium en andere instrumenten voor risicobeoordeling geschetst.

1. Mengseltoxiciteit. Bij verontreinigende locaties komen vaak mengsels van verontreinigende stoffen voor die gezamenlijk het locatiespecifieke ecologische risico bepalen. Bij de beoordeling van de spoed voor sanering of aangepast beheer wordt hiermee tot op heden weinig rekening gehouden. Op bijvoorbeeld een kleiduivenschietbaan met slechts een beperkte loodverontreiniging net boven de Interventiewaarde, zou het ecologische risico wel eens lager kunnen zijn dan op een stortplaats met een cocktail aan zware metalen net onder de Interventiewaarde.

In wetenschappelijke literatuur is een model gepresenteerd voor mengseltoxiciteit, dat toegepast kan worden bij risicobeoordeling (De Zwart en Posthuma 2005; Posthuma et al. 2002 en 2003; Traas et al. 2002). Het model is bovendien gevalideerd (Posthuma en De Zwart 2006). Bovendien blijkt het model relatief ongevoelig te zijn voor geringe afwijkingen van de

aannames bij de risicobeoordeling (Drescher en Bödeker 1995). Het ontwikkelde mengsel-model is uitgewerkt tot een praktische systematiek voor de zogenoemde Risicotoolbox (2007) en eenvoudig inpasbaar bij stap twee van het Saneringscriterium. De benodigde wetenschappelijke en beleidsmatige consensus hiervoor is bereikt. Het is mogelijk om besliscriteria voor mengseltoxiciteit te stellen, ter vervanging van de 1x HC50- en 10x HC50-overschrijding bij de huidige methodiek. De beoordelingsgrenzen zullen in overleg met de beleidsmatige werkgroep NoBoWa kunnen worden afgeleid (streng versus soepel = meer of minder locaties met spoed, met als doel de werkvoorraad hanteerbaar te maken). De stappen tot uitwerking voor een praktische module zijn gezet en worden in hoofdstuk 3 en vier van dit rapport gepresenteerd.

2. Oppervlakte. De huidige oppervlaktematen hebben een inhoudelijke basis die gebaseerd is op een schatting van de biodiversiteit in relatie tot de toegankelijkheid van een gebied. Ze voorzien echter niet in de beschouwing van de uniciteit van ecosystemen. Ook de maatschappelijke diensten van het van het bodemsysteem, zoals het opleveren van schoon grondwater, worden niet via het oppervlak geadresseerd met de huidige methodiek. Er zijn momenteel op basis van specifieke studies en gericht literatuuronderzoek geen bouwstenen beschikbaar om het verontreinigde oppervlak te verdisconteren in de risicobeoordeling. We hebben een inventariserend onderzoek uitgevoerd naar opties voor het oppervlaktecriterium en het uniciteitsconcept, die mogelijk tot een verbetering van de huidige methodiek zullen kunnen leiden. Het resultaat van deze studie is samengevat in hoofdstuk 5 van dit rapport.
3. Biobeschikbaarheid. Het Nader Bodemonderzoek voorziet in de analyse van totaalconcentraties volgens een gestandaardiseerd protocol. Momenteel is er onvoldoende data, ervaring en consensus voor het in rekening brengen van de biobeschikbaarheid van de verontreiniging in een standaardmethodiek die gebaseerd wordt op deze totaalconcentraties. De sterke en zwakke punten van de op totaalconcentraties gebaseerde systematiek zijn in beeld en er is veel onderzoeksmateriaal beschikbaar. Het is nog te vroeg om de op totaalconcentraties gebaseerde systematiek te vervangen met een algemeen toepasbaar model op basis van biobeschikbaarheid. Het ligt voor de hand om biobeschikbaarheid en blootstellingsmodellering voorlopig bij stap drie van het Saneringscriterium onder te brengen.

Binnen de Risicotoolbox (RTB) worden dezelfde kennis en basismethoden gebruikt om te komen tot een consistent raamwerk voor diverse aspecten van een risicobeoordeling. Het voorstel voor een verbetering van de tweede stap in het Saneringscriterium is consistent met de bij de RTB toegelaten werkwijze (functionaliteit: 'afleiden consequenties Lokale Maximale Waarden') en geeft een sterk gecondenseerd en ecologisch betekenisvol beeld van de effecten van verontreiniging. Dit beeld kan gegeven worden als risico's van het gehele mengsel (voor de eenvoud en het algemene beeld). Waar nodig kan het ook binnen één locatie gepresenteerd worden als risicobijdrage per stof (voor de lokale beheerder de aanzet om gerichte sanerings- of beheersactiviteiten te plannen).

In de volgende hoofdstukken worden oplossingen voor twee van de drie knelpunten in de huidige systematiek gepresenteerd. Voor de invoering van een werkwijze om mengseltoxiciteit in beschouwing te nemen worden in hoofdstuk 3 concrete voorstellen gedaan. In hoofdstuk 4 worden de voorstellen getalsmatig uitgewerkt aan de hand van twee sets met realistische gegevens. Op basis van de getalsmatige vergelijking van de oude systematiek met het voorstel in dit rapport kunnen besliscriteria worden afgeleid om de spoedeisendheid vast te stellen. In hoofdstuk 5 wordt het oppervlaktecriterium bediscussieerd. Voor de uitwerking in een concrete en praktische systematiek is nog onderzoek en draagvlak nodig.

2 Bodemverontreiniging en ecologische risico's

Ernstige gevallen van bodemverontreiniging worden in Nederland op drie aspecten beoordeeld, namelijk op de risico's voor de mens, risico's voor het ecosysteem en de kans op verspreiding van de verontreiniging. Bij een analyse van de bodemsaneringsoperatie in Nederland is gebleken dat weinig locaties louter en alleen gesaneerd worden vanwege ecologische risico's (C. Versluijs, persoonlijke mededeling). Dit heeft onder meer te maken met het feit dat het draagvlak voor sanering met onaanvaardbare ecologische risico's als aanleiding vaak ontbreekt. Bij ernstige gevallen van bodemverontreiniging is meestal niet direct waar te nemen dat er ecologische risico's zijn (op sommige locaties is nog veel aantrekkelijke natuur aanwezig), of ze worden niet essentieel geacht voor het bodemgebruik (bijvoorbeeld bij diffuse verontreiniging in de stad). De vraag of er ecologische schade te verwachten is op of rond de Interventiewaarden wordt in dit hoofdstuk behandeld.

2.1 Validatie van HC5- en HC50-waarden voor de normstelling

Van 1992 tot en met 1995 hebben TNO, de Vrije Universiteit Amsterdam en het RIVM een project uitgevoerd om de betekenis van vigerende risicogrenzen voor de beoordeling van bodemverontreiniging te onderbouwen (Posthuma et al. 1998, Posthuma et al. 2001). Het project had ten doel om:

1. de bruikbaarheid te bepalen van standaard-laboratoriumtoxiciteitstoetsen voor het schatten van ecologische effecten in de veldsituatie;
2. de ecologische relevantie van de risicogrenzen aan te geven.

In het project zijn verschillende onderzoekstechnieken toegepast voor het beantwoorden van deze vragen.

1. laboratoriumonderzoek waarbij toetsorganismen werden blootgesteld aan verontreinigde veldgrond of aan kunstmatige verontreinigde grond;
2. onderzoek waarbij laboratoriumorganismen in een proefveld werden blootgesteld aan een kunstmatig aangebrachte verontreiniging;
3. veldwaarnemingen en proefveldwaarnemingen aan populaties en levensgemeenschappen in bodems met een verschillende verontreinigingsgraad.

De conclusie van het onderzoek was dat de wijze van blootstelling aan de verontreiniging bij toxiciteitstoetsen op essentiële punten verschilt van die in de veldsituatie. De bruikbaarheid van de resultaten van toxiciteitstoetsen kan verbeterd worden door op een nauwkeuriger manier rekening te houden met de biobeschikbaarheid van de verontreiniging en de blootstellingsduur. Daarnaast hebben bodemkenmerken zowel effect op de blootstelling als op de toxiciteit van stoffen en daar wordt momenteel weinig rekening mee gehouden.

In een proefveldsituatie konden, zoals verwacht, geen effecten worden aangetoond van zink in concentraties rond de HC5-waarde, maar wel rond de HC50-waarde. Deze bevindingen werden bevestigd met onderzoeksgegevens van een bestaande bodemverontreiniging in het zuiden van Nederland. Uit literatuuronderzoek is gebleken dat deze bevinding ook lijkt te gelden voor andere metalen – met andere woorden: de conclusie lijkt gerechtvaardigd dat er meetbare effecten optreden rond de HC50-waarde, maar niet rond de HC5-waarde. De conclusie uit het validatieonderzoek luidde dat de huidige risicogrenzen (HC5 en HC50) goed bruikbaar zijn als een eerstelijnsinstrument bij de beoordeling van bodemverontreiniging, waarbij het redelijk is om aan te nemen dat er onder de HC5-waarde geen effecten te meten zijn en er boven de HC50-waarde waarschijnlijk wel effecten

optreden. Deze effecten zijn soms alleen verifieerbaar met specifiek onderzoek naar het voorkomen van bodemorganismen als indicator voor het functioneren van de bodem.

2.2 Ervaringen met TRIADE-onderzoek

Van 1997 tot en met 2004 heeft het RIVM een aantal onderzoeken uitgevoerd met de TRIADE (Schouten et al. 2003a, 2003b, Rutgers et al. 2001, 2005a, Rutgers en Den Besten 2005). De TRIADE wordt gezien als een nieuw en kansrijk beoordelingsinstrument, waarmee een aantal bezwaren van het gebruik van alleen de concentraties van verontreinigende stoffen wordt weggenomen. De TRIADE is gebaseerd op het principe van de 'weight of evidence' (WOE). De 'bewijslast' wordt met de TRIADE opgebouwd via drie verschillende invalshoeken:

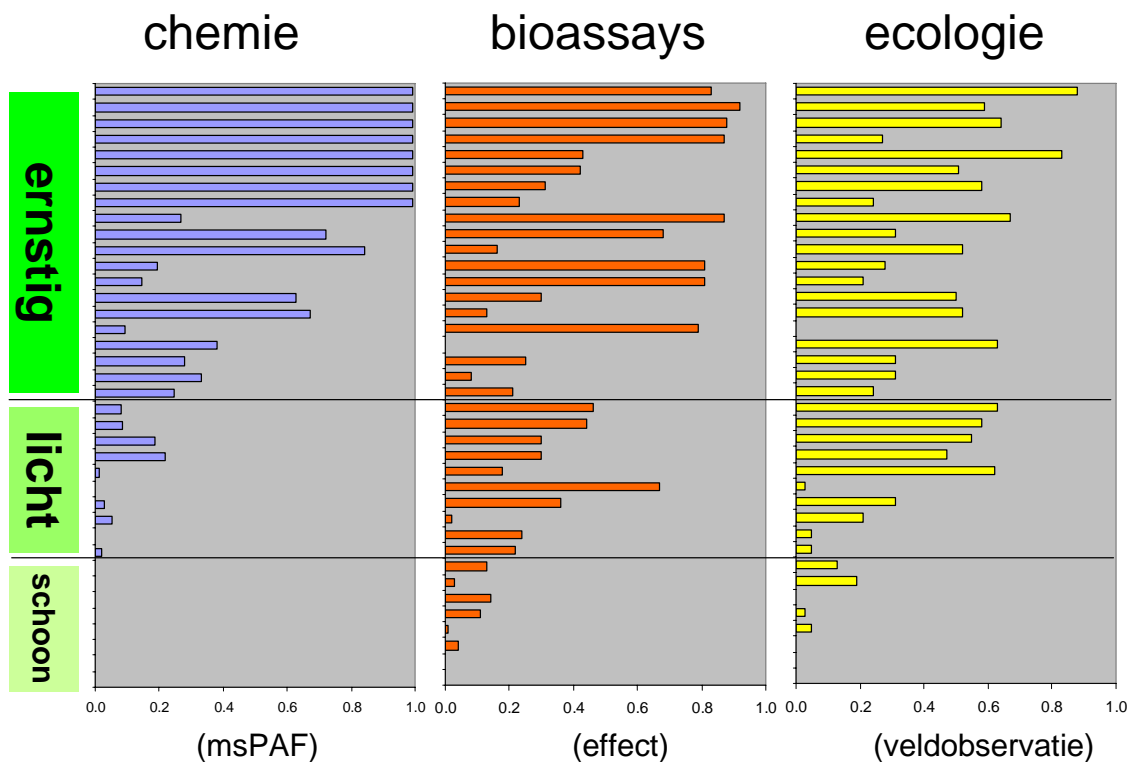
1. een schatting van de ecologische effecten gebaseerd op de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de bodem en in organismen (volgens wetenschappelijk geaccepteerde ecotoxicologische uitgangspunten);
2. een schatting van de ecologische effecten gebaseerd op de resultaten van bioassays;
3. een schatting van de ecologische effecten van bodemverontreiniging gebaseerd op een analyse van het ecosysteem op de verontreinigde locatie via veldinventarisaties.

Deze drie sporen worden ook wel aangeduid als chemie, toxicologie (bioassays) en ecologie. Gezamenlijk geven ze een veel robuuster beeld van de ecologische effecten dan via een enkel spoor mogelijk is. Tevens ontstaat er een beeld van de onzekerheid in de beoordeling. Grote verschillen tussen de uitkomsten van de verschillende sporen duiden op een grote onzekerheid in de beoordeling en vice versa. De TRIADE is in de internationale wetenschappelijke literatuur voor het eerst beschreven bij de beoordeling van waterbodems. In Nederland hebben met name het RIZA en de waterschappen ervaring met de TRIADE voor waterbodems. De TRIADE voor de droge bodem is geënt op dezelfde uitgangspunten, maar wijkt op detailniveau af (Rutgers en Den Besten 2005).

Op verschillende verontreinigde locaties in Nederland is de TRIADE toegepast voor validatie en verdere ontwikkeling. Slechts in enkele gevallen is de TRIADE gebruikt om een daadwerkelijke risicobeoordeling uit te voeren (onder andere voor de gedempte sloten in de Krimpenerwaard; Faber et al. 2004). In deze paragraaf worden de ervaringen met de TRIADE gebundeld ter illustratie en onderbouwing van het chemisch georiënteerde normenstelsel.

Het RIVM heeft voor ontwikkeling en validatie van de TRIADE in totaal 38 monsters geanalyseerd, afkomstig van acht locaties (Rutgers et al. 2001; Schouten et al. 2003a en 2003b). Op de locaties is ook ecologisch veldonderzoek uitgevoerd. Zowel verontreinigde monsters als relatief schone referentiemonsters werden geanalyseerd. De nadruk lag op monsters met concentraties van stoffen boven de interventiewaarde. Vijf locaties zijn sindsdien gesaneerd, maar na sanering niet opnieuw geanalyseerd. Figuur 2.1 geeft een samenvatting van de resultaten weer voor de verschillende TRIADE-sporen vóór sanering. De conclusie die uit de figuur kan worden getrokken is dat boven de HC50-waarde ecologische effecten in veel gevallen ook op basis van bioassays en veldobservaties aannemelijk zijn. Beneden de HC50-waarde worden soms effecten gemeten met bioassays of in veldonderzoek. Met andere woorden, het op stofconcentraties gebaseerde beoordelingskader is bruikbaar voor een eerste en grove indicatie van ecologische effecten van bodemverontreiniging. Zolang gegevens over ecologische effecten van bodemverontreiniging met alternatieve beoordelingsinstrumenten (bioassays en ecologische veldinventarisaties) ontbreken of onvoldoende representatief zijn voor de integrale beoordeling, is er dus een gegronde reden om het op stofconcentraties gebaseerde beoordelingskader te gebruiken voor een eerste schatting van de ecologische effecten.

De resultaten zijn in overeenstemming met de resultaten van het validatieonderzoek van Posthuma et al. (1998, 2001), namelijk dat boven de HC50 met gevoelige technieken meestal ecologische schade aangetoond kan worden. Met andere woorden, alternatieve technieken voor ecologische risico-beoordeling laten zien dat de traditionele wijze van risicobeoordeling bruikbaar is. Op basis van de uitgangspunten in het bodembeleid en de uitkomsten van het TRIADE-onderzoek kan geconcludeerd worden dat het normenstelsel met streef- en interventiewaarden in grote lijnen bruikbaar is voor een eerstelijns-schatting van ecologische risico's. Anderzijds kan geconcludeerd worden dat aanvullende analyses via TRIADE-onderzoek tot nuancering kan leiden.



Figuur 2.1. TRIADE-onderzoek laat ecologische effecten van bodemverontreiniging zien.

Resultaten van TRIADE-onderzoeken in 38 monsters afkomstig van in totaal van acht locaties. De resultaten zijn in staven gesorteerd per klasse van bodemverontreiniging: onderste acht staven schone locaties; middelste tien staven licht verontreinigde locaties; bovenste twintig staven ernstig verontreinigde locaties. De blauwe, rode en gele staven geven elk een type beoordeling weer: linkervak (blauw) chemische beoordeling, middenvak (rood) een beoordeling met bioassays; rechtervak (geel) een beoordeling met ecologische veldwaarnemingen (Rutgers et al. 2006a).

2.3 Stysteemgericht ecotoxicologisch onderzoek

In een omvangrijk wetenschappelijk onderzoeksprogramma met subsidies van het NWO hebben onderzoekers van verschillende Nederlandse instituten en universiteiten de ecologische effecten van de zogenaamde ‘grijze deken’ van bodemverontreiniging in Nederland onderzocht (Posthuma et al. 2007; Rutgers et al. 2006b). Ongeveer 25 AIO’s en postdocs en hun wetenschappelijke begeleiders hebben gedurende zes jaar gezamenlijk systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek gedaan op drie grote diffuus verontreinigde locaties in Nederland, namelijk de Afferdensche en Deestsche waarden (een uiterwaardengebied van de Waal), de Biesbosch (een estuarien gebied) en een veenweidegebied in de Ronde Venen (provincie Utrecht). Alle gebieden zijn belast met een ‘grijze deken’ van metalen, als gevolg van sedimentatie met verontreinigd slib (uiterwaarden en Biesbosch) of als gevolg van een specifiek bodembeheer, wat geleid heeft tot een zogenaamd ‘toemaakdek’. De concentraties van verontreinigende stoffen (metalen) liggen meestal tussen de streef- en interventiewaarde, met incidentele overschrijdingen van de Interventiewaarde. Uitzonderingen zijn de zinkconcentratie in de Biesbosch en de loodconcentratie in de Ronde Venen die regelmatig de Interventiewaarde overschrijden. Ondanks het feit dat het vanwege de enorme omvang van het verontreinigde gebied niet gaat om te saneren locaties, bieden de uitkomsten van het grootschalige onderzoek toch een beeld dat van betekenis is voor de beschouwing van ecologische effecten bij te saneren locaties.

De vraag is of de eenvoudig meetbare en stabiele totaalconcentratie verband houdt met de daadwerkelijke en variërende blootstelling aan stoffen. Dit heeft te maken met het gedrag van verontreinigende stoffen in een ingewikkelde bodemmatrix: de biologisch beschikbare fractie. De aanname dat in de venige monsters van de Ronde Venen de concentratie lood in het poriewater beneden de detectielimiet zou liggen is onjuist gebleken. De concentratie lood in het poriewater bleek wel laag te zijn, maar desondanks toch goed te correleren aan de totaalconcentratie van lood in de grondmonsters. De groei en het functioneren van sommige planten, dieren en micro-organismen bleek meetbaar te zijn beïnvloed door de verontreiniging op de onderzoekslocaties van het SSEO. Hierdoor is inzicht verkregen in de werking van toxicanten in situ. Via de ‘weight of evidence’ (zie ook de uitkomsten van het TRIADE-onderzoek in de vorige paragraaf) konden de uiteenlopende waarnemingen gecombineerd worden tot een eenduidige evidentie voor de aard en omvang van de ecologische effecten.

Een andere verworvenheid van het SSEO is de notie dat de natuurlijke variatie in sterk dynamische systemen (door bijvoorbeeld overstromingen) veel groter kan zijn dan de stress die de verontreiniging bij het ecosysteem induceert. Evengoed is bij een voldoende grote signaal-ruisverhouding het effect van de verontreiniging nog steeds meetbaar. Dit bleek uit de vergelijking van de onderzoeksinspanning op de drie locaties van het SSEO. In de relatief weinig dynamische veenbodem van de Ronde Venen waren ecologische effecten met relatief weinig onderzoeksinspanning goed meetbaar, terwijl bij de heterogene en dynamische overstromingsgebieden in de uiterwaarden en de Biesbosch ecologische effecten slechts met een grote inspanning aantoonbaar bleken te zijn.

Het SSEO heeft een perspectief gecreëerd op een realistische ecotoxicologische beoordeling van effecten van bodemverontreiniging. De indruk die bij de gebruikers van het stelsel van streef- en interventiewaarden lijkt te zijn ontstaan, is dat er wel vaak normoverschrijding is, maar dat dit in heel veel gevallen niet leidt tot waarneembare schade aan het ecosysteem. De uitkomsten van het SSEO conflicteren niet met dit globale beeld, maar laten wel zien dat vaak wel ecologische effecten aangetoond kunnen worden op die plaatsen die voorheen nog goed leken te functioneren, mits er een voldoende grote onderzoeksinspanning is gepleegd. De normstelling met streef- en interventiewaarden is ontwikkeld voor een preventief milieubeleid, waarbij kennis werd ingezet om een hypothetisch

ecosysteem te definiëren. Dit ter afleiding van altijd-veilige risicogrenzen. Voor de beoordeling van de daadwerkelijke belasting met een cocktail aan stoffen is deze benadering minder geschikt. Een concreet systeem wijkt namelijk te veel af van het generieke en hypothetische systeem. Met andere woorden, een feitelijke normoverschrijding toont aan dat er effecten kunnen zijn, maar niet wat er exact aan de hand is in het concrete ecosysteem.

3 Combinatietoxiciteit in het Saneringscriterium

3.1 De huidige beoordeling per stof

Stap twee van het huidige Saneringscriterium is gebaseerd op een stof-voor-stofbenadering, met een eenvoudige uitbreiding voor het optellen van een beperkt aantal stoffen dat de HC50-waarde overschrijdt. Onderzocht wordt bij welk oppervlak de concentratie van een verontreinigende stof de HC50-waarde overschrijdt (de zogenaamde contour), en vervolgens wat de gemiddelde concentratie van de verontreinigde stof binnen de contour is in eenheden van aantal keer de overschrijding van de HC50-waarde. Wanneer de contouren voor verschillende stoffen overlap vertonen binnen een heel beperkte set duidelijke afgebakende stofgroepen, worden HC50-overschrijdingen bij elkaar opgeteld voor het overlappende oppervlak. De besliscriteria 1x HC50 en 10x HC50 mogen een bepaald minimumoppervlak (afhankelijk van het bodemgebruik) niet overschrijden (zie Tabel 1.1). De betekenis van het verontreinigde oppervlak voor de risicobeoordeling is in een aparte studie ter hand genomen (hoofdstuk 5).

3.2 Optie voor verbetering

Bij de meeste verontreinigde locaties is sprake van een cocktail aan stoffen, die samen het totale ecologische risico bepalen. Omdat het risico in vrijwel alle gevallen stijgt als er een mengsel aanwezig is, is het voor het Saneringscriterium logisch dat de stof-voor-stofbenadering geaggregeerd moet worden tot één netto beoordeling. Hiervoor zijn verschillende opties, te weten (1) geen aggregatie, (2) via lineaire optelling (meerdere methoden mogelijk), en (3) via aggregatiemethoden die zijn ontwikkeld in de toxicologie van mengsels.

