

Risicobeleid als basis voor normstelling in Nederland

Het risicobeleid mag zich reeds geruime tijd verbeugen in een grote politieke en wetenschappelijke belangstelling. Het in de notitie "Omgaan met Risico's" beschreven beleid vormt de basis voor het effectgerichte beleid. De risiconiveaus die worden berekend voor de verschillende milieucompartimenten vormen de basis voor de uiteindelijke milieukwaliteitsdoelstellingen voor bodem, water en lucht. In dit artikel wordt het afleiden van normen voor bodem nader belicht met de wetenschappelijke en beleidsmatige beslissingen die in dit proces noodzakelijk zijn.

Esther Guinée, Peter van der Zandt en Kees van Leeuwen

De hoofddoelstelling van het milieubeleid in Nederland is het instandhouden of herstellen van het draagvermogen van het milieu ten behoeve van een duurzame ontwikkeling. Daartoe zijn twee sporen van beleid geformuleerd die op elkaar aansluiten: het brongerichte beleid en het effectgerichte beleid.

Het brongerichte beleid richt zich, zoals de naam al aangeeft, rechtstreeks op de bronnen van vervuiling en heeft als doel het voorkomen of beperken van emissies en andere vormen van milieu-aantasting aan de bron, zonder

kwantitatief in kaart te brengen wat de relatie is met negatieve effecten. Het effectgerichte beleid heeft tot doel het milieu te beschermen tegen mogelijke nadelige invloeden, zodanig dat er geen negatief te waarden effecten van milieubelasting zullen optreden voor mensen, planten, dieren en ecosystemen. De kwantitatieve invulling van de relatie tussen emissie en effecten is nodig om richting te kunnen geven aan de brongerichte maatregelen. In dit artikel wordt ingegaan op de toepassing van het effectgerichte beleid en met name op de onderbouwing van normen voor het compartiment bodem.

Risicobenadering

'Omgaan met Risico's'

Grondslag voor het effectgerichte beleid is de risicobenadering die in het IMP-Milieubeheer 1986-1990 is geïntroduceerd en verder is uitgewerkt in het NMP en in de notitie "Omgaan met Risico's" (OMR)¹. De risicobenadering heeft tot doel om beschermingsniveaus aan te geven voor mensen, planten, dieren en ecosystemen, zoals deze vanuit het milieubeleid gewenst worden. De risicogrenzen hebben een maatlat-functie voor de beoordeling van de risico's van zeer verschillende agentia (stoffen, straling e.d.) op mens en milieu¹.

De bescherming van de mens is gericht op het individu. Hiervoor wordt het individueel risico als limiet gehanteerd. Het individueel risico is de kans dat een persoon een bepaald effect ondervindt ten gevolge van een bepaalde activiteit. Het groepsrisico is een begrip dat is ingevoerd om rekening te houden met de specifieke aspecten van het optreden van effecten bij een grote groep mensen tegelijk. Bij de bescherming van ecosystemen wordt uitgegaan van het veiligstellen van populaties van

Tabel 1: Risicogrenzen voor stoffen volgens 'Omgaan met Risico's'¹.

	MAXIMAAL TOELAATBAAR	VERWAAR-LOOSBAAR
Mens: individueel risico Zonder drempelwaarde Met drempelwaarde	10 ⁻⁶ /jaar NELmens	10 ⁻⁶ /jaar 1% van NELmens
Mens: cumulatief risico Zonder drempelwaarde	10 ⁻⁶ /jaar	10 ⁻⁶ /jaar
Ecosysteem: collectief risico	concentratie waarbij 95 % van de soorten beschermd wordt	1 % van MTR

planten en dieren en dus niet van individuele planten en dieren. Aangezien er op dit moment vooral kennis aanwezig is op het gebied van toxische effecten op individuele planten en dieren, is het afleiden van risiconiveaus voornamelijk gericht op de bescherming van soorten. Daarbij wordt verondersteld dat bescherming op het niveau van de structuur (soortensamenstelling in kwalitatieve en kwantitatieve zin) eveneens voldoende bescherming biedt aan functies van het ecosysteem^{1,2}.

Risicogrenzen

In OMR worden twee risicogrenzen onderscheiden: als bovengrens het maximaal toelaatbare risiconiveau (MTR) en als ondergrens het verwaarloosbaar risiconiveau (VR). De risicogrenzen voor het ecosysteem en voor de mens zoals vastgesteld in OMR zijn in tabel 1 weergegeven.

