

RIVM Rapport 711701068/2007

## **Handreiking TRIADE**

### Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium

M. Mesman (projectleider), RIVM

A.J. Schouten, RIVM

M. Rutgers, RIVM

E.M. Dirven-van Breemen, RIVM

Contact:

Miranda Mesman

Laboratorium voor Ecologische Risicobeoordeling

Miranda.Mesman@rivm.nl

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 het RIVM-project M/711701, 'Risiko's in relatie tot bodemkwaliteit'.

© RIVM 2007

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

### **Handreiking TRIADE**

Locatiespecifiek ecologisch onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium

Het RIVM heeft een handreiking ontwikkeld voor een methode waarmee lokaal kan worden onderzocht wat ecologische gevolgen zijn van een vervuilde bodem. De handreiking beschrijft hoe deze zogeheten TRIADE-methode uitgevoerd en beoordeeld kan worden. Ze is een aanvulling op het zogeheten Saneringscriterium, dat valt onder de Wet bodembescherming. Met behulp van de TRIADE kan besluitvorming om met spoed te saneren, beter worden onderbouwd.

Het Saneringscriterium is de procedure voor bodemsanering (in de zogeheten Circulaire Bodemsanering, uit 2006, wordt dit criterium uitgewerkt). Eerst wordt met een standaardbeoordeling bekeken of er sprake is van onaanvaardbare ecologische risico's. Als dat het geval is, wordt met lokale gegevens getoetst of het daadwerkelijk het geval is. De TRIADE-methode combineert resultaten van chemische analyses, toxiciteitstoetsen voor planten en dieren en ecologisch veldonderzoek. Op basis van deze informatie wordt bepaald of er spoedig moet worden gesaneerd.

Trefwoorden:

TRIADE, locatiespecifiek, Saneringscriterium, ecologische risicobeoordeling

# Abstract

## **Guideline TRIAD**

Site-specific ecological risk assessment in the Remediation Criterion

This report, titled 'Guideline TRIAD, site-specific ecological risk assessment the Remediation Criterion', gives a practical description on how to perform a site-specific assessment with the TRIAD. This report is meant as a guideline for straightforward application of the TRIAD in ecological risk assessment of contaminated sites.

1st January 2006 a renewal process was started to update the Dutch Soil Protection Act. The procedure is described in the circular letter Soil Remediation (2006). The so-called 'Remediation Criterion' is part of the circular letter and describes the way in which the urgency of soil clean-up is determined.

This guideline will be part of step three of the remediation criterion in which site-specific measurements and calculations are important elements. These investigations will be a basis for the assessment whether or not there is an unacceptable ecological risk of soil pollution, by chemical, toxicological and ecological research, or whether more research is needed. The different methods to be used in a TRIAD provide a weight of evidence to the risk evaluation. Moreover, the TRIAD can be applied in a stepwise (tiered) way, in order to apply the research in a cost-effective manner. The results of the methods used in the TRIAD are transformed to effect values and are expressed as an integrated risk value.

Key words:

TRIAD, site specific, Remediation Criterion, ecological risk assessment

## Voorwoord

Dit rapport bevat een korte handleiding voor het uitvoeren van een ecologische risicobeoordeling met behulp van de TRIADE. Het gebruik van de TRIADE bij bodemonderzoek is recent beschreven in een aantal publicaties. Het Saneringscriterium zoals opgenomen in de Circulaire Bodemsanering 2006, was aanleiding om de procedure aan te passen en verder te concretiseren. Het resultaat is deze handreiking. Deze biedt eenvoudige handvatten ter ondersteuning van het onderzoek in stap drie van het Saneringscriterium voor de ecologische risicobeoordeling.

Het rapport is geschreven in opdracht van de VROM/DGM-directies BWL en LMV. Het conceptrapport is in een workshop op 9 mei 2007 uitgebreid bediscussieerd. Het bevoegde gezag, de adviesbureaus en de kennisinstituten waren in de workshop vertegenwoordigd met deelnemers van gemeenten, VROM, Bioclear, AquaSense en Alterra. De resultaten en discussies zijn verwerkt in het rapport.

Op dit moment is er nog relatief weinig praktijkervaring met het TRIADE-onderzoek bij het locatiespecifiek beoordelen van ecologische risico's van verontreinigde locaties. Het is logisch dat er dan al snel vragen ontstaan over het 'wat, hoe en wie?'

Dit rapport kan niet voor iedere denkbare situatie een kant-en-klaar recept geven omdat er een grote verscheidenheid aan gevallen van bodemverontreiniging is. Deze handreiking beoogt wel voor veel situaties een handleiding te zijn voor de uitvoering van een rechttoe rechtaan TRIADE-onderzoek, als een uitsluitend chemisch georiënteerd onderzoek niet voldoende resultaat oplevert. Er wordt in een beperkt aantal varianten voorzien om in te spelen op de locatiespecifieke omstandigheden. Tevens moet een aantal keuzen worden gemaakt over het soort toxiciteitsmetingen, veldonderzoek en welk laboratorium die het best kan uitvoeren.

Door toepassing van de TRIADE-methode in de praktijk zal de komende tijd ook bij uitvoeringsinstanties meer gevoel ontstaan over de beste werkwijze en indicatorkeuze. Resultaten zullen steeds beter vergelijkbaar en in een bredere context te plaatsen zijn. Om die reden is het tevens van belang dat er een eenvoudig te benaderen database komt waar resultaten van het TRIADE-onderzoek in worden bijgehouden en kunnen worden ingezien. In het vervolgtraject zal hier aandacht aan worden besteed.

De auteurs willen graag meedenken in het ontwikkelingsproces, nadere informatie leveren en adviseren om het TRIADE-onderzoek verder gestalte te geven. De lezers van dit rapport worden uitgenodigd om contact op te nemen met één van de auteurs voor vragen, opmerkingen en suggesties.



# Inhoud

<b>Samenvatting</b>	<b>8</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>9</b>
1.1 Leeswijzer	10
<b>2 Het Saneringscriterium</b>	<b>11</b>
<b>3 Eenvoudige TRIADE in stap 3 van het Saneringscriterium</b>	<b>13</b>
3.1 Inleiding	13
3.2 Beslispunten	15
3.2.1 Afweging uitvoeren laag 1 TRIADE of toepassen Basisbenadering	16
3.2.2 Risico onaanvaardbaar	16
3.2.3 Risico niet onaanvaardbaar	16
3.2.4 Basisbenadering	16
<b>4 De TRIADE in het kort, een stappenplan met voorbeelden</b>	<b>19</b>
4.1 Inleiding	19
4.2 Stappenplan	20
4.3 Voorbeeld uitwerking	23
<b>5 Bepalen van de risicogrenzen voor de TRIADE</b>	<b>25</b>
5.1 Inleiding	25
5.2 Hulpmiddel	25
5.3 Eindbeoordeling	25
5.3.1 Wanneer er een geringe onzekerheid bestaat over de uitslag (deviatie < 0,4)	26
5.3.2 Wanneer er grote onzekerheid bestaat over de uitslag (deviatie > 0,4)	26
5.3.3 Beoordeling theoretisch voorbeeld uit hoofdstuk 4	27
5.3.4 Vergelijking met stap 2 in Sanscrit	27
5.3.5 Vaststelling risicogrenzen	27
<b>Referenties</b>	<b>29</b>
<b>Bijlage 1 Achtergrondinformatie en praktische tips voor gebruik TRIADE</b>	<b>33</b>
<b>Bijlage 2 Berekening Toxische Druk</b>	<b>41</b>
<b>Bijlage 3 Voorbeelden van schalingsmethoden bij verschillende toxiciteitstesten en veldwaarnemingen</b>	<b>43</b>
<b>Bijlage 4 Voorbeeld van rekenmethoden in een TRIADE-tabel</b>	<b>45</b>
<b>Bijlage 5 Praktijkvoorbeelden TRIADE</b>	<b>47</b>
<b>Bijlage 6 Deelnemerslijst workshop handreiking TRIADE, 9 mei 2007</b>	<b>53</b>

# Samenvatting

In de afgelopen jaren is een aantal vernieuwingen doorgevoerd in het Bodembeleid en de wet- en regelgeving die hierop is gebaseerd. Zo zijn er aanpassingen in de wijze waarop een geval van bodemverontreiniging wordt beoordeeld en aangepakt. De procedure wordt beschreven in artikel 37 van de Wet Bodembescherming. Hierin wordt vastgesteld of er dusdanige risico's zijn dat er met spoed moet worden gesaneerd. Er worden drie typen risico's beschouwd: voor de mens, voor het ecosysteem en de verspreiding van een verontreiniging. De werkwijze van het zogenoemde Saneringscriterium staat beschreven in de Circulaire Bodemsanering 2006.

In stap drie van het Saneringscriterium kan een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling worden uitgevoerd. De TRIADE-benadering wordt hiervoor als hulpmiddel genoemd. De TRIADE is gebaseerd op de gelijktijdige toepassing van drie sporen van onderzoek om een beter beeld te krijgen van de effecten van een verontreiniging. Dit zijn de sporen:

- chemie, waarin op basis van de concentraties verontreinigende stoffen in grondmonsters van de locatie of in organismen een effectschatting wordt gemaakt met behulp van kennis over de toxiciteit van stoffen;
- toxicologie, waarin bioassays worden uitgevoerd met monsters van de locatie;
- ecologie, waarin met behulp van ecologische metingen en inventarisaties bepaald wordt of er effecten in het veld optreden.

Door de resultaten van deze drie sporen te combineren worden de onzekerheden in de risicoschatting gereduceerd. Wanneer alle resultaten 'dezelfde kant' op wijzen, ontstaat de zogenaamde 'weight of evidence'.

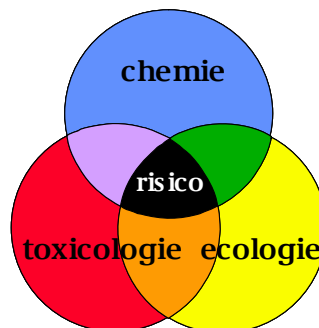
Naast de drie-sporenbenadering wordt de TRIADE stapsgewijs opgebouwd. De eerste laag is relatief eenvoudig. Indien dit een bevredigend antwoord oplevert, kan de risicobeoordeling worden afgerond. Wanneer er te veel onzekerheid over het ecologische risico blijft bestaan, kan de TRIADE met een volgende (verdiepende) stap worden uitgebreid. Dit rapport geeft een praktische handreiking voor het toepassen van de eerste laag van een TRIADE in het Saneringscriterium. De risico's van bodemverontreiniging voor het ecosysteem worden in de TRIADE op een schaal van 0 tot 1 uitgedrukt, waarbij 0 duidt op de afwezigheid van risico's en 1 op het maximale risico. Ook wordt de mate van onzekerheid bepaald. Deze twee parameters worden gebruikt bij het besluit of de ecologische risico's onaanvaardbaar zijn of niet. De werkwijze is kort beschreven en wordt toegelicht met voorbeelden.



# 1 Inleiding

Het Saneringscriterium maakt onderdeel uit van artikel 37 van de gewijzigde Wet Bodembescherming. Aan de hand van het Saneringscriterium wordt bepaald of een spoedige sanering noodzakelijk is. Onderdeel van het Saneringscriterium is het uitvoeren van een risicobeoordeling (voor mens, ecosysteem en verspreiding van verontreiniging). Na de vaststelling dat er een geval van ernstige verontreiniging is, wordt een standaardrisicobeoordeling uitgevoerd. Daarbij wordt gebruikgemaakt van het computerprogramma Sanscrit, dat gebaseerd is op de SaneringsUrgentie Systematiek (SUS). Het rekenhart van Sanscrit zal worden aangepast aan recente besluitvorming in NOBO<sup>1</sup> (VROM, 2008).

De risicobeoordeling in het Saneringscriterium bestaat uit 3 stappen. In stap 3 kan tot een locatiespecifieke risicobeoordeling voor de ecologie worden besloten, indien uit een ernstige verontreiniging (stap 1) en generieke risicobeoordeling (stap 2) een ‘onaanvaardbaar risico’ volgt. De handreiking, beschreven in dit rapport, laat zien hoe een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling kan worden uitgevoerd met behulp van de TRIADE. De TRIADE combineert drie onderzoeksvelden om tot één eindoordeel te komen voor het ecologische risico van de verontreiniging op een locatie (Figuur 1.1).



*Figuur 1.1 Integratie van beoordelingsinstrumenten uit de chemie, toxicologie en ecologie leidt tot vermindering van onzekerheden bij het bepalen van het ecologische risico.*

De zeggingskracht van de risicoschatting wordt versterkt door het onafhankelijk beschouwen van de resultaten van de sporen chemie, toxicologie en ecologie. Elke benadering of meettechniek heeft

---

<sup>1</sup> NOBO staat voor de projectgroep Normstelling en Bodemkwaliteitsbeoordeling. De projectgroep zorgt voor afstemming bij normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Om te zorgen voor consistentie in de risicobeoordeling worden afspraken gemaakt over: instrumenten, inzetbaarheid van instrumenten en toetsingskaders. Het gaat bij de uiteindelijke besluitvorming niet alleen om de risicobeoordeling sec. Ook een bredere belangenafweging bepaalt de mate van bescherming. De huidige bodemkwaliteit, de baggeropgave en het verwachte grondverzet spelen hierbij een rol.

De projectleiding ligt bij het ministerie van VROM. De projectgroep bestaat uit vertegenwoordigers van: VROM, LNV en V&W, de provincies, de gemeenten, de waterschappen, RIVM, Alterra en RIZA. Het RIVM, Alterra en RIZA zorgen voor de relatie met de wetenschappelijke inbreng.

methodische en conceptuele onzekerheden, maar voorziet ook in unieke informatie. Door ‘het bewijs’ (= argument waarop de effectschatting gebaseerd wordt) op meerdere sporen te baseren worden onzekerheden gereduceerd en wordt de kans op een foutieve conclusie kleiner.