De eerste optie zou moeten afvallen, omdat de vraag voor het Saneringscriterium gericht is op het krijgen van inzicht in netto risico's. In het huidige Saneringscriterium wordt onvoldoende rekening gehouden met het netto risico vanwege het ontbreken van een praktische methodiek voor mengseltoxiciteit.

Voor optie twee geldt dat hiervoor relatief eenvoudig toe te passen methoden bestaan, die niet geheel voldoen omdat de relatie tussen stofconcentraties en risico's per stof niet lineair is.

De voorgestelde werkwijze ter verbetering van het Saneringscriterium in optie drie is gebaseerd op de bekende, niet-lineaire relatie tussen concentratie per stof en het ecologische effect en op toxicologische aggregaties van effecten over de stoffen en stofgroepen. Hiermee wordt de zogenaamde toxische druk (TD) gekwantificeerd, via de msPAF (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie). Deze laatste methodiek wordt in het nieuwe bodembeleid van Nederland toegepast bij de beoordeling van verspreidbaarheid van sedimenten uit regionale waterlopen op land en is onlangs ook toegepast bij de maatschappelijke kosten-batenanalyse bodemsanering (Rutgers et al. 2006a). Verder wordt de techniek gebruikt bij Life Cycle Analysis van industriële producten en diverse andere toepassingen.

3.3 Formularium voor de berekening van de toxische druk per stof

TD_n is een maat voor de toxische druk van een enkele stof, uitgedrukt in de eenheid potentieel aangetaste fractie (PAF):

$$TD_n = \frac{1}{1 + e^{\left[\frac{\log(n) - \alpha_n}{\beta_n} \right]}} \quad (1)$$

waarbij (n) de concentratie is van verontreinigende stof n (in mg/kg), α_n een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een logHC50) is en β_n de waarde van de spreiding van gevoeligheden over organismen voor de betreffende stof. De β komt overeen met de helling van de soortengevoeligheidsverdeling in het buigpunt (SSD, Species Sensitivity Distribution; Posthuma et al. 2002).

De TD (in PAF-eenheden) wordt berekend op basis van hetzelfde toxiciteitsmodel als het model waarmee de HC5- en HC50-waarde bepaald worden. Een TD van 0 betekent dat er geen effect is te verwachten. Een TD van 1 (of 100%) betekent dat het effect maximaal is (in wetenschappelijke termen: onder de aanname dat het lokale systeem gepresenteerd wordt door de getoetste soorten en 100% van de getoetste soorten of processen is blootgesteld boven de gekozen gevoeligheidsdrempel).

De kwantificering van toxische druk per stof wordt technisch mogelijk gemaakt door een algemeen toepasbaar basisprogramma (ETX 2.0, Van Vlaardingen et al. 2004) en verzamelingen ecotoxiciteitsgegevens (zoals de NOEC-databestanden van INS die voor preventieve generieke normstelling zijn gebruikt, of bredere bestanden, zoals de RIVM e-toxBASE). De e-toxBASE bevat bijvoorbeeld meer dan 180.000 ecotoxiciteitsgegevens, waaronder ook LC50- en EC50-waarden voor een groot aantal stoffen (> 5000 stoffen).

3.4 De toxische druk van mengsels

Verskillende modellen voor het berekenen van het netto effect van meerdere verontreinigende stoffen zijn beschikbaar, zoals Concentratie Additie (CA; in geval van stoffen met gelijke werkingsmechanismen) en Respons Additie (RA; voor stoffen met verschillende werkingsmechanismen). Ook een combinatie van beide modellen is mogelijk: eerst CA binnen stofgroepen, dan RA over stofgroepen (zie Bijlage 2 en De Zwart en Posthuma 2005). Met dit combinatiemodel (mixed model; MM) is het mogelijk om complexe mengsels te beoordelen. Al deze modellen geven een conceptueel betere en betekenisvollere schatting van de toxische druk (TD) als maat voor het geschatte netto effect van de stoffen, dan de huidige methode in stap twee van het Saneringscriterium. De methodieken hebben allemaal een logische bovengrens, namelijk: 100% aantasting van soorten ($msPAF_{\text{over all}} = 100\%$ aangetaste soorten).

Een korte uitleg van de drie modellen in de volgorde RA, CA en MM volgt hieronder.

Het respons-additiemodel gaat uit van onafhankelijke werkingsmechanismen:

$$TD_{RA} = 1 - (1 - TD_1) \cdot (1 - TD_2) \cdot \dots \cdot (1 - TD_n) = 1 - \prod (1 - TD_n) \quad (2)$$

waarbij TD staat voor de toxische druk, bijvoorbeeld uitgedrukt als een Potentieel Aangetaste Fractie van soorten (PAF) en 1, 2, n voor de individuele stoffen. De TD kan uitgerekend worden voor elke individuele stof volgens vergelijking 1.

Het concentratie-additiemodel gaat uit van gelijke toxische werkingsmechanismen van de stoffen, zodat concentratie-additiviteit geldt:

$$HU_j = \frac{[n_1]}{10^{\alpha_1}} + \frac{[n_2]}{10^{\alpha_2}} + \dots + \frac{[n_n]}{10^{\alpha_n}} = \sum_n \frac{[n]}{10^{\alpha_n}} \quad (3)$$

en

$$TD_{CAj} = \frac{1}{1 + e^{\left[\frac{\log(HU_j)}{\beta_j} \right]}} \quad (4)$$

waarbij HU_j staat voor de Hazard Units van stofgroep j waarvoor het CA model geldt. $[n_1], [n_2], \dots$ geeft de concentratie van de verontreinigende stoffen 1, 2, ... et cetera weer (bijvoorbeeld in mg/kg). α_n is een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een logHC50). β_j is een gezamenlijke parameter (helling) van de soortengevoeligheidsverdelingen (SSD; zie vergelijking 1).

De TD_{RA} of TD_{CA} (uitgedrukt in een meerdere stoffen Potentieel Aangetaste Fractie; msPAF) is een maat voor de toxische druk van het mengsel van de stoffen 1 tot en met n.

Door het RA- en CA-model te combineren kan de TD van één mengsel van stoffen berekend worden (De Zwart en Posthuma 2005), zodat zowel stoffen met een gelijk werkingsmechanisme en met verschillende werkingsmechanismen opgeteld worden (toxische druk mixed model; TD_{MM}). Hierbij dient eerst TD_{CA} te worden berekend voor die stoffen waarvoor het concentratie-additiemodel geldt (dus stoffen met een gelijk werkingsmechanisme) en daarna alle gesommeerde TD-waarden samen met TD-waarden voor individuele stoffen via het RA-model tot een TD_{MM} :

$$TD_{MM} = 1 - (1 - TD_{CA1}) \cdot (1 - TD_{CA2}) \cdot \dots \cdot (1 - TD_{CA_n}) = 1 - \prod (1 - TD_{CA_n}) \quad (5)$$

De TD van de stofgroepen 1, 2 tot en met n waarvoor het concentratie-additiemodel geldt worden eerst berekend en vervolgens via het RA-model opgeteld. NB: bij een uniek werkingsmechanisme voor één stof kan direct de TD_n worden ingevoerd in plaats van de TD_{CA_n} (zie Vergelijking 1).

De keuze welk model van de betrokken stoffen de verwachte effecten het beste benadert, wordt bepaald door het werkingsmechanisme. Hierbij kan opgemerkt worden dat alle modellen via computer-programmatuur eenvoudig beschikbaar zijn te maken. De mixed-modelbenadering (eerst CA, dan RA) is inmiddels toegepast in de Risicotoolbox (module ecologische risico's, facultatief toepasbaar naast risico-indices). Het ligt voor de hand om dit model ook voor het Saneringscriterium geschikt te maken. Een belangrijke eigenschap van alle modellen is dat er weliswaar inhoudelijke verschillen zijn, maar dat alle modellen in de praktijk vaak in kwantitatieve zin tot een vergelijkbaar resultaat leiden (CA-uitkomst \cong RA-uitkomst \cong mixed model; zie voor onderbouwing van deze stelling Drescher en Bödeker, 1995).

De waarde van de TD_{MM} is afhankelijk van het totale aantal stoffen dat bij de berekening wordt betrokken, hoewel de stoffen ver onder de gehanteerde gevoeligheidsdrempel slechts een beperkte bijdrage leveren. In theoretisch zin moet de concentratie van alle stoffen bepaald worden. In praktische zin is het handiger om uit te gaan van een standaardstoffenpakket, met mogelijkheden voor het invoeren van stoffen die met de specifieke verontreiniging verband houden. Daarnaast zal een onderscheid tussen metalen en organische stoffen het inzicht in het totale risico vergroten, omdat ervaring leert dat zware metalen vaak dominant zijn in de TD_{MM} op een verontreinigde locatie¹. Dit kan worden ingebouwd in computertoepassing (bijvoorbeeld als module in de Risicotoolbox), op een vergelijkbare wijze als bij SUS, waardoor er geen operationele belemmeringen zijn die verband houden met herhaald programmeren van de bedoelde modellen door gebruikers.

3.5 Het eenvoudige alternatief: de toxic unit- of hazard unit-benadering

Een andere manier om rekening te houden met de gecombineerde toxiciteit van verschillende stoffen in een mengsel is via de zogenaamde Toxic Unit- (TU) of Hazard Unit-benadering (HU). Hierbij wordt per stof de concentratie geschaald op een bestaand toxiciteitscriterium van een soort (zoals de NOEC of de EC50) respectievelijk op een risicogrens (zoals de HC5 of de HC50), zodat een relatieve maat ontstaat, te weten: het over de aanwezige stoffen gesommeerde aantal keren dat de betreffende criteria overschreden zijn (Mesman en Posthuma 2003). Vergelijking 3 laat zien hoe deze gesommeerde waarde berekend wordt. De eenheid TU of HU wordt ook wel een risicoquotiënt genoemd. De toxische druk wordt dan bepaald door de risicoquotiënten van de verschillende stoffen bij elkaar op te tellen. Van den Berg en Roels (1991) hebben deze methode voorgesteld als een maat voor mengseltoxiciteit bij de toepassing van de Interventiewaarden. Wanneer de risicogrens wordt bepaald door de toxiciteit van de betreffende stof voor een organisme of proces spreekt men van de Toxic Unit-benadering. Bij toepassing van HC50-waarden zal men bij voorkeur kunnen spreken van de Hazardous Unit-benadering (HU).

De TU- of HU-benadering is conceptueel identiek aan Concentratie Additie als toxicologisch model voor mengseltoxiciteit. Bij deze werkwijze worden slechts de risico-indices opgeteld volgens Vergelijking 3, maar wordt er geen rekening gehouden met de niet-lineaire relatie tussen de concentratie van een stof (of stoffen) en het effect (Vergelijking 4). Toepassing van dit model suggereert verder dat de stoffen waarvan het netto risico via TU of HU beoordeeld wordt vergelijkbare werkingsmechanismen zouden moeten hebben. De eenheid is een dimensieloos getal dat aangeeft in hoeverre de geschaalde risicogrens (impliciet op 1 gesteld) is opgevuld of overschreden. Ze is naar boven toe niet begrensd en in een puur theoretische zin kan de waarde voor de op deze wijze berekende toxische druk dus lopen van 0 tot ∞ ($0 < [\text{stof}] < \infty$).

¹ De verklaring voor de dominantie van zware metalen bij ecologische risico's in Nederland is mogelijk gelegen in het feit dat ze als gevolg van atmosferische depositie, sedimentatie of oppervlakkige bodembewerking (bemesten, storten en dempen) worden aangevoerd, niet afbreekbaar zijn, en relatief weinig uitspoeling vertonen (Rutgers et al. 2006a). Daarnaast kent de toepassing en het gebruik van zware metalen een langere geschiedenis dan die van de meeste organische stoffen. Na de zware metalen nemen waarschijnlijk polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) de tweede positie in.

Tabel 3.1. Opsomming van overwegingen bij twee concurrerende benaderingen om de relatieve ernst van bodemverontreiniging te bepalen.

<i>Aspect</i>	<i>Toxic Units / Hazard Units</i>	<i>msPAF</i>
Concept	<ul style="list-style-type: none"> Gebaseerd op een eenvoudige optelling van relatieve concentraties van stoffen. Het is niet proportioneel met het geschatte effect. Behandelt mengsels uniform via Concentratie-Additiemodel, wat afgeleid is van situaties van stoffenmengsels met een enkelvoudig werkingsmechanisme 	<ul style="list-style-type: none"> Gaat uit van gefitte niet lineaire SSD's. Wordt verondersteld proportioneel te zijn met het effect. Behandelt mengsels via het Mixed-Model: concentratie-additie binnen stofgroepen, responsadditie over stofgroepen.
Invoerdata	<ul style="list-style-type: none"> Impliciet leidt een HU-benadering, via het toepassen van risico-indices ($RI = \text{concentratie}/HC50_{NOEC}$), tot het beoordelen van sterk verontreinigde situaties op basis van NOEC-gegevens. Dit leidt tot een conceptuele discrepantie tussen de basis van de Risico-Indices (geen-effect gegevens) en de mate van lokale verontreiniging (grote effecten te verwachten). 	<ul style="list-style-type: none"> Voorgesteld wordt om invoerdata aan te laten sluiten bij de ernst van het probleem; er kan technisch gesproken zowel gekeken worden naar de $msPAF_{NOEC}$ als naar de $msPAF_{EC50}$: voor de laatste zijn meer en nauwkeuriger literatuurgegevens voorhanden, en deze methode past beter bij de 'ernstig-geval'-situatie en heeft een intuïtief duidelijker ecologische betekenis, namelijk: fractie van soorten waarbij acute effecten te verwachten zijn.
Praktijk	<ul style="list-style-type: none"> Leidt tot dimensieloze uitkomsten van 0 tot oneindig. Bij de waarde 1 wordt de gekozen toxiciteitsgrens voor het mengsel overschreden. Kan worden toegepast als er voor elke te beoordelen stof een risicogrens (bijvoorbeeld een bekende HC50) bestaat, of als er een ad hoc-HC50 wordt afgeleid. 	<ul style="list-style-type: none"> Kan leiden tot uitkomsten tussen 0 en 100% aangetaste soorten als maat voor het ecologische effect. Kan worden toegepast op basis van een risicogrens en inzicht in de spreiding van gevoeligheden (op basis van ecotoxiciteitsgegevens). Voor toepassing kan een standaardset van toxiciteitsgegevens worden afgeleid en beleidsmatig worden vastgelegd, zodanig dat er sprake is van eenduidige beoordelingsgrondslagen. In de praktijk betekent dit per stof het vastleggen van twee parameters van het SSD-model.
Uitvoer	<ul style="list-style-type: none"> Uitvoer duidt mate van ernst aan via een getal tussen 0 en oneindig, waardoor 'gevallen' op volgorde kunnen worden gezet of beoordeeld kunnen worden ten opzichte van een besliscriterium. Doordat de HU-benadering naar boven toe niet begrensd is, houdt ze onderscheidend vermogen bij zeer ernstig verontreinigde locaties. Het getal is niet erg betekenisvol als voorspeller van risico (hoger is meer risico) 	<ul style="list-style-type: none"> Uitvoer duidt mate van ernst aan als fractie van soorten waarvan de gekozen gevoeligheids-grens is overschreden (bij NOEC altijd >50% vanwege de basis van de Interventiewaarde als HC50). In verband met consistentie in de TRIADE verdient het aanbeveling om de berekeningswijze te baseren op effect-waarnemingen en niet op NOEC-waarden. Omdat de geschatte effecten gemaximaliseerd zijn op 1, verdwijnt het onderscheidende vermogen bij zeer ernstig verontreinigde locaties.
Toepassing	<ul style="list-style-type: none"> Kan eenvoudig in software worden geïmplementeerd 	<ul style="list-style-type: none"> Kan eenvoudig in software worden geïmplementeerd

Consistentie met normstelling	<ul style="list-style-type: none"> • Berekening van Risico-Indices (door $RI = \text{concentratie}/HC50_{NOEC}$) is rekentechnisch afhankelijk van bekende begrippen uit de generieke normstelling, maar voert wetenschappelijke inconsistenties in wat betreft aspecten van niet-lineariteit en hellingen, waardoor de uitkomst van een serie gevallen geen relaties hoeft te hebben met ordening naar mate van ernst 	Berekening van toxische druk (chronisch via $msPAF_{NOEC}$ of acuut via $msPAF_{EC50}$) is conceptueel consistent met de generieke normstelling en Guidance Documents van de EU, waarbij deze methodiek geprefereerd wordt boven andere methodieken mits er afdoende gegevens zijn
-------------------------------	--	---

3.6 De keuze: TU en HU versus de TD_{MM} -benadering

Nu er meerdere mogelijkheden blijken te zijn op basis waarvan situaties gerangordend kunnen worden naar vermeende ernst, en alle methodieken (TU, HU en bepaling van de TD_{MM}) op zich technisch eenvoudig te programmeren zijn en aangeboden kunnen worden via de Risicotoolbox en andere instrumenten, ligt het voor de hand om een methode te kiezen die het beste aansluit bij de huidige vraagstelling, consistent is met de huidige wetenschappelijke kennis en met overige methodieken die in de normstelling en de beoordeling van bodemkwaliteit worden gehanteerd, in de toekomst voldoende flexibel zijn om nieuwe kennis te verdisconteren en uiteraard daarnaast (zoveel mogelijk) gevalideerd zijn. Dit leidt tot een opsomming van overwegingen, zoals in Tabel 3.1 is weergegeven. Het is uiteindelijk een operationele keuze welke methodiek de voorkeur geniet voor implementatie op korte termijn.

Samenvatting

- Als rangordeningsinstrument is de berekening van de TU of HU goed bruikbaar, net als de berekening van de waarde van de TD met behulp van een $msPAF$. De rangorde voor de volgorde van de geschatte mate van effecten op ernstig verontreinigde locaties zal niet exact identiek zijn, omdat de TU- en HU-benadering geen rekening houdt met verschillen in werkingsmechanismen voor de toxiciteit van stoffen.
- De TU- of HU-benadering houdt onderscheidend vermogen bij zeer ernstig verontreinigde locaties (bijvoorbeeld meer dan 10x $HC50$). De vraag is hoe zinvol dit aspect is voor de tweede stap in het Saneringscriterium. Bij de bepaling van de TD op basis van een $msPAF$ tendert de waarde naar 100% bij zeer ernstig verontreinigde locaties en verdwijnt het onderscheidende vermogen.
- De TU- of HU-benadering kan met zowel NOEC- als met EC50-waarden gevoed worden. De noodzaak om EC50-waarden te gebruiken bij het Saneringscriterium is bij HU of TU minder aanwezig dan bij de berekening van de TD_{MM} . Dat heeft zowel nadelen als voordelen (NOEC al in het preventieve spoor, EC50 in principe betrouwbaarder en meer gegevens beschikbaar, gebruik van relevante gegevens voor het onderhavige probleem: NOEC-waarden voor alle locaties, EC50-waarden alleen voor ernstig verontreinigde locaties).
- De $TD_{MM-acuut}$ sluit goed aan bij de TRIADE, terwijl de TU- of HU-benadering dat niet doet. In het chemische spoor van de TRIADE wordt de $msPAF_{EC50}$ berekend, om de aansluiting met bioassays en veldwaarnemingen conceptueel en praktisch kloppend te krijgen (alle drie de lines of evidence zijn hierdoor gebaseerd op wel-effectgegevens en op een bovengrens van 100% effect).
- De consistentie in het normstelsel is met TU- en HU-benadering minder evident dan met de $msPAF$. Een berekening van de TD met een $msPAF$ -waarde sluit aan bij SSD's in zowel het preventieve spoor (SW en IW) als het curatieve spoor (Interventiewaarden en het Saneringscriterium, inclusief TRIADE).

3.7 Toxiciteit als stofeigenschap: NOEC-, EC50- en LC50-waarden

Bij het afleiden van risicogrenzen worden gegevens over de toxiciteit van stoffen in de literatuur verzameld. In het normenstelsel met streef- en interventiewaarden worden zogenaamde NOEC- (no-observed effect concentration) gegevens gebruikt in een zogenaamde SSD (species sensitivity distribution). De keuze op NOEC-waarden is gevallen vanwege het preventieve doel van de allereerste set van normen, het MTR en de daarvan afgeleide streefwaarden. De NOEC-waarden worden, vanwege de eenvoud en efficiëntie, ook gebruikt voor het curatieve spoor (afleiding van de interventiewaarde). Wanneer dezelfde gegevens (NOEC) worden gebruikt voor het berekenen van de toxische druk (PAF_{NOEC} en de $msPAF_{NOEC}$) op ernstig verontreinigde locaties, wordt de bovengrens voor effect-schattingen bereikt. Op ernstig verontreinigde locaties heeft namelijk de $msPAF$ op basis van NOEC-waarden een theoretische ondergrens van 50% (ten gevolge van de eerste stof die de IW overschrijdt), maar in de praktijk is de $msPAF$ meestal hoger dan 75% en zelfs vaak hoger dan 90% (waarden van 99,9% zijn geen uitzondering). De complete schaal loopt van 0 tot 100%. Met andere woorden, om het onderscheidende vermogen van $msPAF_{NOEC}$ ten volle te behouden dient onderscheidt gemaakt te worden tussen 90%-, 99%- en 99,9%-effect. Hierdoor lijkt dit instrument een beperkte waarde te hebben voor de beoordeling van ernstig verontreinigde locaties. Bovendien is de keuze voor NOEC-waarden conceptueel niet verenigbaar met de doelstelling van het verkrijgen van inzicht in (mate van) effecten op ernstig verontreinigde locaties, omdat de NOEC betrekking heeft op afwezigheid van effecten.

Het voorstel is om de berekening van de TD in een $msPAF$ -waarde te baseren op andersoortige literatuurgegevens, namelijk zogenaamde EC50- en LC50-waarden (effect concentration 50% en lethal concentration 50%). Hieruit wordt dan een SSD_{EC50} afgeleid (in plaats van een SSD_{NOEC}), en wordt verder dezelfde interpretatiewijze gehanteerd. De TD uitgedrukt in een $msPAF_{EC50}$ voorspelt echter de fractie soorten die ernstig gehinderd wordt door het stoffenmengsel. Voor de duidelijkheid is het voorstel om de 'acute TD' te onderscheiden van de 'chronische TD' op basis van NOEC-waarden. De chronische TD wordt onder andere gebruikt in de Risicotoolbox (2007).

Een ander belangrijk voordeel van de EC50- en LC50-waarden is dat in de literatuur deze gegevens van meer stoffen beschikbaar zijn en dat ze met een grotere betrouwbaarheid afgeleid kunnen worden (Scroggins 2005). De afleiding van de SSD_{EC50} is daardoor ook statistisch betrouwbaarder dan die van SSD_{NOEC} . Het derde voordeel is dat met EC50-waarden een goede aansluiting ontstaat met stap drie van het Saneringscriterium, de TRIADE. Het gebruik van EC50-waarden in de TRIADE is consistent met de andere sporen van de bewijsvoering, namelijk bioassays en veldwaarnemingen (Mesman et al. 2007). Bovendien is een en ander consistent met de modellen die voor het afleiden van normen worden gebruikt en met de Risicotoolbox (RTB functionaliteit: 'consequenties Lokale Maximale Waarden').

3.8 Rekenen met NOEC- en EC50-waarden

Een toxische druk van 50% op basis van NOEC-waarden komt ongeveer overeen met een TD van 10% (de range loopt van ongeveer 8% tot 15%) op basis van EC50-waarden, afhankelijk van de stof. Deze relatie geldt voor één stof. In onderstaande getalsmatige uitwerking wordt dit nader toegelicht.