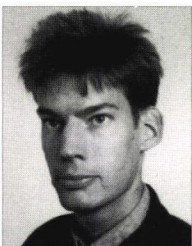
In OMR is het VR beleidsmatig gedefinieerd op 1 procent van het MTR. Daarbij is rekening gehouden met onzekerheden in de bepaling van de gewenste beschermingsniveaus en met het feit dat in het veld blootstelling aan meerdere stoffen tegelijk plaatsvindt. Recentelijk zijn er ontwikkelingen gaande rondom deze "vaste bandbreedte" tussen MTR en VR. De Minister heeft toegezegd dat zal worden bezien in hoeverre differentiatie van deze bandbreedte op de verschillende beleidsterreinen nog verder kan worden uitgewerkt.

Bij het vaststellen van risiconiveaus wordt vanuit het beleid het uitgangspunt gehanteerd dat het milieu de essentiële functies voor mens en natuur (het voorzien in een goede leefomgeving, het voorzien in grondstoffen voor drinkwaterbereiding, landbouw en industrie, het voorzien in bodemvruchtbaarheid, het voorzien in genenmateriaal, het voorzien in recreatiemogelijkheden) moe kunnen blijven vervullen, ook op de lange termijn. Dit wordt in elk ge-

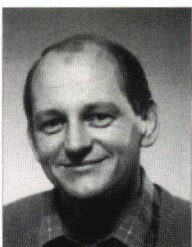
Over de auteurs:



Drs. E.P. Guinée,
projectmedewerker INS
Werkkring: Ministerie van VROM, D.G. Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid, Straling, Afdeling Normstelling.



Ir. P.T.J. van der Zandt,
beleidsmedewerker
Werkkring: Ministerie van VROM, D.G. Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid, Straling, Afdeling Normstelling.



Prof. dr. C.J. van Leeuwen,
hoofd Afdeling Normstelling
Werkkring: Ministerie van VROM, D.G. Milieubeheer, Directie Stoffen, Veiligheid, Straling, Afdeling Normstelling.

val bereikt indien wordt gestreefd naar de bescherming van alle soorten binnen het ecosysteem. Daarbij moet in ogenschouw worden genomen dat volledige bescherming van alle organismen te allen tijde en op alle plaatsen niet mogelijk is en bovendien niet noodzakelijk is omdat ecosystemen enige stress en negatieve effecten kunnen tolereren⁵. Daarnaast kan het voorkomen dat bepaalde soorten negatieve effecten ondervinden bij gehalten die voor andere soorten essentieel zijn voor een goed functioneren, bijvoorbeeld bij metalen. Het afleiden van het MTR wordt voor ecosystemen gedaan met behulp van een statistisch extrapolatiemodel waarmee aan de hand van ecotoxicologische data een gewenst beschermingsniveau wordt berekend. Dit extrapolatiemodel gaat uit van een hypothetisch ecosysteem met een oneindig aantal soorten, waaronder ook extreem gevoelige soorten. Op grond van het bovenstaande is de beslissing genomen om het MTR van een stof in de gehanteerde extrapolatiemodellen vast te leggen op het niveau waarbij aan 95 procent van de soorten binnen een ecosysteem theoretisch volledige bescherming wordt geboden. Aandachtssoorten⁴ mogen echter niet buiten deze 95 procent te beschermen soorten vallen: 'Als uit onderzoek mocht blijken dat ecologisch recreatief, commercieel of sociaal belangrijke soorten in onvoldoende mate worden beschermd, dient hiermee bij het afleiden van maximaal toelaatbare en verwaarloosbare risiconiveaus zodanig rekening te worden gehouden dat ongewenste effecten voor deze soorten verwaarloosbaar worden'⁴.

Voor het vaststellen van een MTR voor de mens moet onderscheid worden gemaakt tussen stoffen met een drempelwaarde, dat wil zeggen een concentratie waarbeneden geen schadelijke effecten zullen optreden, en stoffen zonder drempelwaarde. Deze laatste categorie wordt gevormd door de zogenaamde genotoxische carcinogenen (stoffen die kankerverwekkend zijn doordat ze een verandering veroorzaken in de genen), waarvoor algemeen wordt verondersteld dat er geen concentratie is vast te stellen waar beneden geen risico bestaat voor schadelijke effecten. Voor de stoffen met een drempelwaarde (alle overige stoffen), wordt het MTR gelegd op het niveau waarbij geen schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn bij levenslange blootstelling. Het MTR voor genotoxische stoffen is vastgesteld op die concentratie van een stof met een risico van

één extra geval van kanker per 10.000 levenslang blootgestelde individuen.