In diverse publicaties en rapporten is de TRIADE al uitgebreid besproken, zowel qua methodische aanpak als praktische uitvoering (Chapman, 1986, 1990; Den Besten et al., 1995; De Zwart et al., 1998; Jensen en Mesman, 2006; Rutgers et al., 1998, 2001, 2005; Rutgers en Den Besten 2005; Schouten et al., 2003a,b). In dit rapport worden de achtergronden en de uitwerking van de TRIADE niet opnieuw beschreven. Hiervoor volstaat bovengenoemde literatuur. Dit rapport heeft tot doel een beschrijving te geven van de wijze waarop de TRIADE in het Saneringscriterium is ingebed en praktisch moet worden toegepast. De risico's voor het ecosysteem worden in de TRIADE op een schaal van 0 tot 1 uitgedrukt, waarbij 0 geen risico aangeeft en 1 het maximale risico. Ook wordt de mate van onzekerheid bepaald. Deze twee parameters worden gebruikt bij het besluit of de ecologische risico's onaanvaardbaar zijn of niet.

## 1.1 Leeswijzer

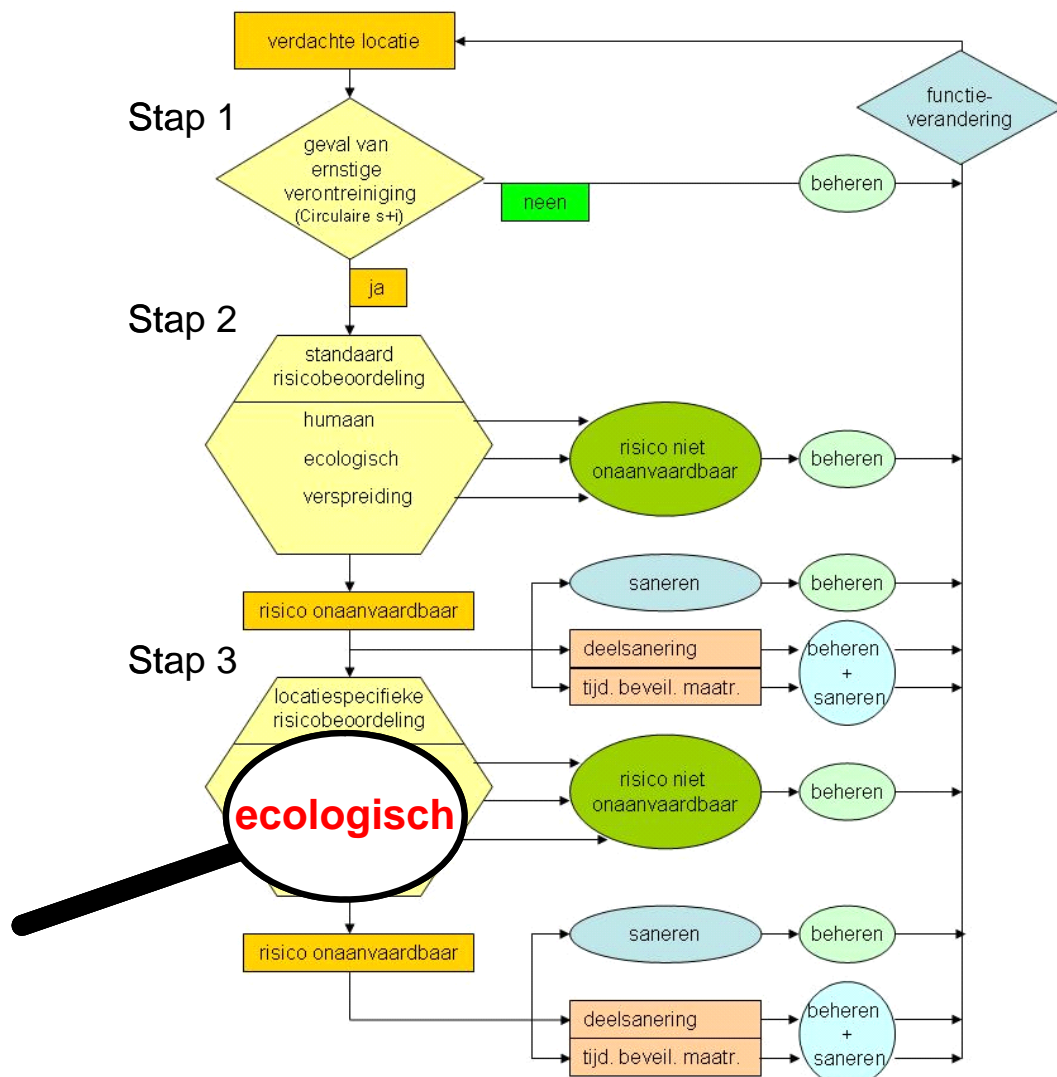
Het Saneringscriterium en de Locatiespecifieke Risicobeoordeling Ecologie worden toegelicht in hoofdstuk 2 en 3. In hoofdstuk 4 en 5 wordt uitgelegd hoe de TRIADE werkt en hoe deze kan worden uitgevoerd. In de bijlagen staat achtergrondinformatie over de TRIADE, worden diverse rekenmethoden beschreven om de resultaten van de TRIADE te verwerken en worden ten slotte twee praktijkvoorbeelden gegeven.

Dit rapport is beknopt gehouden, zonder al te veel theoretische verhandelingen of discussie. Het is de bedoeling dat het als ‘quick start guide’ kan worden gebruikt. Voor een verdieping wordt naar de hiervoor genoemde rapporten verwezen.

## 2 Het Saneringscriterium

Op 1 januari 2006 is de wijziging van de Wet Bodembescherming in gang gezet. Het Saneringscriterium maakt hier onderdeel van uit. Het Saneringscriterium wordt gebruikt om te bepalen of een spoedige sanering noodzakelijk is. De procedure is beschreven in de Circulaire Bodemsanering (2006) en vervangt verschillende vorige besluiten en regelingen.

Dit rapport gaat in op stap 3 van de risicobeoordeling van het Saneringscriterium (zie Figuur 2.1). In stap 1 wordt bepaald of er al dan niet sprake is van een geval van ernstige verontreiniging. In stap 2 wordt een standaardrisicobeoordeling uitgevoerd. De praktische uitwerking van beide valt buiten het bestek van deze handreiking, maar worden uitvoeriger beschreven in de bijlagen van de Circulaire Bodemsanering (2006).



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van Saneringscriterium, uitgelicht stap 3, locatiespecifieke risicobeoordeling ecologie.

Er is sprake van een onaanvaardbaar ecologisch risico 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);
- bio-accumulatie en doorvergiftiging kunnen plaatsvinden.

Indien na de standaardrisicobeoordeling (stap 2) het risico als onaanvaardbaar wordt beoordeeld, maar niet wordt overgegaan tot saneren (of deelsaneren met tijdelijke beveiligingsmaatregelen), volgt de gedetailleerde risicobeoordeling van stap 3. Dit maatwerk kan ook worden gedaan als het vermoeden bestaat dat de modelberekeningen geen getrouwe weerspiegeling zijn van de werkelijke risico's op de locatie. Het maatwerk in stap 3 bestaat uit aanvullende metingen of extra modelberekeningen met locatiespecifieke parameters. Uiteraard staat het de gebruiker vrij om stap 2 en stap 3 tegelijk uit te voeren, als de wens bestaat de TRIADE toe te passen. Onderdelen van stap 2 komen overigens ook weer aan bod bij het maatwerk in stap 3. Het doel van het Saneringscriterium is om een onderbouwd besluit te kunnen nemen, nadat de onzekerheden in de beoordeling voldoende zijn verminderd. Als de onzekerheden kleiner zijn dan bij een voorafgaande stap, kan de beoordeling minder conservatief zijn en wordt er meer rekening gehouden met locatiespecifieke omstandigheden.

Indien de onzekerheden omtrent de daadwerkelijke ecologische risico's voldoende zijn weggenomen via bijvoorbeeld TRIADE-onderzoek, dan dient stap 3 van het Saneringscriterium uiteindelijk tot de volgende conclusies te leiden:

- Risico niet onaanvaardbaar → niet spoedig saneren, wel beheer
- Of
- Risico onaanvaardbaar → spoedig saneren (of een minder gevoelig bodemgebruik voorschrijven waarbij risico's niet onaanvaardbaar zijn)

In deze handreiking wordt in hoofdstuk 5 een voorstel gedaan hoe de resultaten van het TRIADE-onderzoek beoordeeld kunnen worden, zodat één van de bovenstaande conclusie getrokken kan worden.

Ten aanzien van de wijze van saneren en beheer zijn verschillende varianten denkbaar die in kunnen spelen op de lokale omstandigheden en eisen die door het bodemgebruik worden gesteld. Voor de praktijk zijn het relevante aspecten die bij de planning van een sanering aan bod dienen te komen. Deze onderwerpen vallen echter buiten het bestek van dit rapport. Het zou wel onderdeel kunnen zijn van de Basisbenadering die in hoofdstuk 3 wordt besproken.

## 3 Eenvoudige TRIADE in stap 3 van het Saneringscriterium

### 3.1 Inleiding

Het Saneringscriterium is gericht op het aannemelijk maken van een niet onaanvaardbaar risico op de betreffende locatie. Bij de stappen 1 en 2 wordt voor wat betreft het ecologische risico slechts in beperkte mate rekening gehouden met locatiespecifieke omstandigheden en ligt de focus op mogelijke effecten van (totaal)concentraties op een ecosysteem. Vanwege de onzekerheden die dit met zich meebrengt, is de beoordeling in de stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium vanzelfsprekend conservatief van aard. Met behulp van verdergaande informatie over de locatiespecifieke omstandigheden van de verontreiniging en het ecosysteem, kan een genuanceerder beeld worden gegeven met minder onzekerheden, waardoor de beoordeling van de effecten minder conservatief is.

De TRIADE is een geschikte werkwijze om deze onzekerheden in de stappen 1 en 2 van het Saneringscriterium te verminderen en daarom bij uitstek geschikt om in stap 3 te worden toegepast. Bij de TRIADE wordt een verontreinigingssituatie vanuit drie kennisvelden bestudeerd:

#### 1. Chemie

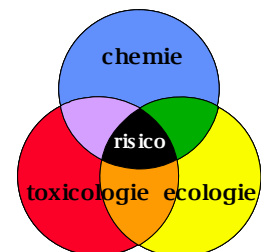
De concentraties van de verontreinigende stoffen in monsters van de locatie worden bepaald. Standaard worden de totaalconcentraties bepaald. Een alternatief is de bepaling van de biobeschikbare fractie of van de opgenomen hoeveelheid van een stof in plant of dier. Voor het schatten van de effecten worden vervolgens literatuurgegevens gebruikt over de toxiciteit van de stoffen op organismen en ecologische processen.

#### 2. Toxiciteit

Met behulp van monsters van de locatie worden toxiciteitsexperimenten uitgevoerd om de toxiciteit rechtstreeks te meten. Deze experimenten worden over het algemeen in het laboratorium uitgevoerd, omdat onder standaardcondities de interpretatie van de resultaten eenvoudiger is.

#### 3. Ecologie

Er worden gegevens verzameld over de toestand van het ecosysteem. Dit kan worden gedaan door het inventariseren van de plantengemeenschap, kleine dieren, bodemorganismen (regenwormen, nematoden, bacteriën) of ecologische processen, zoals afbraaksnelheid, fragmentatie van organische stof of mineralisatieprocessen.



De crux van de TRIADE is gelegen in de integratie van de drie kennisvelden, waardoor op een efficiënte wijze onzekerheden worden gereduceerd. Wanneer een set eenvoudige, maar essentieel

verschillende technieken via een ‘meervoudige bewijsvoering’ (Engels: multiple lines of evidence) vergelijkbare resultaten oplevert, wijst het bewijsmateriaal in dezelfde richting (in het Engels aangeduid met ‘weight of evidence’ of WOE). In Tabel 3.1 is dit geïllustreerd. Deze geïntegreerde benadering leidt in de praktijk tot een schatting van de ecologische effecten van de verontreiniging met een grotere zekerheid.

*Tabel 3.1 Meervoudige bewijsvoering (weight of evidence). + = resultaat wijst op een effect; - = resultaat wijst niet op een effect (naar Chapman, 1996).*

Milieuqualiteits-normen overschreden	Toxiciteit aanwezig in bioassay	Ecologische effecten zichtbaar in het veld	Conclusies
-	-	-	Geen indicatie voor ecologische effecten
+	-	-	Verontreinigende stoffen aanwezig, maar niet biobeschikbaar
-	+	-	Onbekende verontreinigende stoffen, toxiciteit aangetoond
-	-	+	Ecologische effecten niet veroorzaakt door verontreinigende stoffen
+	+	-	Verontreinigende stoffen aanwezig en biobeschikbaar, maar er worden geen ecologische effecten veroorzaakt in het veld
-	+	+	Ecologische effecten wellicht veroorzaakt door onbekende verontreinigende stoffen
+	-	+	Verontreinigende stoffen niet biobeschikbaar in bioassay, ecologische effecten hebben mogelijk een andere oorzaak
+	+	+	Sterke indicatie voor ecologische effecten van verontreiniging