De door het ministerie van VROM ingestelde werkgroep INS is verantwoordelijk voor het afleiden van risicogrenzen ter onderbouwing van normen, bijvoorbeeld de op NOEC-waarden gebaseerde HC50- en HC5-waarden. Er zijn momenteel geen soortengevoeligheidsverdelingen (SSD's) beschikbaar op basis van EC50-waarden voor terrestrische ecosystemen. Het is mogelijk om via realistische extrapolaties

waarden te genereren voor SSD_{EC50} , uitgaande van gegevens van de INS-werkgroep en andere projecten. Hierdoor wordt een maximale aansluiting met het normenstelsel verkregen, met een minimale onderzoeksinspanning. In dat geval kan als uitgangspunt worden genomen dat:

$$HC50_{EC50} = 10 \cdot HC50_{NOEC} \quad (6)$$

en

$$\beta_{EC50} = \beta_{NOEC} \quad (7)$$

Bij de $HC50$ (α in Vergelijking 2) gaat men uit van een ruim een factor 3 voor het verschil tussen acuut en chronisch en ruim een factor 3 voor het verschil tussen $NOEC$ en $LC50$ (zie bijvoorbeeld De Zwart 2002). Onlangs is voor invertebraten en gewervelde diersoorten in aquatische ecosystemen via literatuuronderzoek een factor van gemiddeld 8,3 gevonden voor het verschil in toxiciteit tussen acute en chronische blootstelling (Raimondo et al. 2007). Voor de helling van de SSD (β) wordt als nulhypothese gehanteerd dat er geen verschillen zijn in de spreiding van de gevoeligheden voor acute of chronische effecten of voor aquatische of terrestrische ecosystemen.

De Zwart (2002) en Rutgers et al. (2006a) hebben geëxtrapoleerde waarden toegepast bij berekening van de TD voor diverse verontreinigde situaties. Vanuit inhoudelijke overwegingen is het overigens aan te bevelen om geen gebruik te maken van de benadering met geëxtrapoleerde waarden, maar waarden te gebruiken van de originele soortengevoeligheidsverdelingen van terrestrische ecosystemen op het niveau van de $EC50$. Deze moeten dan in de nabije toekomst worden afgeleid voor alle te beschouwen stoffen; met als minimum een aantal zware metalen en de tien polycyclische aromatische koolwaterstoffen (de set van tien PAK's van VROM).

In Tabel 3.2 zijn de toxiciteitsgegevens van metalen, PAK's en enkele andere organische stoffen weergegeven. Deze zijn afgeleid van de $HC50_{NOEC}$ -waarden van INS en een geschatte spreiding van de gevoeligheid op basis van gegevens uit de database met toxiciteitsgegevens (e-toxBASE; RIVM 2008). De geschatte spreiding van gevoeligheden voor PAK's is afgeleid via een extrapolatie van de spreiding in gevoeligheden bij stoffen met een gelijk werkingsmechanisme (NPN = nonpolar narcosis; De Zwart 2002).

Samenvatting

Als grondslag voor de berekening van de TD in stap twee van het Saneringscriterium zijn $EC50$ - en $LC50$ -waarden geschikter dan $NOEC$ -waarden. De volgende argumenten worden hiervoor aangevoerd:

- het risiconiveau van het mengsel van verontreinigende stoffen is hoog en de beschouwing op acute effecten sluit in getal en gevoel goed aan bij de veronderstelde ernst van de situatie. De $msPAF_{EC50}$ heeft een relatief groot onderscheidend vermogen voor de prioritering van ernstig verontreinigde locaties. De $msPAF_{NOEC}$ heeft dit in veel mindere mate.
- $EC50$ - en $LC50$ -waarden zijn voor meer stoffen beschikbaar in de wetenschappelijke literatuur en hebben een intrinsiek grotere betrouwbaarheid dan $NOEC$ -waarden. De SSD_{EC50} heeft smallere betrouwbaarheidsintervallen dan de SSD_{NOEC} .
- Een beschouwing van effecten op het niveau van $EC50$ - en $LC50$ -waarden sluit goed aan op eventuele vervolgstappen in het Saneringscriterium, te beginnen bij de toepassing van een eenvoudig TRIADE-onderzoek.

Tabel 3.2. Invoergegevens voor berekening van de TD in monsters van verontreinigde locaties.

Voorstel voor invoergegevens (grijze kolommen) voor de berekening van de acute TD voor het mengsel van metalen en PAK's uit het standaardstoffenpakket, aangevuld met extra stoffen.

Stofnaam	σ_{sanscrit}	tmoa	ET, ER HC50 _{noec} (mg/kg)	log ET (ET, ER)	p95 AW2000 (mg/kg)	Toets- criterium +AW2000	10x ET 10x ER (mg/kg)	μ_{sanscrit} 1+log ET (ET, ER)
<u>Metalen</u>								
Arseen	0,70	AS	56	1,75	20	27	560	2,75
Barium	0,97	BA	730	2,86	190	552	7300	3,86
Cadmium	0,98	CD	12	1,08	0,6	3,7	120	2,08
Chroom (III)	0,90	CR	120	2,08	55	62	1200	3,08
Kobalt	1,11	CO	170	2,23	15	35	1700	3,23
Koper	0,71	CU	60	1,78	40	54	600	2,78
Kwik	0,70	HG	36	1,56	0,15	8,4	360	2,56
Lood	0,88	PB	490	2,69	50	214	4900	3,69
Molybdeen	1,17	MO	190	2,28	1,5	88	1900	3,28
Nikkel	0,79	NI	65	1,81	30	34	650	2,81
Zink	0,72	ZN	210	2,32	140	198	2100	3,32
<u>PAK</u>								
Anthraceen	0,71	NPN	1,6	0,20	--	0,25	16	1,20
Benzo(a)anthraceen	„	NPN	2,5	0,40	--	0,25	25	1,40
Benzo(a)pyreen	„	NPN	7	0,85	--	0,6	70	1,85
Benzo(ghi)peryleen	„	NPN	33	1,52	--	4,3	330	2,52
Benzo(k)fluorantheen	„	NPN	38	1,58	--	5,6	380	2,58
Chryseen	„	NPN	35	1,54	--	17	350	2,54
Fenanthreen	„	NPN	31	1,49	--	8,3	310	2,49
Fluorantheen	„	NPN	260	2,41	--	15	2600	3,41
Indeno(123cd)pyreen	„	NPN	1,9	0,28	--	0,24	19	1,28
Naftaleen	„	NPN	17	1,23	--	1,4	170	2,23
<u>Overig</u>								
Aldrin	1,11	CYCLO	0,22	-0,66	--	0,09	2,2	0,34
Endrin	„	CYCLO	0,1	-1,00	--	0,01	1	0,00
alfa-HCH	„	CYCLO	17	1,23	--	2,3	170	2,23
beta-HCH	„	CYCLO	13	1,11	--	0,38	130	2,11
gamma-HCH (lindaan)	„	CYCLO	1,2	0,08	--	0,035	12	1,08
DDD	0,91	DDT	34	1,53	--	0,8	340	2,53
DDE	„	DDT	1,3	0,11	--	0,13	13	1,11
DDT	„	DDT	1	0,00	--	0,1	10	1,00
Hexachloorbenzeen	1,11	CYCLO	2	0,30	--	0,22	20	1,30
Pentachloorfenol	0,69	OXPHO	12	1,08	--	1,4	120	2,08

De sigma en mu (σ_{sanscrit} en μ_{sanscrit}) zijn waarden die toegepast worden bij de standaardsoftwarefunctionaliteit ('normdist' in Excel) om de TD te berekenen. Deze zijn afgeleid respectievelijk van de sigma voor aquatische organismen en van HC50_{NOEC}-waarden (ET- of ER-waarden) die de basis vormen voor de Interventiewaarden. De μ en σ zijn constanten van de soortengevoeligheidsverdeling (SSD) en hebben een relatie met de α en β in Vergelijking 1

($\mu \equiv \alpha$; $\sigma \equiv (\pi/\sqrt{3}) \cdot \beta$; parameters gebaseerd op regressies met verschillende modellen voor de SSD). De AW2000 waarden worden gebruikt voor de achtergrondcorrectie bij metalen, maar niet bij organische stoffen. De toxic mode of action (tmoa) is van belang voor de keuze van het mengselmodel (CA of RA). Bij CA is slechts één σ voor alle stoffen met een gelijk werkingsmechanisme van belang. Het geometrische gemiddelde van de HC50 en HC5 wordt voorgesteld als toetscriterium (zie paragraaf 3.13).

3.9 Bodemtypecorrectie

Binnen dit projectonderdeel is geen aandacht besteed aan de bruikbaarheid van de vigerende bodemtypecorrectie, die ontwikkeld is voor het preventieve stofgerichte beleid. Het maakt principieel niet uit of de bodemtypecorrectie voor één stof of voor het hele mengsel wordt uitgevoerd. Een praktisch voorstel is om zo lang als er geen nieuwe voorstellen zijn de huidige bodemtypecorrectie te blijven gebruiken, ook voor het berekenen van de toxische druk met een msPAF. Dit kan aangepast worden indien er op basis van consensus een toepasbare benadering wordt geaccepteerd om daadwerkelijk rekening te houden met verschillen tussen bodems voor de te verwachten ecologische effecten en verschillen in biologische beschikbaarheid. In 2007 is een projectonderdeel gestart om de mogelijkheden voor aanpassing van de bodemtypecorrectie en/of biobeschikbaarheidscorrectie te onderzoeken.

3.10 Achtergrondwaarden

Het uitgangspunt van het bodembeleid is dat er geen maatregelen hoeven te worden getroffen om de eventuele risico's bij concentraties rondom de (natuurlijke) achtergrond te verminderen. Bij toepassing van de interventiewaarden wordt dit bewerkstelligd door een achtergrondconcentratie bij de kritische risicowaarde op te tellen, volgens de volgende formule:

$$ER = ET + Cb \quad (8)$$

Hierin is ER de Ernstig Risiconiveau, ET de Ernstig risiconiveau Toevoeging en Cb de achtergrondconcentratie (concentration background). De ET is voor ecosystemen in principe gebaseerd op de HC50-waarde.

In het bodembeleid zijn de Cb-waarden onlangs vervangen door nieuwe landelijke waarden, de basis wordt gevormd door de zogenaamde p95-AW2000-waarden (95% percentiel van de AW2000-waarden; Lamé en Nieuwenhuis 2006; Tabel 3.2). In dit voorstel wordt ook gecorrigeerd voor de achtergrond. Het ligt voor de hand om voor stap twee in het Saneringscriterium de p95-AW2000-waarden te gebruiken voor de achtergrond of eventueel nog andere af te leiden getalswaarden. Het achtergrondgehalte van nikkel is in het voorstel 30 mg/kg (p95-AW2000) en niet de beleidsmatig vastgestelde waarde van 35 mg/kg. Wanneer de lokale achtergrondconcentratie sterk afwijkt van de landelijke achtergrondwaarde zal het risico op een verontreinigde locatie verkeerd kunnen worden ingeschat. In dat geval kan toepassing van een locatiespecifieke achtergrondwaarde uitkomst bieden. Deze mogelijkheid zal niet in de voorstellen voor verbetering van stap twee van het Saneringscriterium worden ingebouwd, omdat het een standaardbeoordeling betreft op basis van de resultaten van het Nader Bodemonderzoek. Stap drie van het Saneringscriterium en de RTB zullen wellicht in de toekomst mogelijkheden bieden om rekening te houden met een locatiespecifieke achtergrond.

Voor het verrekenen van de achtergrond in de berekening van de TD is een eenvoudige optie beschikbaar die naadloos aansluit bij de huidige toepassing van normen. De landelijke achtergrondwaarde (p95-AW2000; zie Tabel 3.2) wordt afgetrokken van de concentratie van een verontreinigende stof op de locatie. Vervolgens wordt de TD_n berekend met Vergelijking 1. In wiskundig opzicht is deze werkwijze omgekeerd aan de toepassing van concentratie-additiviteit (CA) als model voor het optellen van verschillende stoffen met een gelijk werkingsmechanisme. Bij toepassing van het normenstelsel

wordt de achtergrond van de totale concentratie afgetrokken, maar wiskundig gezien komt dit op hetzelfde neer als het optellen van concentraties via het CA-model².

3.11 Standaardstoffenpakket

Bij het berekenen van de TD is het van belang alleen die stoffen te beschouwen die met de verontreiniging verband houden. Wanneer deze beperking niet wordt ingebouwd, zal de waarde van de TD enigszins beïnvloed worden door de concentratie van niet-verontreinigende stoffen, omdat het lastig is om per monster een betrouwbare achtergrondconcentratie te bepalen. Bovendien zal dan voor alle mogelijke niet verontreinigende stoffen een (duur) analysepakket moeten worden toegepast, om de benodigde invoergegevens te genereren. Voor deze twee aspecten zal een pragmatische voorziening in de systematiek ingebouwd kunnen worden. Het voorstel is om een standaardstoffenpakket voor te schrijven en dit aan te vullen met concentraties van specifieke stoffen die met de lokale verontreinigingssituatie te maken hebben, maar buiten het standaardpakket vallen. Overigens is de invloed van stoffen op concentraties rond de achtergrondwaarde op de totale waarde van de $TD_{MM-antropogeen}$ zeer gering, tenzij toxiciteit op EC50-niveau al aanwezig is rond de achtergrondwaarde van de betreffende stof. Voor de stoffen die standaard in het Nader Bodemonderzoek bepaald worden, is dit niet het geval.

In de praktijk van het bodemonderzoek wordt een standaardstoffenpakket gehanteerd, namelijk het zogenaamde NEN-5740-pakket. Deze bestaat uit een set metalen, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's; de 10 van VROM of de 16 van EPA), EOX (extraheerbare gehalogeneerde verbindingen) en minerale olie GC (C10-C40). EOX en minerale olie staan voor een breed palet aan toxische stoffen, met een zeer uiteenlopende toxiciteit voor het ecosysteem. De waarden voor EOX en voor minerale olie zijn daarom slechte schatters voor de te verwachten effecten en onbruikbaar voor het

² In het verleden is door Klepper en Van de Meent (1997) en Rutgers et al. (2000; 2001) gesuggereerd om het effect (TD) van de achtergrond af te trekken van het effect van de verontreiniging (de antropogene toevoeging) met behulp van een wiskundig equivalent van het respons-additiemodel (Vergelijking 1 in Klepper en Van de Meent 1997). Voortschrijdend inzicht gebiedt om dit wiskundige model niet meer te gebruiken binnen het kader van de zogenoemde toegevoegd risicobenadering. Dit uitgangspunt wordt bij het huidige bodembeleid gehanteerd, om te voorkomen dat maatregelen genomen worden als gevolg van concentraties van stoffen rond de achtergrondwaarde. Het is juist om de concentratie van de achtergrond van de totale concentratie af te trekken, en daarmee de antropogene toevoeging te berekenen. Dit kan gezien worden als een wiskundig equivalent van het concentratie-additiemodel, waarbij achtergrond en antropogene toevoeging dezelfde stof betreft met (daardoor uiteraard) een identiek werkingsmechanisme.

Zolang overigens de achtergrond duidelijk lager is dan het niveau waarop toxische effecten zich manifesteren, maakt het weinig uit welk wiskundig model (vergelijkbaar met de keuze voor RA of CA) voor de correctie van de achtergrond wordt toegepast voor de berekening van de $TD_{antropogeen}$. Wanneer op het niveau van de achtergrondconcentratie al toxische effecten waarneembaar zijn, maakt het wel uit. Voor chroom hebben de $HC50_{NOEC}$ - en de Cb-waarde dezelfde orde van grootte en maakt het maximaal 20% uit voor de berekening van de TD (PAF_{NOEC}). De verschillen in de berekende TD worden bijna verwaarloosbaar (< 1%) als meerdere stoffen beschouwd worden en de berekeningsgrondslag LC50- en EC50-waarden zijn ($msPAF_{EC50}$). De wijze waarop rekening gehouden wordt met de achtergrond zal dus over het algemeen weinig invloed hebben voor de beoordeling van ernstig verontreinigde locaties.

berekenen van een betrouwbare TD. Voor individuele componenten uit de groep van EOX of voor verschillende fracties in de samenstelling van de minerale olie is het (vaak) wel mogelijk om een TD te berekenen.

Er zijn onlangs aanpassingen aan dit standaardpakket aangekondigd. Hier kan rekening mee gehouden worden bij de uitwerking van het voorstel. Er zullen mogelijk meer zware metalen gerapporteerd worden, zoals antimoon, beryllium, thallium, tin en zilver. Deze kunnen ook worden meegenomen. Stoffen uit het standaardpakket waarvan redelijke betrouwbare toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, kunnen in de systematiek voor de berekening van de toxische druk (TD) worden toegepast. Dit zijn een set van zware metalen (As, Cr, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) en tien PAK's. De tien PAK's komen uit de set van VROM: naftaleen, anthraceen, fenantheen, fluorantheen, benzo(a)anthraceen, chryseen, benzo(a)pyreen, benzo(k)fluorantheen, indeno, 1,2,3-cd pyreen, en benzo(ghy)peryleen (zie ook Tabel 3.2). Op korte termijn is een herziening voor PAK's voorzien op basis van beoordelingen in de EU (EU-RAR; E. Verbruggen, mondelinge mededeling).

3.12 Andere stoffen in het Saneringscriterium

In het huidige Saneringscriterium kunnen in principe alle verontreinigingen worden beoordeeld als voor de betreffende stoffen HC50-waarden beschikbaar zijn. Daarnaast is voor sommige mengsels (bijvoorbeeld minerale olie) een ER, ET of Interventiewaarde beschikbaar: de betreffende contour kan in praktische zin de HC50-contour vervangen in het huidige Saneringscriterium. Hoewel veel stoffen relatief mobiel zijn en zich dus meestal niet in de contactzone van de bovenste 0,5 m ophouden (bijvoorbeeld BTEX en minerale olie), of relatief zeldzaam zijn (bijvoorbeeld PCB's en dioxinen), zal in het voorstel voor aanpassing van stap twee van het Saneringscriterium een voorziening getroffen worden om ook voor deze stoffen een berekening van de TD uit te kunnen voeren.

Het uitgangspunt is gelijk aan dat bij metalen en PAK's, namelijk Vergelijking 6 om de $HC50_{EC50}$ te schatten en een gekozen standaardwaarde van 0,4 voor de β ($\sigma = 0,72$). Als geen HC50-waarde beschikbaar is, zal een andere waarde gebruikt kunnen worden, namelijk de Interventiewaarde. In die gevallen is de Interventiewaarde soms gebaseerd op reële aannames van de risico's voor mens of ecosysteem (vaak het geval bij somwaarden) of op een beleidsmatige afweging. De berekening van de TD zal in het laatste geval dan niet meer een reëel berekende schatting van het relatieve en gesommeerde risico voor het ecosysteem belichamen, maar is als prioriteringsinstrument voor de afweging van spoed nog wel te gebruiken. Men dient zich in die gevallen evenwel bewust te zijn van het feit dat deze afweging dan mede gebaseerd kan zijn op de onderliggende keuzes (bijvoorbeeld risico's voor de mens, beleidsmatige overwegingen, schattingen van mengseffecten en veiligheidsfactoren).

3.13 Vanaf welke concentratie telt verontreiniging mee?

Slechts stoffen die in duidelijk verhoogde concentraties aanwezig zijn, moeten worden meegeteld bij de berekening van de TD_{MM} , om inzicht te krijgen in het effect van de antropogene belasting bij een ernstig geval van bodemverontreiniging. Met andere woorden, stoffen die in beperkte mate verhoogd zijn ten opzichte van de achtergrond zullen niet worden meegeteld bij de standaardberekening van de TD in het Saneringscriterium. De reden is om de onzekerheid bij het gebruik van de landelijk geldende achtergrondgehalten als benadering voor de lokale achtergrondconcentratie te ondervangen, en alleen die stoffen bij de berekening van de toxische druk te betrekken die met voldoende zekerheid

toegeschreven kunnen worden aan de bodemverontreiniging (de antropogene toevoeging). Dit is ook redelijk wanneer we ons realiseren dat alleen de gemeten concentraties van stoffen kunnen worden meegenomen bij de TD-berekening, terwijl de meeste stoffen niet worden gemeten. Het meenemen van alleen duidelijk verontreinigende stoffen in de TD-berekening elimineert ook dit enigszins willekeurige, maar onbelangrijke, element (vanuit het perspectief van het risico van het totale stoffenmengsel).

Inhoudelijk is dit te rechtvaardigen omdat het ook slechts deze stoffen zijn die een belangrijk aandeel leveren aan de TD_{MM} . Als pragmatische afkapgrens kan hiervoor het zogenaamde ‘midden-niveau’ (Dirven-Van Breemen et al. 2007) worden gehanteerd of een lager niveau. Dit komt voor de meeste stoffen numeriek ongeveer overeen met een theoretische HC20 (na aftrek van de gekozen achtergrondwaarde). De aanname hierbij is dus dat stoffen in concentraties boven het middenniveau met zeer grote waarschijnlijkheid het gevolg zijn van bodemverontreiniging en een onderdeel vormen van de antropogene toevoeging. In hoofdstuk 4deel wordt het resultaat van indicatieve berekeningen getoond om dit punt kwantitatief te illustreren.

Een verontreinigende stof die aanwezig is in een concentratie op het ‘middenniveau’, zal een TD tweebrengen van ongeveer 1% (PAF_{EC50}); de precieze uitkomst is afhankelijk van de helling van de soortengevoeligheidsverdeling (β). In een kunstmatig scenario is één stof aanwezig in een concentratie precies op de HC50 (niveau van de interventiewaarde; tevens de aanleiding om het geval nader in beschouwing te nemen met het Saneringscriterium) en zijn alle andere stoffen aanwezig in een concentratie precies op of net onder het middenniveau (de theoretische ‘HC20’; voorgestelde afkapgrens voor de TD_{MM} -berekening). De TD van die ene stof op HC50-niveau bedraagt ongeveer 10% (PAF_{EC50}) en de TD_{MM} van alle andere stoffen bedraagt maximaal 20% ($msPAF_{EC50}$). In de praktijk zal de concentratie van die ene stof hoger zijn dan de HC50, zullen er meestal meer stoffen aanwezig zijn boven het middenniveau (en dus gaan meetellen in de TD) en zullen stoffen onder het middenniveau vaak ook een beduidend lagere concentratie hebben. Het geval in dit voorbeeld moet dus als zeer uniek worden beschouwd. In de praktijk zal de theoretische TD_{MM} van niet meegetelde stoffen onder het middenniveau beduidend lager zijn.

Desgewenst kan een andere afkapgrens worden gehanteerd (waarde tussen middenniveau en achtergrond; ofwel een theoretisch ‘HC10-niveau’) of helemaal geen afkapgrens. In Tabel 3.2 is een kolom opgenomen met het ‘middenniveau’ ofwel het geometrische gemiddelde van de HC50 en HC5 plus de p95-AW2000 als toetscriterium voor de berekening van de TD. Deze waarden zijn gepubliceerd door Dirven-Van Breemen et al. (2007) en Lijzen et al. (2006). Voor stoffen waarvan geen middenniveau bekend is, kan gekozen worden voor de HC50/2 + p95-AW2000.