Voor het bodemcompartiment wordt in het gebied boven het MTR een niveau onderscheiden waarboven de functionele eigenschappen worden bedreigd, die de bodem voor mens, plant en dier heeft. Er is dan sprake van "ernstig gevaar voor het milieu of de volksgezondheid". Gesteld is dat in ieder geval van "ernstig gevaar voor het milieu" gesproken kan worden, indien 50 procent van de soorten binnen het bodemecosysteem mogelijk nadelig effect ondervindt door de aanwezigheid van verontreinigende stoffen in concentraties boven de NOEC (No-Observed-Effect Concentration; "geen-waargenomen-effect concentratie") voor deze soorten⁶. Als criterium voor "ernstig gevaar voor de volksgezondheid" is gekozen voor overschrijding van het MTR⁷ ten gevolge van bodemverontreiniging, in het geval dat dit de enige relevante blootstellingsroute is.

Relatie tussen risicogrenzen en milieukwaliteitsdoelstellingen

De in tabel 1 weergegeven risicogrenzen dienen als basis voor het vastleggen van milieukwaliteitsdoelstellingen: interventie-, grens- en streefwaarden. Interventiewaarden (of C-waarden) liggen op het niveau van het criterium "ernstig gevaar voor het milieu of de volksgezondheid". Indien de concentratie de interventiewaarde overschrijdt, is nader onderzoek naar de actuele risico's van de bodem op korte termijn noodzakelijk. De grenswaarde ligt in het gebied tussen het MTR en het VR, het zogenaamde "grijze gebied". Bij het vaststellen van een grenswaarde wordt rekening gehouden met wat er op dat moment technisch en economisch haalbaar is. Aan deze grenswaarden is een realisatietermijn verbonden. In het bodembeleid worden geen grenswaarden afgeleid, aangezien het niet mogelijk is de bodembelasting met persistente stoffen terug te dringen binnen een gestelde realisatietermijn. De streefwaarde voor

een stof wordt gelegd op het niveau van het VR en geeft het einddoel voor de gewenste milieukwaliteit aan. Indien blijkt dat het natuurlijke achtergrondgehalte (bepaald in relatief onbelast veronderstelde gebieden) hoger is dan de concentratie die bij het VR hoort, dan wordt de streefwaarde op het natuurlijke achtergrondgehalte gelegd.

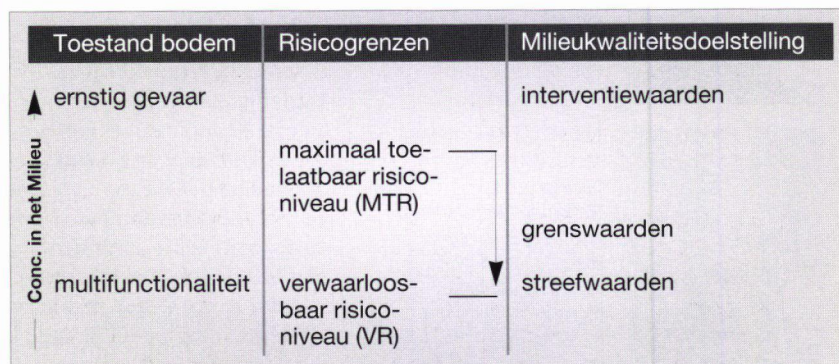
In het bodembeleid staan de streefwaarden garant voor de multifunctionaliteit van de bodem cq. een duurzaam bodemgebruik. De streefwaarden dienen daarom ook getoetst te worden aan functiegerichte doelstellingen van het milieu, zoals de teelfunctie, woonfunctie, de drinkwaterwinfunctie en de ecosystemefunctie. In figuur 1 is schematisch weergegeven hoe risicogrenzen en milieukwaliteitsdoelstellingen zich onderling verhouden.

Afleiding risiconiveaus

Beschikbaarheid gegevens

Vanuit het streven naar duurzame ontwikkeling, wordt bij de bepaling van het 95% beschermingsniveau gebruik gemaakt van toxiciteitsgegevens (NOECs) verkregen uit langdurige toetsen. Deze gegevens zijn voor bodemorganismen onvoldoende beschikbaar. Het gebrek aan toxiciteitsgegevens wordt in belangrijke mate veroorzaakt doordat momenteel te weinig gestandaardiseerde toxiciteitstoetsen met bodemorganismen beschikbaar zijn. Dit kan worden toegeschreven aan het feit dat de meeste politici en ecotoxicologen pas recent het bodemecosysteem hebben "ontdekt". In het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek en in het DGM-onderzoeksprogramma worden dan ook veel middelen ingezet ten behoeve van toetsontwikkeling en internationale harmonisatie van testrichtlijnen.