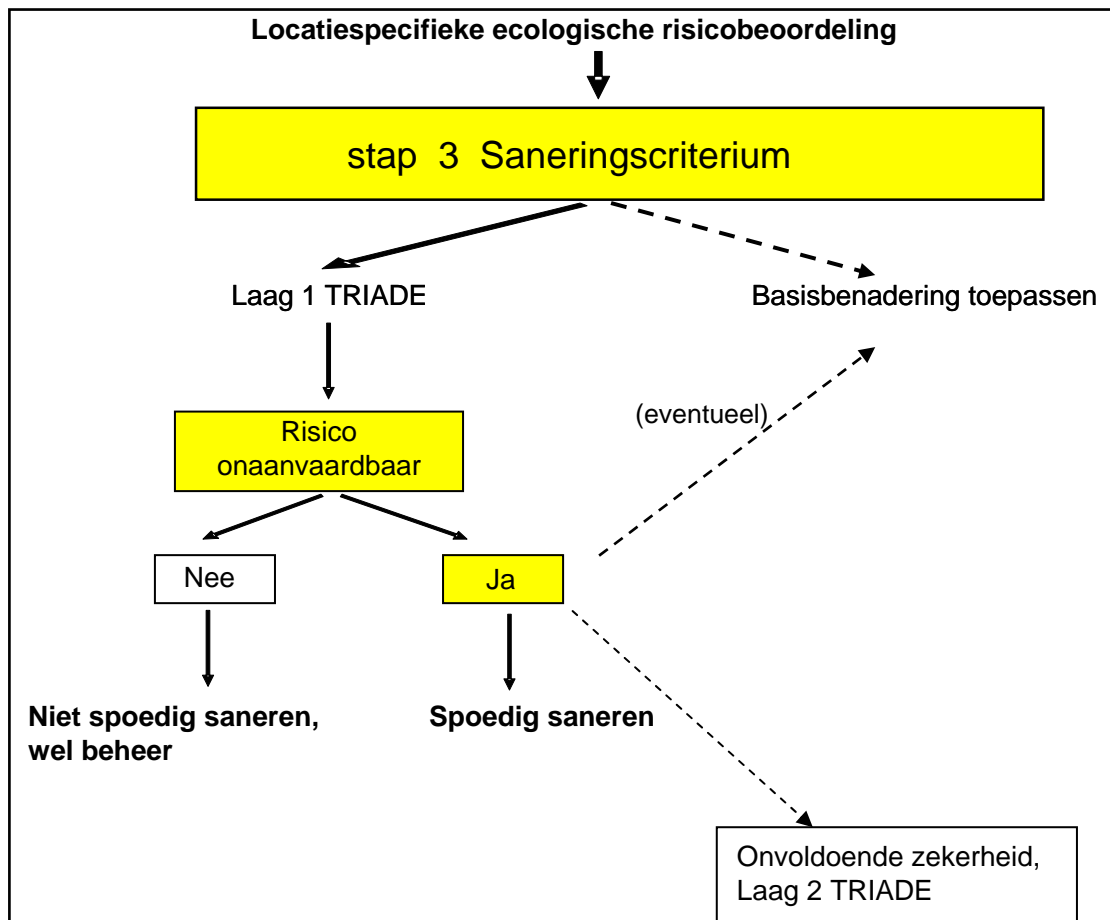
De TRIADE kan worden uitgevoerd als een gelaagde (getrapte) methode. Dit biedt de mogelijkheid om veel voorkomende gevallen met een standaard (eenvoudig) instrumentarium te beoordelen (‘mini-TRIADE’). Daar waar de onzekerheden groot zijn, omdat de drie sporen elkaar tegenspreken, kunnen aanvullende meetmethoden worden ingezet. Met de laagsgewijze aanpak kan onnodig of te duur onderzoek worden voorkomen. Iedere extra TRIADE-laag geeft de beoordeling een meeromvattende kwantitatieve onderbouwing. In Bijlage 1 en 5 worden geschikte meetmethoden nader beschreven en zijn praktische voorbeelden van TRIADE-onderzoek uitgewerkt. In deze handreiking ligt de nadruk op het uitvoeren van de eerste laag van de TRIADE.

Deze handreiking voor toepassing van de TRIADE is beperkt tot de beoordeling via één of meerdere monsters van de locatie, maar niet op een beoordeling in de ruimtelijke context, bijvoorbeeld via een

verrekening van het verontreinigd oppervlak, zoals in stap twee van het Saneringscriterium. Als startpunt kan hiervoor de systematiek van stap twee van het Saneringscriterium worden gebruikt, de zogenoemde ‘oppervlaktetabel’. Rutgers et al. (2008) openen de discussie voor aanpassing van de huidige oppervlaktecriteria in het Saneringscriterium, na kritiek van de Technische Commissie Bodembescherming (TCB, 2006). Voor het maatwerk in stap 3 van het Saneringscriterium kunnen ook aanvullende (locatiespecifieke) overwegingen worden toegepast bij de integrale beoordeling in aanvulling op het TRIADE-onderzoek.

### 3.2 Beslispunten

Figuur 3.1 geeft een stroomschema voor stap 3 van het Saneringscriterium, zoals dat bijvoorbeeld met TRIADE-onderzoeken kan worden ingevuld. In dit schema is een aantal beslispunten benadrukt met gele vakken. Hieronder wordt de figuur nader toegelicht.



Figuur 3.1 Stroomschema voor stap 3 in het Saneringscriterium met de optie om de basisbenadering toe te passen.

### **3.2.1 Afweging uitvoeren laag 1 TRIADE of toepassen Basisbenadering**

In deze handreiking ligt de nadruk op de toepassing van de eerste laag van het TRIADE-onderzoek, als basisinstrument voor stap 3 van het Saneringscriterium. Laag 1 van het TRIADE-onderzoek zal in veel gevallen een duidelijke uitslag geven.

### **3.2.2 Risico onaanvaardbaar**

Na het uitvoeren van de eerste TRIADE-laag wordt er een conclusie getrokken over de onaanvaardbaarheid van het risico op basis van het geïntegreerde risicogetal, mits voldaan is aan eisen met betrekking tot de vermindering van onzekerheden in de beoordeling. Indien het antwoord op de vraag of het risico ‘onaanvaardbaar’ is, ‘ja’ luidt, dan is de volgende keus: hoe om te gaan met dit onaanvaardbare risico? Men kan de uitslag accepteren en overgaan tot ‘spoedig saneren’ of verder onderzoek verrichten om een beter inzicht te krijgen in de ecologische effecten (zie Figuur 3.1). Dit laatste houdt in dat het TRIADE-onderzoek wordt uitgebreid met een volgende laag.

Het niveau waarop sprake kan zijn van een onaanvaardbaar ecologisch risico, is afhankelijk gemaakt van de onzekerheden in de beoordeling. Bij stap 1 van het Saneringscriterium zijn deze nog groot, omdat slechts stof voor stof beoordeeld wordt of er sprake is van een overschrijding van de interventiewaarde. De beoordeling is daarom conservatief.

Bij de derde stap zijn ook onzekerheden aanwezig en daarmee wordt rekening gehouden door deze in de beoordeling expliciet zichtbaar te maken met behulp van de zogenoemde ‘deviatie’. Deze factor geeft aan in hoeverre de drie sporen van de TRIADE met elkaar in overeenstemming zijn. Als de deviatie hoog is, is de onzekerheid in de beoordeling groot. Dit kan ertoe leiden dat het risico nog steeds onaanvaardbaar groot wordt bevonden, met andere woorden: de beoordeling is noodgedwongen conservatief (maar nooit conservatiever dan stap 2 van het Saneringscriterium). In hoofdstuk 5 worden deze aspecten nader uitgewerkt. In Bijlage 1 (paragraaf ‘Verwerking van de resultaten’) en Bijlage 4 wordt nader ingegaan op de berekening van de deviatie.

### **3.2.3 Risico niet onaanvaardbaar**

De resultaten van het TRIADE-onderzoek kunnen er ook toe leiden dat de gevonden effecten leiden tot een niet onaanvaardbaar ecologisch risico (zie ook hoofdstuk 5).

### **3.2.4 Basisbenadering**

Bij gecompliceerde, omvangrijke of bijzondere gevallen zal deze eenvoudige TRIADE goed werken als een screeningsinstrument, maar zal er daarnaast meestal meer onderzoek nodig zijn. Wanneer men vooraf deze inschatting al kan maken, is het verstandig de Basisbenadering als instrument te overwegen. Aanwijzingen hiervoor zijn dat de instrumenten die in laag 1 toegepast worden niet volstaan. Bijvoorbeeld doordat er specifieke ecologische aspecten beoordeeld moeten worden, zoals het broedsucces van weidevogels. De Basisbenadering is een geschikte procedure voor het ontwerpen van de aanpak voor ecologische risicobeoordeling van locaties met bijzondere stoffen, omvangrijke of heterogene verontreinigingen of gebieden met specifieke ecologische aspecten. Voorbeelden van dit soort locaties zijn de Kempen, de Krimpenerwaard en de Toemaakdekken (Mesman et al., 2005; Rietra et al., 2004; Tuinstra et al., 2004; Bosveld et al., 2000).



De Basisbenadering heeft als kern ook een TRIADE-onderzoek. Er wordt echter vooraf specifieke aandacht gegeven aan het afwegingsproces voor zowel de keuze van de indicatoren (per TRIADE-spoor) als de besliscriteria voor de onaanvaardbaarheid van ecologische effecten. Van belang zijn de afspraken over acceptabele risicogrenzen in het licht van het gewenste toekomstige bodemgebruik, tussen bevoegd gezag, terreineigenaren en/of gebruikers. Het gebruik van de Basisbenadering is beschreven in Rutgers et al. (1998, 2005) en Jensen en Mesman (2006).



## 4 De TRIADE in het kort, een stappenplan met voorbeelden

### 4.1 Inleiding

In hoofdstuk 3 is het principe van de TRIADE al beschreven: het verkrijgen van een gestapelde bewijslast door een driesporenbenadering. Daarnaast is de TRIADE uitgewerkt met een gelaagde (getrapte) structuur. De eerste laag is relatief eenvoudig en bestaat uit een beperkt aantal standaardanalyses en eenvoudige testen. Het chemische spoor van de TRIADE sluit direct aan op stap 2 van het Saneringscriterium.

De praktische uitvoering van een TRIADE-onderzoek roept een aantal vragen op: welke testen zijn geschikt voor welk doel, hoe moet gemonsterd en gemeten worden, hoe is het risico uit te rekenen? In eerdere rapporten over de TRIADE zijn de meeste handvatten gegeven (Jensen en Mesman, 2006; Rutgers et al., 2001, 2005; Rutgers en Den Besten, 2005; Schouten et al., 2003a, b). De methodiek wordt hier kort uitgelegd, met verwijzingen naar de achtergrondrapporten.

In dit hoofdstuk zal naast algemene richtlijnen ook een theoretisch voorbeeld gegeven worden. Deze kunnen worden gebruikt als richtsnoer, maar ze zijn niet bepalend voor iedere situatie. Het gaat tenslotte om locatiespecifiek onderzoek en dat vereist maatwerk. De TRIADE is een flexibele methode geschikt voor dit maatwerk, maar dit zorgt er ook voor dat er niet 'één' TRIADE opzet beschreven kan worden. De basis van de methode is in iedere situatie gelijk:

- drie sporen: chemie, toxicologie en ecologie;
- gelaagde uitvoering (in deze handreiking voornamelijk de eerste laag).

De flexibiliteit schuilt in de invulling van de drie sporen, de keuze voor de diverse testen en analyses moet afgestemd worden op de locatiespecifieke omstandigheden.

Voor de eerste TRIADE-laag geldt het volgende:

**Algemene kenmerken:**

- doel is een beoordeling die direct aansluit op stap 2 van het Saneringscriterium;
- kosteneffectief;
- resultaten snel beschikbaar;
- gemiddeld gevoelig;
- relevant voor algemene ecologische eisen die aan de locatie gesteld mogen worden.

### **Chemie**

Dit spoor heeft als doel het bepalen van het (potentiële) toxische effect op het ecosysteem door middel van een berekening van de Toxische Druk (TD). Er ligt een voorstel om de TD te gebruiken voor een toetsing in stap 2 van het Saneringscriterium (Rutgers et al., 2008) ter vervanging van het huidige instrumentarium (op SUS gebaseerd).

- *meten*: totaalconcentraties stoffen (ten minste metalen, PAK's, en stoffen die met de specifieke verontreinigings situatie te maken hebben);
- *meten*: bodemkenmerken (pH, bodemtype, organische stof, lutumgehalte);
- *berekenen*: Toxische Druk van het mengsel van stoffen met behulp van de msPAF<sub>EC50</sub>.

### **Toxicologie**

Dit spoor heeft als doel het aantonen van toxiciteit in monsters van de locatie bij organismen die in het laboratorium zijn opgekweekt en worden blootgesteld onder standaardomstandigheden.

- *meten*: effecten acute blootstelling (één test of enkele testen), meestal in waterige extracten;
- *berekenen*: mate van effect ten opzichte van een (lokale) referentie en een controle.

### **Ecologie**

Dit spoor heeft als doel het aantonen van effecten van verontreiniging op meetbare aspecten van het ecosysteem op de locatie.

- *meten*: eenvoudige bodembioologische analyses (microbiële activiteit, samenstelling nematodenfauna, regenwormen);
- *meten*: en/of eenvoudige inventarisaties van de vegetatie;
- *berekenen*: afwijking ten opzichte van lokale referentie.

## **4.2 Stappenplan**

Bij elke locatiespecifieke beoordeling met de TRIADE wordt in principe eenzelfde stramien doorlopen. Hieronder volgt een korte beschrijving van deze stappen en wie daar bij betrokken zijn. De volgende onderdelen zijn te onderscheiden:

### **1) Probleemdefinitie:**

De probleemdefinitie volgt waarschijnlijk al uit stap 1 en 2 van het Saneringscriterium en behoeft dan geen nadere uitwerking. In bijzondere gevallen kan het nuttig zijn om dit verder aan te scherpen met behulp van de Basisbenadering (Rutgers et al., 1998). De probleemdefinitie wordt opgesteld door de opdrachtgever van het onderzoek (gemeente, terreineigenaar, enzovoort) en kan daarbij ondersteund worden door een adviesbureau of onderzoeksinstituut.

### **2) Keuze opzet en detaillering TRIADE-onderzoek:**

De locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling maakt gebruik van gegevens van het 'oriënterend en nader bodemonderzoek'. Zo wordt efficiënt gebruikgemaakt van al uitgevoerde chemische analyses. Naast de chemische analyses zijn ook biologische analyses en ecologische veldwaarnemingen nodig. Ook hiervoor geldt dat het zinvol is om aan te sluiten bij de monsterlocaties van het oriënterend en/of nader bodemonderzoek. Zo kunnen alle resultaten (chemie, toxicologie en ecologie) eenvoudig vergeleken worden. Er kunnen echter ook redenen zijn om daar juist van af te wijken en delen in detail

over te doen. Het kan bijvoorbeeld zinvol zijn om de monsterkeuze te baseren op een gradiënt van verontreiniging (Schouten et al., 2003b). Aanwezigheid van funderingen of gebouwen op een locatie kan zorgen voor het vervallen van bepaalde monsterlocaties. De opdrachtnemer (bijvoorbeeld een adviesbureau) zal hier een voorstel voor doen en dit samen met de opdrachtgever afstemmen.