4 Voorstel voor besliscriteria voor de TD

4.1 Inleiding

De huidige beoordelingsgrenzen in stap twee van het Saneringscriterium zijn voor een deel gebaseerd op concentraties en betreffen het 1x HC50- en 10x HC50-niveau. Deze grenzen zijn afkomstig van de oude SUS en feitelijk bedoeld voor de beoordeling per stof (op een paar exotische uitzonderingen na) bij een ernstig geval van bodemverontreiniging in termen van onaanvaardbare effecten.

In dit voorstel wordt de stof-voor-stofbenadering geaggregeerd tot één waarde voor de totale toxische druk (TD als msPAF). Ook voor de msPAF dienen grenzen te worden afgeleid om de beoordeling te kunnen interpreteren in termen van wel of geen spoed. Om een gevoel voor de kwantitatieve vergelijkbaarheid van beide benaderingen te ontwikkelen, is een rekenexercitie uitgevoerd op basis van beschikbare gegevens. Idealiter zou dit gebaseerd moeten worden op een grote set betrouwbare gegevens over concentraties van alle stoffen in monsters van ernstige verontreinigde locaties. Met de beperkte tijd en middelen was dit gegevensbestand niet aan te leggen, mede omdat de benodigde gegevens nergens consequent gerapporteerd worden. Daarom is op pragmatische wijze een doorsnede gemaakt van een hypothetische werkvoorraad met verontreinigde locaties, op twee manieren:

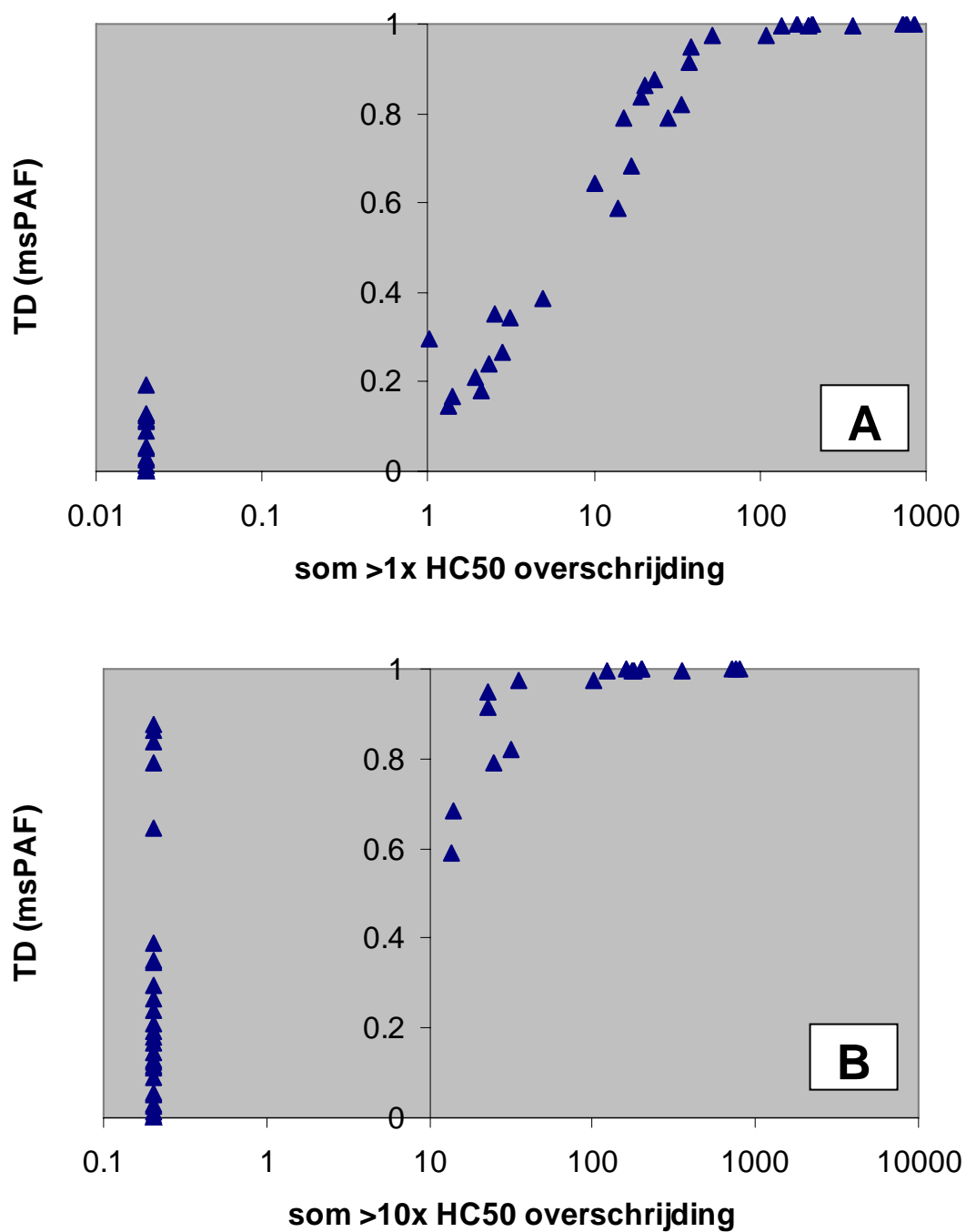
- op basis van de metingen in monsters van verontreinigde locaties ten behoeve van onderzoek met de TRIADE-benadering (Rutgers et al. 2001; Schouten et al. 2003a; 2003b).
- op basis van een uittreksel uit het Landsdekkend Beeld (LDB), met selecties van de locaties met de meest complete rapportage van stofconcentraties, zoals voor een berekening van de acute TD_{MM} gevraagd wordt (metalen en PAK's).

Deze twee exercities worden in de volgende twee paragrafen gepresenteerd, waarbij dezelfde gegevens over de concentraties van stoffen in een monster of op een locatie gebruikt worden om een beoordeling met de systematiek in het Saneringscriterium uit te voeren en een berekening te doen van de TD_{MM} op basis van de Vergelijkingen 1 tot en met 8 in hoofdstuk 3. Hiermee verkrijgen we met een geringe onderzoeksinspanning een 'eerlijke' vergelijking van beide werkwijzen.

4.2 Gemeten concentraties uit TRIADE-onderzoek

Voor het onderzoek naar de bruikbaarheid van de TRIADE-benadering zijn concentraties van stoffen op ernstig verontreinigde locaties bepaald. In drie rapporten (Rutgers et al. 2001; Schouten et al. 2003a en 2003b) zijn gegevens beschikbaar van in totaal negen locaties en 51 monsters (bioassays en veldinventarisaties zijn niet in alle monsters uitgevoerd; zie Figuur 2.1). Deze gegevens werden gebruikt om de overschrijding van besliscriteria in het huidige Saneringscriterium te vergelijken met de uitkomsten van berekening van de TD_{MM}.

In Figuur 4.1 zijn de 1x HC50- en de 10x HC50-overschrijdingen uitgezet tegen de acute TD_{MM} voor een visuele inspectie van de huidige werkwijze in het Saneringscriterium en dit voorstel. Om een zo 'eerlijk' mogelijke vergelijking te kunnen maken zijn overschrijdingen van het besliscriterium bij elkaar opgeteld voor die stoffen waarvoor een overschrijding werd aangetoond. De andere stoffen telden niet mee. Deze kunstgreep was nodig omdat de huidige systematiek niet voorziet in een continue schaal voor het complete mengsel van stoffen, terwijl de berekening van de TD dat wel doet.



Figuur 4.1. Relatie tussen TD en besliscriteria in het Saneringscriterium op basis van TRIADE-onderzoek.

Relatie tussen de besliscriteria in het huidige Saneringscriterium en de TD_{MM} (msPAF-berekening) voor 51 monsters van in totaal negen locaties. De TD_{MM} werd berekend voor het mengsel van acht metalen en tien PAK's. In de bovenste grafiek (A) werden slechts stoffen in de HC50-waarde-overschrijding opgeteld die een hogere concentratie hadden dan 1x HC50-waarde. In de onderste grafiek (B) werden slechts stoffen opgeteld met een hogere concentratie dan 10x HC50. Aan de linkerkant zijn de gegevens verzameld van monsters onder het huidige besliscriterium (1x HC50 of 10x HC50).

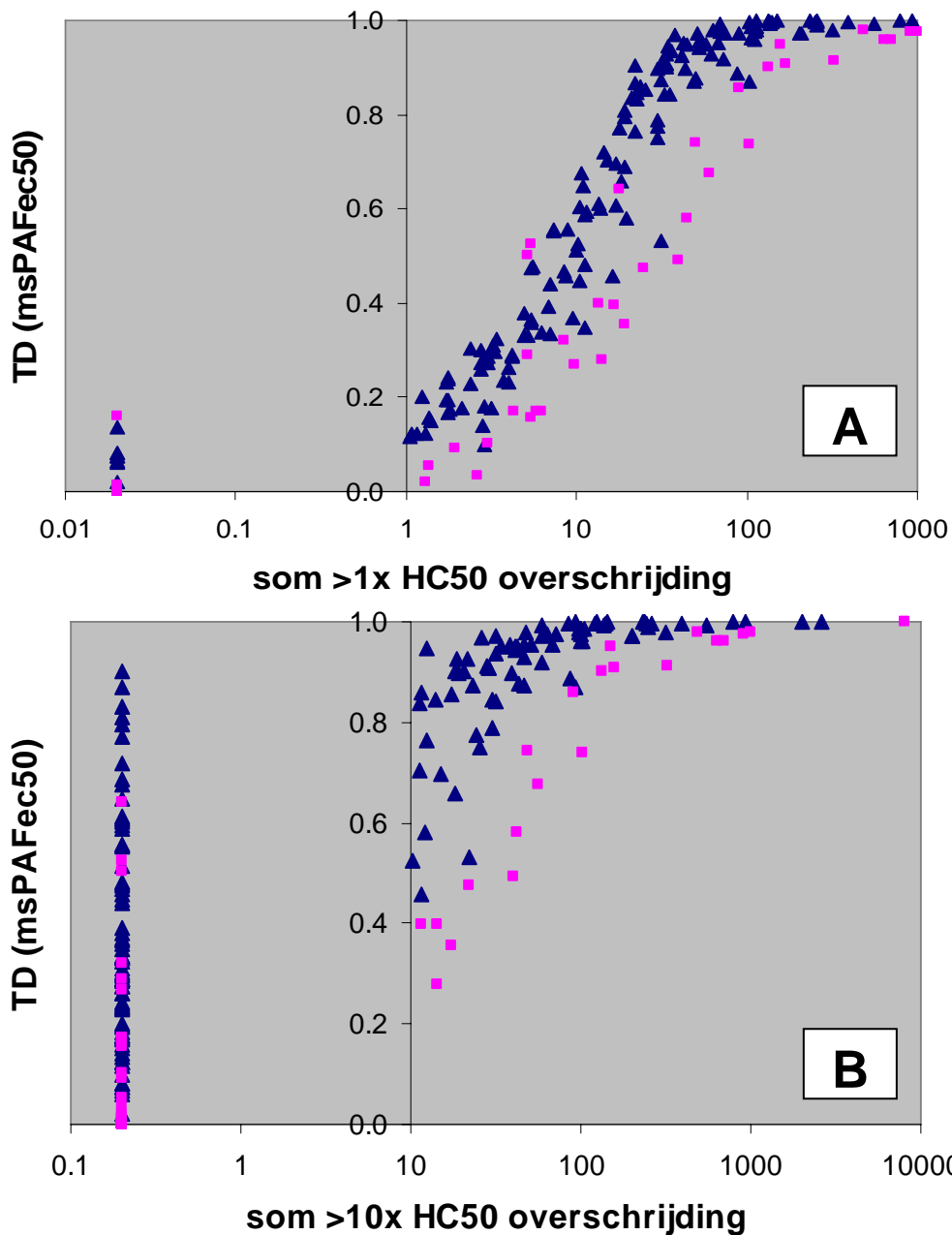
Uit Figuur 4.1A blijkt dat het besliscriterium 1x HC50 voor de beschikbare 51 monsters ongeveer overeenkwam met een TD_{MM} van 0,12 (of 12%). Uit Figuur 4.1B blijkt dat het besliscriterium 10x HC50 ongeveer overeenkwam met een TD_{MM} van 0,6 (60%). Met andere woorden, bij de besliscriteria voor de TD_{MM} van 12% respectievelijk 60% was het aantal met ‘spoed’ aan te merken locaties bij de nieuwe systematiek ongeveer gelijk aan het aantal bij de huidige systematiek. Deze set gegevens is overigens beperkt van omvang en kan niet als representatief worden beschouwd voor de werkvoorraad van ernstig verontreinigde locaties. Uit een nadere analyse van de gevonden waarden voor de TD blijkt dat meestal metalen de grootste bijdrage aan de TD_{MM} leveren. Feitelijk zijn slechts vier monsters aangetroffen waarbij één of meer PAK’s de HC50-waarde overschreden.

4.3 LDB en verontreinigde locaties

Het RIVM maakt gebruik van een bestand met gegevens over gesaneerde en te saneren locaties ten behoeve van de monitoring van de bodemsaneringsoperatie in Nederland, het zogenaamde ‘Landsdekkend beeld’ (LDB; Sterkenburg et al. 2005). Om het LDB-gegevensbestand ook voor andere vragen optimaal te kunnen benutten zijn de concentraties van de stoffen ingevoerd, in eerste instantie alleen de Interventiewaarden-overschrijdingen (Rutgers et al. 2006), maar later ook van meer stoffen. In principe zijn de gegevens daardoor bruikbaar voor de schatting van de totale omvang van ecologische effecten door het mengsel van bodemverontreinigende stoffen bij te saneren locaties.

Hoewel het LDB geschikt lijkt voor de berekening van de toxische druk op saneringslocaties, bleek er toch een asymmetrische vervorming te zijn opgetreden. Het LDB bevat gegevens over 761.000 locaties (Rutgers et al. 2006). De stofconcentraties van meerdere stoffen zijn bij 5.077 locaties in het LDB gerapporteerd, maar in geen enkel geval zijn de concentraties van acht metalen en tien PAK’s opgenomen (zie Tabel 4.1). Bij ‘slechts’ 617 locaties zijn concentraties vermeld van vier of meer metalen. Bij 61 locaties zijn concentraties vermeld van twee of meer PAK’s én twee of meer metalen. Hoewel aangenomen mag worden dat de niet ingevoerde stoffen lage concentraties hebben, zal de berekening van de TD lager uitkomen dan met de gegevens van het complete mengsel (in ieder geval nooit hoger). De mate waarin deze vervorming is opgetreden, is nader onderzocht (zie berekeningen aan het einde van deze paragraaf).

In Figuur 4.2 is het resultaat van de analyse van de LDB-gegevens weergegeven. De eerste conclusie is dat de resultaten overeenkomen met de analyse van monsters uit de TRIADE-onderzoeken (Figuur 4.1). Uit de Figuren 4.1A en 4.2A valt af te lezen dat bij extrapolatie naar precies 1x HC50-waarde overschrijding de TD_{MM} op het oog ongeveer 0,1 (= 10%) bedroeg of nog iets lager. Dat is op het eerste gezicht verrassend, omdat uit de rekenexercitie in paragraaf 3.8 bleek dat wanneer één stof precies op HC50-waardeniveau aanwezig is, de TD_{MM} (als PAF_{EC50}) een range heeft van 0,08 tot 0,15. Met andere woorden, het mengseffect lijkt afwezig! De verklaring hiervoor is eenvoudig. In de systematiek van het Saneringscriterium (de oude SUS) wordt geen rekening gehouden met achtergrondwaarden van de verontreiniging, terwijl dat bij de berekening van de TD_{MM} en bij de vernieuwde Interventiewaarden wel het geval is. Het is onwenselijk om bij aanpassing van het Saneringscriterium geen rekening te houden met de achtergrond als bij het bodembeleid uitgegaan wordt van de toegevoegd-risicobenadering, maar dat leidt wel tot deze ogenschijnlijke onvergelijkbaarheid. Wanneer bij een hypothetische berekening in alle gevallen met de achtergrond rekening wordt gehouden, komt een 1x HC50-waarde-overschrijding ongeveer overeen met een TD_{MM} van 0,15.



Figuur 4.2. Relatie tussen TD en besliscriteria in het Saneringscriterium uit het Landsdekkend Beeld.
 Relatie tussen de besliscriteria in het huidige Saneringscriterium en de TD_{MM} (msPAF msPAF-berekening) voor 281 locaties uit het Landsdekkend Beeld (LDB) met gegevens over de concentraties van twee of meer metalen en PAK's. In de bovenste grafiek (A) werden slechts stoffen in de som HC50-waarde-overschrijding opgeteld die een hogere concentratie bevatten dan 1x HC50-waarde. In de onderste grafiek (B) werden slechts die stoffen opgeteld met een hogere concentratie dan 10x HC50. Aan de linkerkant van de grafiek zijn de gegevens verzameld van monsters onder het besliscriterium (1x HC50 of 10x HC50). De meeste locaties werden gekenmerkt door een relatief grote bijdrage van metalen aan de TD_{MM} (blauwe symbolen \blacktriangle : $msPAF_{metalen}/msPAF_{PAKs} > 0,7$). De locaties met een betekenisvolle bijdrage van PAK's in de TD_{MM} zijn in paars aangegeven (\blacksquare : $msPAF_{metalen}/msPAF_{PAKs} < 0,7$). De waarde van 0,7 voor de relatieve bijdrage van metalen ten opzichte van de PAK's is gekozen met het oog op een redelijke tweedeling over alle locaties.

Bij nadere inspectie van de gegevens uit het LDB (Figuur 4.2A) bleek extra variatie aanwezig te zijn die deels verklaard kon worden door onderscheid te maken tussen metaalverontreinigde locaties en locaties waarbij ook PAK's verhoogd waren. In Figuur 4.2 is deze variatie zichtbaar gemaakt door locaties waarbij PAK's een betekenisvolle bijdrage aan de totale TD te onderscheiden ($\text{msPAF}_{\text{metalen}}/\text{msPAF}_{\text{PAK}} > 0,7$; maat zo gekozen dat een redelijk aantal met PAK belaste locaties onderscheiden kon worden). Op het eerste gezicht valt op dat bij een gelijke 1x HC50- of 10x HC50-overschrijding, de metaalgedomineerde locaties een hogere TD_{MM} hebben. De verklaring hiervoor moet gezocht worden in de huidige beoordelingssystematiek van het Saneringscriterium. Voor de metalen wordt in de huidige systematiek een risicobenadering gevolgd, namelijk een HC50-overschrijding per metaal. Voor de beoordeling van een PAK-verontreiniging wordt geen risicobenadering gevolgd, maar is een gesommeerde maat van belang, namelijk een concentratie van de som van tien PAK's (somPAK) van 40 mg/kg.

Uit de analyse van de LDB-gegevens in Figuur 4.2 lijkt de conclusie getrokken te kunnen worden dat de somPAK van 40 mg/kg in het algemeen een veilige (conservatieve) norm is van het relatieve risico ten opzichte van de beoordeling van metaalverontreinigde locaties met HC50-waarden. Deze conclusie mag niet zonder meer getrokken worden, vanwege de beperkingen van de gegevens in het LDB. De rapportage van de concentraties van PAK's (de standaardset van tien van VROM) is niet willekeurig. Er zijn slechts elf concentraties van antracene beschikbaar, de meest toxische PAK. Ter vergelijking: van de minst toxische PAK, fluorantheen, zijn 94 concentraties beschikbaar. Deze vervorming leidt tot een overschatting van de veiligheidsmarge voor het PAK-mengsel uit de analyse van Figuur 4.2. De vervorming bedraagt voor de Hazard Units (HU: Vergelijking 3) grofweg een factor twee, en voor de TD (Vergelijking 4) rond het besliscriterium ongeveer 0,1 tot 0,15 extra msPAF-eenheden.

Wanneer ook voor de PAK's een risicobenadering wordt gevolgd identiek aan metaalverontreinigde locaties, dan verdwijnt een groot deel van de variatie in Figuur 4.2. Met andere woorden, de paarse symbolen in de grafiek schuiven naar links langs de horizontale as. Hiermee verdwijnt op het oog het onderscheid tussen metaalverontreinigde locaties en locaties waarbij ook PAK's duidelijk aanwezig zijn. Voor een praktisch zinvolle vergelijking tussen de huidige systematiek en de berekening van de TD is gekozen voor deze schijnbaar vreemde presentatiewijze.

Bij het besliscriterium 10x HC50-overschrijding in relatie tot de TD_{MM} is veel meer variatie aanwezig dan met 1x HC50-overschrijding; vergelijk de variatie op basis van identieke gegevens in Figuur 4.2A met die in Figuur 4.2B. Dit is te verklaren uit de gebrekkige prestatie van de systematiek in het huidige Saneringscriterium bij dit besliscriterium als het om de te verwachten effecten gaat. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van het volgende voorbeeld. Wanneer één stof aanwezig is boven 10x HC50-waarde, en bijvoorbeeld drie stoffen net onder dit besliscriterium, dan wordt slechts deze stof in beschouwing genomen bij de afweging voor sanering. De drie stoffen die net onder het besliscriterium vallen tellen ook sterk mee bij de berekening van de TD_{MM} . Dit is zichtbaar in de grote variatie net boven het besliscriterium van 10x HC-waarde. Met andere woorden, de huidige systematiek voor beoordeling van relatieve risico's werkt niet optimaal voor het eerste besliscriterium, namelijk 1x HC50-waarde-overschrijding, maar nog minder optimaal voor het 10x HC50-waarde-overschrijding.

Het verkregen inzicht over de relatie tussen de systematiek in het huidige Saneringscriterium en de berekening van de TD_{MM} is gebruikt om een numerieke analyse te doen op basis van de cumulatieve verdelingen van de 1x HC50-overschrijdingen, 10x HC50-overschrijdingen en de TD_{MM} van de locaties. In Tabel 4.1 is het resultaat weergegeven. Daarnaast is een aantal scenario's doorgerekend om in te schatten hoe de niet-representativiteit van de beschikbare gegevens uit het LDB en de onvergelijkbare aspecten van de huidige systematiek in kwantitatieve termen doorwerkt op de TD_{MM} .

Tabel 4.1. Geschatte waarden voor de TD_{MM} bij de huidige besliscriteria in het Saneringscriterium.

Scenario	Aantal locaties uit het LMB	TD_{MM} bij 1x HC50-waarde (tussen haakjes percentielwaarde van de verdeling)	TD_{MM} bij 10x HC50-waarde (tussen haakjes percentielwaarde van de verdeling)
1. Huidige systematiek (SUS); locaties uit LDB met metalen én PAK's	281	0,086 [13%]	0,64 [54%]
2. Als 1, maar alleen locaties met twee of meer metalen én twee of meer PAK's	61	0,13 [5,0%]	NB
3. Als 1, maar met achtergrondcorrectie voor huidige SUS	281	0,12 [15%]	NB
4. Als 1, maar besliscriterium van PAK's aangepast naar een stof voor stof benadering (i.p.v. somPAK = 40 mg/kg)	281	0,15 [19%]	0,84 [64%]
5. Als 1, maar alleen met metalen	5077	0,085 [7,8%]	0,70 [73%]
6. Als 5, maar alleen met twee of meer metalen	2068	0,11 [0,54%]	NB
7. Als 5, maar alleen met vier of meer metalen	617	? [0%]	0,80 [31%]

Gegevens uit het bestand van het Landsdekkend Beeld (LDB) zijn gebruikt voor de berekening van de $msPAF_{EC50}$ als een maat voor de TD_{MM} . De TD_{MM} is berekend op het niveau waarbij in de huidige systematiek saneringsbeslissingen worden genomen (scenario 1) op basis van een gegevensset met beperkte representativiteit. Een kwantitatieve indruk van de onvolkomenheid van de beschikbare gegevens is met scenario 2, 5, 6 en 7 verkregen. De invloed van niet-consistente aspecten van de huidige methodiek (geen achtergrondcorrectie en een somPAF als besliscriterium) zijn zichtbaar gemaakt in scenario 3 en 4. NB betekent 'niet berekend'.