Om op korte termijn een oplossing te vinden voor enerzijds het gebrek aan gegevens en anderzijds de noodzaak om milieukwaliteitsdoelstellingen af te leiden, worden voor een groot aantal stoffen chronische NOECs geschat met



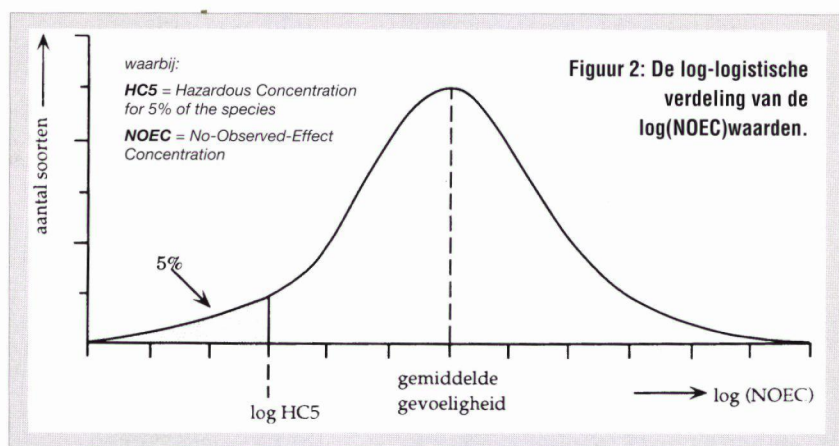
Figuur 1: Risicogrenzen en milieukwaliteitsdoelstellingen.

behulp van QSARs: "Quantitative Structure-Activity Relationships". De QSAR-benadering berust op de relatie tussen fysisch-chemische eigenschappen of structuurkenmerken van stoffen en ecotoxicologische parameters zoals de NOEC-waarden⁸. De meeste QSARs die zijn ontwikkeld, betreffen aquatische organismen. Door de schattingen van de toxiciteit voor aquatische organismen in te voeren in het extrapolatiemodel van Aldenberg en Slob⁹ kunnen MTRs worden afgeleid. Vervolgens kunnen deze MTRs voor oppervlaktewater via het principe van evenwichtspartitie tussen water en bodem¹⁰ vertaald worden naar risiconiveaus voor de (water)-bodem (zie volgende paragrafen).

Risicoschattingsmethoden Extrapolatiemethoden bij voldoende gegevens

Zoals al eerder aangegeven, wordt als basis voor normstelling in het milieubeleid voor stoffen een (eco)toxicologische risico-evaluatie van stoffen uitgevoerd. In de loop der jaren zijn er voor wat betreft de bescherming van ecosystemen verschillende statistische methoden ontwikkeld waarmee factoren worden berekend voor de extrapolatie van experimentele toxiciteitsdata naar toelaatbare concentraties in het veld. Deze statistische methoden houden rekening met de ecotoxicologische variaties in gevoeligheden voor een stof tussen soorten onderling. Als minimaal vier gegevens uit chronische testen met soorten uit verschillende taxonomische groepen beschikbaar zijn, kan een statistische schatting van het 95% beschermingsniveau worden gemaakt. De methode die hiervoor in Nederland gebruikt wordt is de methode van Aldenberg en Slob⁹, die gebaseerd is op de methode van Van Straalen en Denneman¹¹. Gezien het feit dat de laatstgenoemde methode al vele malen uitgebreid is beschreven, worden hier slechts enkele hoofdpunten van deze methode genoemd. Voor een nadere beschrijving van de methode wordt verwezen naar de oorspronkelijke publikatie.

De methode gaat uit van een log-logistische verdeling van gevoeligheden (zie figuur 2). Aan de hand van de van een bepaalde stof beschikbare NOEC-waarden voor de onderzochte soorten wordt een schatting gemaakt van de verdeling van NOEC-waarden. Op basis van deze verdeling kan de concentratie van een stof worden afgeleid waarbij voor een bepaald percentage van de soorten overschrijding van de NOEC plaatsvindt. Dit percentage is in Nederland gelegd op 5% en wordt de "Hazardous Concentration for 5% of the spe-



cies" (schadelijke concentratie voor 5% van de soorten) oftewel de HC5 genoemd. De betrouwbaarheid van de berekening van de HC5 wordt groter, naarmate meer toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn. Uit toetsing van de methode volgens Van Straalen en Denneman is gebleken dat de HC5 vaak wordt onderschat, met name indien weinig gegevens bekend zijn. De modificatie volgens Aldenberg en Slob ondervangt dit.

Naast de log-logistische verdeling van gevoeligheden van soorten zijn er nog andere verdelingen mogelijk zoals een driehoekige³ en een log-normale verdeling¹². Uit berekeningen is gebleken dat de 95% beschermingsniveau berekend met behulp van de verschillende extrapolatiemethoden dicht bij elkaar liggen. Een aanname die bij gebrek aan kennis en informatie wordt gedaan bij het toepassen van al deze methoden is dat er geen onderscheid gemaakt wordt naar mogelijke verschillen in ecologisch belang van de soorten. Bovendien nemen deze methoden de interacties tussen verschillende soorten niet in ogenschouw.