### **3) Keuze referentielocatie:**

Dit is een belangrijk onderdeel, omdat de beoordeling van gevonden effecten in bioassays (TRIADE toxicologie) en veldonderzoek (TRIADE ecologie) hiervan afhankelijk zijn. In de meeste gevallen dient de referentie in de onmiddellijke nabijheid van de verontreinigde locatie gekozen te worden. De referentie kan worden gebaseerd op de oorspronkelijke aard en gebruik van het gebied, voor zover dat overeenkomt met de oorspronkelijke aard en gebruik van de verontreinigde locatie. De selectie van meerdere referentielocaties kan ook bijdragen aan de verminderingen van onzekerheid. Deze handreiking voorziet niet in situaties wanneer geen adequate referentie gekozen kan worden. Daarvoor wordt naar de andere bronnen verwezen, hierin wordt het gebruikmaken van een verontreinigingsgradiënt als mogelijke oplossing voorgesteld (Schouten et al., 2003a,b; Rutgers et al., 2005). De opdrachtnemer (bijvoorbeeld een adviesbureau) zal hier een voorstel voor doen en dit samen met de opdrachtgever afstemmen.

### **4) Keuze meetmethoden:**

De eerste laag van de TRIADE begint met eenvoudige testen en analyses, zoals standaard chemische bepalingen, bioassays met acute blootstelling en relatief simpele veldinventarisaties. Deze testen en methoden voor veldonderzoek moeten gebaseerd zijn op een brede toepassing zodat ze voor de meeste locaties geschikt zijn. Voor de TRIADE in hogere lagen is de keuze van een test of soort veldonderzoek van principieel belang en hangt samen met omgevingsfactoren: bodemtype, zuurgraad, organisch materiaal, bodemgebruik van de locatie, enzovoort. Een concretere invulling van de meetmethoden wordt gegeven in Bijlage 1 (Tabel B1.1) en de voorbeelden van praktijkonderzoek in Bijlage 5. De opdrachtnemer (bijvoorbeeld een adviesbureau) zal hier een voorstel doen en dit samen met de opdrachtgever afstemmen.

### **5) Meetgegevens omzetten naar effectmaat:**

De grootte van een effect wordt verkregen uit een verschil- of verhoudingsgetal tussen meetwaarden in verontreinigde- en referentiegrond. Tevens wordt het effect geschaald naar een waarde tussen 0 en 1. De effectschatting uit het chemiespoor is gebaseerd op een berekening van de toxische druk, identiek aan de voorgestelde procedure voor stap 2 van het Saneringscriterium (zie Bijlage 2 en Rutgers et al., 2008). Voor bepaalde testen uit de andere sporen van de TRIADE zijn specifieke rekenregels beschikbaar, afhankelijk van de wijze waarop de metingen worden verricht of uitgedrukt. Bijlage 3 geeft aanwijzingen voor de geëigende rekenmethoden voor specifieke meetmethoden. Deze stap is onderdeel van de uitvoering van het TRIADE-onderzoek en zal dus door de opdrachtnemer uitgevoerd worden.

#### **6) Berekening van het ecologische risico per TRIADE-spoor:**

Wanneer binnen een TRIADE-spoor meerdere testen worden toegepast, dienen de resultaten samengevoegd te worden. Bij voorkeur wordt de methode toegepast die ook voor het afleiden van risicogrenzen wordt gebruikt (het toepassen van soortsgoedigheidsverdelingen, SSD's, zie onder anderen De Zwart en Sterkenburg, 2002). Indien minder dan vier testen zijn uitgevoerd is dit niet mogelijk en wordt voorgesteld om een geometrisch gemiddelde te berekenen. Dit wordt in Bijlage 1 en 4 nader beschreven en toegelicht. Deze stap is onderdeel van de uitvoering van het TRIADE-onderzoek en zal dus door de opdrachtnemer uitgevoerd worden.

#### **7) Berekening van de deviatie:**

De deviatie is een geïntegreerde maat die de verschillen tussen de uitkomsten in de drie TRIADE-sporen uitdrukt. Een hoge deviatie houdt in dat de TRIADE-resultaten niet met elkaar in overeenstemming te brengen zijn. Deze stap is onderdeel van de uitvoering van het TRIADE onderzoek en zal dus door de opdrachtnemer uitgevoerd worden.

#### **8) Interpretatie van de resultaten:**

Aan het einde van iedere laag, moet er een beslissing worden genomen: stoppen met het onderzoek of doorgaan naar een volgende laag. Indien er voldoende vertrouwen is in de uitslag van de TRIADE (lage deviatie), dan kan men stoppen met het onderzoek. Indien de uitslag niet eenduidig is (de drie onderzoekssporen wijzen in verschillende richtingen), kan besloten worden om verder onderzoek te verrichten. Ook kan het in sommige gevallen wenselijk zijn om een gedetailleerder beeld te krijgen van de situatie; ook dan is het advies meer onderzoek te doen.

De opdrachtnemer presenteert de resultaten aan de opdrachtgever, waarbij de uitkomsten toegelicht worden. De opdrachtgever zal vervolgens een beslissing moeten nemen of het risico aanvaardbaar is of niet.

Er zijn nog geen algemene geaccepteerde grenswaarden om de einduitkomst van een TRIADE op te beoordelen, daarvoor is de aanpak nog te nieuw. In hoofdstuk 5 wordt een eerste voorstel voor een beoordelingskader gedaan op basis van de ervaringen bij praktijkgevallen tot op heden. Dit kan worden aangepast aan de hand van de praktijkervaringen die met de TRIADE in de nabije toekomst worden opgedaan.

### 4.3 Voorbeeld uitwerking

Om het stappenplan concreter te maken is hieronder een theoretisch voorbeeld uitgewerkt. Bijlage 5 beschrijft twee praktijkvoorbeelden van TRIADE-onderzoek met twee typen verontreiniging (metalen en organische stoffen). De praktijkvoorbeelden volgen het stappenplan niet geheel, maar zijn wel illustratief voor het TRIADE-onderzoek.

#### 1) Probleemdefinitie:

Natuurgebied (bos, heide, stuifzand) bestaande uit zure zandgrond met verhoogde metaalconcentraties (rond de Interventiewaarden): koper, zink, lood en cadmium (zie Tabel 4.1).

*Tabel 4.1 Concentraties in mg/kg ds omgerekend naar standaardbodem op de drie monsterpunten van de locatie en de referentie.*

	L1	L2	L3	Referentie
Koper	450	20	8	2
Cadmium	15	6	0,5	0,1
Lood	300	240	24	6
Zink	900	721	721	156

#### 2) Keuze opzet en detaillering TRIADE-onderzoek:

In het gebied is een duidelijke gradiënt aanwezig (afstand tot verontreinigingsbron), deze gradiënt wordt aangehouden voor de bemonstering.

#### 3) Keuze referentielocatie:

Er wordt gekozen voor één referentielocatie, een natuurgebied (zure zandgrond, bos) op 40 kilometer van de verontreinigingsbron.

#### 4) Keuze meetmethoden:

Chemie: bepaling totaalconcentraties van zware metalen en berekening Toxische Druk met behulp van msPAF<sub>EC50</sub>.

Toxicologie: Microtox-test, een bacterietest met een elutriaat van een bodemmonster.

Ecologie: Nematodenanalyse, door nematoden te determineren in een bodemmonster kunnen diverse parameters afgeleid worden die de nematodengemeenschap beschrijven.

#### 5) Meetgegevens omzetten naar effectmaat:

Chemie: Bepaling toxische druk met behulp van totaalconcentraties van zware metalen. → zie Bijlage 2

Toxicologie: Microtox-test → zie Bijlage 3

Ecologie: Nematodenanalyse → zie Bijlage 3

## 6 + 7) Berekening van het ecologische risico per TRIADE-spoor en van de deviatie:

Berekening zoals beschreven in Bijlage 4.

## 8) Interpretatie van de resultaten:

In Tabel 4.2 zijn de resultaten van het onderzoek weergegeven. Voor locatie 1 (L1) is een ecologisch risico aangetoond en de deviatie is laag. De TRIADE-sporen wijzen alle drie in dezelfde richting.

Locatie 2 (L2) heeft geen ecologisch risico, maar de deviatie is hier hoger. Het resultaat van het chemie spoor is niet in lijn met de andere twee sporen. Voor locatie 3 (L3) geldt dat er geen ecologische risico is aangetoond en de deviatie laag is. In hoofdstuk 5 zal worden toegelicht hoe de eindbeoordeling van de gegevens uitgevoerd kan worden.

*Tabel 4.2 Resultaten van het TRIADE-onderzoek voor de locaties L1, L2, L3 en de referentie.*

	referentie	L1	L2	L3
Chemie	0,00	0,67	0,33	0,22
Toxicologie	0,00	0,73	0,05	0,23
Ecologie	0,00	0,61	0,08	0,25
Geïntegreerd risico	0,00	0,67	0,16	0,23
Deviatie	0,00	0,10	0,26	0,03



## 5 Bepalen van de risicogrenzen voor de TRIADE

### 5.1 Inleiding

De TRIADE sluit aan op stap 2 van het Saneringscriterium, waarbij geprobeerd wordt de onzekerheden te verminderen, via een meervoudige bewijsvoering en door rekening te houden met locatiespecifieke omstandigheden. Als de onzekerheden daadwerkelijk verminderd zijn, kan het conservatisme in de beoordeling in de voorgaande stappen van het Saneringscriterium gedeeltelijk losgelaten worden. Uiteraard brengt een beoordeling met de TRIADE onzekerheden met zich mee die meegewogen worden. Met andere woorden, de conclusie dat een ecologisch risico niet onaanvaardbaar is, is afhankelijk van zowel de onzekerheid als het niveau van het risico.

In de praktijk houdt dit in dat de toepassing van de TRIADE meestal zal leiden tot een minder conservatieve beoordeling dan in stap 2, tenzij er sprake is van geheel nieuwe informatie over de locatie in casu (bijvoorbeeld de aanwezigheid van een niet eerder opgemerkte verontreiniging of niet genormeerde toxische stof).

### 5.2 Hulpmiddel

In de TRIADE worden de resultaten eerst per spoor geïntegreerd tot één getal voor het risico per TRIADE-spoor. Vervolgens wordt de deviatie bepaald als maat voor de spreiding tussen de TRIADE-sporen. De deviatie geeft aan of de sporen met elkaar in overeenstemming zijn. Als dat in voldoende mate het geval is, mag een geïntegreerd risicogetal worden berekend uit de drie TRIADE-sporen en gebruikt worden voor het nemen van een beslissing. Dit moet beschouwd worden als een hulpmiddel om tot een beslissing te komen, want het integreren van alle gegevens in één getal heeft als groot nadeel dat de achterliggende informatie verloren gaat. Het is van belang om het geïntegreerde risicogetal altijd in de context van alle resultaten te beschouwen.

### 5.3 Eindbeoordeling

De TRIADE-tabel geeft als eindresultaat een geïntegreerd risicogetal over de drie sporen, met een maat voor de onzekerheid. De laatste stap is dan de beoordeling van deze uitkomst. In Tabel 5.1 is een voorstel gedaan voor deze eindbeoordeling; dit voorstel is niet formeel verankerd in de Circulaire bodemsanering.

De opzet van de tabel sluit qua indeling aan bij de bodemfuncties zoals die ook bij het normenstelsel gebruikt worden (Maximale waarden; Dirven-van Breemen et al., 2007):

- 1) wonen met tuin
- 2) plaatsen waar kinderen spelen

- 3) moestuinen en volkstuinten
- 4) landbouw
- 5) natuur
- 6) groen met natuurwaarden
- 7) ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie

Voor de ecologische risico's is de functie natuur het gevoeligst (achtergrondniveau: p95AW2000-waarde); de functie ander groen, enzovoort is het ongevoeligst (HC50-niveau). Voor de andere functies geldt het ecologische middenniveau als beschermingsniveau (numeriek tussen de HC5 en de HC50 in). De voorgestelde risicogrenzen zijn gebaseerd op resultaten uit diverse TRIADE-onderzoeken (Rutgers et al., 2001; Schouten et al., 2003a,b) en op recente berekeningen die uitgevoerd zijn voor stap 2 van het Saneringscriterium (Rutgers et al., 2008). Uit deze berekening volgde een ondergrens van 0,25 en een bovengrens van 0,75 van de msPAF als richtwaarden voor een minder conservatieve beoordeling. Voor de deviatie is de waarde 0,4 (= 40% van het maximum) gekozen.

*Tabel 5.1 Grenswaarden voor de beoordeling van Locatiespecifieke Risico's Ecologie, gedifferentieerd naar bodemfuncties (1 = wonen met tuin, 2 = plaatsen waar kinderen spelen, 3 = moestuinen en volkstuinten, 4 = landbouw, 5 = natuur, 6 = groen met natuurwaarden 7 = ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie) en deviatie uit de TRIADE.*

	Risico niet onaanvaardbaar voor bodemfunctie:		
	Risico (R)		
Deviatie	R < 0,25	0,25 < R < 0,75	R > 0,75
D < 0,4	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7	7*	-
D > 0,4	1, 2, 3, 4, 6, 7	7*	-

### 5.3.1 Wanneer er een geringe onzekerheid bestaat over de uitslag (deviatie < 0,4)

Als de deviatie lager is dan 0,4 en het eindresultaat van de TRIADE (risicogetal R) lager dan 0,25 is, dan geldt voor alle bodemfuncties dat het risico niet onaanvaardbaar is. Ligt het risico getal tussen de 0,25 en 0,75 dan is alleen voor de bodemfunctie 'ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie' het ecologische risico aanvaardbaar. Waarbij opgemerkt moet worden dat er voor het onderdeel 'ander groen' in deze bodemfunctie mogelijk wel een onaanvaardbaar risico kan zijn. Vooraf zal duidelijk afgesproken moeten worden met de opdrachtgever onder welke functie de locatie valt. Boven de 0,75 zal voor alle bodemfuncties het ecologische risico onaanvaardbaar zijn.

### 5.3.2 Wanneer er grote onzekerheid bestaat over de uitslag (deviatie > 0,4)

Voor de bodemfunctie 'natuur' zal in alle gevallen het risico onaanvaardbaar zijn. Voor de andere bodemfuncties is de situatie gelijk aan die van de deviatie < 0,4.