Als de gegevens gebruikt worden van alle locaties uit het LDB met tenminste de concentratie van één metaal en één PAK en de huidige systematiek (op basis van SUS), dan kwam het besliscriterium 1x HC50-waarde overeen met een TD van 0,09 (= 9%) en 10x HC50-waarde overeen met een TD van 0,64 (= 64%). Deze waarden kunnen niet direct één op één toegepast worden in een nieuwe systematiek op basis van een mengselbenadering, vanwege:

1. gebrek aan representatieve gegevens in het LDB. Bij analyse van de gebruikte gegevens blijkt dat bij veel locaties slechts een zeer beperkt aantal stoffen is gerapporteerd. In de scenario's 2, 5, 6 en 7 is geprobeerd om dat te ondervangen door slechts die locaties te selecteren waarbij meer stofconcentraties zijn gerapporteerd. Het effect is dat de TD_{MM} groter wordt: bij het besliscriterium 1x HC50 0,13 (scenario 2) en 0,11 (scenario 6) en bij 10x HC50 0,80 (scenario 7).
2. inconsistentie van huidige SUS met het nieuwe bodembeleid. In SUS wordt geen rekening met de achtergrond gehouden, terwijl dat in het nieuwe bodembeleid wel het geval is. Hierdoor komt scenario 1 bij 1x HC50 3% lager uit voor in scenario 3 (0,12).
3. verschillen in de benadering van metalen en PAK's in de huidige SUS. In SUS wordt voor de beoordeling van PAK's een niet op risico's gebaseerde som-benadering toegepast en voor de metalen een stof-voor-stofbenadering. Als voor de PAK's ook een stof-voor-stofbenadering wordt toegepast, verdwijnt de inconsistentie. In dit theoretische geval zou de TD_{MM} bij 1x HC50 uitkomen op 0,15 en bij 10x HC50 op 0,84 (scenario 4).

Een schatting op basis van een integrale analyse kan volgens de auteurs neerkomen op een waarde van 0,15 voor de $msPAF_{EC50}$ als vervanging van de HC50 (scenario 4) en 0,80 voor de $msPAF_{EC50}$ als vervanging van de 10x HC50 (scenario 4) in de tweede stap van het Saneringscriterium. Hierbij wordt een deel van de veiligheidsmarge bij de huidige beoordeling van PAK-verontreinigde locaties opgeofferd en consistent gemaakt met de beoordeling van metalen. Aan de andere kant is deze schatting wel weer enigszins conservatief, vanwege het gebrek aan gegevens (vergelijk scenario 1 met scenario 2).

4.4 Discussie en synthese

In de voorgaande paragrafen van dit hoofdstuk is een kwantitatieve vergelijking gemaakt tussen de systematiek in het Saneringscriterium (op basis van de oude Saneringsurgentie Systematiek, SUS) en een mengselbenadering op basis van een berekening van de toxische druk (TD_{MM} met een $msPAF_{EC50}$). Deze vergelijking is gemaakt met de ‘best-available’ kennis en gegevens, binnen een beperkte tijd. Het effect van onvolkomenheden bij deze aanpak is met aanvullende analyses gekwantificeerd, zodat in deze paragraaf een aanbeveling kan worden gedaan voor praktische besliscriteria betreffende beslissingen van de spoedeisendheid bij verontreinigde locaties.

Deze analyse is ook geschikt als uitgangspunt voor een Bedrijfs- en Milieueffectentoets (BET en MET), indien dit bij invoering van de systematiek geëist wordt. In dit rapport is als praktisch uitgangspunt voor voorstellen van besliscriteria gekozen om de werkvoorraad van verontreinigde locaties op een vergelijkbare wijze te splitsen als bij de oude SUS in een deel ‘spoed’ en een deel ‘geen spoed’. Met andere woorden, bij een eenvoudige analyse zijn de bedrijfseffecten verwaarloosbaar (evenveel te saneren locaties). Omdat de voorgestelde mengselbenadering wetenschappelijk en praktisch gezien een verbetering is ten opzichte van de oude SUS is er wel een batig saldo in termen van de MET. In praktische zin betekent dit dat sommige locaties in het oude regime wel, maar met de nieuwe systematiek niet gesaneerd zouden moeten worden, en vice versa. Een voorbeeld is een alleen met lood verontreinigd kleiduienschietterrein net boven de Interventiewaarde. Stortplaatsen en dempingen met een cocktail aan verontreinigende stoffen zullen met de nieuwe systematiek mogelijk wel als spoedeisend gekenmerkt worden, als gevolg van het mengseleffect.

De vergelijking lijkt ingewikkeld, maar dat heeft vooral te maken met de inconsistenties in de huidige systematiek (op basis van de oude SUS) ten opzichte van de uitgangspunten van het nieuwe bodembeleid. Daarnaast waren gegevens niet in voldoende mate beschikbaar, representatief of toegankelijk voor een volwaardige vergelijking.

De hoogste waarde die voor de TD_{MM} op het niveau van het besliscriterium 1x HC50-waarde-overschrijding is gevonden bedraagt 0,13 (= 13%). Met meer gegevens zou misschien een iets hogere waarde voor de TD_{MM} berekend kunnen worden. Als er rekening wordt gehouden met het feit dat de huidige systematiek ‘streng’ uitpakt voor beoordeling van PAK-verontreinigde locaties, vanwege de somPAK-benadering, kan een iets hogere drempel gekozen worden (0,15; scenario 4) waarbij de milieuprestaties van de systematiek voor metalen en PAK’s theoretisch op een gelijk niveau komen. Het is de verwachting van de auteurs dat bij een drempel voor de $msPAF_{EC50}$ van 0,20 (20%) er een iets kleiner aantal locaties spoedeisend verklaard zal worden ten opzichte van het vergelijkbare besliscriterium (1x HC50).

De hoogste waarde die voor de TD_{MM} op het niveau van het besliscriterium 10x HC50-waarde-overschrijding liggen tussen 0,70 en 0,84. De 10x HC50-waarde bij een locatiebeoordeling is nauwelijks

gebaseerd op een risicobenadering, omdat bij 9x HC50-waarde er ook effecten aanwezig zijn (ruim voor de 10x HC50 treden in het algemeen met het blote oog zichtbare effecten op). Bij dit criterium spelen vaak andere argumenten dan het resultaat van de risicobeoordeling een rol om wel of niet te saneren. Wanneer niet gesaneerd wordt terwijl er met het blote oog zichtbare effecten op het ecosysteem aanwezig zijn, kan de argumentatie zijn dat de effecten en het ecosysteem geen doorslaggevende betekenis hebben voor het bodemgebruik. Met andere woorden, de kwantitatieve vergelijking tussen de mengselbenadering in dit rapport en de 10xHC50-waarde voor één stof heeft een beperkte betekenis als het gaat om een zinvolle opsplitsing van de werkvoorraad voor de te saneren locaties. Volgens de auteurs zou de discussie opgestart moeten worden om een wat lage TD_{MM} te kiezen ter vervanging van de 10x HC50-waarde als besliscriterium, bijvoorbeeld in de range van 0,5 tot 0,75 (= 50% tot 75%). Dit besliscriterium is numeriek niet zo van belang voor de spoedeisendheid, maar kan wel fungeren als aanleiding voor een discussie over het potentiële belang van een functionerend ecosysteem op deze locaties.

In Tabel 4.2 zijn de voorstellen voor besliscriteria 0,15 en 0,5 verwerkt als vervanging voor de 1x HC50 en 10x HC50 in de huidige oppervlaktetabel van de tweede stap in het Saneringscriterium. De oppervlaktematen zijn hetzelfde gebleven, omdat er momenteel geen praktisch model of systematiek beschikbaar is om ze aan te passen. In het volgende hoofdstuk worden de achtergronden en de onderbouwing van de oppervlaktematen bediscussieerd en worden aandachtspunten voor verder onderzoek voorgesteld.

Voor de derde stap in het Saneringscriterium is een dergelijke tabel met besliscriteria voor de TD voorgesteld (Rutgers et al. 2005a) bij toepassing van een eenvoudige TRIADE. Voor de TRIADE zijn de grenzen van 0,2 en 0,5 voorgesteld, in plaats van 0,15 en 0,5. Omdat met de TRIADE een verdere vermindering van onzekerheden in de risicoschatting behaald kan worden, is een kleinere veiligheidsmarge door toepassing van minder conservatieve besliscriteria mogelijk.

Dit rapport bevat voldoende elementen om het Saneringscriterium op het onderdeel ecologie op korte termijn aan te passen, namelijk 1) de uitwerking en onderbouwing van vergelijkingen voor de mengselmodellering en berekening van de TD, inclusief de afleiding van de benodigde invoergegevens (hoofdstuk 2 en 3), en een traject voor de afleiding van besliscriteria (hoofdstuk 4). Ten behoeve van de besluitvorming door de werkgroep NoBoWa is een oplegnotitie met de belangrijkste stappen gemaakt (Bijlage 5). Op termijn is op onderdelen verbetering mogelijk, waardoor de berekening van de TD beter onderbouwd kan worden. Het betreft vooral een set van up-to-date toxiciteitsgegevens, op basis van recent en adequaat verzamelde EC50-waarden. Hiervoor is extra literatuuronderzoek en analyse nodig.

Tabel 4.2. RIVM-voorstel voor besliscriteria en oppervlaktematen in stap twee van het Saneringscriterium.

<i>Bodemgebruik</i>	<i>Oppervlakte verontreiniging</i> ($0,15 < TD_{MMec50} < 0,5$)	<i>Oppervlakte verontreiniging</i> ($TD_{MMec50} > 0,5$)
<i>Gevoelig:</i> natuur (incl. EHS)	< 50 m ²	< 50 m ²
<i>Matig gevoelig:</i> recreatief groen met natuur- waarden, landbouw, (moes)tuin	< 5.000 m ²	< 50 m ²
<i>Relatief ongevoelig:</i> ander groen, bebouwing infrastructuur en industrie	< 0,5 km ²	< 5.000 m ²

Schema voor de beoordeling van de spoedeisendheid van maatregelen op basis van resultaten uit het Nader Bodemonderzoek (gestandaardiseerde, generieke risicobeoordeling) en de bodemgebruiksvormen volgens NoBoWa. Voor wat betreft de oppervlaktematen is de tabel overgenomen uit SUS (Koolenbrander 1995). De besliscriteria voor de toxische druk (TD) door verhoogde concentraties met toxische stoffen zijn gebaseerd op een berekening van een msPAF (meer stoffen Potentieel Aangetaste Fractie) en een vergelijking met de besliscriteria in het huidige Saneringscriterium (zie tekst). Er wordt verondersteld dat de effecten niet onaanvaardbaar zijn, wanneer de gemiddelde berekende TD binnen een contour de aangegeven oppervlakte niet overschrijdt.

5 Het oppervlaktecriterium

5.1 Inleiding

Het oppervlak waarover een bodemverontreiniging zich uitstrekt is een belangrijk gegeven bij een ecologische risicobeoordeling, naast de concentraties van de stoffen. Intuïtief geldt hierbij: hoe groter het oppervlak, hoe groter het ecologische effect. Dit is dan ook het uitgangspunt van het zogenoemde 'oppervlaktecriterium', dat een onderdeel vormt van de standaardbeoordelingsmethode van de ecologische risico's van bodemverontreiniging in stap twee van het Saneringscriterium. Met drie oppervlaktematen (50 m^2 , 5000 m^2 en $0,5 \text{ km}^2$; ofwel $5 \cdot 10^1 \text{ m}^2$, $5 \cdot 10^3 \text{ m}^2$ en $5 \cdot 10^5 \text{ m}^2$) wordt een gelijke blootstelling van soorten aan bodemverontreiniging geschat voor gebiedstypen met een andere mate van toegankelijkheid. In de beoordeling wordt vastgesteld of de verontreiniging de bij het gebiedstype behorende oppervlaktemaat overschrijdt. De methode wordt toegepast op gevallen van ernstige bodemverontreiniging volgens de Wet bodembescherming. Het doel van deze beoordeling is dan om vast te stellen of sprake is van onaanvaardbare risico's, waarbij spoedige maatregelen nodig zijn (bijvoorbeeld sanering). Naast ecologische risico's worden ook risico's voor de mens en verspreidingsrisico's beoordeeld, maar die vormen geen onderwerp van dit rapport. Onlangs heeft de Technische Commissie Bodembescherming (TCB 2006) aangegeven dat zij deze standaardbeoordelingswijze voor ecologische risico's verouderd acht en dat een nadere beschouwing wenselijk is. Zij noemt daarbij onder andere het oppervlaktecriterium. Om deze reden heeft het ministerie van VROM aan het RIVM gevraagd een studie te verrichten naar de achtergronden van het oppervlaktecriterium en de wenselijkheid en mogelijkheden om aanpassingen aan te brengen in de methode van beoordeling. In deze studie zijn de (wetenschappelijke) achtergronden geïnventariseerd en is een verkenning verricht van invalshoeken bij een aanpassing van de methode.

5.2 Doel van deze studie

Het doel van de in dit hoofdstuk beschreven studie is in de eerste plaats om inzicht te verschaffen in de inhoudelijke achtergronden van het oppervlaktecriterium in de context van de standaardrisicobeoordeling voor gevallen van ernstige bodemverontreiniging, de stap twee van het Saneringscriterium. Een tweede doel van deze studie is om een verkenning te doen naar mogelijke aanpassingen, vanuit inhoudelijk perspectief. Deze aanpassingen zijn, afhankelijk van de benodigde invoergegevens, van belang voor de standaardbeoordeling in stap twee van het Saneringscriterium, maar eventueel ook voor de expert beoordeling (maatwerk) in stap drie.

5.3 Werkwijze

Op basis van een beperkte bureaustudie is een notitie opgesteld over de achtergronden van het oppervlaktecriterium. Op basis van deze notitie heeft intern binnen het RIVM met een groep van deskundigen gedachte-uitwisseling plaatsgevonden over de mogelijke benaderingen en invalshoeken bij de aanpassing van het oppervlaktecriterium. Het verslag van dit overleg (16 november 2006) is opgenomen als bijlage van een brieffrapport (kenmerk RIVM 371/06 LER jl/md). Op basis van dit overleg zijn de belangrijkste invalshoeken verder verkend en zijn aanbevelingen geformuleerd voor vervolgstappen.

5.4 De onderbouwing van het oppervlaktecriterium

De oppervlakten 50 m², 5000 m² en 0,5 km² hebben een wetenschappelijke onderbouwing. Deze voert terug op een empirische relatie tussen het aantal soorten in een (natuur)gebied en het oppervlak daarvan, de zogenaamde Arrhenius-functie (Arrhenius 1921). In een formule:

$$S = c \cdot A^z \quad (9)$$

Waarbij: S is het aantal soorten, c is een evenredigheidsconstante, A is het oppervlak van het beschouwde gebied (km²) en z is een exponent van de soort/areaalcurve.

De TCB (1994) adviseerde om voor een toepassing van deze soorten/areaalrelatie bij gevallen van bodemverontreiniging een z-waarde van 0,15 te gebruiken, gelijk aan de waarde die zij eerder adviseerde voor de bodemfauna op het vasteland in landbouwgronden. Deze z-waarde is gekozen uit de range van 0,12 – 0,17 die van toepassing is voor bodemfauna op het vasteland; op eilanden ligt deze waarde dichterbij 0,4 (Nys 1987).

Bij de geadviseerde z-waarde van 0,15 geldt dat een verdubbeling van het aantal soorten mag worden verwacht als het oppervlak een factor 100 groter wordt. Op basis hiervan is berekend dat op een oppervlak van 50 m² (dat is de ruimtelijke eenheid behorend bij de interventiewaarde) ongeveer 5% van de Nederlandse soorten kan worden verwacht. Hieronder volgt een illustratie van de rekensom, beginnend bij het oppervlak van Nederland (37.279 km²):

- 37.000 km² = 100% soorten
- 370 km² = 50% soorten
- 3,7 km² = 25% soorten
- 0,037 km² = 12,5% soorten
- 0,00037 km² (370 m²) = 6,25% soorten
- 0,0000037 km² (3,7 m²) = 3,1% soorten

Op deze wijze is zowel een meetinstrument als het nulpunt van de schaal (5% van de soorten in 50 m² natuurgebied) beschikbaar.

De beide andere oppervlakten uit de beoordelingsmatrix (5000 m² en 0,5 km²) komen in beeld door de mate van toegankelijkheid (factor K) in beschouwing te nemen. De gepresenteerde relatie in Vergelijking 9 is geldig voor gebieden die volledig toegankelijk en bewoonbaar zijn voor alle soorten organismen, zoals natuurgebieden. Voor een situatie die slechts voor de helft als 'toegankelijk' kan worden beschouwd, is het oppervlak waarbij 5% van de soorten wordt blootgesteld op basis van de bovengenoemde relatie en z-factor 100 maal groter, dus 5000 m². Voor een situatie die voor een kwart als toegankelijk kan worden beschouwd, is dit oppervlak 0,5 km².

Kanttekeningen

- Voor bodemorganismen is de relatie in theorie geldig, omdat de actieradius van deze organismen kleiner is dan 50 m². Voor grotere organismen met actieradius of territorium groter dan 50 m² gaat de relatie niet op.
- De z-waarde is een zeer gevoelige parameter in de relatie; binnen de range van z-waarden voor het vasteland (volgens de bronnen die de TCB noemt meestal tussen 0,12 en 0,17) verschilt het oppervlak behorend bij een schatting van 5% van de Nederlandse soorten al met een factor 10.000).
- De maat voor toegankelijkheid (K = 0,5 of K = 0,25) in relatie tot de gebiedstypen is een arbitraire keuze; de TCB gaf destijds aan dat hierover verdere gedachtevorming dient plaats te vinden.
- Wetenschappelijke fundamenten liggen ten grondslag liggen aan de gekozen oppervlaktecriteria, maar de onzekerheden bij het gebruik van deze concepten zijn zeer groot.

5.5 Beschouwing

Bij de afweging van eventuele opties voor aanpassing van de methode, spelen een aantal overwegingen een rol met betrekking tot de wetenschappelijke onderbouwing, de algemene doelstelling, de beschermingsdoelen, de wensen uit 'de praktijk' en mogelijke aansluiting van de methode bij andere kaders dan de bodemsanering. Deze overwegingen komen in deze paragraaf aan bod.

Wetenschappelijke onderbouwing

De bespreking van de geschiedenis van de standaardrisicobeoordeling laat zien dat in technisch opzicht de methode niet is gewijzigd in de periode 1994–2006. De kern van de methode is dat het aantal voorkomende soorten dat wordt blootgesteld aan de bodemverontreiniging ($> HC50$ -waarde) als maat voor het risico wordt genomen. Opvallend is dat ondanks de grote betekenis van het oppervlak en de toegankelijkheid, de onzekerheid rond de gekozen oppervlakken groot is. De keuze van de z -waarde 0,15 lijkt reëel als 'gemiddelde' vanuit de literatuur, maar de parameter is zeer gevoelig en binnen de range die voor het vasteland uit de literatuur naar voren komt zijn grote verschillen in te berekenen oppervlakken mogelijk ($>$ factor 100). De parameter 'toegankelijkheid' is niet wetenschappelijk onderbouwd, maar heeft een grote invloed op de berekende oppervlakten. Een verschil in toegankelijkheid van een factor 0,5 naar een factor 0,75 leidt tot een 100 maal groter oppervlak.

Een eerste vraag die gesteld kan worden is of in de afgelopen jaren (sinds 1994) nieuwe informatie beschikbaar is gekomen, op basis waarvan het huidige oppervlakcriterium uit de standaardbeoordeling beter onderbouwd kan worden. Dit zou dan nieuwe informatie betreffen op grond waarvan de relatie tussen aantallen soorten en areaal met grotere zekerheid geschat zou kunnen worden en informatie op grond waarvan een beter onderbouwde invulling gegeven zou kunnen worden aan de factoren voor de toegankelijkheid. Een dergelijk literatuuronderzoek is in het kader van deze verkennende studie (nog) niet uitgevoerd. Het is echter niet te verwachten dat de range rondom de z -waarde op basis van aanvullende literatuurinformatie significant zal veranderen. Op basis van expert judgement is de genoemde range goed te verdedigen (persoonlijke mededeling C. Mulder). Bovendien is het ook zonder aanvullend onderzoek duidelijk dat de relatie tussen oppervlak en soortenaantallen een grote bandbreedte zal houden, evenals de kwantificering van de toegankelijkheid van locaties.

Verschuiving in algemene doelstelling

Bij de vraag naar wenselijkheid en mogelijkheden voor wijziging van de standaard ecologische risicobeoordeling en, meer specifiek, het oppervlakcriterium moet eerst de doelstelling van deze beoordeling scherp zijn. Er lijkt hierin een verschuiving te zijn opgetreden. In de oorspronkelijke verwoordingen (TCB 1994, Koolenbrander 1995) stond voor stap twee in de ecologische risicobeoordeling het vaststellen van urgentie op basis van actuele risico's centraal. Als sprake was van zodanige actuele risico's dat de criteria uit de circulaire werden overschreden, dan was het geval urgent. De systematiek heeft hierbij het karakter van een conservatieve locatiespecifieke risicobeoordeling. In het Saneringscriterium is, met de term 'onaanvaardbaar risico', een duidelijker element van rangordening in de beoordeling betrokken. Het gaat erom om de meest risicovolle situaties in beeld te krijgen, uit een complete inventarisatie van locaties die als ernstig verontreinigd beschouwd moeten worden en waarvoor theoretisch een oplossing gezocht moet worden. Om goed op dit doel aan te sluiten zou een nieuwe invulling van stap twee van het Saneringscriterium inclusief het oppervlakcriterium het karakter van een nauwkeurige rangordening kunnen krijgen.

Onduidelijkheid over beschermingsdoelen

Het Saneringscriterium heeft als doel 'om voor het geval van ernstige verontreiniging, of een deel ervan, vast te stellen of er sprake is van onaanvaardbare risico's.' Er is sprake van onaanvaardbare risico's als:

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

De genoemde drie elementen zijn niet alle vervat in de huidige standaardbeoordeling, stap twee van het Saneringscriterium. De bestaande methode is, zoals eerder toegelicht, gebaseerd op de Saneringsurgentiesystematiek (SUS) en gericht op bescherming van soorten. Impliciet zou kunnen worden aangenomen dat hiermee ook processen voldoende zijn beschermd. Bioaccumulatie en doorvergiftiging zijn echter nog niet in stap twee verwerkt.