Extrapolatiemethode bij weinig gegevens

Aangezien het frequent voorkomt dat er minder dan vier chronische toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn, is bij de "Environmental Protection Agency" in de VS een methode ontwikkeld om zogenaamde "concern levels" (indicatieve MTRs) af te leiden¹³. Door een vaste extrapolatiefactor te zetten op het laagste toxiciteitsgegeven kan een indicatieve MTR worden afgeleid. De methode heeft geen wetenschappelijk theoretische basis, maar is gebaseerd op de empirisch verkregen kennis dat de factoren tussen acute en chronische toxiciteit en tussen de gevoeligheid van één enkele soort en ecosystemen voor alle stoffen min of meer constant zijn¹⁴.

De EPA-methode is in eerste instantie ontwikkeld voor het compartiment

water. Het compartiment bodem is pas veel later in de belangstelling komen te staan. Gezien de noodzaak van een dergelijke methode voor bodem, is deze in Nederland volgens eenzelfde idee opgezet. De benodigde toxiciteitsgegevens en de bijbehorende extrapolatiefactoren staan in tabel 2 vermeld. Momenteel wordt aanvullend onderzoek uitgevoerd dat kan worden gebruikt voor validatie van deze extrapolatiefactoren voor het bodemcompartiment.

Evenwichtspartitie methode

Indien er geen bodemtoxiciteitsgegevens beschikbaar zijn kan een indicatieve MTR voor bodem worden afgeleid van de MTR voor oppervlaktewater op basis van de evenwichtspartitie methode¹⁰. De concentratie van organische stoffen in de vaste fase van de bodem wordt beschouwd lineair afhankelijk te zijn van de concentratie in het bodemvocht, de hoeveelheid organisch materiaal in de vaste fase en de octanol-water partiticoëfficiënt (factor die indicatief is voor de mate waarin een stof adsorbeert aan organisch materiaal) van de betreffende stof. Aannamen die hierbij gedaan worden zijn:

- bodemorganismen en waterorganismen zijn even gevoelig voor een stof;
- toxische effecten bij organismen die in de bodem leven worden hoofdzakelijk teweeg gebracht via blootstelling aan poriewater;
- concentraties in bodem, poriewater en sediment-bewonende organismen zijn in thermodynamisch evenwicht. Met behulp van evenwichtspartiticoëfficiënten kunnen concentraties in de ene fase worden gebruikt voor voorspelling van concentraties in de andere fase.

In het RIVM-rapport "Streven naar Waarden"¹⁵, waarin voor het eerst uitvoering is gegeven aan de risicobenadering, zijn voor een groot aantal stoffen MTRs en VRs vastgesteld voor het

Tabel 2: Gemodificeerde EPA-methode voor bodem¹⁴.

BESCHIKBARE INFORMATIE	EXTRAPOLATIEFACTOR
laagste acute LC50, EC50 of QSAR-schatting van de acute toxiciteit	1000*
laagste acute LC50, EC50 of QSAR-schatting van de acute toxiciteit voor minstens een vertegenwoordiger van microbiële processen, een vertegenwoordiger van de wormen of van de arthropoden en een vertegenwoordiger van de planten	100*
laagste chronische NOEC of QSAR-schatting van de chronische toxiciteit voor ten minste een vertegenwoordiger van de microbiële processen, een vertegenwoordiger van de wormen of van de arthropoden en een vertegenwoordiger van de planten	10*

* Laagste door extrapolatie verkregen waarde wordt gekozen indien er minder dan 3 chronische NOECs beschikbaar zijn

compartiment bodem met behulp van deze evenwichtspartitie methode.

Potentiële effecten op hogere organismen

In veel risico-evaluaties worden alleen de toxische effecten bekeken op organismen die zich laag in de voedselketen bevinden. Sinds kort wordt veel aandacht besteed aan het feit dat hydrofobe en persistente stoffen via accumulatie in de voedselketen een toxisch niveau bij hogere organismen kunnen bereiken. Een stof hoeft niet gevaarlijk te zijn voor bodemorganismen, maar kan wel toxisch zijn voor organismen die in de voedselketen buiten de bodem leven. Recentelijk is met een aantal onderzoeksinstituten een methode overeengekomen die bij de afleiding van risiconiveaus rekening houdt met het aspect van de doorvergiftiging, zodanig dat de ongewenste effecten voor de toppredatoren verwaarloosbaar worden geacht. Over deze methode is bij de Gezondheidsraad inmiddels advies aangevraagd.