### 5.3.3 Beoordeling theoretisch voorbeeld uit hoofdstuk 4

De bodemfunctie van deze locatie is natuur (5). De resultaten bij de verschillende monsterpunten kunnen nu beoordeeld worden (zie Tabel 5.2). Het ecologische risico is onaanvaardbaar bij L1, omdat het risico getal groter is dan 0,25. Bij L2 en L3 is het risico niet onaanvaardbaar, omdat het risico en de deviatie laag zijn.

Tabel 5.2 Eindbeoordeling theoretisch voorbeeld uit hoofdstuk 4.

	referentie	L1	L2	L3
Chemie	0,00	0,67	0,33	0,22
Toxicologie	0,00	0,73	0,05	0,23
Ecologie	0,00	0,61	0,08	0,25
Geïntegreerd risico	0,00	0,67	0,16	0,23
Deviatie	0,00	0,10	0,26	0,03
<b>Eindbeoordeling</b>	n.v.t.	Risico onaanvaardbaar	Risico niet onaanvaardbaar	Risico niet onaanvaardbaar

### 5.3.4 Vergelijking met stap 2 in Sanscrit

Uit de beoordeling van stap 2 van Sanscrit volgt dat er voor alle locaties een onaanvaardbaar ecologisch risico is. Het TRIADE-onderzoek laat zien dat voor locatie L2 en L3 nu een andere conclusie getrokken kan worden. Bij locatie L1 wordt de conclusie van stap 2 van Sanscrit bevestigd.

N.B. Er is een vergelijking gemaakt met de huidige systematiek in stap 2 van het Saneringscriterium, waarbij nog gerekend wordt met HC50-waarden gebaseerd op NOEC-toxiciteitsdata. Dit in tegenstelling tot de berekening met de TRIADE waar al gebruikgemaakt wordt van een berekening van de Toxische Druk (TD) met behulp van de  $msPAF_{EC50}$ . Daarnaast wordt bij de huidige systematiek alleen stof voor stof een beoordeling gedaan (op een paar exotische uitzonderingen na) en wordt er geen rekening gehouden met het berekende effect van het mengsel van verontreinigende stoffen (combinatietoxicologie). In het voorstel voor een verbetering van stap twee van het Saneringscriterium (Rutgers et al., 2008) wordt de beoordeling ook gebaseerd op een berekening van de TD met behulp van een  $msPAF_{EC50}$ .

### 5.3.5 Vaststelling risicogrenzen

De voorgestelde grenzen zijn (nog) niet formeel vastgelegd (in bijvoorbeeld de Circulaire Bodemsanering, 2006). Uiteindelijk ligt de verantwoordelijkheid voor de beslissing of de risico's onaanvaardbaar zijn of niet bij het bevoegde gezag. Bij voorkeur worden deze grenzen dus door het bevoegde gezag vastgesteld. Het is nog niet duidelijk of dit door VROM of het lokale bevoegde gezag zal gebeuren. In ieder geval zullen de grenzen voorafgaand aan het TRIADE-onderzoek in overleg met

de opdrachtgever vastgesteld moeten worden. Door de grenzen vooraf vast te leggen, is het voor alle partijen duidelijk wat er bij een bepaalde uitslag zal gebeuren.

## Referenties

Bosveld ATC, Klok TC, Bodt JM, Rutgers M. 2000. Ecologische risico's van bodemverontreiniging in toemaakdek in de Ronde Venen. Alterra-rapport nr 151.

Chapman PM. 1986. Sediment quality criteria from the Sediment Quality Triad - an example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5:957-964.

Chapman PM. 1990. The Sediment Quality Triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97/98:815-825.

Chapman PM. 1996. Presentation and interpretation of Sediment Quality Triad data. *Ecotoxicology* 5:327-339.

Circulaire Bodemsanering, 2006, Staatscourant 28 april 2006, nr 83.

Den Besten PJ, Schmidt CA, Ohm M, Ruys MM, Van Berghem JW, Van de Guchte C. 1995. Sediment quality assessment in the delta of rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery (Formerly Journal of Aquatic Ecosystem Health)* 4(4):257-270.

De Zwart D, Rutgers M, Notenboom J. 1998. Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701011.

De Zwart D, Sterkenburg A 2002. Toxicity-Based Assessment of Water Quality. In: Posthuma L, Suter GWI, Traas TP, editors. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. 1st ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press.: 383-402.

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 PLA, Spijker J, Verbruggen EMJ, Swartjes, F.A., Groenenberg BJ, Rutgers M.. 2007. Landelijke Referentiewaarden ter onderbouwing van Maximale Waarden in het bodembeleid. Bilthoven, RIVM. Rapport 711701053.

Drescher K, Bödeker W 1995. Assessment of the combined effects of substances – the relationship between concentration addition and independent action. *Biometrics* 51:716-730.

ISO 10381-2:2002 Bodem-monsterneming - deel 2: Richtlijn voor monsternemingstechnieken.

Jensen J, Mesman M, editors. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. Bilthoven, RIVM rapport 711701047.

Mesman M, Zweers P, Peijnenburg W, Mulder C, Rutgers M. 2005. Ecologische risico's in de bodem van natuurterreinen in de Kempen. Een quickscan van effecten van bodembeheer in vergelijking met autonome ontwikkelingen. RIVM, LER Briefrapport 36/05 LER MR/mvd.

NEN-ISO 10381-1:2003 Bodem-monsterneming – deel 1: Richtlijn voor het ontwerp van programma's voor monsterneming.

Posthuma L, Suter GWI, Traas TP, editors. 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. 1st ed. Boca Raton, FL, U.S.A.: CRC Press.

Rietra RPJP, Römken PFAM, Japenga J. 2004. Cadmium en Zink in de bodem en landbouwgewassen in de Kempen. Onderzoek naar relatie tussen cadmium en zinkgehalte in de bodem en in het gewas in de gemeente Cranendonck. Alterra-rapport nr 974. ISSN 1566-7197.

Rutgers M, Den Besten PJ. 2005. The Netherlands perspective – soils and sediment. In: Thompson KC, Wadhia K, Loibner AP, editors. Environmental Toxicity Testing. Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.

Rutgers M, Faber J, Postma J, Eijsackers H. 1998. Locatiespecifieke ecologische risico's: een basisbenadering voor functiegerichte beoordeling van bodemverontreiniging. Wageningen: Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, deel 16.

Rutgers M, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Schouten AJ. 2001. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling - praktijkonderzoek met een kwantitatieve TRIADE-benadering. Bilthoven RIVM. Rapport 711701026.

Rutgers M, Schouten AJ, Dirven EM, Otte PF, Mesman M. 2005. Naar een richtlijn voor locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling met de TRIADE. Bilthoven. RIVM. Rapport 711701038.

Rutgers, M, Tuinstra, J, Spijker, J, Mesman, M, Wintersen, A, Posthuma, L. 2008. Risico's voor het ecosysteem in stap twee van het Saneringscriterium. Bilthoven, RIVM Rapport 711701072.

Schouten AJ, Bogte JJ, Dirven-Van Breemen EM, Rutgers M. 2003a. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling- praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering, deel 2. Bilthoven. RIVM. Rapport 711701032.

Schouten AJ, Dirven-Van Breemen EM, Bogte JJ, Rutgers M. 2003b. Locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. Praktijkonderzoek met de TRIADE-benadering: deel 3. Bilthoven. RIVM. Rapport 711701036.

TCB 2006. Advies prioritaire projecten uitvoeringsprogramma bodembeleid. TCB S02(2006) Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag, 20 januari 2006.

Tuinstra J, Straetmans A, Moolenaar S, Van den Brink N, Brouwer L, Van der Brugge F, Faber J, Groenenberg BJ, Keijzer H, Van der Pol J. 2004. Verificatie van de risico's van bodemverontreinigingen in de Krimpenerwaard. Integraaleindrapport. SKB rapport nr 027.

Van der Waarde JJ, Derksen JGM, Peekel AF, Keidel H, Bloem J, Siepel H. 2001. Risicobeoordeling van bodemverontreiniging met behulp van een TRIADE-benadering met chemische analyses, bioassays en biologische veldinventarisaties. Gouda: Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-Situ Sanering (NOBIS). Rapport nr 98-1-28.

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. Bilthoven, RIVM Rapport 601501028.

VROM. 2008 (in druk). NOBO: Normstelling en bodemkwaliteitsbeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.





## Bijlage 1 Achtergrondinformatie en praktische tips voor gebruik TRIADE

### *Toepassing TRIADE*

In verhouding tot het bodemchemisch onderzoek dat de laatste decennia veelvuldig heeft plaatsgevonden op verontreinigde locaties, is er nog weinig ervaring opgedaan met het toepassen van de TRIADE-benadering voor ecologische risicobeoordeling van (terrestrische) bodems. Toch heeft er in de afgelopen jaren een duidelijke ontwikkeling plaatsgevonden, ingegeven door de behoefte om (waar nodig) tot een locatiespecifieke risicoschatting te komen. De TRIADE-methodiek is in een groeiend aantal praktijksituaties toegepast, vaak in het kader van innovatieve onderzoekprogramma's zoals projecten van PGB<sup>o</sup>, NOBIS, SKB<sup>2</sup>, en RIVM in opdracht van VROM-DGM. In navolging van deze programma's is de TRIADE ook al in vele commerciële projecten toegepast.

Er is geen systematisch overzicht beschikbaar van het aantal TRIADE-beoordelingen dat in de saneringspraktijk wordt uitgevoerd. Vaak zijn de onderzoeksresultaten (onder andere van adviesbureaus) niet openbaar. Uit informele bronnen kan worden afgeleid dat er momenteel globaal vijf tot tien commerciële TRIADE-onderzoeken per jaar worden uitgevoerd. Tevens bestaat de indruk dat er bij provinciale- en gemeentelijke overheden wel behoefte is aan nieuwe of andere methoden om ecologische risico's in te schatten. Mogelijk is hier het spreekwoord 'onbekend maakt onbemind' van toepassing. Deze handreiking probeert de drempel voor het toepassen van een TRIADE voor ecologische risicobeoordeling zo laag mogelijk te maken, mede door het geven van praktische tips.

In 2006 is de TRIADE opgenomen in de Circulaire Bodemsanering als mogelijke methodiek voor stap 3 in de ecologische risicobeoordeling van het Saneringscriterium. Dit stimuleert de toepassing van de TRIADE. Daarbij wordt ook beter aangegeven wat de waarde is van de locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling. De resultaten overrulen namelijk altijd die van stap 2, wat uitkomst ook is. Dat is een belangrijk verschil met de voorgaande wetgeving waarin dit minder expliciet genoemd stond. Daarnaast is op dit moment een ontwikkeling gaande om de TRIADE-methode zoveel mogelijk te standaardiseren (bij het Nederlands Normalisatie Instituut NEN). Ook hiervoor geldt dat het de acceptatie van TRIADE verhoogt.

### *Invulling van een TRIADE-beoordeling*

Bij een locatiespecifieke ecologische risicobeoordeling worden bij voorkeur zoveel mogelijk omgevingsfactoren betrokken. Te denken valt aan locatiespecifieke kenmerken als bodemtype (zand, klei, veen), zuurgraad (bodem-pH), type verontreiniging, goede lokale referentie, bemonsteringstijdstip e.d. Deze gegevens zijn van belang voor correcties op chemische beschikbaarheid, de keuze van bioassays en geschikte veldmetingen.

Bij de keuze van toetsen en analyses in de eerste (eenvoudige) beoordelingslaag van de TRIADE spelen de omgevingsfactoren nog een beperkte rol. Deze TRIADE-laag is immers gebaseerd op

---

<sup>2</sup> PGB<sup>o</sup> = Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; NOBIS = Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-situ Sanering; SKB = Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem

algemene, goedkope, snel uitvoerbare toetsen en veldwaarnemingen. Tenzij de omstandigheden extreem zijn, kunnen ze bijna altijd worden uitgevoerd.

Een differentiatie van instrumenten naar bodemeigenschappen is van groter belang in opeenvolgende TRIADE-lagen (indien van toepassing). Voor alle (toets)organismen geldt dat er een bepaalde range is waarbinnen ze kunnen functioneren (zuurgraad, lutum, organisch stofgehalte en dergelijke).

Verontreinigde bodems zijn bovendien vaak uitzonderlijk van samenstelling (pH, organisch materiaal), naast of juist door de verhoogde stofgehalten. Wanneer toetsorganismen worden blootgesteld aan deze verontreinigde gronden moet vooraf worden bekeken of het zinvol is om een dergelijke test te doen.

Tabel B1.1 geeft een overzicht van chemische bepalingen, bioassays en veldwaarnemingen die in een TRIADE onderzoek kunnen worden gebruikt. Dit overzicht is niet volledig, maar geeft wel een beeld van de momenteel meest gangbare meetmethoden. In de Bijlagen 2 tot en met 4 van Rutgers et al. (2005) en in hoofdstuk 6 van Jensen en Mesman (2006) is een groot aantal methoden in factsheets beschreven. Voor details en andere literatuur wordt hiernaar verwezen. Uit Tabel B1.1 kan afgeleid worden in welke situatie (bodemfunctie en laag van de TRIADE) een bepaalde test toegepast kan worden. Zo is bijvoorbeeld een vegetatieopname een goed toepasbaar instrument bij de eerste laag van het TRIADE-onderzoek voor ecologie bij de bodemfunctie natuur. Voor de functie industrie ligt dit instrument minder voor de hand.

Onder experimentele omstandigheden is het mogelijk om de te testen grond aan te passen aan de behoefte van het toetsorganisme. Dit kan bijvoorbeeld door de zuurgraad, hoeveelheid voedingsstoffen of de structuur bij te stellen. Hiermee wordt echter ingeleverd aan relevantie voor de veldsituatie. Bij voorkeur zouden dergelijke afwegingen duidelijk moeten zijn voor de opdrachtgever en uitvoerders, vóór de aanvang van het praktijk deel van het onderzoek.

Tabel B1.1 Lijst met methoden per TRIADE-spoor (niet uitputtend) en per bodemfunctie, met indicatie van de toepasbaarheid voor die combinatie. \*\*\* goed van toepassing; \*\* redelijk; \* matig; cursief = methode niet gestandaardiseerd of voornamelijk door gespecialiseerde laboratoria uitvoerbaar. Uit Rutgers et al. (2005) en aangepast aan de huidige bodemfunctie; zie ook hoofdstuk 5.