Bij een herformulering van de beschermingsdoelen is ook het concept 'ecosysteemdiensten' van belang. De TCB (2006) adviseert om, bij de criteria voor spoedeisende sanering als gevolg van ecologische risico's, uit te gaan van ecosysteemdiensten van de bodem. Dit mede met het oog op de toekomstige ontwikkeling bij duurzaam bodemgebruik, waarbij ecosysteemdiensten van de bodem centraal worden gesteld. Ecosysteemdiensten zijn functionele eigenschappen van de bodem, zoals door gebruiker, (de)centrale overheden, en maatschappij worden herkend en erkend. VROM (2003) en de TCB (2003) geven aan dat de duurzaamheid van het bodemgebruik afgelezen kan worden aan het functioneren van de ecosysteemdiensten van de bodem. Op basis van het TCB-advies (TCB 2003) werden vier basisdiensten onderscheiden en verder onderverdeeld (Referenties voor Biologische Bodemkwaliteit; Rutgers et al. 2005b), namelijk:

- 1) Productiefunctie (landbouw, tuin, recreatie, natuur)
 - a) Nutriëntenretentie en -levering
 - b) Bodemstructuur (aggregaten en profielontsluiting)
 - c) Ziekten en plaagwering
- 2) Weerstand en flexibiliteit
 - a) Weerstand tegen stress (borging continuïteit van bodemgebruik)
 - b) Flexibiliteit (adaptatie en verandering van bodemgebruik)
- 3) Milieufuncties (TCB; buffer- en reactorfunctie)
 - a) Fragmentatie en afbraak organische materiaal
 - b) Zelfreinigend vermogen
 - c) Waterretentie (sponswerking)
 - d) Klimaatfuncties (vocht, temperatuur, broeikasgassen)
- 4) Habitatfunctie (bescherming diversiteit = ethische dienst)

De TCB stelt: 'Op die manier kan de kennis over methodiekontwikkeling ten behoeve van de biologische referenties (op termijn) ook benut worden voor de locatiespecifieke risicobeoordeling.' Aan de invulling hiervan wordt door de TCB nog geen vorm gegeven.

Wensen uit 'de praktijk'

De geluiden over de gewenste invulling variëren. Wanneer het gaat om stedelijk gebied wordt de huidige systematiek als 'niet adequaat' ervaren. Daarbij worden de grootste problemen overigens niet ervaren bij het oppervlakcriterium, maar eerder bij de hoogte van de HC50-waarde. Bijvoorbeeld: bij de stedelijk verhoogde concentraties zink in de bodem is sprake van 'onaanvaardbare ecologische risico's' bij overschrijding van een gehalte hoger dan 720 mg/kg ds over een oppervlak groter dan 0,5 km². Situaties worden ecologisch 'urgent' (bijvoorbeeld bij stedelijke ophooglagen, verhoogde achtergrondgehalten) terwijl dit niet strookt met de beleving van 'mooie stadse natuur'. De vraag die dit oproept is of de ecologische risicobeoordeling voor stedelijk gebied een andere invulling zou moeten hebben, die meer aansluit bij deze beleving, of dat oude binnenstedelijke gebieden via een gebiedsspecifieke benadering beoordeeld moeten worden.

Als het gaat over landelijk gebied, wordt juist voor sommige situaties (bijvoorbeeld bij expliciete natuurfuncties) aangegeven dat stap twee onvoldoende beschermend kan zijn. Een aantal provincies bepleit in stap twee al aanvullende (biologische) bepalingen, omdat de bestaande matrix te veel ruimte laat voor mogelijke ‘type-tweefouten’ (ten onrechte concluderen dat er geen sprake is van risico’s).

Aansluiting van de systematiek met andere kaders

Momenteel wordt door het RIVM de zogenaamde Risicoolbox (2007) gemaakt. Met de instrumenten in deze risicoolbox kunnen ‘gebruikers’ (provincies, gemeenten, adviesbureaus) risicobeoordelingen uitvoeren voor zowel de bodemsaneringspraktijk als voor bodembeheer. De huidige standaard-risicobeoordeling is ontwikkeld voor (destijds) de urgentiebeoordeling en (nu) de beoordeling van spoedeisendheid. Hierdoor is de methode niet op voorhand geschikt voor andere doelen, zoals bodemkwaliteitsbepalingen in het kader van grondverzet of bodembeheer. Zoals eerder aangegeven wordt door de TCB aansluiting bepleit, door ook bij de risicobeoordeling ten behoeve van spoedeisendheid al uit te gaan van de ecosysteemdiensten van de bodem.

5.6 Verkenning van invalshoeken bij een aanpassing van de methode

Met een groep deskundigen binnen het RIVM heeft een gedachte-uitwisseling plaatsgevonden over de mogelijke benaderingen en invalshoeken bij het oppervlaktecriterium. Het verslag van dit overleg van 16 november 2006 is opgenomen als bijlage van een brieffrapport (kenmerk RIVM 371/06 LER jl/md). In dit overleg is bevestigd dat het oppervlaktecriterium een relevant element is in ecologische risicobeoordeling, omdat de ecologische relevantie van een verontreiniging (en dus ook het eventuele risico hiervan) toeneemt bij een toename van het oppervlak. Hierbij is aangetekend dat met name ook het relatieve oppervlak (het verontreinigd oppervlak ten opzichte van het oppervlak van een ecologisch relevante eenheid) van belang is. In dit overleg zijn de volgende aspecten benoemd die van belang zijn bij het verder invulling geven van het oppervlaktecriterium:

1. soortendiversiteit (de huidige benadering);
2. doorvergiftiging;
3. milieufuncties (zoals benoemd bij de ecosysteemdiensten);
4. uniciteit;
5. mate van menselijke beïnvloeding (onder andere via het bodemgebruik);
6. het relatieve oppervlak.

In het overleg is ook geconstateerd dat er een maatschappelijk probleem bestaat bij de praktische uitvoerbaarheid van maatregelen als voor verontreinigingen met grote oppervlakken sprake is van onaanvaardbare risico’s. Kort samengevat: bij een groter verontreinigd oppervlak neemt het ecologische risico toe en de mogelijkheid van saneren af. Hierdoor kan bijvoorbeeld voor grootschalige diffuse verontreinigingen (zoals stedelijke ophooglagen) de beoordeling leiden tot ‘onaanvaardbare risico’s’, terwijl maatregelen in de praktijk vooral beheermaatregelen zullen zijn en geen saneringsmaatregelen. De predicaten ‘onaanvaardbaar’ en ‘spoedeisend’ geven dan een verwarrend signaal af, omdat het geen passende termen zijn bij de praktijk van beheer. Ook is in het overleg kort verkend hoe de ecologische risicobeoordeling aan kan sluiten bij het concept van ecosysteemdiensten. Geconcludeerd is dat met toevoeging van het aspect ‘milieufuncties’ er een koppeling bestaat met de meeste benoemde ecosysteemdiensten. Een toelichting hierop wordt gegeven in Bijlage 3.

In het onderstaande wordt voor de in het overleg naar voren gebrachte zes aspecten voor het oppervlaktecriterium verkend wat zij kunnen betekenen voor de concrete invulling van het oppervlaktecriterium. Benadrukt wordt dat het hier gaat om een verkenning en dat alle genoemde getalswaarden en oppervlakten dienen ter gedachtevorming en dus niet als een voorlopig voorstel.

Aspect 1: soortendiversiteit; meer differentiatie in de huidige benadering

In de huidige benadering staat de bescherming van soorten (als aspect van biodiversiteit) centraal. Uitgaande van dit beschermingsdoel kan gekozen worden voor het handhaven van de huidige aanpak, met verbeteringen waar dat mogelijk is. Een belangrijk element bij de vaststelling van de oppervlaktecriteriën is de z-waarde uit de soorten/areaalrelatie. De gehanteerde oppervlaktematen in de huidige systematiek hebben betrekking op dezelfde z-waarde (0,15). Het hanteren van deze 'generieke z-waarde' doet echter onvoldoende recht aan de verschillen tussen gebieden. Voor zover mogelijk verdient een gebiedsspecifieke invulling van de z-waarde daarom de voorkeur.

In Nys (1987) wordt aangegeven dat de range van z-waarden voor continentale gebieden gemiddeld tussen 0,12 en 0,17 ligt. Als eerste uitwerking voor differentiatie van de z-waarde en ter illustratie van het effect van een dergelijke differentiatie zijn daarom aanvullend op $z = 0,15$ ook de oppervlakten berekend bij $z = 0,12$ en $z = 0,17$. Uitgangspunt bij deze berekening is dat het aantal soorten gelijk blijft aan het aantal voor 50 m^2 bij een z-waarde van 0,15.

Aan de gedifferentieerde z-waarden kunnen de volgende kwalificaties worden gegeven:

- $z = 0,12$: weinig soortentoeename bij toename oppervlak (homoscedastisch; relatief homogene gebieden);
- $z = 0,15$: matige soortentoeename bij toename oppervlakte (gemiddelde situatie);
- $z = 0,17$: veel soortentoeename bij toename oppervlak (heteroscedastisch; relatief inhomogene gebieden).

De waarden voor K (paragraaf 5.4) zijn vooralsnog ongewijzigd gebleven. Aan deze drie waarden kunnen de volgende kwalificaties worden gegeven:

- $K = 1$: volledig toegankelijk;
- $K = 0,5$: matig toegankelijk;
- $K = 0,25$: slecht toegankelijk.

Met deze parameterkeuzes kunnen negen oppervlakten worden berekend, die vervolgens op basis van de kwalificaties van de parameterwaarden aan gebiedstypen kunnen worden toegekend. Een voorbeelduitwerking (alleen ter verkenning) wordt gegeven in Tabel 5.1.

In Tabel 5.2 zijn de in Tabel 5.1 weergegeven oppervlaktecriteriën toegekend aan de gebiedstypen zoals die onderscheiden zijn in de Circulaire.

Aspect 2: doorvergiftiging

Een doorvergiftigingsrisico van verontreinigingen in de voedselketen kan optreden voor bepaalde typen verontreinigingen. Wanneer sprake is van verontreinigingen met deze stoffen, kan sprake zijn van een risico van doorvergiftiging via verschillende voedselrelaties. De relaties worm – vogel/zoogdier worden als meest kritische routes beschouwd en het voorstel is om bij de uitwerking van het oppervlaktecriterium hiervan uit te gaan.

Oppervlaktecriteriën kunnen worden afgeleid van territoria/voedingsgebieden van relevant geachte vogels en zoogdieren. Als arbitrair gekozen uitgangspunt kan een maximaal aanvaardbare beïnvloeding van 10% van het voedingsgebied van een 'representatieve soort' als startpunt worden genomen.

De (broed)territoria of jachtgebieden van een aantal relevant geachte soorten in de keten regenworm – vogel/zoogdier zijn:

- Weidevogels:
 - Broedterritorium grutto 5 – 20 hectare;
- Roofvogels:
 - Jachtgebied steenuil: circa 50 hectare;
 - Jachtgebied torenvalk: circa 10 km^2 ;

Tabel 5.1. Voorbeelduitwerking (alleen ter verkenning) van oppervlaktecriteriën bij verschillende parameterwaarden van z en K en toekenning van gebiedstypen.

z	K	Oppervlakte	Kwalificatie		Gebiedstypen (voorbeelden)
			Variatie	Toegankelijkheid	
0,15	1	50 m ²	Matig	Volledig	Parken, tuinen, biologische landbouw
0,12	1	300 m ²	Weinig	Volledig	'Gesloten' natuur (bos e.d.)
0,17	1	12 m ²	Veel	Volledig	'Open' natuur (soortenrijke graslanden e.d.)
0,15	0,5	5.000 m ²	Matig	Matig	Weilanden gangbare landbouw
0,12	0,5	30.000 m ²	Weinig	Matig	Grootschalige monocultures, mais, bollen en asperges
0,17	0,5	1.250 m ²	Veel	Matig	Weilanden extensieve landbouw Kleinschaliger akkerbouw
0,15	0,25	500.000 m ² of 0,5 km ²	Matig	Slecht	Overig stedelijk gebied
0,12	0,25	3000.000 m ² of 3 km ²	Weinig	Slecht	Industriegebied
0,17	0,25	125.000 m ²	Veel	Slecht	?

Tabel 5.2. Oppervlaktecriteriën voor de gebiedstypen uit de Circulaire, uitgaande van drie z-waarden.

Gebiedstype	Oppervlaktecriterium (of variatie in oppervlaktecriteriën per gebiedstype)
Natuurgebieden	12 – 50 – 300 m ²
Kern- en ontwikkelingsgebieden in EHS	12 – 50 – 300 m ²
Weilanden	1250 – 5000 m ²
Akkerbouw	1250 – 30000 m ²
Wonen met tuin	50 m ²
Grootschalig openbaar groen	300 – 5.000 m ²
Recreatie	300 – 5.000 m ²
Stedelijk gebied	300 – 0,5 km ²
Bollenteelt	30.000 m ²
(glas)tuinbouw	3 km ²
Industrie	3 km ²
Braakliggend terrein	50 m ²
Infrastructuur	3 km ²

- Mollen en muizen:
 - Territorium gewone spitsmuis: 400 – 600 m²;
 - Territorium mol 0,1 – 1 hectare;
 - ‘Stadsvogels’:
 - Merel: territorium ter grootte van een flinke tuin;
- Op basis van deze verkenning, zou een invulling van de oppervlaktecriteriën kunnen zijn:
- 50 m² in natuurgebied (10% areaal muizen, mollen);
 - 5.000 m² voor weilanden (10% broedterritorium grutto);
 - industriegebieden 5 hectare (10% jachtgebied roofvogels, met steenuil als meest kritische soort).

Aanvullende overwegingen:

De huidige HC50-waarden in het Saneringscriterium hebben betrekking op soorten en processen en niet op doorvergiftiging in de voedselketen naar vogels en zoogdieren. Voor stoffen met een risico van doorvergiftiging zijn daarom andere concentratiegrenzen nodig dan de huidige HC50-waarden zoals opgenomen in het Saneringscriterium. Door Lijzen et al. (2002) zijn HC50-waarden voor doorvergiftiging afgeleid voor een aantal stoffen en stofgroepen. Deze zouden gehanteerd kunnen worden. Het arbitrair gekozen 10%-criterium van het voedingsgebied is sterk bepalend voor de oppervlaktecriteriën. Bij het vaststellen van definitieve oppervlaktecriteriën voor doorvergiftiging is aandacht voor deze keuze dus belangrijk.

Aspect 3: milieufuncties

In deze benadering staat de bescherming van algemene milieufuncties centraal. Elk ecosysteem levert milieufuncties als ecologische diensten; ze zijn cruciaal voor het voortbestaan van leven op onze planeet. De bodem is verticaal georganiseerd (in lagen) maar over een zeer groot oppervlak uitgespreid. Voor een eenvoudige modelbenadering kan het oppervlak beschouwd worden als een oneindig grote en homogene eenheid ten opzichte van het verticale bodemprofiel. Dit leidt dan tot een proportioneel verband tussen de kwantitatieve bijdrage van een bepaalde milieufunctie en het absolute oppervlak van het te beschouwen ecosysteem: een 10x groter oppervlak levert bijvoorbeeld een 10x grotere bijdrage aan de totale sponswerking van de bodem. De fragmentatie en afbraak van organisch materiaal, het zelfreinigende vermogen, de sponswerking van de bodem en de klimaatfuncties zijn dan in kwantitatieve zin recht evenredig met het bodemoppervlak. Ook bepaalde generieke productiefuncties kunnen via een dergelijke relatie gekwantificeerd worden.

De milieufuncties volgens deze benadering hebben grosso modo een proportioneel verband met het bodemoppervlak.

Oppervlaktecriteriën hebben in deze benadering nog geen wetenschappelijke onderbouwing, behalve de notie dat diverse milieufuncties een recht evenredig verband hebben met het oppervlak. De meest eenvoudige invulling is het laten vervallen van de oppervlaktematen anders dan de 50 m²-maat (als beleidsmatige grens voor ernstige verontreiniging). Een andere benadering is een oppervlaktemaat afgeleid van een maximaal aanvaardbaar aantastingspercentage van het Nederlandse oppervlak. Dit percentage is in deze uitwerking arbitrair op 5% gesteld (dat is uiteindelijk een politieke keuze). Uitgaande van een oppervlak van Nederland van 37.279 km² en een totaal van 67.000 saneringslocaties, zal bij een (theoretisch) gemiddeld oppervlak van deze locaties van 30.000 m² maximaal 5% van het Nederlands oppervlak worden aangetast. Omgekeerd geredeneerd, als de saneringslocaties kleiner zijn dan 30.000 m², zal door de bodemverontreinigingslocaties nooit meer dan 5% van de bodem worden aangetast in haar milieufuncties. In Tabel 5.3 is dit (zeer voorlopige) oppervlaktecriterium voor milieufuncties meegewogen bij de (eveneens zeer voorlopige) aanzet tot geïntegreerde oppervlaktecriteriën.

Discussiepunten en aanvullende overwegingen:

Een verdere schaling kan dan plaatsvinden op basis van de concentraties (mate van overschrijding van de HC50); immers, hoe hoger de toxiciteit, hoe sterker de aantasting van de basale processen zal zijn die als voorwaarden gelden voor de milieufuncties. Net als voor doorvergiftiging is het in principe mogelijk om HC50-waarden voor milieufuncties vast te stellen. Vooralsnog kan ervan uit worden gegaan dat met de huidige HC50-waarden ook de milieufuncties gedekt worden.

De beschreven benadering voor berekening van het oppervlaktecriterium voor milieufuncties gaat er standaard van uit dat iedere m² in Nederland even belangrijk is. Voor sommige milieufuncties, bijvoorbeeld de sponswerking en het zelfreinigende vermogen van de bodem, kan het belang in Nederland regionaal en bijvoorbeeld in stedelijk versus landelijk gebied verschillen. Hiermee is nu nog geen rekening gehouden.

Het arbitraire maximaal aantastingspercentage van 5% is van grote invloed op het berekende criterium. Het percentage zou nog eens goed tegen het licht gehouden moeten worden. In hoeverre strookt het met andere keuzes in het milieubeleid?

Aspect 4: uniciteit

Voor bijzondere locaties geeft het begrip uniciteit een mogelijkheid voor adequate bescherming. Uniciteit wordt hier gedefinieerd als zeldzaam (een feitelijkheid) en waardevol (een waarderingsaspect). Wanneer een verontreinigd ecosysteem weinig uniek is, zal misschien volstaan kunnen worden met een lager beschermingsniveau, door pas bij een groter oppervlak tot sanering over te gaan. Bij een uniek ecosysteem is het belang van een adequate bescherming evident. Een voorbeeld van een ecosysteem met hoge uniciteit zou bijvoorbeeld een pingoruïne (cirkelvormig ven of krater als reliëf uit de laatste ijstijd) kunnen zijn. Het gaat dan om een ‘officieel vastgelegd’ (bijvoorbeeld in de bodemvisie van een provincie; als onderdeel van de bodemambities) uniek ecosysteem, waarvan de begrenzing duidelijk is. In deze aanzet zijn aan het aspect uniciteit oppervlaktecriteria gekoppeld. De oppervlaktecriteria zijn gelijk gekozen aan de bestaande oppervlaktecriteria van 50, 5.000 en 500.000 m². Deze keuze is niet wetenschappelijk onderbouwd.

Uniciteit:

Laag:	500.000 m ²
Middel:	5.000 m ²
Hoog:	50 m ²

In deze aanzet is het begrip uniciteit gekoppeld aan de zeldzaamheid en waardevolheid van het ecosysteem (de ‘natuurwetenschappelijke waarde’). Overwogen zou kunnen worden om andere typen gebieden, zoals een gewaardeerd park in een stedelijke omgeving en bijzondere elementen in het landschap, inclusief (bijzondere) natuur hierbij te betrekken.

Aspect 5: mate van menselijke beïnvloeding

De bodem in Nederland is zeer sterk beïnvloed door het cultuurhistorische gebruik, zoals eeuwenlang landbouwkundig praktijk, grondwaterpeilbeheer, bosbouw, inrichting van verblijfsgebieden voor mensen en infrastructuur. Een natuurlijk bodemprofiel is vrijwel nergens meer aanwezig. Met andere woorden menselijke beïnvloeding moet in rekening worden gebracht bij de bescherming van bodem-ecosystemen. Een logische uitwerking hiervan is om een weinig beïnvloed natuurlijk systeem een hogere bescherming te geven dan een sterk beïnvloed systeem in een industriële, stedelijke en landbouwkundige omgeving. In deze aanzet is de mate van menselijke beïnvloeding vertaald in oppervlaktecriteria, gekoppeld aan drie niveaus van menselijke beïnvloeding (laag, middel en hoog). De oppervlaktecriteria zijn gelijk gekozen aan de bestaande oppervlaktecriteria van 50, 5.000 en 500.000 m². Deze keuze is niet wetenschappelijk onderbouwd.

Aspect 6: het relatieve oppervlak

Een belangrijke voorwaarde voor een relatief oppervlak is dat de begrenzing van de eenheid waar het relatieve oppervlak betrekking op heeft bekend is, dat wil zeggen dat zowel het aangetaste oppervlak (meestal een verontreinigingscontour) en het totale te beschouwen oppervlak bekend is. Bij de beoordeling van ecologische risico's ligt het voor de hand de 'natuurlijke' begrenzing van ecosystemen als uitgangspunt te nemen voor het totale oppervlak, vertaald in termen van bijvoorbeeld een bos, een heideterrein, een vijver, et cetera. De begrenzingen van dergelijke eenheden zijn echter lang niet altijd duidelijk. In deze eerste aanzet is de uitwerking van het relatieve oppervlak alleen gegeven voor natuurgebieden. Voorwaarde hierbij is dat er sprake is van een 'officieel vastgelegde' begrenzing (zie ook onder uniciteit, het voorbeeld van de pingoruïne). Arbitrair is de grens gesteld bij een relatief oppervlak van 10% van het totale oppervlak.

5.7 Geïntegreerd oppervlakcriterium

In Tabel 5.3 zijn alle individuele aspecten samen genomen tot een 'geïntegreerd oppervlakcriterium'. Hierbij is onderscheid gemaakt in hoofdaspecten en modifierende aspecten. De drie hoofdaspecten vormen samen de inhoudelijke basis van het oppervlakcriterium in de ecologische risicobeoordeling. Op grond van de modifierende aspecten kan een ecologisch risico op een locatie vervolgens minder zwaar of juist zwaarder worden gewogen. Dit is een afweging waarbij maatschappelijke overwegingen een rol kunnen spelen en waarbij de bodemgebruikers en het bevoegde gezag betrokken kunnen zijn.

In dit voorbeeld zijn de modifierende factoren uitgedrukt in oppervlaktematen en zijn zij meegewogen in het geïntegreerde criterium. Voor de wijze waarop de modifierende aspecten gebruikt worden in de beoordeling kan ook aan andere invullingen worden gedacht, bijvoorbeeld vergroting of verkleining van het oppervlakcriterium aan de hand van vermenigvuldigingsfactoren, op basis van het belang dat aan de modifierende aspecten wordt gehecht.

Ten behoeve van de eenvoud van het systeem, zou overwogen kunnen worden om de modificaties geen deel uit te laten maken van de standaardbeoordeling in stap twee, maar een plek te geven in stap drie van het Saneringscriterium.

5.8 Discussiepunt grootschalige diffuse verontreinigingen

Een groter verontreinigd oppervlak betekent een grotere ecologische relevantie en daarmee een groter ecologisch risico. Tegelijk neemt met de omvang van de verontreiniging ook de economische haalbaarheid en maatschappelijke (en soms ook milieuhygiënische) wenselijkheid van sanering af. Voor grootschalige diffuse verontreinigingen, bijvoorbeeld van ophooglagen in stedelijke gebieden, betekent dit dat een beoordeling 'spoedeisend' op grond van onaanvaardbare risico's in de praktijk niet tot sanering zal leiden.

In de in deze aanzet gegeven illustratie van afleiding van geïntegreerde oppervlakcriteria is met dit dilemma nog geen rekening gehouden. Het is immers niet zozeer een aspect van de ecologische risicobeoordeling, maar een aspect van maatschappelijke weging. Wel is dit punt van groot belang voor de toepassing en publieke acceptatie van het oppervlakcriterium. Het is daarom ter overweging om grootschalige diffuse verontreinigingen (bijvoorbeeld vanaf een oppervlak van 0,5 km²) automatisch als beheergevallen te beschouwen.