Validatie van risicogrenzen op basis van veldtoetsen

Het uitvoeren van veldstudies is van belang om inzicht te krijgen wat er in het milieu gebeurt. Aan de hand van veldstudies kunnen laboratoriumstudies gevalideerd worden en kan beoordeeld worden of de MTR berekend met behulp van een extrapolatiemodel een goede schatting geeft van de schadelijke concentratie voor "echte" ecosystemen. In een uitgebreid literatuuronderzoek, waarin gezocht is naar aquatische toxiciteitsdata van organische stoffen en metalen, is gebleken dat geëxtrapoleerde laboratorium-toxiciteitstesten (HC5-waarden) goed overeenkomen met NOECs bepaald met (semi-)veldstudies, onder voorwaarde dat er adequate informatie over het blootstellingsniveau beschikbaar is¹⁶.

Het routinematig toepassen van veldtoetsen voor de afleiding van MTR-waarden is om een aantal redenen niet mogelijk. Niet alleen zijn de kosten hoog, maar ook bestaan er nog praktische en wetenschappelijke problemen¹⁷:

- *in veel experimenten is de variatie in resultaten heel groot. Dit bemoeilijkt de interpretatie. Als effecten worden waargenomen zijn oorzaak-effect relaties niet altijd even duidelijk.*
- *blootstelling van organismen in het veld is afhankelijk van een groot aantal biotische (bijvoorbeeld het gedrag van een organisme) en abiotische (bijvoorbeeld de zuurgraad, de temperatuur) omgevingsfactoren die variëren in tijd en ruimte.*
- *het blootstellen van organismen in de veldsituatie wordt bemoeilijkt omdat door vervluchtiging en adsorptie de concentraties snel kunnen dalen. Effecten kunnen hierdoor schijnbaar afwezig zijn. Ook kunnen gevoelige organismen zich fysiologisch of genetisch aanpassen in langdurig veldonderzoek.*
- *effecten waargenomen in een bepaald ecosysteem laten zich niet zomaar vertalen naar andere ecosystemen. Het extrapolatieprobleem is met veldonderzoek dus nog niet opgelost.*

Het is van groot belang om door middel van laboratoriumonderzoek inzicht te krijgen in de paden en lotgevallen (adsorptie, afbraak, vervluchtiging e.d.) en in de ecotoxicologische effecten van stoffen, alvorens tot veldonderzoek over te gaan. Daardoor kunnen vraagstelling en opzet van veldonderzoek verbeteren en zijn de daaruit voortkomende resultaten beter te interpreteren.

Intercompartimentale afstemming

Concentraties van een stof in verschillende milieucompartimenten staan onderling vaak met elkaar in verband. Snelheid en richting van uitwisselingsprocessen worden mede bepaald door concentratieverschillen. Daarom wordt binnen het project Integrale Normstelling Stoffen (INS-project; NMP actiepunt 35) gewerkt aan een intercompartimentale aanpak. Dit houdt in dat de streefwaarde voor een compartiment zo moet worden vastgesteld dat ook voldoende bescherming wordt geboden aan de overige compartimenten. Zo moeten normen voor lucht via het proces van atmosferische depositie niet leiden tot overschrijding van de normen voor water en bodem.

Normen voor bodem moeten niet alleen een maat zijn voor de mensgerichte

functies van de bodem, maar ook waarborgen dat bij uit- en afspoeling geen overschrijding van de normen voor grond- en oppervlaktewater optreedt. Voor deze intercompartimentale afstemming worden voor de verschillende compartimenten (water, bodem en lucht) risiconiveaus onafhankelijk van elkaar afgeleid op basis van (eco)toxicologische gegevens. Vervolgens wordt op verwaarloosbaar risiconiveau beoordeeld in hoeverre belasting vanuit het ene compartiment kan leiden tot overschrijding van het verwaarloosbaar risiconiveau in de andere compartimenten. Daarbij wordt rekening gehouden met "realistic worst-case" omstandigheden die zich in het milieu kunnen voordoen.

Conclusie

In het milieubeleid in ons land wordt op het moment zo optimaal mogelijk gebruik gemaakt van de aanwezige kennis en informatie over de ecotoxicologie en de toe te passen modellen, zodat op zo goed mogelijke wijze invulling gegeven kan worden aan het streven naar een duurzame milieukwaliteit. Ten aanzien van de beschikbaarheid van ecotoxicologische gegevens kan, zeker voor de bodem, gesteld worden dat hier een probleem ligt, dat mede veroorzaakt wordt doordat de aandacht pas de laatste 5 à 10 jaar gericht is op dit compartiment. Dit gebrek aan gegevens wordt enigszins gecompenseerd door het gebruik van pragmatische benaderingen (QSAR-benadering en de evenwichtspartitie methode). Bovendien wordt zowel vanuit de industrie als vanuit verschillende onderzoeksinstituten in toenemende mate aandacht besteed aan het verkrijgen van ontbrekende gegevens. Ten aanzien van risicoschattingmethoden kan gezegd worden dat er momenteel zowel methoden beschikbaar zijn die gebruikt kunnen worden bij weinig gegevens als bij voldoende gegevens. Door middel van onderzoek wordt verdere aandacht besteed aan zowel de bestudering van de lotgevallen en de biologische beschikbaarheid van een stof in het milieu als aan de validatie van de extrapolatiemethoden.

AFKORTINGENLIJST

DGM	Directoraat-Generaal Milieubeheer
EPA	Environmental Protection Agency
HCS	Hazardous Concentration for 5% of the species
INS	Integrale Normstelling Stoffen
MTR	Maximaal Toelaatbaar Risico
NMP	Nationaal Milieubeleidsplan
NEL	No-Effect Level
NOEC	No-Observed-Effect Concentration
OMR	Omggaan Met Risico's
QSAR	Quantitative Structure-Activity Relationship
VR	Verwaarloosbaar Risico

Literatuurlijst

- 1 Tweede Kamer, 1989;** Omgaan met Risico's. Vergaderjaar 1988-1989, 21137, nr. 5.
- 2 Gezondheidsraad, 1988;** Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen. No. 28, 's-Gravenhage.
- 3 Stephan, C.E. en anderen, 1985;** Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. US Environmental Protection Agency. PB85-227049, Springfield, VA. 98 pp.
- 4 Tweede Kamer, 1990;** Natuurbeleidsplan. Vergaderjaar 1989-1990, 21149, nrs. 2-3.
- 5 Brief aan Tweede Kamer, 1991;** Vergaderjaar 1990-1991, 21137, nr. 74.
- 6 Denneman, C.A.J. en C.A.M. van Gestel, 1990;** Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. RIVM rapportnr. 725201001, Bilthoven.
- 7 Vermeire, T.G. en anderen, 1991;** Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. RIVM rapportnr. 725201005, Bilthoven.
- 8 Van Leeuwen, C.J., en anderen, 1992;** Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I. narcotic industrial pollutants. Environ. Toxicol. Chem. 11: 267-282.
- 9 Aldenberg, T. en W. Slob, 1991;** Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. RIVM rapportnr. 719102002, Bilthoven.
- 10 Van der Kooy, L.A. en anderen, 1991;** Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partitioning theory. Water Res. 25: 697-705.
- 11 Van Straalen N.M. en C.A.J. Denneman, 1989;** Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. Ecotoxicol. Environ. Saf. 18: 241-251.
- 12 Wagner C. en H. Løkke, 1990;** Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. Water Res. 25: 1237-1242.
- 13 Environmental Protection Agency, 1984;** Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Washington, EPA, Environmental Effects Branch.
- 14 Slooff W., 1991;** Ecotoxicological effect assessment: deriving maximum tolerable concentrations from single-species toxicity data. RIVM rapportnr. 719102018, Bilthoven.
- 15 Van de Meent, D. en anderen, 1990;** Streven naar waarden. RIVM rapportnr. 670101001, Bilthoven.
- 16 Emans, H.J.B. en anderen, 1992;** Validation of some extrapolation methods with toxicity data derived from multiple species experiments on organic compounds and metals in aquatic ecosystems. RIVM rapportnr. 679102014, Bilthoven.
- 17 Van Leeuwen, C.J. en anderen, 1992;** The role of field tests in hazard assessment of chemicals. Proceedings of the European Workshop on freshwater field tests, Potsdam.

GEVRAAGDE REACTIES

'Risicobeleid als basis voor normstelling in Nederland';

door drs. E.P. Guinée, ir. P.T.J. van der Zandt en prof. dr. C.J. van Leeuwen

Door de redactie is aan enige representanten van belangrijke 'spelers in het veld' een reactie gevraagd. Een weerwoord komt in het volgende nummer.

door: dr. L. Reijnders en B. Esselink (lid Tweede Kamer, CDA)

Het ontwikkelen van normen met het oog op duurzaamheid is geen sinecure. De risicogrenzen zoals die zijn opgenomen in Omgaan met risico's ('Omgaan met risico's'; Tweede Kamer der Staten Generaal, vergaderjaar 1988-1989, 21 137 nr. 5) behoren in ieder geval niet tot zulke normen. Waar bij duurzame ontwikkeling toekomstige generaties centraal staan, zijn dat in Omgaan met risico's tijdgenoten.

Een meer voor de hand liggende uitwerking van het begrip duurzaamheid in termen van risico's is dat export van door de mens veroorzaakte risico's naar volgende generaties alleen dan acceptabel is, wanneer deze worden gecompenseerd door daarmee samenhangende voordelen welke toevallen aan degenen die die risico's lopen. Op het niveau van concentraties ligt het meer in de rede een steady state concentratie te kiezen voor die stoffen en die plaatsen waarvoor geldt dat thans geen inbreuk wordt gemaakt op een duurzaam functioneren. Voor situaties waarin zo'n door mensen veroorzaakte inbreuk wel bestaat zou voorts een saneringsverplichting moeten gelden. Dergelijke op duurzaamheid georiënteerde uitgangspunten leiden in beginsel tot risico- en concentratienormen die sterk verschillen van de door Guinée e.a. naar voren gebrachte.

Blijvend binnen de logica van Omgaan met risico's en de daarover gewisselde Tweede Kamerstukken kan de bijdrage van Guinée e.a. gezien worden als een moedige poging om tot concentratienormen voor de bodem te komen. Niettemin blijven er in de gekozen benadering grote ongemakken over. Drie voorbeelden daarvan. Wat betreft de schade aan natuurlijke soorten wordt enerzijds gesteld dat recreatief, commercieel en sociaal belangrijke soorten niet buiten de 95% te beschermen soorten mogen vallen, maar wordt daar vervolgens bij de afleiding van de aanvaardbare concentratieniveau niets mee gedaan. De combinatiewerking van stoffen krijgt in de bijdrage van Guinée e.a. voorts niet de plaats welke deze bij de afleiding van concentratienormen uit risiconormen verdient. En er geldt dat voor de mens het cumulatief risico door blootstelling aan stoffen zonder drempelwaarde niet hoger mag zijn dan een overlijdenskans van 10^{-5} /jaar, maar er geldt ook dat voor individuele stoffen deze kans 10^{-6} /jaar mag bedragen. Met enige duizenden stoffen zonder drempelwaarde in algemeen gebruik hebben we hier een coördinatieprobleem waarvoor Guinée e.a. in hun normafleiding geen oplossing aandragen.

In dit licht valt er nog veel te verbeteren aan de normstelling op basis van het risicobeleid.

L. Reijnders

De discussie over de risicobenadering in het milieubeleid steekt telkens opnieuw de kop op. Bij de behandeling van de milieubegroting 1993 is in de Tweede Kamer uitvoerig gesproken over de wijze waarop verder moet worden gelopen op de in de nota 'Omgaan met risico's' uitgezette weg.

Uiteindelijk is door CDA en PvdA een motie ingediend, waarin de regering (minister Hans Alders) werd gevraagd het beleid bij te buigen. Wat zinde ons niet?

De bedoelingen van de Kamer werden naar ons oordeel in de praktijk in toenemende mate niet goed 'vertaald'. Het verwaarloosbaar risico werd zonder veel omhaal – rekenkundig – afgeleid van het maximaal toelaatbaar risico. Zowel in het stoffenbeleid als bij het externe veiligheidsbeleid ging het dan een rol vervullen, die tot rigide uitkomsten leidde. Iets van die eng rekenkundige benadering bespeur ik ook weer bij lezing van artikel van Guinée, v.d. Zandt en v. Leeuwen, met alle waardering overigens voor de heldere wijze waarop een uiterst ingewikkelde materie wordt beschreven en van aanbevelingen wordt voorzien.

De Kamer heeft nadrukkelijk uitgesproken, dat de klemtoon in het overheidsbeleid nu behoort te liggen bij het formuleren, doorvoeren en handhaven van het maximaal toelaatbaar risico (de grenswaarde in het risicobeleid). Overschrijding daarvan leidt immers tot onaanvaardbare risico's voor mens, dier en plant. Tegelijkertijd steekt het dan zeer nauw hoe het maximaal toelaatbaar risico voor concrete toepassingen wordt bepaald. De wijze van vaststellen moet overtuigend zijn naar alle betrokkenen. In dat verband zijn de beschouwingen in het artikel belangwekkend.

Vervolgens -zo meende de Kamer- dienen overheid en samenleving via het ALARA-principe (beperken waar dat redelijkerwijs mogelijk is) op de weg naar het verwaarloosbaar risico te werken aan verdere beperking van risico's. Ook andere beleidsrelevante aspecten, zoals economische, komen bij de afweging van wat redelijkerwijs mogelijk is in beeld.

Het verwaarloosbaar risico – staand voor de streefwaarde – werd als beleidsgegeven door de Kamer van minder belang geacht. Weliswaar is het van nut in de benadering van de na te streven duurzame milieukwaliteit, maar in de huidige praktijk gaat het veelal bij keuzes in het stoffen- en veiligheidsbeleid niet daarover maar over het maximaal toelaatbaar risico en over het 'zo ver als redelijkerwijs mogelijk' van het ALARA-principe.

Onderzoek dat beleidsrelevant wil zijn moet zich dus vooral concentreren op het overtuigend zichtbaar maken van dat maximaal toelaatbaar risico.

B. Esselink