TRIAD- Spoor	Indicator (instrument)	Laag	Bodemfunctie						
			1+2	3	4	5	6	7	
			Wonen + tuin, kinderspeelplaats	Moes/volkstuin	Landbouw	Natuur	Groen met natuurwaarde	Ander groen	
Chemie	Toxische druk (TD) acuut (msPAF EC50)	1	***	**	**	**	**	***	
	<i>TD-specifiek doelsoorten</i>	≥2	*	**	**	***	**	*	
	<i>Meten biobeschikbaarheid</i>	1/≥2	*	***	***	***	*	*	
	Modellering biobeschikbaarheid	≥2	*	***	**	***	**	*	
	Modellering bioaccumulatie	1/≥2	*	***	**	***	*	*	
	<i>Modellering effecten populaties</i>	≥2	*	*	**	***	*	*	
	Bioaccumulatiemetingen	1/≥2	*	***	***	***	*	*	
Toxicologie	Microtoxtoets (elutriaat)	1	***	**	**	**	***	***	
	Rotokit (elutriaat)	1	***	**	**	**	***	***	
	<i>PAM-algentoets (elutriaat)</i>	1	***	**	**	**	***	***	
	Planten: kieming zaden	1/≥2	***	***	***	**	***	***	
	Regenwormen: overleving	≥2	***	***	***	***	***	***	
	Planten: groei	≥2	***	***	***	***	**	**	
	<i>Nematoden: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	**	**	***	***	**	*	
	Potwormen: overleving, groei, reproductie	≥2	*	**	***	***	**	*	
	Regenwormen: groei, reproductie	≥2	**	**	***	***	**	*	
	<i>Slakken: reproductie</i>	≥2	*	**	**	**	**	*	
	<i>Pissebed: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	*	**	**	***	**	*	
	Springstaarten: overleving, reproductie	≥2	*	**	**	***	**	*	
	<i>Mijten: overleving, groei, reproductie</i>	≥2	*	**	**	***	**	*	
Ecologie	Micro-organismen: C- en N-mineralisatie	1	**	**	***	***	**	**	
	Micro-organismen: nitrificatietest	1	**	**	***	***	**	**	
	Nematoden inventarisatie.	1	*	**	***	***	**	*	
	Vegetatie: inventarisatie (hogere planten, schimmels, (korst)mossen)	1/ ≥2	*	**	**	***	**	*	
	Micro-organismen: aantal en biomassa	≥2	**	**	***	***	**	**	
	<i>Micro-organismen: synthesesnelheid</i>	≥2	*	*	***	***	*	*	
	<i>Regenwormen inventarisatie</i>	2	**	***	***	***	***	*	
	Fauna: inventarisatie (vlinders, vogels, zoogdieren)	≥2	*	**	**	*	**	*	
	Micro-organismen: genetische diversiteit	≥2	*	*	***	***	**	*	
	<i>Micro-organismen: metabolische diversiteit (Biolog)</i>	≥2	*	*	**	***	**	*	
	<i>Potwormen: inventarisatie</i>	≥2	*	**	**	***	**	*	
	<i>Micro-arthropoden inventarisatie</i>	≥2	**	**	*	***	**	*	

		Bodemfunctie					
		1+2	3	4	5	6	7
Decompositie (litterbag methode)	≥2	*	*	**	**	*	*
<i>PICT-micro-organismen</i>	≥2	**	**	**	**	**	**

In deze handreiking worden niet alle aspecten beschreven die een rol spelen bij de keuze voor en de uitvoering van testen. Voor een deel zijn die al beschreven in eerdere rapporten (Jensen en Mesman, 2006; Rutgers et al, 2001,2005; Schouten et al., 2003a,b). Tijdens de workshop van 9 mei 2007 (zie ook Bijlage 6) zijn diverse aandachtspunten en suggesties voor de toekomst benoemd. Hieronder volgen de belangrijkste:

- de keuze van een test kan sturend zijn in de resultaten (standaardisatie van het keuzeproces is (nog) niet mogelijk);
- het meten van biobeschikbaarheid levert meer inzicht, maar er zijn nog geen criteria waaraan de resultaten getoetst kunnen worden;
- het gebruik van bioassays met bodem heeft de voorkeur boven testen met extracten van de bodem, echter door praktische bezwaren is dit niet altijd mogelijk;
- standaardisatie van testen en meetmethoden is belangrijk (bijvoorbeeld via NEN of ISO);
- bundeling van ervaringen van locatiespecifiek onderzoek is waardevol.

#### *Ecologische aspecten*

Bij locatiespecifiek veldonderzoek worden effecten ter plekke gemeten, in vergelijking tot een gekozen referentie. Het lijkt in eerste instantie dus niet meer te (hoeven) gaan om het schatten van een risico (de kans op ecologische effecten). Het is echter niet haalbaar om het hele ecosysteem te onderzoeken, zodat genoeg moet worden genomen met een beperkte steekproef. Als wordt aangenomen dat de steekproef een representatief beeld geeft, kan het resultaat worden gebruikt voor de schatting van het (algehele) ecologische effect. De onzekerheidsmarge wordt beperkt door een aantal verschillende soorten metingen te doen. Dit is de manier waarop de veldwaarnemingen uiteindelijk in de TRIADE worden gebruikt.

Bij veldonderzoek spelen aspecten als jaargetijde en weersomstandigheden een rol. Dit geldt het meest voor bovengronds levende organismen. Het spreekt vanzelf dat midden in de winter geen goede vegetatieopname te maken is van kruidachtige planten. Dergelijke beperkingen of randvoorwaarden gelden ook voor paddenstoelen, insecten, vogels en kleine zoogdieren.

De meeste groepen bodemorganismen hebben deze beperkingen niet of in veel mindere mate. Ook bij bodemdieren komen seizoenspatronen voor. Door het gebruik van een lokale controle (referentie) is (bijna) op ieder moment een potentieel effect te onderzoeken.

Bodem bacteriën en nematoden (aaltjes) worden altijd in alle bodems gevonden. Andere groepen als potwormen, mijten en springstaarten komen eveneens op de meeste plaatsen het hele jaar voor. Maar ook hier geldt: ‘hoe meer je meet, hoe meer je weet’ en het kan zinvol zijn om een beoordeling met verstrekende gevolgen niet door één monsternamen te laten bepalen. Dat is immers een momentopname.

### *Keuze van de referentie*

De referentielocatie is van groot belang bij het bepalen van de grootte van het effect op de verontreinigde locatie. De resultaten van de verontreinigde locatie worden vergeleken met de resultaten van de referentie locatie. De aanname hierbij is dat de referentielocatie identiek is aan de verontreinigde locatie qua omstandigheden, behalve de verontreiniging. Idealiter zou de referentie dezelfde bodemtypes, bodemkarakteristieken, hetzelfde bodemgebruik, enzovoort hebben als de verontreinigde locatie. Wanneer de referentie op meer punten dan alleen het verontreinigingsniveau verschilt, dan zijn de verschillen in de resultaten tussen de twee locaties dus niet meer volledig toe te schrijven aan de verontreiniging.

Er zijn verschillende mogelijkheden om een referentie te kiezen. Dit kan een historische, nationale, regionale, lokale of een theoretische referentie (bijvoorbeeld natuurdoeltypen) zijn. Een belangrijke factor in de keuze van de referentie zijn de bestemming en gebruiksdoelen voor een locatie. Hier gaan echter al snel een 'distance to target' benadering en simpele afwijkingen van het omringende milieu door elkaar spelen. Wanneer bestemming en gebruiksdoelen een rol spelen kan het best de systematiek van de 'Basisbenadering' worden gevolgd (Rutgers et al., 1998; 2005).

Als we ervan uitgaan dat in de onmiddellijke omgeving van een verontreinigde locatie een oorspronkelijke en ongestoorde bodem te vinden is, dan kunnen de ecologische karakteristieken hiervan als vergelijkingsmateriaal dienen. In de praktijk blijkt echter regelmatig dat deze logische en eenvoudige oplossing niet opgaat, omdat een verontreinigd deel in veel opzichten (historisch, biotisch en abiotisch) afwijkt van de omgeving. In dat geval kan worden uitgeweken naar andere mogelijkheden, als vergelijkbare locaties in de (al dan niet) nabije omgeving, een landelijk gemiddelde voor dit soort ecosysteemtypen of een gewenste eindsituatie. Ook op dit punt moeten dus weloverwogen keuzen worden gemaakt.

### *Monstermethoden*

Voor het bodemchemische onderzoek zijn standaardmethoden beschikbaar die ontwikkeld zijn voor het vaststellen van de concentratiecontouren en 'hotspots' (bijvoorbeeld NEN-ISO 10381-1:2003; ISO 10381-2:2002). Deze methoden en de resultaten van de bodemchemische analyses, kunnen als uitgangspunt dienen voor het biologische veldonderzoek. Gezien de meetinspanning en het kostenaspect, zal het biologisch onderzoek minder gedetailleerd kunnen worden uitgevoerd, bijvoorbeeld niet in een grid van tientallen meetpunten. Metingen aan microbiologie en nematoden kunnen worden gedaan met mengmonsters. Deze kunnen worden gemaakt binnen bepaalde verontreinigingscontouren. Grotere bodemdieren worden verzameld uit losse bodemkernen. De meest strategische plaats van monsternamen kan vooraf worden geselecteerd. Het is belangrijk dat het onderzoek zo wordt uitgevoerd dat een statistische toetsing van de resultaten mogelijk is, zodanig dat men significante verschillen kan vinden. Dit kan in de vorm van een gradiëntbenadering met regressieanalyse of het vergelijken van groepen waarnemingen (variantieanalyse).

### *Verwerking van de resultaten*

Na het chemische, toxicologische en ecologische onderzoek worden de resultaten op een rij gezet. Deze moeten vervolgens worden uitgedrukt op een schaal van 0 tot 1 om er een risicomaat van te maken. In Bijlage 2 en 3 is een aantal voorbeeldberekeningen gegeven. In Bijlage 4 staat een spreadsheet afgedrukt, met formules die voor de berekening zijn gebruikt. Er is tevens een Excel-bestand

beschikbaar om de rekenstappen en het gebruik van formules te vereenvoudigen (zie contactpersoon voor in dit rapport). De verschillende berekeningswijzen zijn ook beschreven in de bijlagen van het rapport van Rutgers et al. (2005). De formules kunnen hieruit worden overgenomen en in een nieuw spreadsheetbestand worden ingevoerd.

De schaling van een meetwaarde naar een effect op 0-1 schaal is meestal gebaseerd op de waarde van deze indicator in de lokale referentie. Sommige bioassays en ecologische streefbeelden (natuurdoeltypen) hebben een interne standaard. Deze kan eventueel worden gebruikt om de kwaliteit van de lokale referentie te beoordelen. De wijze van schaling hangt af van de vorm waarin het effect is gemeten. Dit kan bijvoorbeeld het percentage van sterfte of overleving zijn, of van groeisnelheid dan wel groeiremming. De betekenis van het 100%-niveau is in die situaties precies tegengesteld en moet bij het omrekenen wel juist worden uitgedrukt. In Bijlage 3 is van een aantal bioassays voorbeelden van omrekenmethoden gegeven.

Toxische effecten van stoffen zijn meestal te beschrijven volgens een zogenaamd logistisch model. Dit levert een S-vormige curve op voor het verband tussen concentratie en een biologisch effect. De vorm voor het logistische verband wordt in verschillende rekenvormen teruggevonden.

De (eco)toxicologie kent een aantal methoden voor het optellen of middelen van toxische effecten. In de TRIADE-sporen wordt dit ook toegepast. Zo worden effecten van verschillende indicatoren binnen een TRIADE-spoor gemiddeld, na eerst het complement te nemen ( $1-y$ ) en deze term logaritmisches te transformeren. De gemiddelde waarde wordt weer omgezet naar lineaire schaal door er de exponent van te nemen. Deze bewerking heeft tot gevolg dat grotere effecten meer gewicht krijgen (sterker doorwerken) in de berekening van het gemiddelde (zie ook Bijlage 4). Men kan ook zeggen dat de effectschatting zo wat wordt opgetrokken om extra veiligheid in te bouwen. Hier zijn goede argumenten voor aan te voeren. Een aantal acute toxiciteitstoetsen lijkt bijvoorbeeld een geringe gevoeligheid voor verontreinigingen te hebben (De Zwart et al., 1998). Ze kunnen hierdoor een onderschatting van het werkelijke ecologische risico geven (de zogenaamde vals negatieve uitslag). Een praktisch bijkomend voordeel is dat er met deze manier van rekenen minder problemen optreden met nulwaarden in de resultaten (geen 'log van nul').

Bij de berekening van het geïntegreerde risicogetal wordt ervoor gekozen om de drie sporen even zwaar mee te rekenen. Uit eerdere onderzoek is niet gebleken dat er een ander gewicht toegekend zou moeten worden aan één van de sporen. Voor de berekening wordt het 'gewone' of rekenkundige gemiddelde gebruikt. Hierdoor wordt in de eindberekening evenveel gewicht toegekend aan de drie sporen. Het voorkomt 'bias op bias', bovendien wordt de deviatie op deze berekening gebaseerd.

De integratie van de resultaten is nuttig om als hulpmiddel te dienen voor het nemen van een beslissing. Uiteindelijk blijft er één getal over dat getoetst kan worden (zie hoofdstuk 5). Het is van belang om hierbij ook de deviatie niet uit het oog te verliezen. Alleen wanneer de TRIADE-sporen in dezelfde richting wijzen, is er voldoende zekerheid voor een beslissing. Een groot nadeel van het gebruik van één eindgetal is dat men het totaaloverzicht van de resultaten uit het oog verliest. Het blijft belangrijk om ook deze informatie te gebruiken bij de beslissing, met name voor de nuancering van de beslissing.