5.9 Conclusies

Op grond van de uitgevoerde verkenning worden de volgende conclusies getrokken:

1. De toepassing van een oppervlaktecriterium bij de beoordeling van ecologische risico's is op inhoudelijke gronden terecht, maar de focus op bescherming van soorten is te beperkt.
2. Het is mogelijk om het aspect doorvergiftiging in het oppervlaktecriterium uit te werken.
3. Het is mogelijk om het aspect van ecosysteemdiensten, dat een algemeen kader vormt voor de beoordeling van het ecologisch functioneren van de bodem, in het oppervlaktecriterium uit te werken.
4. Aanvullende aspecten kunnen worden meegewogen in termen van oppervlak; op basis hiervan kan per gebiedstype uit de Circulaire een geïntegreerd oppervlaktecriterium worden afgeleid. Een voorbeeld is hiervan gegeven in deze studie.
5. Er kan onderscheid worden gemaakt in drie hoofdaspecten en drie modificerende aspecten. De hoofdaspecten vormen samen de inhoudelijke basis van het oppervlaktecriterium in de ecologische risicobeoordeling. Dit zijn: soortendiversiteit, doorvergiftiging en milieufuncties. Op grond van de modificerende aspecten kan een ecologisch risico op een locatie vervolgens minder zwaar of juist zwaarder worden gewogen. De modificerende aspecten zijn: uniciteit, mate van menselijke beïnvloeding en relatieve oppervlak.
6. Een invulling van een nieuw oppervlaktecriterium is met deze verkenning nog niet mogelijk. Hiervoor is nog een aanvullend verdiepingsslag, bredere wetenschappelijke afstemming en maatschappelijke afstemming nodig. Dit laatste is met name van belang, omdat de invulling van het oppervlaktecriterium door de toevoeging van nieuwe aspecten ook nauw samenhangt met maatschappelijke keuzes.

5.10 Aanbevelingen

De volgende aanbevelingen worden gedaan:

1. Uitvoeren van een aanvullende verdiepingsslag (bureaustudie). Onderwerpen zijn:
 - de K-waarde;
 - omvang territoria en jachtgebieden van relevante soorten voor doorvergiftiging;
 - de onderbouwing van het 'maximaal aantastingspercentage' voor milieufuncties; in hoeverre strookt de keuze van 5% met andere keuzes in het milieubeleid?; in hoeverre is gebiedsdifferentiatie nodig?
 - Verdere uitwerking van het begrip uniciteit en de wijze van vaststelling (bijvoorbeeld in provinciale bodemvisies);
 - Mogelijkheden voor toepassing van het begrip 'relatief oppervlak' in andere situaties dan duidelijk begrensde ecosystemen;
 - Verdere uitwerking van de aansluiting van de standaard ecologische risicobeoordeling bij het concept van ecosysteemdiensten.
2. bredere wetenschappelijke afstemming (extern RIVM).
3. maatschappelijke afstemming van met name:
 - meewegen uniciteit;
 - meewegen menselijke beïnvloeding;
 - meewegen relatief oppervlak;
 - beschermingsgraad milieufuncties;
 - doorvergiftiging (welke soorten verdienen waar bescherming? muizen en mollen in stedelijk gebied?);

Tabel 5.3. Illustratie van mogelijke uitwerking van oppervlakcriteria op basis van verschillende aspecten.

Let op: de oppervlakten zijn alleen ter gedachtebepaling en behoeven nadere uitwerking: zie aanbevelingen. Eenheid: m²; tenzij anders aangegeven.

Gebiedstype	Oppervlakcriteria						Bepalende aspecten	Geïntegreerd oppervlakcriterium (eenheid: m ²)
	Hoofdaspecten			Modificerende aspecten				
	Soorten	Doorverg.	Milieu	Uniciteit	Relatief oppervlak	Menselijke beïnvloeding		
Natuurgebieden	12 – 50 – 300	50	30.000	50 – 5.000	<10%	50 – 5.000	Soorten Doorvergiftiging Relatief oppervlak	- 'Open' natuur: 50 - 'Gesloten' natuur: 300 - Indien stoffen met dv risico: 50 - Relatief oppervlak altijd < 10% (ook als < 50)
Kern- en ontwikkelingsgebieden in EHS	12 – 50 – 300	50	30.000	50 – 5.000	<10%	50 – 5.000	Soorten Doorvergiftiging Relatief opp.	Idem als natuurgebieden
Weilanden	1.250 – 5.000	5.000	30.000	5.000 – 500.000	-	5.000	Soorten Doorvergiftiging	5.000
Akkerbouw	1.250 – 30.000	5.000	30.000	5.000 – 500.000	-	500.000	Soorten Doorvergiftiging	5.000 (discussie: onderscheid kleinschalige en grootschalige akkerbouw?)
Wonen met tuin	50 – 300	50	30.000	5.000 – 500.000	-	500.000	Soorten Doorvergiftiging	50 (discussie: hoger vanwege menselijke beïnvloeding?)
Grootschalig openbaar groen	300 – 5.000	5.000	30.000	5.000 – 500.000	-	500.000	Soorten Doorvergiftiging	5.000
Recreatie	300 – 5.000	5.000	30.000	5.000 – 500.000	-	5.000	Soorten Doorvergiftiging	5.000
Stedelijk gebied	300 – 500.000	50.000	30.000	5.000 – 500.000	-	500.000	Soorten Milieu	- tuinen, parken: 300 - overig: 30000
Bollenteelt	30.000	50.000	30.000	500.000	-	500.000	Milieu	30.000
(glas)tuinbouw	3000.000	-	30.000	500.000	-	500.000	Milieu	30.000
Industrie	3000.000	50.000	30.000	500.000	-	500.000	Milieu	30.000
Braakliggend terrein	50	5.000	30.000	500.000	-	5.000	Milieu Doorvergiftiging	- Indien stoffen met dv risico: 5.000* - Overig: 30.000*
Infrastructuur	3000.000	500.00	30.000	500.000	-	500.000	Milieu	30.000

Referenties

- Arrhenius O (1921). Species and area. *Journal of Ecology* 9: 95-99.
- Circulaire Bodemsanering (2006) Inwerkingtreding: per 1 mei 2006. Bijlage 1: Vaststelling van het risico voor mens, voor het ecosysteem of van verspreiding.
- De Zwart D (2002). Observed regularities in SSDs for aquatic species. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. *Species sensitivity distributions in ecotoxicology*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. p 133-154.
- De Zwart D, Posthuma L (2005). Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 2665-2676.
- Dirven-Van Breemen EM, Lijzen JPA, Otte PF, Van Vlaardingen P, Spijker J, Verbruggen EMJ, Swartjes FA, Rutgers M (2007). Landelijke Referentiewaarden ter onderbouwing van Maximale Waarden in het bodembeleid. Rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.
- Drescher K, Bödeker W (1995). Assessment of the combined effects of substances - the relationship between concentration addition and independent action. *Biometrics* 51:716-730.
- EU (2003). Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances and Directive 98/9/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part III. Ispra, Italy: European Chemicals Bureau, Institute for Health and Consumer Protection. Report no. EUR 20418 EN/3.
- Faber JH, Van der Pol JJC, Van den Brink NW (2004). Verificatieonderzoek ecologie Krimpenerwaard. Rapport SV-027, Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB), Gouda.
- Hewlett PS, Plackett RL (1959). A unified theory for quantal responses to mixtures of drugs: non-interactive action. *Biometrics* 15: 591-610.
- Klepper O, Van de Meent D (1997). Mapping the Potentially Affected Fraction (PAF) of species as an indicator of generic toxic stress. Rapport 607504001, RIVM, Bilthoven.
- Koolenbrander JGM (1995). Urgentie van bodemsanering - de handleiding. Tauw Milieu bv, SDU Uitgeverij, Den Haag.
- Lamé FPJ, Nieuwenhuis RH (2006). Beleidsmatig vervolg AW2000, voorstellen voor normwaarden op achtergrondniveau en de bijbehorende toetsingsregel. Rapport 2006-U-R0044/A, TNO Bouw en Ondergrond.
- Lijzen JPA, Mesman M, Aldenberg T, Mulder CD, Otte PF, Posthumus R, Roex E, Swartjes FA, Versluijs CW, Van Vlaardingen PLA, Van Wezel AP, Van Wijnen HJ (2002). Evaluatie onderbouwing bodemgebruikswaarden. Rapport 711701029, RIVM, Bilthoven.
- Lijzen JPA, De Vries W, Römkens PFAM, Voogd JC, Rutgers M, Swartjes FA (2006). Voorstellen voor 'voorlopige landelijke Referentiewaarden' en 'voorlopige geschiktheidsgrenzen landbouw'. Briefrapport 26 april 2006, kenmerk 138/06LER JL/sd. RIVM, Bilthoven.
- Mesman M, Posthuma L (2003). Ecotoxicity of toxicant mixtures in soils Recommendations for addressing ecotoxicity in the Dutch regulatory context as derived from a scientific review on approaches, models and data. Rapport 711701035, RIVM, Bilthoven.
- Mesman M, Schouten AJ, Rutgers M, Dirven-Van Breemen EM (2007). Handreiking TRIADE, Locatiespecifiek onderzoek in het Saneringscriterium. Rapport 711701068, RIVM, Bilthoven (in druk).
- Nys RJV (1987). *Ecologie, theorie en praktijk*; 3e druk. Stichting leefmilieu, Antwerpen.
- Posthuma L, Van Gestel CAM, Smit CE, Bakker DJ, Vonk FW, editors (1998). Validation of toxicity data and risk limits for soils: final report. Rapport 607505004, RIVM, Bilthoven.

- Posthuma L, Schouten T, Van Beelen P, Rutgers M (2001). Forecasting effects of toxicants at the community level: four case studies comparing observed community effects of zinc with forecasts from a generic ecotoxicological risk assessment method. In: Forecasting the environmental fate and effects of chemicals (Rainbow PS, Hopkin SP, Crane M, eds.), pp.151-176, Ecological & environmental toxicology series, Wiley & Sons, Ltd. West Sussex, UK.
- Posthuma L, Traas TP, Suter II GW, editors (2002). Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Posthuma L, Rutgers M, Swartjes F (2003). Ecologische risico's in de bodem hanteerbaar maken, SSD – wat kun je er mee? *Bodem* 13(3):115-118.
- Posthuma L, De Zwart D (2006). Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, rivers. *Environ. Toxicol Chem.* 25(4):1094-1105.
- Posthuma L, Vijver MG, editors, Eijsackers HJP, Hendriks AJ, Klok C, Koelmans AA, Kuenen F, Mulder C, Rutgers M, Van den Brink PJ, Van Gestel CAM, Veltman K, Wijnhoven S (2007). Exposure and ecological effects of toxic mixtures at field-relevant concentrations, model validation and integration of the SSEO-programme. Rapport 860706002, RIVM, Bilthoven.
- Raimondo S, Montague BJ, Barron MG (2007). Determinants of variability in acute to chronic toxicity ratios for aquatic invertebrates and fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 26: 2019-2023.
- Risicotoolbox (2007). Webapplicatie: www.risicotoolbox.nl (in voorbereiding).
- RIVM (2008). E-toxBASE. Database voor ecotoxiciteitsgegevens. www.e-toxBASE.eu.
- Rutgers M, Aldenberg T, Franken ROG, Jager DT, Lijzen JPA, Peijnenburg WJGM, Schouten AJ, Traas TP, De Zwart D, Posthuma L (2000). Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. Rapport 711701018. RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Schouten AJ (2001). Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met een Triade-benadering. Rapport 711701026, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Schouten AJ, Dirven-Van Breemen EM, Otte PF, Swartjes FA, Mesman M. (2004). Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling met de TRIADE. Rapport 711701038, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Den Besten P (2005) 9. Approach to legislation in a global context, B. the Netherlands perspective – soils and sediments. In: Environmental toxicity testing (Thompson KC, Wadhia K, Loibner AP, eds.). Blackwell Publishing CRC Press, Oxford. pp. 269-289.
- Rutgers M, Mesman M, Otte P (2005a). TRIADE: Instrumentarium voor geïntegreerde ecotoxicologische beoordeling van bodemverontreiniging. Leidraad Bodembescherming, SDU Uitgevers, Den Haag. pp. 1170/1-1170/26.
- Rutgers M, Mulder Ch, Schouten AJ, Bogte JJ, Breure AM, Bloem J, Jagers op Akkerhuis GAJM, Faber JH, Van Eekeren N, Smeding FW, Keidel H, De Goede RGM, Brussaard L (2005b). Typering van bodemecosystemen – Duurzaam bodemgebruik met referenties voor biologische bodemkwaliteit. Rapport 607604007, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Spijker J, Winterse A, Posthuma L (2006a). Ecologische effecten van bodemverontreiniging – maatschappelijke kosten en batenanalyse bodemsanering. Rapport 607021001, RIVM, Bilthoven.
- Rutgers M, Van Gestel CAM, Klok C, Vijver M, Posthuma L (2006b). Stimuleringsprogramma systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek – het onderzoek en de locaties van het SSEO. *Bodem* 16(3): 111-114.
- Schouten AJ, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Rutgers M (2003a). Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 2. Rapport 711701032, RIVM, Bilthoven.

- Schouten AJ, Dirven–Van Breemen EM, Bogte JJ, Rutgers M (2003b). Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling – praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering deel 3. Rapport 711701036, RIVM, Bilthoven.
- Scroggins RP (2005). Guidance document on statistical methods for environmental toxicity tests. Report EPS1/RM/46, Environment Canada, Ontario.
- Sterkenburg A, Lieste R, De Cleen MPTM, Versluijs CW (2005).. Scenario's Bodemsaneringoperatie. Rapport 607400001, RIVM, Bilthoven.
- TCB (1994). Advies urgentiebepaling, inwerkingstredingcirculaire saneringsparagraaf wet bodembescherming. Rapport A08(1994).
- TCB (2003). Advies duurzaam bodemgebruik op ecologische grondslag. Rapport TCB A33(2003), Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.
- TCB (2006). Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. TCB S02(2006) Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 20 januari 2006.
- Traas TP, Van de Meent D, Posthuma L, Hamers T, Kater BJ, De Zwart D, Aldenberg T (2002). The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. In: Posthuma L, Suter GW, II, Traas TP, editors. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers. 315-344.
- Van den Berg R, Roels JM (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. Rapport 725201007, RIVM, Bilthoven.
- Van Vlaardingen PLA, Traas TP, Wintersen AM, Aldenberg T (2004). ETX 2.0. A Program to Calculate Hazardous Concentrations and Fraction Affected, Based on Normally Distributed Toxicity Data. Rapport 601501028, RIVM, Bilthoven.
- VROM (2003). Beleidsbrief Bodem. Kenmerk BWL/2003 096250, Ministerie van VROM, Den Haag.

Bijlage 1. Risico's voor het ecosysteem (Circulaire bodemsanering 2006)

Risico's voor het ecosysteem (letterlijk uit: Circulaire bodemsanering 2006)

Algemeen

Er is 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);
- kringloopfuncties kunnen worden verstoord (bescherming van processen);
- bioaccumulatie en doorvergiftiging kan plaatsvinden.

Het vaststellen van de interventiewaarden bodemsanering is gebaseerd op humane en ecologische interventiewaarden waarbij steeds de laagste van de twee maatgevend is geweest, tenzij één van beiden niet betrouwbaar genoeg kon worden bepaald. Voor zware metalen zijn de ecologische interventiewaarden lager dan de humane en daarmee maatgevend voor de interventiewaarde. Dit is eveneens het geval voor PAK's.

Ook voor de andere organische stoffen is de ecologische interventiewaarde meestal lager dan de humane en daarmee maatgevend voor de interventiewaarde. Voor minerale olie en cyaniden zijn (nog) geen ecologische interventiewaarden bepaald.

Stap 2

Vooralsnog is het niet mogelijk om met voldoende zekerheid een generieke relatie te leggen tussen de in de vorige paragraaf genoemde effecten en getalsmatige normen voor bodemkwaliteit. Ecosystemen zijn daarvoor te complex en te divers. Door meer locatiespecifieke details toe te voegen kan de onzekerheid worden gereduceerd. Aangezien het niet doelmatig is om voor elk terrein een locatiespecifieke evaluatie van het ecologische risico uit te voeren, is er voor gekozen in stap 2 op hoofdlijnen de generieke systematiek te handhaven zoals die in de laatste versie van SUS was opgenomen. Daarin is namelijk in die gebieden waarin ecologie hoog wordt gewaardeerd (natuurgebieden e.d.) veel eerder sprake van onaanvaardbare risico's voor het ecosysteem dan bij een zelfde mate van verontreiniging in gebieden waarvoor ecologische functies minder van belang worden geacht (industrieterrein, infrastructuur e.d.).

Voor landboderverontreiniging welke zich geheel of ten dele bevindt in de bovenste 0,5 m van de onbedekte bodem, bepaalt een combinatie van gebiedstype, oppervlakte en mate van HC50-overschrijding of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's en daarmee de eventuele spoed van sanering (Tabel B1). In specifieke gevallen van diepwortelende gewassen kan gemotiveerd worden afgeweken van de laagdikte van 0,5 meter.

Feitelijk beoordeelt stap 2 alleen de mate van verontreiniging en het oppervlak van het verontreinigde gebied, mits onbedekt.

Stap 3

Stap 3 kan worden uitgevoerd als er op basis van de generieke beoordeling is geconcludeerd dat er sprake is van onaanvaardbare risico's terwijl men het idee heeft dat er in de werkelijkheid geen sprake is van onaanvaardbare risico's. Als stap 3 is uitgevoerd dient het bevoegd gezag de conclusie omtrent spoed te baseren op de resultaten van stap 3.

Tabel B1. Schema voor de ecologische onderbouwing van de beslissing betreffende de spoed van de sanering.

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 de HC50-contour¹ kleiner is dan de aangegeven oppervlakte. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de situatie waarbij de gemiddelde concentratie binnen de HC50-contour onder of boven 10x HC50 ligt.

gebiedstype ²	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (HC ₅₀ < gem.conc. < 10 x HC ₅₀)	oppervlakte onbedekte bodemverontreiniging (gem. conc. > 10 x HC ₅₀)
<ul style="list-style-type: none"> • natuurgebieden • kern- en ontwikkelingsgebieden in de EHS³ 	50 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • weilanden • akkerbouw • wonen met tuin • grootschalig openbaar groen • recreatie 	5.000 m ²	50 m ²
<ul style="list-style-type: none"> • stedelijk gebied • bollenteelt • (glas)tuinbouw • industrie • braakliggend terrein • infrastructuur 	0,5 km ²	5.000 m ²

1 Alle gehalten worden gecorrigeerd voor een standaardbodem. De benodigde HC50-waarden zijn gegeven in een tabel in de urgentiesystematiek (Koolenbrander 1995).

2 De indeling in gebiedstypen is gerelateerd aan de 'ecologische waarde' van gebieden. Indien een locatie in meerdere typen ingedeeld kan worden, dient voor het gevoeligste type gekozen te worden.

3 EHS = Ecologische hoofdstructuur.

Om de daadwerkelijke ecologische effecten op een locatie vast te stellen wordt een ecologische studie uitgevoerd gericht op de invloed van de aanwezige bodemverontreiniging op biodiversiteit, kringloopfuncties, bioaccumulatie en doorvergiftiging.

Als hulpmiddel kan een TRIADE worden uitgevoerd. Een TRIADE bestaat uit drie onderdelen:

1. Chemie: nagaan welke stoffen in verhoogde gehalten in de bodem voorkomen en wat hun geschatte gezamenlijke effect op het ecosysteem is op basis van de toxische eigenschappen van de stoffen.

2. Potentiële toxiciteit: het nagaan van toxische effecten van de aanwezige stoffen in de bodem door middel van bioassays, zoals Microtox, Biolog, PAM-algentoets, nematoden, et cetera. Hiermee wordt onder gestandaardiseerde laboratoriumomstandigheden nagegaan of verontreinigingen in grondmonsters afkomstig van de locatie effecten op organismen of processen hebben.
3. Veldinventarisaties: nagaan of de verontreinigingen in het veld waarneembare effecten op het aanwezige ecosysteem hebben. Hierbij wordt het effect van een combinatie van verontreinigende stoffen en de biobeschikbaarheid van de stoffen in het veld impliciet meegenomen. Door een vergelijking met een goede referentielocatie, of een verwachtingsbeeld van het ecosysteem ter plaatse, kan het effect van de verontreinigingen op het ecosysteem worden bepaald.

Er zijn nog geen gevalideerde meetmethoden of richtlijnen vastgesteld voor het uitvoeren van de metingen in stap 3. Wel zijn de bouwstenen om ecologische risico's vast te stellen voldoende ver ontwikkeld om toe te kunnen passen. Er is voldoende consensus over hoe de resultaten uit de verschillende onderdelen van een TRIADE-beoordeling tot één eindoordeel kunnen leiden. Bij het RIVM wordt gewerkt aan de ontwikkeling van richtlijnen. Het is dus aan de initiatiefnemer en het bevoegd gezag om daarover samen afspraken te maken. Eventueel kan het bevoegd gezag de door de initiatiefnemer aangedragen methode gemotiveerd afwijzen. Het bevoegd gezag kan bij de beoordeling van dergelijke methoden ondersteund worden door (experts van) Bodem+.

Bijlage 2. Concentratie-additie en respons-additie

Mixture studies are often difficult to interpret, due to definition unclearness. To avoid this, the mixture theory and definitions as applied in this report are summarised here (partly reproduced from Mesman and Posthuma 2003). Mixture studies in ecotoxicology usually make reference to either of two existing, mechanistically oriented toxicological mixture concepts. The basic features of these concepts are summarised as follows (Hewlett and Plackett 1959):

1. The first concept is Simple Similar Action, and this applies to cases where the mixture consists of compounds with the same Toxic Mode of Action, while the compounds don't show interaction. For this mechanistic concept, the mathematical model of (relative) concentration addition has been derived. For a mixture operating through Simple Similar Action without interactions, the mixture response is exactly predicted by the concentration addition model. In other words: the concentrations of the separate compounds are summed, after expressing each compound's concentration in dimensionless toxic units. The concentration of each compound is handled as if it is a "dilution" of a single model compound, so that all concentrations can be expressed in the same units. Subsequently, the effect is predicted from reading the appropriate Y (effect) value from the summed X (concentration) value on the (predicted) S-shaped concentration-effect model of the mixture. By definition, the correlation of sensitivities for the compounds in the mixture equals unity (symbolised: $r = 1$). The meaning of $r = 1$ is, that if an organism is sensitive for compound A, it is also sensitive for compound B, which is consistent with the concept that the concentration of each compound can be envisaged as a dilution from a model compound.
2. The second concept is Independent Joint Action, and this applies to cases where the mixture consists of compounds with dissimilar Toxic Modes of Action, while the compounds don't show interaction. For this mechanistic concept, the mathematical model of response addition has been derived. The overall effect is dependent on the correlation of sensitivities. Mathematical predictions of mixture effects can be made when the correlation equals zero or unity (symbolised: $r = 0$ or $r = 1$, respectively). In the first case, every next compound that is considered and that causes some effect increases the overall effect in a proportion dependent on the magnitude of its effect and the fraction that is still unaffected. In the second case, only the most toxic compound determines the overall effect. Predictions of mixture effects are usually not made at other values of r , since a mathematical model lacks, and since the value of r is usually unknown. For a mixture operating through Independent Joint Action without interactions and with $r = 0$ or 1 the mixture response is exactly predicted by the response addition model. In other words: the effects (Y-values) of each of the separate compounds are summed (taking account of the proportion already affected) when $r = 0$, or only the effect (Y-value) of the most toxic compound counts (at $r = 1$).