*Gebruik TRIADE*

De TRIADE is gestoeld op het principe van ‘multiple lines of evidence’. Dit geldt voor de drie TRIADE-sporen en ook voor het aantal waarnemingen dat binnen een spoor wordt gedaan. Men kan er voor kiezen om alleen indicatoren met significante verschillen in de risicobeoordeling op te nemen. Dit geeft minder ruis en de uitslag is gebaseerd op werkelijke verschillen. Dit doet echter geen recht aan de ‘weight of evidence’ benadering die zowel kleine als grote en positieve als negatieve veranderingen in de afweging meeneemt. In de uitvoering van de TRIADE zit een aantal vrijheidsgraden, bijvoorbeeld in de keuze van toetsen, veldonderzoek en rekenmethoden. Hierdoor is er wel een stramien, maar geen uniform recept voor de TRIADE. Dit is inherent aan het maatwerk dat wordt beoogd met de locatiespecifieke benadering. Het vraagt enige creativiteit en flexibiliteit bij de uitvoering van een TRIADE-beoordeling.

Het ecologische spoor van de TRIADE is in de huidige opzet vooral gebaseerd op bodembioologische waarnemingen en de samenstelling van de vegetatie. Uiteraard komen deze organismen het meest direct in contact met de verontreiniging. Ecologische effecten zouden echter breder moeten worden bekeken. Verspreiding van stoffen in de voedselketen en ophoping in planten en toppredatoren zijn belangrijke aspecten. Deze effecten zijn onderzocht in diverse wetenschappelijke studies. Hieruit is gebleken hoe ver effecten kunnen reiken of op onverwachte plekken in het (terrestrische of aquatische) ecosysteem tot uiting kunnen komen. Dit soort onderzoek kan worden beschouwd als een hoge (3<sup>e</sup> of 4<sup>e</sup>) TRIADE-laag. Om praktische redenen (benodigde tijd en kosten) worden dergelijke studies meestal niet gedaan bij een reguliere locatiespecifieke risicobeoordeling. Het blikveld van de risicobeoordeling blijft hierdoor beperkt. Het is aan te bevelen om in specifieke situaties het belang van terrestrische en aquatische ecologische effectmetingen te overwegen.





## Bijlage 2 Berekening Toxische Druk

In stap 2 van het Saneringscriterium zal ook de Toxische Druk bepaald gaan worden. De onderstaande tekst is ontleend aan Rutgers et al. (2008) waarin de berekeningsmethode beschreven wordt.

Verschillende 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) of 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 De Zwart en Posthuma, 2005), waardoor complexe mengsels kunnen worden beoordeeld. Al deze methodieken geven een conceptueel betere en betekenisvolle schatting van de zogenaamde toxische druk (TD) als maat voor het netto-effect van de stoffen dan de huidige methode in stap 2 van het Saneringscriterium. De methodieken hebben allemaal een logische bovengrens, namelijk 100% van de soorten wordt aangetast ( $msPAF_{over\ all} = 100\%$  aangetaste soorten).

Het eenvoudigste model dat geschikt is voor de beoordeling van ernstig verontreinigde locaties is het zogenaamde RA-model (response addition-model):

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

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.  $TD_n$  is een maat voor de toxische druk van een enkele stof:

$$TD_n = \frac{1}{1 + e^{-[(\log[n] - \alpha) / \beta]}} \quad (2)$$

waarbij [n] de concentratie is van verontreinigende stof n (in mg/kg),  $\alpha$  een log-getransformeerde waarde van de toxiciteit van een stof (bijvoorbeeld een HC50) en  $\beta$  de waarde is van de spreiding van gevoeligheden over organismen. Deze waarde 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: 100% van de 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, 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).

Het alternatieve model gaat uit van concentratie additiviteit, het zogenaamde CA (concentration addition) model:

$$HU = d(1)/D(1) + d(2)/D(2) + \dots + d(n)/D(n) = \sum d(n)/D(n) \quad (3)$$

en

$$TD_{CA} = \frac{1}{1 + e^{-[(\log HU)/\beta]}} \quad (4)$$

waarbij HU staat voor de Hazard Units. De  $d(1)$ ,  $d(2)$ , ... geeft de concentratie van de verontreinigende stoffen 1, 2, ... enzovoort weer (bijvoorbeeld in mg/kg).  $D(1)$ ,  $D(2)$ , ... zijn de waarden voor de toxiciteit van de stof 1, 2, ... enzovoort (bijvoorbeeld HC50-waarden).  $\beta$  is een parameter van de soortengevoeligheidsverdeling (SSD).

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. Het is ook mogelijk om het RA-model en CA-model allebei voor één mengsel van stoffen toe te passen (De Zwart en Posthuma, 2005), met behulp van het zogenaamde mixed model (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  $TD_{MM}$ .

De keuze welk model van de betrokken stoffen de verwachte effecten het beste benaderd wordt bepaald door het werkingsmechanisme. Hierbij kan opgemerkt worden dat alle modellen via computerprogrammatuur eenvoudig beschikbaar zijn te maken. De mixed-modelapproach (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).

## Bijlage 3 Voorbeelden van schalingsmethoden bij verschillende toxiciteitstesten en veldwaarnemingen

### a. Microtox-test:

	A	B	C	D	E	F
1						
2	Microtox results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	EC50	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	232.8	0.15	0	$=1/(1+10^{(\text{LOG}(\text{B5})/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C5})-(\text{C\$5}))/(\text{1}-(\text{C\$5})))$
5	WM 222	53.8	0.43	0.33	$=1/(1+10^{(\text{LOG}(\text{B6})/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C6})-(\text{C\$5}))/(\text{1}-(\text{C\$5})))$
6	WM 232	3.6	0.92	0.9	$=1/(1+10^{(\text{LOG}(\text{B7})/100))}/0.4)$	$=\text{ABS}(((\text{C7})-(\text{C\$5}))/(\text{1}-(\text{C\$5})))$

### b. PAM-algentest:

	A	B	C	D	E	F
1						
2	PAM-algae. Results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	Growth inhibition (%)	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	-0.3	-0.003	0	$=(\text{B4})/100$	$=\text{ABS}(((\text{C4})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4})))$
5	WM 222	38.4	0.384	0.39	$=(\text{B5})/100$	$=\text{ABS}(((\text{C5})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4})))$
6	WM 232	78.6	0.786	0.79	$=(\text{B6})/100$	$=\text{ABS}(((\text{C6})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4})))$

### c. Sla-kiemingstest

	A	B	C	D	E	F
1						
2	Lettuce germination test. Results are scaled to a number between 0 and 1.					
3	Sample	Germination (%)	Scale 0 - 1	In relation to ref.	Scale 0 - 1	In relation to ref.
4	WM 224 (ref)	100	0	0	$=(100-(\text{B4}))/100$	$=(\text{C4})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4}))$
5	WM 222	85	0.15	0.15	$=(100-(\text{B5}))/100$	$=(\text{C5})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4}))$
6	WM 232	81	0.19	0.19	$=(100-(\text{B6}))/100$	$=(\text{C6})-(\text{C\$4}))/(\text{1}-(\text{C\$4}))$

### d. Middelen van ecologische waarnemingen (aantal en diversiteit) nematodenfauna

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P
1																
2	Nematod results are scaled to a number between 0 and 1.															
3	Sample	results	In relation to ref.	Scale 0 - 1		In relation to ref.		Scale 0 - 1		In relation to ref.		Scale 0 - 1		In relation to ref.		
4	Sample	results	R1	R2	R3	R4	R5	R1	R2	R3	R4	R5	R1	R2	R3	R5
5		aantal/100g taxa	aantal/100 g	Taxa	aantal/100 g	Taxa		aantal/100g	taxa	aantal/100 g	Taxa		aantal/100 g			
6	WM 224 (ref)	4953 24	1	1	0	0	0	0	2	0	0	0	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D6}))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E6}))$	$=-1*(\text{SUM}(\text{F6:G6}))$	$=1-10^{((\text{H6}))/(\text{I6}))}$
7	WM 222	1000 24	0.2	1	0.7	0	-0.69	2	0.55	$=(\text{B7})/(\text{B\$6})$	$=(\text{C7})/(\text{C\$6})$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D7}))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E7}))$	$=-1*(\text{SUM}(\text{F7:G7}))$	$=1-10^{((\text{H7}))/(\text{I7}))}$	
8	WM 232	457 20	0.092	0.83	1.04	0.079	-1.11	2	0.72	$=(\text{B8})/(\text{B\$6})$	$=(\text{C8})/(\text{C\$6})$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{D8}))$	$=\text{ABS}(\text{LOG}(\text{E8}))$	$=-1*(\text{SUM}(\text{F8:G8}))$	$=1-10^{((\text{H8}))/(\text{I8}))}$	



## Bijlage 4 Voorbeeld van rekenmethoden in een TRIADE-tabel

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	<b>Triad leg</b>	<b>Parameter (lines of evidence)</b>	<b>Samples</b>					<b>Calculation</b>			
2	<b>Chemistry</b>		<b>WM 224</b>	<b>WM 222</b>	<b>WM 232</b>			<b>WM 224</b>	<b>WM 222</b>	<b>WM 232</b>	
3		Toxic Pressure (soil)	0	0.9997	0.9978			=LOG(1-(D3))	=LOG(1-(E3))	=LOG(1-(F3))	
4		Toxic Pressure (pore water)						=LOG(1-(D4))	=LOG(1-(E4))	=LOG(1-(F4))	
5		Risk	= (I7)	= (J7)	= (K7)			<i>mean log</i> =AVERAGE(I3:I4)	=AVERAGE(J3:J4)	=AVERAGE(K3:K4)	
6								<i>stdev</i> =STDEV(I3:I4)	=STDEV(J3:J4)	=STDEV(K3:K4)	
7								<b>Chemistry risc</b> =1-(10^(I5))	=1-(10^(J5))	=1-(10^(K5))	
8											
9	<b>Toxicology</b>										
10		Microtox	0	0.33	0.9			<i>log(1-f)</i> =LOG(1-(D10))	=LOG(1-(E10))	=LOG(1-(F10))	
11		PAM-algae test (% growth inhibition)	0	0.39	0.79			=LOG(1-(D11))	=LOG(1-(E11))	=LOG(1-(F11))	
12		Lettuce-germination test (% after 3 days)	0	0.15	0.19			=LOG(1-(D12))	=LOG(1-(E12))	=LOG(1-(F12))	
13		Bioassay X						=LOG(1-(D13))	=LOG(1-(E13))	=LOG(1-(F13))	
14		Bioassay Y						=LOG(1-(D14))	=LOG(1-(E14))	=LOG(1-(F14))	
15		Risk	= (I17)	= (J17)	= (K17)			<i>mean log</i> =AVERAGE(I10:I14)	=AVERAGE(J10:J14)	=AVERAGE(K10:K14)	
16								<i>stdev</i> =STDEV(I10:I14)	=STDEV(J10:J14)	=STDEV(K10:K14)	
17								<b>Toxicology risc</b> =1-(10^(I15))	=1-(10^(J15))	=1-(10^(K15))	
18											
19	<b>Ecology</b>										
20		Nematodes (number and taxa)	0	0.55	0.72			<i>log(1-f)</i> =LOG(1-(D19))	=LOG(1-(E19))	=LOG(1-(F19))	
21		Vegetation cover	0	0.35	0.69			=LOG(1-(D20))	=LOG(1-(E20))	=LOG(1-(F20))	
22		Field observation X						=LOG(1-(D21))	=LOG(1-(E21))	=LOG(1-(F21))	
23		Field observation Y						=LOG(1-(D22))	=LOG(1-(E22))	=LOG(1-(F22))	
24		Risk	= (I25)	= (J25)	= (K25)			<i>mean log</i> =AVERAGE(I19:I22)	=AVERAGE(J19:J22)	=AVERAGE(K19:K22)	
25								<i>stdev</i> =STDEV(I19:I22)	=STDEV(J19:J22)	=STDEV(K19:K22)	
26								<b>Ecology risc</b> =1-(10^(I23))	=1-(10^(J23))	=1-(10^(K23))	
27		<b>judgement chemistry:</b>	= (I7)	= (J7)	= (K7)						
28		<b>judgement toxicology:</b>	= (D15)	= (E15)	= (F15)						
29		<b>judgement ecology:</b>	= (D23)	= (E23)	= (F23)						
30											
31		Integrated risk number	= (I31)	= (J31)	= (K31)			Integrated risk number =AVERAGE(I7,(I17),(I25))	=AVERAGE(J7,(J17),(J25))	=AVERAGE(K7,(K17),(K25))	
32		deviation	= (I32)	= (J32)	= (K32)			deviation =STDEV(I7,(I17),(I25))/0.5774	=STDEV(J7,(J17),(J25))/0.5774	=STDEV(K7,(K17),(K25))/0.5774	

Figuur B4.1 In de figuur is een deel van de spreadsheet afgebeeld, met daarin de formules voor de berekening van het ecologisch risico. Links de TRIADE-tabel, rechts de berekeningen.



## Bijlage 5 Praktijkvoorbeelden TRIADE

Het gebruik van de TRIADE is hieronder geïllustreerd aan de hand van twee praktijkstudies. De studies zijn beknopt weergegeven, voor een gedetailleerdere beschrijving van het onderzoek wordt verwezen naar de onderzoeksrapporten. Vanwege de uitleg en toelichting op het onderzoek is het stramien beschreven in hoofdstuk 4 niet strak gehanteerd, maar lopen enkele punten in elkaar over. Ook zijn de rekenmethoden die gebruikt zijn niet in alle gevallen gelijk aan de voorgestelde handreiking. De toxische druk is bij het eerste voorbeeld berekend volgens de msPAF EC50-methode beschreven in Bijlage 2, bij het tweede voorbeeld is nog gerekend met een HC50-waarde gebaseerd op NOEC-toxiciteitsgegevens.

### Voorbeeld 1: TRIADE-beoordeling saneringslocatie Laarder Wasmeren

De Laarder Wasmeren zijn een groep ondiepe meren (vennen) aan de oostkant van Hilversum. Samen met de omringende stuifzanden, heidevelden, graslanden en bos vormen ze het natuureservaat de Laarder Wasmeren en zijn aangewezen als beschermd natuurmonument (Provinciaal beleid). Dit natuurgebied is circa 84 ha groot en maakt onderdeel uit van de ecologische verbindingzone tussen het Gooi en de Utrechtse Heuvelrug.

Het oppervlaktewater en de waterbodems van de meren zijn ernstig verontreinigd door langdurige lozing van ongezuiverd afvalwater. Het bezonken slib is in het verleden in kleine depots op de kant gezet en bevat ernstig verontreinigd materiaal. Een deel van het terrein is ook bevloeid met vervuild meerwater zodat er ook verontreinigde landbodems is. De bestemming van de locatie is 'natuur'. De sanering is in 2005 begonnen. De herinrichting, tot een gebied met voedselarme venen en natte heide wordt in 2008 afgerond.

Het TRIADE-onderzoek is uitgevoerd op drie percelen die als slibdepots zijn gebruikt. De terreinen zijn te herkennen aan de omringende zandwallekes. De selectie vond plaats aan de hand van het bodemonderzoek dat een aantal jaar daarvoor had plaatsgevonden. Het was niet de bedoeling om een ecologische risicoschatting te maken van het gehele gebied (84 ha). Daarvoor zou een uitgebreider onderzoek nodig zijn geweest. De resultaten zijn uitgebreid beschreven in Schouten et al. (2003a).

Alle drie de percelen waren verontreinigd met zware metalen, waarvan cadmium, chroom en lood de hoogste interventiewaarde-overschrijding vertoonden. Het minst verontreinigde perceel werd als lokale referentie gekozen ondanks dat het chroomgehalte twaalf keer zo hoog was als de interventiewaarde voor deze grond. In de andere percelen was dit respectievelijk 48 en 77 keer. Zoals regelmatig in de praktijk blijkt voor te komen, waren er ook hier verschillen in bodemeigenschappen. De zuurgraad van de referentiegrond (pH 5,6) was bijna twee eenheden hoger dan in het meest verontreinigde veld. Het omgekeerde gold voor het gehalte aan organische stof; 21% in de referentie tegenover 45% in de andere percelen. Deze verschillen in bodemeigenschappen hebben onder andere invloed op de bindingscapaciteit c.q. de biologische beschikbaarheid van de metalen. Ze beïnvloeden ook het voorkomen van planten en dieren.

Tabel B5.1 toont de resultaten van metingen in de drie TRIADE-sporen van de eerste onderzoekslaag. Op basis van deze resultaten blijken de metaalgehalten in het terrein met de code WM222 hoger dan in WM232. De toxiciteitsmetingen en ecologische veldwaarnemingen laten echter het meeste effect zien in WM232.

*Tabel B5.1 Meetgegevens laag-1 TRIADE Laarder Wasmeren.*

<b>Laarder Wasmeren</b>	<b>Referentie (WM224)</b>	<b>WM222</b>	<b>WM232</b>
<b>Chemie:</b>			
<i>Totaalgehalten (mg/kg)</i>			
Arseen	4,3	36	33
Barium	220	5764	3018
Cadmium	27	289	155
Chroom	1503	10206	6341
Koper	204	2052	1599
Kwik	4,4	9,3	23,5
Nikkel	144	303	365
Lood	442	2461	1709
Zink	281	1943	891
<b>Toxicologie:</b>			
Microtox (EC <sub>50</sub> in % extract-conc.)	232	54	4
PAM-algentest (% remming)	-0,3	38,4	78,6
Sla-kiemingstest (% na 3 dagen)	100	85	81
<b>Ecologie:</b>			
nematoden (aantal/100g)	4953	1000	457
nematoden diversiteit (taxa)	24	24	20
vegetatie (aantal soorten)	26	17	8

De volgende stap is het omzetten van de meetgegevens in een maat voor het effect. Hiervoor worden de metingen geschaald naar de (gekozen) referentie en uitgedrukt in een waarde tussen 0 en 1 (0% respectievelijk 100% effect). De waarde in de referentie wordt hierbij op nul gesteld. Het gemiddelde van de effecten over de TRIADE-sporen levert uiteindelijk een schatting voor het ecologische risico (de geïntegreerde risicomaat).

In de TRIADE-tabel kan een aantal vaste rekenregels worden gebruikt. De wijze waarop een meetwaarde wordt omgezet in een effectmaat varieert enigszins per test of veldmeting. Hier is dus geen volledig standaardrecept voor te geven. In de Bijlagen 2 en 3 is een aantal voorbeelden opgenomen van rekenbladen (spreadsheets) waarin de formules zijn uitgeschreven. Rekenmethoden zijn tevens beschreven in Rutgers et al. (2005) en Jensen en Mesman (2006). In Bijlage 1 wordt nog op een aantal aspecten van de risicoberekening ingegaan.



Tabel B5.2 geeft de geschaalde meetwaarden uit Tabel B5.1. In de ‘risicotabel’ valt op dat het spoor chemie op een zeer hoge schatting van het effectniveau uitkomt. Dit wordt veroorzaakt door de combinatie van metaalgehalten die vele malen boven de interventiewaarde liggen. Volgens deze benadering zou er geen leven meer worden verwacht in de twee terreinen. De betreffende percelen vertoonden inderdaad een verarmde en slecht groeiende vegetatie. Blijkbaar waren de lokale omstandigheden dusdanig, dat er minder effecten optraden dan werd verwacht. In de loop van de tijd kan ook een herstelproces inzetten, bijvoorbeeld na binding of uitspoeling van een verontreiniging. Daarnaast vindt vaak een selectie plaats op tolerante of geadapteerde soorten, die onder verontreinigde omstandigheden nog wel kunnen overleven. De effectwaarden die zijn gemeten in de laboratoriumproeven en het veldonderzoek (sporen toxicologie en ecologie), laten zien dat de verontreinigingen in de twee terreinen waarschijnlijk een aanzienlijke invloed hebben op het bodemleven en de vegetatie. De risicoschatting uit deze sporen is echter minder extreem dan die van de chemie.

*Tabel B5.2 Ecologische risicobeoordeling met een laag-1 TRIADE, van twee terreinen binnen de Laarder Wasmeren. Getallen zijn geschaalde effecten tussen 0 en 1. De indicatorwaarden van de lokale referentie zijn het uitgangspunt.*

		Referentie (WM 224)	WM 222	WM 232
<b>Chemie</b>	Toxische Druk	0,00	0,98	0,93
<b>Toxicologie</b>	Microtox	0,00	0,33	0,90
	PAM	0,00	0,39	0,79
	Sla	0,00	0,15	0,19
<b>Ecologie</b>	Nematoden	0,00	0,55	0,72
	Vegetatie	0,00	0,35	0,69
	Risico Chemie spoor:	0,00	0,98	0,93
	Risico Toxicologie spoor:	0,00	0,30	0,74
	Risico Ecologie spoor:	0,00	0,46	0,71
	Geïntegreerde risicomaat	0,00	0,80	0,83
	Deviatie	0,00	0,62	0,21

De geïntegreerde maat voor het ecologische risico in veld WM222 is 0,80 en voorspelt dus een aanzienlijke kans is op effecten. De spreidingsmaat (deviatie = 0,62) is echter ook groot. Deze laat als het ware zien dat de TRIADE-sporen het op dit punt nog niet eens zijn. De eenduidigheid in het oordeel over veld WM232 is groter.

Als de in hoofdstuk 5 voorgestelde beslissingstabel wordt toegepast, geldt dat op beide locaties voor alle bodemfuncties sprake is van een onaanvaardbaar risico.

## Voorbeeld 2: TRIADE-beoordeling locatie NAM Schoonebeek

De gegevens in dit voorbeeld zijn overgenomen uit een NOBIS-project waarin de mogelijkheden voor een TRIADE-benadering op verschillende locaties zijn uitgetoetst. De resultaten zijn gepubliceerd in Van der Waarde et al. (2001). Dit voorbeeld is gekozen omdat het een verontreiniging van heel andere aard is, namelijk een oude vervuiling met minerale olie.

Enkele tientallen jaren geleden heeft op deze locatie een calamiteit plaatsgevonden bij de aanleg van oliepompen. Hierbij is het terrein verontreinigd met een grote hoeveelheid ruwe olie. De oorspronkelijke bodem bestaat uit hoogveen dat plaatselijk zeer rijk is aan organische stof. Dit maakt dat de interventiewaarde voor olie ter plekke (15.000 mg/kg) niet wordt overschreden. De olie is sterk aan het veen geadsorbeerd. Karakterisatie van de samenstelling heeft uitgewezen dat de verontreiniging voornamelijk bestaat uit een zware fractie die nauwelijks biologisch afbreekbaar is. De locatie is bebost en heeft een zure bodem. De zuurgraad is het laagst in de gedeelten met olie (pH 2,7 versus 3,5); bovendien is het gehalte organische stof daar het hoogst (60-80%). De meetresultaten voor de laag-1-TRIADE zijn samengevat in Tabel B5.3.

Tabel B5.3 Meetresultaten laag-1-TRIADE-onderzoek, NAM-locatie Schoonebeek. Gegevens uit Van der Waarde et al. (2001).

NAM Schoonebeek	Referentie 039	010	B1	016	013
<b>Chemie:</b>					
minerale olie (mg/kg)	<25	3600	5500	9900	14000
PAK 10 (mg/kg)	<0,5	3	2	2,2	1,8
<b>Toxicologie</b>					
Microtox (EC <sub>20</sub> elutriaat)	22	21	47	23	36
Sla-kiemingstest (%)	75	2,5	15	0	0
<b>Ecologie:</b>					
nematoden (aantal/100g)	1613	3200	4787	5753	6657
nematoden diversiteit (taxa)	25	16	11	19	15

Door de bijzondere bodemkundige situatie op de locatie traden er bij de uitvoering van het onderzoek verschillende complicaties op (de lage pH heeft een remmend effect op de kieming van sla). Dit is een goed voorbeeld van de factoren die een rol kunnen spelen bij een locatiespecifieke risicobeoordeling. De keuze van een lokale referentie is vaak een kwetsbaar punt. Wanneer deze in meer opzichten afwijkt, is er niet met zekerheid een oorzaak van de verontreiniging aan te wijzen. Bovendien heeft een verontreiniging zelf en de vorm van bodemgebruik een behoorlijke invloed op eigenschappen als zuurgraad en organisch stof. In feite is het een samenhangend complex waarvan de afzonderlijke factoren niet meer zijn te ontwarren.

Het TRIADE-onderzoek geeft het volgende beeld: de hoeveelheid minerale olie in de bodem blijkt op deze locatie voor een groot deel samen te hangen met het gehalte aan organische stof (Tabel B5.4). De PAK-gehalten zijn laag en veroorzaken naar verwachting geen problemen. De Microtox-test vertoont

geen duidelijk verband met de oliegehaltenes. Aangezien er ook al een aanzienlijk effect is in de referentie, spelen blijkbaar meer factoren een rol. De sla-kiemtest lijkt een effect van de olie aan te geven, maar heeft waarschijnlijk het meest te leiden van de lage zuurgraad. In dit onderzoek geeft de dichtheid en samenstelling van de nematodenfauna de duidelijkste indicatie van de verschillen tussen de referentie en de verontreinigde bodem. De toename van de nematodendichtheid bij een afname van de soortenrijkdom wijst op een specifiek voordeel voor tolerante soorten. Ook hier spelen de verschillen in organische stof en zuurgraad een versluierende rol. Deze variëren echter sprongsgewijs naar een lagere waarde en niet volgens een gradiënt zoals de oliegehaltenes.

De meetgegevens van Tabel B5.3 zijn in Tabel B5.4 in een TRIADE-tabel gezet.

*Tabel B5.4 Ecologische risicobeoordeling met een laag-1-TRIADE, van de NAM-locatie Schoonebeek (naar Van der Waarde et al., 2001). Getallen zijn geschaalde effecten tussen 0 en 1. De indicatorwaarden van de lokale referentie zijn het uitgangspunt.*

		<b>Referentie (039)</b>	<b>010</b>	<b>B1</b>	<b>016</b>	<b>013</b>
<b>Chemie</b>	Toxische Druk	0	0,23	0,13	0,45	0,30
<b>Toxicologie</b>	Microtox	0	0,03	0,52	0,03	0,33
	Sla kiemtest	0	0,97	0,8	1	1
<b>Ecologie</b>	Nematoden	0	0,43	0,61	0,54	0,62
	Risico Chemie spoor:	0	0,23	0,13	0,45	0,30
	Risico Toxicologie spoor:	0	0,82	0,69	0,90	0,92
	Risico Ecologie spoor:	0	0,43	0,61	0,54	0,62
	<b>Geïntegreerde risicomaat</b>	<b>0</b>	<b>0,49</b>	<b>0,48</b>	<b>0,63</b>	<b>0,61</b>
	Deviatie	0	0,52	0,53	0,41	0,53

Bij deze verontreiniging blijft de schatting van de Toxische Druk (spoor Chemie) relatief laag (N.B. er is hier nog gerekend met NOEC-waarden – wanneer er gerekend zou zijn met EC50-waarden zou de TD nog lager kunnen zijn). Het ecotoxicologische onderzoek geeft hoge, doch variabele uitkomsten. De resultaten van het veldonderzoek zitten daar tussen in. Het eindresultaat is een gemiddeld tot hoge ecologische risicoschatting, met een aanzienlijke onzekerheid tussen de TRIADE-sporen (> 0,4). Deze onzekerheid bleek eigenlijk al uit de bevindingen van het TRIADE-onderzoek, beschreven in de toelichting bij Tabel B5.3.

Bij dit voorbeeld is nog geen gebruikgemaakt van de TD op basis van de msPAF EC50, daarom is het niet mogelijk om de in hoofdstuk 5 voorgestelde beslistabel toe te passen. Wel kan worden vastgesteld dat de onzekerheden in de ecologische risicobeoordeling groot zijn en een uitbreiding van het TRIADE-onderzoek op zijn plaats is. Er moet echter een andere onderzoeksopzet worden gekozen om bovenbeschreven complicaties met bodemeigenschappen en referentie te voorkomen. Zo zou de sla-kiemtest vervangen moeten worden door een bioassay die beter geschikt is bij een lage pH.



## **Bijlage 6 Deelnemerslijst workshop handreiking TRIADÉ, 9 mei 2007**

Stefan Kools	AquaSense/Grontmij
Anja Derksen	AquaSense/Grontmij
Karen Huijsmans	Grontmij
Co Molenaar	VROM/DGM/SBO
Ton Schouten	RIVM/LER
Miranda Mesman	RIVM/LER
Michiel Rutgers	RIVM/LER
Piet Otte	RIVM/LER
Ton Honders	Bodem+
Marlea Wagelmans	Bioclear
Paul Römkens	Wageningen Universiteit
Boudewijn Lacroix	Gemeente Tilburg
Peter Smit	Van Hall Instituut