Table B2. Four options for effects of mixtures.

For two options mixture models are available (Concentration Addition and Response Addition, CA and RA; Hewlett and Plackett 1959).

Toxic mode of action (tmoa)	Interaction	No Interaction
Similar	Complex Similar (no models available)	Simple Similar (SSA → CA model)
Dissimilar	Dependent (no models available)	Independent (IJA → RA model)

Bijlage 3. Soortenbescherming en milieufuncties in relatie tot ecosysteemdiensten

VROM (2003) en de TCB (2003) geven aan dat de duurzaamheid van het bodemgebruik afgelezen kan worden aan het functioneren van de ecosysteemdiensten van de bodem. Ecosysteemdiensten zijn functionele eigenschappen van de bodem, zoals door gebruiker, (de)centrale overheden en maatschappij worden herkend en erkend. Op basis van het TCB-advies (TCB 2003) werden in een onderzoeksproject vier basisdiensten onderscheiden en verder onderverdeeld (Referenties voor Biologische Bodemkwaliteit, Rutgers et al. 2005), namelijk:

1. Productiefunctie (landbouw, tuin, recreatie, natuur)
 - a. Nutriënten retentie en levering
 - b. Bodemstructuur (aggregaten en profielontsluiting)
 - c. Ziekten en plaagwering
2. Weerstand en flexibiliteit
 - a. Weerstand tegen stress (borging continuïteit van bodemgebruik)
 - b. Flexibiliteit (adaptatie en verandering van bodemgebruik)
3. Milieufuncties (buffer- en reactorfunctie)
 - a. Fragmentatie en afbraak organische materiaal
 - b. Zelfreinigend vermogen
 - c. Waterretentie (sponswerking)
 - d. Klimaatfuncties (vocht, temperatuur, broeikasgassen)
- X. Habitat functie (bescherming diversiteit = ethische dienst)

De laatste ecologische dienst vormt een soort van buitencategorie, omdat deze als enige niet het benoembare belang voor de mens als uitgangspunt heeft.

Soorten-areaal relaties

Het huidige oppervlaktecriterium in SUS is gebaseerd op een model dat de relatie beschrijft tussen soortenrijkdom (onderdeel van biodiversiteit) en het areaal (TCB 1994). Op basis van dit model zijn grenswaarden voor het te beschouwen oppervlak afgeleid, uitgaande van een minimumoppervlak van 50 m² bij een volledig toegankelijk gebied (natuur). Hiermee wordt bereikt dat de locatie pas urgent wordt verklaard bij een bepaald niveau van soortenrijkdom. Dit model voor bescherming van ecosystemen koppelt dus aan de ecosysteemdiensten die afhankelijk zijn van de soortenrijkdom, namelijk 2) weerstand en flexibiliteit en 4) de habitatfunctie. Dit model is minder geschikt voor de bescherming van de andere ecosysteemdiensten.

Milieufuncties (elke vierkante meter telt)

Elk ecosysteem levert milieufuncties als ecologische diensten; ze zijn cruciaal voor het voortbestaan van leven op onze planeet. De bodem is verticaal georganiseerd (in lagen) maar over een zeer groot oppervlak uitgespreid. Voor een eenvoudige modelbenadering kan het oppervlak beschouwd worden als een oneindig grote en homogene eenheid ten opzichte van het verticale bodemprofiel. Dit leidt dan tot een proportioneel verband tussen de kwantitatieve bijdrage van een bepaalde milieufunctie en het absolute oppervlak van het te beschouwen ecosysteem: een 10x groter oppervlak levert bijvoorbeeld een 10x grotere bijdrage aan de totale sponswerking van de bodem. De fragmentatie en afbraak van organisch materiaal, het zelfreinigende vermogen, de sponswerking van de bodem en de klimaatfuncties zijn dan in kwantitatieve zin rechtevenredig met het bodemoppervlak. Ook bepaalde generieke productiefuncties kunnen via een dergelijke relatie gekwantificeerd worden. De milieufuncties volgens deze benadering hebben grosso modo een proportioneel verband met het bodemoppervlak.

Bijlage 4. Berekening TD met een msPAF_{EC50}

Hieronder is stapsgewijs TD_{MM} berekend in Excel (screendump; het decimaalteken is een punt) voor verschillende (representatieve) mengsels van stoffen. Deze mengsels zijn illustratief voor verschillende verontreinigde locaties, namelijk een vloeiveld (A), een demping (B), een stortplaats (C), een gasfabriekterrein (D) en een kleiduvenschietbaan (E). 1x HC50-overschrijding is met een grijze achtergrond aangegeven, 10x HC50-overschrijding is met een paarse achtergrond aangegeven.

GEHALTEN IN STANDAARD BODEM	ETeco EReco				A	B	C	D	E
	+ AW2000 mg/kg	log(ETec50)	AW2000 mg/kg	sigma					
arseen	76	2.75	20	0.70	9	2	15	28	4
Cd	13	2.08	0.6	0.98	1	3	18	2	1
Cr	175	3.08	55	0.90	253	19	198	61	5
Cu	100	2.78	40	0.71	33	76	534	173	31
Hg	36	2.56	0.15	0.70	3	2	6	1	1
Ni	95	2.81	30	0.79	62	38	159	53	3
Pb	540	3.69	50	0.88	65	252	2482	1540	742
Zn	349	3.32	140	0.72	191	789	4921	749	56
10 PAK's VROM									
Anthraceen	2	1.20	0	0.71	0	0	0	12	0.0
Benzo(a)anthraceen	3	1.40	0	0.71	0	3	1	210	0.1
Benzo(a)pyreen	7	1.85	0	0.71	0	3	2	90	0.1
Benzo(ghi)peryleen	33	2.52	0	0.71	1	6	0	120	0.0
Benzo(k)fluorantheen	38	2.58	0	0.71	1	5	0	50	0.1
Chryseen	35	2.54	0	0.71	1	6	2	130	0.2
Fenantheen	31	2.49	0	0.71	0	8	2	60	0.1
Fluorantheen	260	3.41	0	0.71	2	14	3	450	0.3
Indeno(123cd)pyreen	2	1.28	0	0.71	0	3	1	45	0.1
Naftaleen	17	2.23	0	0.71	0	0	1	10	0.0
Totaal					5	48	12	1177	1.1

Berekening van de msPAF: eerst CA over de PAKs, dan RA over metalen, dan RA over alles

Anthraceen		0.00	0.01	0.03	0.75	0.00
Benzo(a)anthraceen		0.00	0.14	0.05	8.40	0.01
Benzo(a)pyreen	$HU = \frac{[n_1]}{10^{\alpha_1}} + \frac{[n_2]}{10^{\alpha_2}} + \dots + \frac{[n_n]}{10^{\alpha_n}} = \sum_n \frac{[n]}{10^{\alpha_n}}$	0.01	0.05	0.02	1.29	0.00
Benzo(ghi)peryleen		0.00	0.02	0.00	0.36	0.00
Benzo(k)fluorantheen		0.00	0.01	0.00	0.13	0.00
Chryseen		0.00	0.02	0.00	0.37	0.00
Fenantheen		0.00	0.03	0.01	0.19	0.00
Fluorantheen	$TD_{CAj} = \frac{1}{1 + e^{\left[\frac{\log(HU_j)}{\beta_j} \right]}}$	0.00	0.01	0.00	0.17	0.00
Indeno(123cd)pyreen		0.02	0.13	0.06	2.37	0.01
Naftaleen		0.00	0.00	0.01	0.06	0.00
som HU (10PAKs)		0.04	0.41	0.18	14.10	0.02
TD msPAF (PAKs)		0.03	0.29	0.14	0.95	0.01

arseen		0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cd		0.00	0.04	0.19	0.03	0.01
Cr		0.19	0.00	0.15	0.01	0.00
Cu	$TD_{RA} = 1 - (1 - TD_1) \cdot (1 - TD_2) \cdot \dots \cdot (1 - TD_n)$ $TD_{RA} = 1 - \prod (1 - TD_n)$	0.00	0.04	0.45	0.18	0.00
Hg		0.00	0.00	0.01	0.00	0.00
Ni		0.05	0.01	0.19	0.03	0.00
Pb		0.00	0.06	0.36	0.28	0.17
Zn		0.01	0.24	0.69	0.23	0.00
TD msPAF (metalen)		0.25	0.35	0.94	0.57	0.17

TD msPAF (totaal)	$TD_{MM} = 1 - (1 - TD_{PAK}) \cdot (1 - TD_{metalen})$	0.26	0.53	0.95	0.98	0.18
--------------------------	---	-------------	-------------	-------------	-------------	-------------

Bijlage 5. NoBoWa-vergadering 11 maart 2008

NOBOWA-2008-019a

OPLEGNOTITIE bij RIVM-rapport 711701072: Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium 5 februari 2008

Context

Het Besluit Bodemkwaliteit is binnenkort van kracht. Een onderdeel ervan, het Saneringscriterium, is deels gebaseerd op oude modellen. In het onderliggende RIVM-rapport (711701072) worden twee oude modellen geanalyseerd en voorstellen voor aanpassing gedaan. Dit betreft onderdelen die relevant zijn voor de tweede (standaardbeoordeling) en de derde stap (maatwerk) van het Saneringscriterium voor de beoordeling van ecologische risico's:

1. Op het aspect van het concentratieniveau van stoffen en mengseltoxiciteit is een bruikbaar model beschikbaar. Het model is met een geringe programmeerinspanning operationeel te maken. Alle benodigde gegevens zijn direct beschikbaar (zie RIVM rapport voor details). Betere gegevens zijn te verkrijgen via extra literatuuronderzoek (één jaar of meer);
2. Op het aspect van de grootte van het verontreinigde oppervlak is een analyse uitgevoerd. Onderzoek is nodig om een nieuw model te ontwikkelen. Dit wordt verder niet in deze oplegnotitie besproken (zie RIVM-rapport).

Het Saneringscriterium is feitelijk een prioriteringsinstrument om de ernstigste verontreinigde locaties te selecteren en te saneren. Als aangetoond kan worden dat de risico's op de locatie, in juridische termen, niet onaanvaardbaar zijn, is er geen sprake meer van spoed.

Uitleg concentratieniveau en mengselmodellering

Probleemanalyse huidige Saneringscriterium:

1. er wordt (bijna) geen rekening gehouden met het effect van het lokaal aanwezige mengsel (ook officieel commentaar TCB, 2006);
2. (samenhangend met 1) voor sommige stoffen (bijvoorbeeld PAK's) wordt een gesommeerde maat als alternatief voor de HC50-waarde gebruikt. Dit leidt bij praktische beoordelingen tot de inconsistente, gelijktijdige toepassing van afzonderlijke risicomaten (bijvoorbeeld voor metalen) en gesommeerde maten (bijvoorbeeld voor PAK's) bij één enkele afweging voor spoed.
3. er wordt geen rekening gehouden met de (natuurlijke) achtergrondconcentratie (alleen met HC50-waarden, conform de toepassing van de oude Interventiewaarden). Dit is inconsistent met de huidige normen en kan (theoretisch) leiden tot aanwijzing van spoed mede op basis van de (natuurlijke) achtergrond;

Voorgestelde oplossing in het RIVM-rapport 711701072:

1. Met een berekening van de meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie (msPAF) als een maat voor de toxische druk (TD) kan op eenvoudige wijze en met wetenschappelijk geaccepteerde modellen rekening gehouden worden met het te verwachten effect van het mengsel. Als basis voor dit model worden EC50

waarden als gevoeligheidsdrempel voorgesteld ($msPAF_{EC50}$). Deze wijze van modelleren is consistent met het overeenkomstige gebruik van NOEC-waarden als basis voor HC50-waarden bij de normstelling. Bij de HC50 is 50% van de soorten niet afdoende beschermd, ofwel aangetast, boven het geen-effectniveau. Dit niveau is beleidsmatig verwant aan de interventiewaarde. De keuze voor EC50-waarden als invoer voor beoordelingen in het kader van het Saneringscriterium doet echter recht aan een concreet probleem, namelijk dat bij ernstig verontreinigde locaties al meer dan 50% van de theoretische soorten blootgesteld wordt boven de NOEC en dat er effecten verwacht worden. Een alternatief model, de Toxic Unit (TU) benadering, levert een bijna vergelijkbare rangordening van verontreinigde locaties op en is dus als prioriteringsinstrument ook goed bruikbaar, maar sluit niet goed aan bij de volgende stap in het Saneringscriterium en de beoordeling van waterbodems (zie onder);

2. Zie 1.
3. Houdt rekening met achtergrondconcentraties. Hiervoor zijn eenvoudige modellen beschikbaar. Bij de vaststelling van nieuwe besliscriteria voor de TD ($msPAF_{EC50}$) kan rekening gehouden worden met de achtergrond.

Consequenties van een nieuw model

1. Gegevens over de metalen en PAK's uit het nader bodemonderzoek worden gezamenlijk gebruikt om tot een afweging voor mengseltoxiciteit te komen, eventueel aangevuld met gegevens over stoffen die voor de specifieke verontreinigingssituatie van belang zijn, maar buiten het standaard stoffenpakket vallen. Hoewel met het nieuwe model meer gegevens op een integrale manier worden toegepast, zijn de kosten in principe gelijk omdat de gegevens al vastgelegd worden in het nader bodemonderzoek en het standaard stoffenpakket. Toepassing van het model (mits voorgeprogrammeerd in gebruiksvriendelijke software of een webapplicatie; zie bijvoorbeeld de Risicotoolbox) is niet ingewikkelder dan het huidige (oude) model op basis van SUS. De achterliggende modellering is in feite al geheel geprogrammeerd voor de Risicotoolbox, zij het met NOEC-gegevens als invoer.
2. Met het oude en het nieuwe model wordt de werkvoorraad ernstig verontreinigde locaties op basis van een rangordening gesplitst in principe in twee delen: een gedeelte met spoed, en een gedeelte niet-spoed. Voor de meeste locaties zal het niet uitmaken welk model gehanteerd wordt (boven aan en onder aan de lijst). Het besliscriterium voor de TD op basis van de $msPAF$ bepaalt waar de 'knip' voor spoed in de lijst wordt gezet. Deze kan zo worden gekozen dat de werkvoorraad spoed-locaties met het oude en het nieuwe model gelijk blijft.
3. Bij een in totale omvang gelijkblijvende saneringsoperatie maakt het voor een beperkt aantal locaties wel uit welk model wordt toegepast. Berekeningen tonen aan dat locaties met weinig verontreinigende stoffen met het nieuwe model niet meer gesaneerd behoeven te worden, in tegenstelling tot locaties met een cocktail aan verontreinigende stoffen. Dit levert dus een winst voor de kwaliteit van de beslissing, in casu het milieu, op door een betere rangordening.

Bespreekpunten voor NoBoWa (in volgorde van belang)

1. Afwijzen of aannemen van de validiteit van voorgestelde mengselmodellen (TD én TU) als basis voor een betekenisvolle verbetering ten opzichte van het huidige model (SUS) in het Saneringscriterium. Bij een gelijke saneringsopgave zal de keuze van het model voor de meeste locaties geen andere beslissing tot

gevolg hebben. Voor een aantal locaties rond de besliscriteria voor spoedeisendheid zal de toepassing van mengselmodellering wel uitmaken en dat levert over het geheel genomen winst voor de kwaliteit van de beoogde beslissing, in casu het milieu, op.

2. Voorkeur aangeven voor een TD(msPAF)- of TU-benadering. TD sluit aan bij de huidige beoordeling van de ecologische risico's van waterbodemonverontreiniging en bij stap drie in het Saneringscriterium, en is methodologisch consistent met de werkwijzen die gevolgd worden voor de generieke normstelling. Beide modellen zijn eenvoudig programmeerbaar en maken gebruik van dezelfde basisgegevens (toxiciteitswaarden in de literatuur). De TU-benadering is consistent met de normstelling (voor het afleiden van somnormen voor bepaalde stofgroepen met een zelfde werkingsmechanisme, zoals PAK's), maar niet met de praktijk van de waterbodembeoordeling en stap drie in het Saneringscriterium. In beide laatste gevallen is de TD verkozen boven de TU-benadering. TD(msPAF) is ook opgenomen als optionele stap in de Risicoolbox (het werkt dus al in de praktijk).
3. Het tijdpad voor invoering aangeven. Een volledig werkend systeem kan opgezet worden op basis van bestaande toxiciteitsgegevens (zie RIVM-rapport voor details). Hierbij zijn bestaande gegevens van de normstelling gebruikt, zodat een optimale aansluiting is gegarandeerd. Via literatuuronderzoek kunnen nieuwe, specifieke toxiciteitsgegevens worden afgeleid. Dit gaat één tot enkele jaren duren (afhankelijk van de eisen die aan de gegevens gesteld worden). Volgens de RIVM-auteurs levert invoering van het mengselmodel met geëxtrapoleerde gegevens een aanmerkelijk grotere verbetering op dan het gebruik van nieuw verzamelde toxiciteitsgegevens in hetzelfde model. Met andere woorden: op milieuhygiënische gronden is uitstellen van invoering (tot er betere gegevens voorhanden zijn) niet verantwoord.
4. Vaststelling van besliscriteria voor spoedeisendheid. Het RIVM heeft een vergelijking gemaakt tussen het huidige model in het Saneringscriterium en het model op basis van de TD. Hierbij dient opgemerkt te worden dat momenteel slechts weinig locaties gesaneerd worden louter en alleen vanwege de ecologische risico's (enkele procenten). De vergelijking was gecompliceerd in verband met onvolkomenheden in het huidige model (achtergrondconcentratie en som-maten) en een beperkte set gegevens over de reële situatie:
 - a. Voor het besliscriterium 1x HC50 kan gesteld worden dat een msPAF(EC50) van 0,15 (= 15% soorten ernstig aangetast) zal resulteren in ongeveer een gelijk aantal locaties dat het betreffende criterium overschrijdt.
 - b. Voor het besliscriterium 10x HC50 kan gesteld worden dat de corresponderende maat voor de msPAF(EC50) in de range zit van 0,6 tot 0,8 (= 60% tot 80%). Hierbij is door RIVM-auteurs (en in het verleden door de TCB) gesteld dat bij deze grens de discussie meestal niet meer gaat of er daadwerkelijk effecten optreden (want dat is meestal duidelijk aan de hand van een visuele inspectie van de locatie), maar of het bodemecosysteem wel beschermingswaardig is. Met andere woorden, de 10x HC50 is een hoge en nauwelijks onderscheidend ecologisch besliscriterium. Het betreft bovendien een zeer gering aantal locaties. Het advies is om hiervoor een iets lager criterium te kiezen (0,5).

Nieuwe oppervlaktetabel volgens advies RIVM

Voorgesteld schema voor de beoordeling van de spoedeisendheid van maatregelen op basis van resultaten uit het Nader Bodemonderzoek (gestandaardiseerde, generieke risicobeoordeling) en de bodemgebruiksvormen volgens NoBoWa. Voor wat betreft de oppervlaktematen is de tabel overgenomen uit SUS (Koolenbrander 1995). De besliscriteria voor de toxische druk (TD) door verhoogde concentraties met toxische stoffen zijn gebaseerd op een berekening van een msPAF (meer-stoffen Potentieel Aangetaste Fractie) en een vergelijking met de besliscriteria in het huidige Saneringscriterium (zie tekst). Er wordt verondersteld dat de effecten niet onaanvaardbaar zijn, wanneer de gemiddelde berekende TD binnen een contour de aangegeven oppervlakte niet overschrijdt.

<i>Bodemgebruik</i>	<i>Oppervlakte verontreiniging ($0,15 < TD_{MMec50} < 0,5$)</i>	<i>Oppervlakte verontreiniging ($TD_{MMec50} > 0,5$)</i>
<i>Gevoelig:</i> natuur (incl. EHS)	< 50 m ²	< 50 m ²
<i>Matig gevoelig:</i> recreatief groen met natuurwaarden, landbouw, (moes)tuin, plaatsen waar kinderen spelen	< 5.000 m ²	< 50 m ²
<i>Relatief ongevoelig:</i> ander groen zonder natuurwaarden, bebouwing infrastructuur en industrie	< 0,5 km ²	< 5.000 m ²

1. TCB (2006) *Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. TCB S02(2006) Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 20 januari 2006.*
2. Rutgers M, Tuinstra T, Spijker J, Mesman M, Wintersen A, Posthuma L (2008) *Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. Rapport 711701072, RIVM, Bilthoven.*

Bijlage 6. Nomenclatuur

De volgende indeling en termen zullen worden gebruikt om de toxische druk en onderliggende concepten te benoemen: chronische toxische druk en acute toxische druk. Dit onderscheidt maakt het verschil in beleidsmatige en wetenschappelijke termen duidelijk.

De huidige situatie is, dat we (waar nodig) spreken van:

- chronische toxische druk van stoffen of mengsels, in de eenheid $msPAF_{NOEC}$, wetenschappelijk betekend: de Potentieel Aangetaste Fractie van de geteste soorten die blootgesteld kan zijn op zodanig niveau dat er bij die soorten sprake is van overschrijding van de geen-effectgrens voor vitale kenmerken, zoals groei en reproductie, of in gewoon Nederlands: de fractie niet geheel beschermde soorten. De HC5 hoort hierbij, evenals de PAF_{NOEC} , of zelfs de PC95 (Concentration Protective of 96% of the species). Aangetekend wordt dat de mate van effect in de 5% mogelijk niet-beschermde soorten gering zal zijn, aangezien het voor die soorten een overschrijding van het geen-effectniveau is. Dat betekent niet meteen dat ze verdwijnen of zo. De chronische toxische druk is zinvol als integrale maat voor het vergelijken van situaties (bijvoorbeeld in de bodem) in het beheertraject.
- acute toxische druk van stoffen of mengsels, in de eenheid $msPAF_{EC50}$, wetenschappelijk betekend: de Potentieel Aangetaste Fractie van de geteste soorten die blootgesteld kan zijn op zodanig niveau dat er bij die soorten sprake is van overschrijding van de effectmaat waarbij 50% van de geteste individuen ernstige effecten ondervindt (EC50) voor vitale kenmerken, zoals groei en reproductie, of in gewoon Nederlands: de fractie sterk negatief beïnvloede soorten. De acute toxische druk is zinvol als integrale maat voor het vergelijken van situaties (bijvoorbeeld in de bodem) in het saneringstraject (veel hogere concentraties, die ook in bioassays en bij veldinventarisaties kwantificeerbare effecten zullen opleveren).

Voor beiden maten van de toxische druk geldt dat ze de fractie aangetaste soorten aangeven als fractie van de getoetste soorten, ofwel: bij een acute toxische druk van 15% vastgesteld via testen aan 100 soorten mag verwacht worden dat 15 soorten grote nadelige effecten zal ondervinden. Wat dit exact betekent voor de lokale systemen is afhankelijk van die systemen. De toetscondities in het laboratorium zijn altijd anders dan de milieuomstandigheden in het veld. Duidelijk is evenwel dat in een lokaal systeem een toxische druk van 50% altijd meer en grotere effecten zal laten zien dan een toxische druk van 20%. Met andere woorden, een bodem met een toxische druk van 50% is toxicologisch erger dan een bodem met een toxische druk van 20%. De lokale gevoeligheid van een systeem is afhankelijk van allerlei factoren, zoals de gevoeligheid van de lokale soorten en de blootstellingscondities. Vaak kennen we deze niet.

RIVM

Rijksinstituut
voor Volksgezondheid
en Milieu

Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl