

**RIVM-Rapport nr. 601503.021**

**RIZA-Werkdocument nr. 2001.048x**

## ***Basis voor effectgerichte beoordeling?***

Slooff, W., D. de Zwart, M. Tonkes, M. Rutgers  
en C. van de Guchte

Mei 2001

Dit onderzoek werd door het RIVM uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling (SAS), in het kader van het nationale stoffenbeleid, onder het projectnummer M/601503/01/EB, in samenwerking met het RIZA/RIKZ.

---

## Abstract

In SOMS (*SOMS is the Dutch acronym for 'Strategy on Management of Substances'*), a programme has been started aimed at modernising the Dutch and European policy on handling substances. Broadly, the direction in which solutions for new policy are sought is to make industry more responsible for taking measures to reduce the risks and safety hazards associated with substances and to set up an adequate infrastructure for appraising, deciding and communicating related matters. In this framework it was questioned whether the application of biological effect assessments of emissions and the environment could play a role, in addition to the “substance-by-substance” assessments.

Exploring the state of both science and policy, this report confirms the usefulness of biological effect assessments in addition to the regular assessments of substances. Difference has been made between assessments of effluents (in which case industry is likely to be responsible for performing the tests and reporting the results, controlled by government), and those of the receiving environment (in which case the managing and administrative governmental bodies are in charge). Biological effect assessment offers a number of advantages. The approach fits the need of SOMS since the total chemical stress is taken into account (not only the few priority substances but also unknown (non-assessed) chemicals, metabolites and combination toxicity) and the process is not hampered for reasons of confidentiality of substance-linked data.

Technically, a variety of methods are available. From a policy point of view there is increasingly room for implementation, both nationally and internationally. This is particularly true for aquatic effluents and surface water including sediments. Choices have to be made which technical methods are the most appropriate, and on how to interpret the results and to translate them in a policy framework.

---

## SAMENVATTING

In het project SOMS (Strategie OMgaan met Stoffen) is de aandacht vooral gericht op drie punten: [1] wijzigen van de wijze waarop met de onbekendheid met gevaren van stoffen wordt omgegaan, [2] deelachtig maken van het bedrijfsleven inzake het nemen van verantwoordelijkheid voor de risico's van stoffen, en [3] het plaatsen van stoffen in een breder perspectief middels ketenbeheer. In dat kader is de vraag gerezen of toepassing van biologische effectmetingen aan emissies en het milieu, als aanvulling op het bestaande systeem van “stof-voor-stof” beoordelingen, hierin een rol kan spelen. Op basis van een verkenning in dit rapport naar de stand der wetenschap en bestaande beleidsruimte kan deze vraag positief worden beantwoord.

In dit rapport is onderscheid gemaakt tussen effectgerichte beoordeling van:

- vervuilingsbronnen, waarbij de verantwoordelijkheid voor adequate uitvoering en rapportage primair bij het bedrijfsleven zou kunnen liggen en voor de overheid eerder een toezichthoudende taak is weggelegd
- het ontvangende milieucompartiment, waarbij uitvoering en rapportage bij de desbetreffende beherende overheidsinstantie liggen.

Biologische effectbeoordeling biedt voldoende voordelen om een plaats naast de chemische stofgerichte benadering te rechtvaardigen voor beide typen van beoordeling. Belangrijke argument is dat deze benadering voorziet in de toenemende behoefte aan een meer generieke, geïntegreerde beoordeling, waarbij inzicht verkregen wordt in de totale milieubelasting van stoffen: niet alleen de prioritairere stoffen, maar ook van onbekende stoffen, omzettingsproducten en gevolgen van combinatietoxiciteit. Daarnaast is het vanuit SOMS interessant dat aspecten zoals het afwezig of onvolledig zijn van milieubezwaarlijke eigenschappen van specifieke stoffen en de mogelijke betrouwbaarheid van specifieke stofgegevens geen punt van discussie zijn.

Vanuit de wetenschap is reeds enige decennia toepassing van een effectgerichte benadering gepropageerd. Technieken zijn beschikbaar; er moet alleen een keuze worden gemaakt uit de scala van mogelijkheden voor effectgerichte beoordeling, alsook de wijze waarop de resultaten worden geïnterpreteerd en vertaald naar het beleid. In dit verband is Rijkswaterstaat voornemens invulling te geven aan het ontwikkelen van een dergelijke “maatlat”.

Beleidsmatig is nationaal en internationaal sprake van toenemende ruimte voor implementatie, zeker met betrekking tot effluenten en het compartiment water. Nederland loopt op dit punt niet voorop. In het kader van het waterbeleid wordt een inhaalslag verwacht, waarop het vernieuwde stoffenbeleid goed kan aansluiten (zeker daar het voorzorgprincipe en de ketenbenadering ook in het waterbeleid centraal staan).

---

Zo zal de te ontwikkelen “maatlat” worden ingebracht in de Commissie voor Integraal Waterbeheer (CIW) voor toetsing van de praktische toepasbaarheid, alsook in de stuurgroep INS (Integrale Normstelling Stoffen) voor normering.

Er is sprake van verschil in wetenschappelijke kennis, beleidsvoornemen, en -implementatie van effectgerichte beoordeling met betrekking tot de compartimenten water, bodem en lucht. Deze verschillen zijn terug te voeren op verschillen in historische ontwikkeling, de wetenschappelijk-technische complexiteit, de verontreinigingssituatie (historische vs. actuele belasting) en dynamiek van de milieucompartimenten, en de al dan niet hieraan gekoppelde beleidsvisie. Effectgerichte beoordeling krijgt vooral vorm met betrekking tot (waterige) effluenten, het (oppervlakte)water en sediment. T.a.v. van het compartiment bodem wordt thans onderzocht welke rol effectgerichte beoordeling kan spelen in de diverse onderdelen van het bodembeleid (bv. vaststellen van saneringsurgentie, risicobepaling afvalstort, biodiversiteit). M.b.t. (afvalstromen naar) het compartiment lucht wordt de toepasbaarheid van effectmonitoring vooralsnog als zeer beperkt ingeschat en krijgt effectgerichte beoordeling om beleidsmatige redenen lage prioriteit.

De conclusie is dat thans diverse inspanningen worden verricht (of op afzienbare tijd worden verwacht) om effectgerichte beoordeling in het beleid een plaats te geven. In dat verband is het advies deze ontwikkelingen vanuit het programma SOMS nauwlettend te volgen en, indien opportuun, in het implementatie-traject van SOMS ruimte te geven aan proeftuinen op dit gebied.

# INHOUD

<b>1</b>	<b>Inleiding</b>	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>Effectgerichte controle aan bronnen door het bedrijfsleven ter voorkoming van ongewenste risico's van stoffen voor mens en milieu</b>	<b>10</b>
2.1	<i>Inleiding</i>	10
2.1.1	Biologische effectgerichte benadering vs chemische stofgerichte benadering	10
2.1.2	Effectgerichte controle: voor- en nadelen	10
2.2	<i>Beperking tot puntbronnen</i>	12
2.3	<i>Beperking tot effluenten naar oppervlaktewater</i>	12
2.3.1	Emissies naar lucht	13
2.3.2	Emissies naar bodem	14
2.4	<i>Effectgerichte monitoring technieken</i>	14
2.4.1	Criteria voor de selectie van geschikte technieken	15
2.4.2	Voorstel voor een selectie	16
2.5	<i>Ruimte in beleidskaders</i>	18
2.5.1	Beleidsruimte internationaal	18
2.5.2	Beleidsruimte nationaal	19
2.6	<i>Toepassing van effectgerichte beoordeling van effluenten naar oppervlaktewater</i>	21
2.6.1	Toepassing in Nederland	21
2.6.2	Toepassing binnen de EU	22
2.6.3	Toepassing buiten de EU	23
2.7	<i>Organisatie</i>	24
2.7.1	Taken	24
2.7.2	Kennis en kosten	24
<b>3</b>	<b>Effectgerichte controle door overheden aan het milieu ter signalering van ongewenste effecten van stoffen</b>	<b>25</b>
3.1	<i>Inleiding</i>	25
3.1.1	Milieukwaliteitsbeoordeling: van chemisch naar integraal	25
3.1.2	Effectgerichte controle: beperking tot toxicologische metingen	27
3.1.3	Effectgerichte benadering: water, bodem, lucht	29
3.2	<i>Effectgerichte monitoring technieken</i>	31
3.2.1	Typen van onderzoek en hun doelen	31
3.2.2	Toepasbaarheid van technieken voor milieu-compartimenten	31
3.2.3	Criteria voor de selectie van geschikte monitoringtechnieken	34
3.2.4	Voorbehandeling van milieumonsters: bewerken en concentreren	35
3.2.5	Keuze van systeem in relatie tot beleidsdoel	35
3.2.6	Effectgerichte normstelling	37
3.3	<i>Ruimte in beleidskaders</i>	38
3.3.1	Beleidsruimte internationaal	38
3.3.2	Beleidsruimte nationaal	39
3.4	<i>Toepassing van effectgerichte milieubeoordeling</i>	41
3.4.1	Toepassing in Nederland	41
3.4.2	Toepassing in het buitenland	42
3.5	<i>Organisatie</i>	42
3.5.1	Taken	42
3.5.2	Kennis en kosten	42

---

<b>4</b>	<b>Verdere ontwikkelingen</b>	<b>44</b>
4.1	<i>Wetenschap</i>	44
4.2	<i>Beleid</i>	44
	<b>Referenties</b>	<b>46</b>
	<b>Bijlage 1: Verslagen van gesprekken met beleids-medewerk(st)ers van VROM</b>	<b>51</b>
	<b>Bijlage 2: Verzendlijst</b>	<b>56</b>

---

## ***Dankwoord***

*Voor het verkrijgen van de allerlaatste ontwikkelingen op het gebied van effectgerichte controle is contact gezocht met diverse deskundigen. Bij deze willen we Gerrit Niebeek, Ivonne van Pelt van het RIZA, Ton Breure en Annemarie van Wezel van het RIVM, alsook Bas van der Wal van STOWA danken voor de waardevolle informatie die we van hen verkregen. Daarnaast zijn we de inbreng erkentelijk van de leden van de begeleidingscommissie (Martine van de Weiden (VROM/DGM/SAS), Douwe Jonkers (VROM/DGM/BWL), Karin Legierse (RWS/RIKZ), Joost Stronkhorst/RWS/RIKZ), Jan Hendriks (RWS/RIZA) en Dick Sijm (RIVM/CSR/BMS). Tot slot danken wij de volgende personen die betrokken waren bij een drietal vraagsprekken gericht op het in beeld krijgen van inpassing van effectgerichte beoordeling in het lucht- en bodembeleid bij VROM: Klaas Krijgsheld (VROM/DGM/KvI, Sandra Boekhold (VROM/DGM/BWL), Karen Huijsmans (Grontmij, gedetacheerd bij DGM/BWL), Arthur Eijs (VROM/DGM/BWL)*

# 1 Inleiding

Ondanks dat de milieukwaliteit in de loop ter tijd op diverse punten is verbeterd, wordt met betrekking tot het stoffenbeleid (internationaal) een aantal problemen erkend:

- Allereerst wordt er zeer veel energie en geld gestopt in het beoordelen van de risico's van een beperkt aantal stoffen, terwijl van zeer veel stoffen weinig tot niets bekend is over mogelijke gevaren voor mens en milieu van deze stoffen. De vraag is of een andere benadering van de gevaren van stoffen in plaats van de traditionele 'stof na stof' benadering, die immers veel tijd en geld kost, voldoende zekerheid geeft om de angst die bij velen blijkbaar aanwezig is -vanwege de onbekende gevaren- weg te nemen.
- Ten tweede worden bestaande beleidssporen voor het beperken cq vermijden van gevaar van (bestaande) stoffen gekenmerkt door het gegeven dat de verantwoordelijkheid ten aanzien van de risico's en gevaren teveel bij de overheden ligt in plaats van bij de industrie. De lange procedures ter bepaling van risico's van stoffen zorgen voor veel werk voor de overheden terwijl de industrie wellicht beter geëquipeerd is om informatie over gevaren en risico's van stoffen te genereren en te verzamelen.
- Ten derde houdt het internationale stoffenbeleid te weinig rekening met het feit dat stoffen een onderdeel zijn van een keten waardoor (gevaars)problemen van stoffen of afgewenteld of niet geadresseerd worden.

Tegen deze achtergrond vinden er nu nationaal en internationaal activiteiten plaats hoe om te gaan met deze onbekendheid met gevaren van stoffen, het verschuiven en invullen van verantwoordelijkheden en het plaatsen van stoffen in een breder perspectief middels ketenbeheer. Zo was er in Nederland sprake van een open plan-proces SOMS (Strategie Omgaan met Stoffen) dat gericht is op het in samenspraak tussen overheid, bedrijfsleven en milieubeweging aanreiken van voorstellen voor een concrete invulling die in de periode 2001-2004 geïmplementeerd dient te worden.

In dat kader is de vraag gerezen of effectgerichte beoordeling hierin een rol kan spelen, en zo ja, op welke wijze. Hiertoe zijn ter ondersteuning van dit proces twee notities geschreven, die in dit rapport zijn weergegeven. De eerste notitie (hoofdstuk 2) verkent de mogelijkheden van effectgerichte controle waarbij de verantwoordelijkheid voor adequate uitvoering en rapportage primair bij het bedrijfsleven zou kunnen liggen en voor de overheid een toezichthoudende taak is weggelegd. In de tweede notitie (hoofdstuk 3) is aandacht gegeven aan effectgerichte controle van het ontvangende milieucompartiment, waarbij uitvoering en rapportage logischerwijze wordt gepleegd door de desbetreffende beherende overheidsinstantie. Als zodanig wordt hierbij voorgesteld een effectgerichte controle van het milieu uit te voeren, naast die van emissies door het bedrijfsleven en naast (en mogelijk deels als alternatief voor) de bestaande chemische milieubeoordeling.

Opgemerkt moet worden dat de gedachtegang van toepassing van biologische controle van effluenten en van het milieu niet nieuw is. Reeds in begin jaren 70 werden



---

biomonitoringssystemen ontwikkeld door onderzoeksinstituten en universiteiten (Poels en Slooff, 1976; Slooff, 1977; Cairns et al., 1977), maar ook door de industrie (Ladd, 1977). Daarnaast is in de jaren 80 in OECD-, EPA- en EU-kader op basis van dezelfde argumenten toepassing van biomonitoring ter controle van effluënten gepropageerd (OECD, 1984; EPA, 1984; De Zwart, 1995). Tenslotte wordt biomonitoring in sommige landen in wettelijke kaders toegepast. Nu met betrekking tot het milieu thans sprake lijkt te zijn van een algemeen beleidsvoornemen om te komen tot een meer generieke normstelling op basis van bio-effecten (zie ook Swertz et al., 1999; Driesprong et al., 2000) lijkt de tijd aangebroken de aanbodgerichte ontwikkeling van dergelijke technieken af te zetten tegen de mogelijke behoeften van de beheerders.

## **2 Effectgerichte controle aan bronnen door het bedrijfsleven ter voorkoming van ongewenste risico's van stoffen voor mens en milieu**

### **2.1 Inleiding**

#### **2.1.1 Biologische effectgerichte benadering vs chemische stofgerichte benadering**

Risico's van introductie van chemische stoffen in het milieu worden van oudsher veelal geschat op basis van het combineren van blootstelling- en effectgegevens voor iedere stof afzonderlijk. Met het verschuiven van de aandacht naar de enorme hoeveelheid van "non assessed chemicals" vergt deze risicobenadering een forse inspanning in termen van tijd en geld. Indien het bedrijfsleven deze taak op zich zou nemen blijft het probleem van het aspect van betrouwbaarheid van gegevens en het al dan niet dragen van verantwoordelijkheid voor risico's van stoffen in de keten bestaan. Belangrijker wellicht is dat informatie over de risico's van stoffen nog geen garantie inhoudt dat door lekken in de keten schade aan mens of milieu wordt toegebracht. Dit hoofdstuk verkent de beleidsmatige en wetenschappelijk-technische mogelijkheden om voor een deel van de lekken in de ketens deze garantie in zekere mate te geven.

In de navolgende benadering wordt voorgesteld om voor een nader te bepalen deel van de stoffen en voor een nader te bepalen deel van de risicobeoordeling af te stappen van de noodzaak van een "stof-voor-stof" beoordeling op basis van chemische analyses en het in plaats daarvan toepassen van generieke effectgerichte beoordeling (bron-specifiek).

#### **2.1.2 Effectgerichte controle: voor- en nadelen**

Onder effectgerichte controle wordt hier verstaan het toepassen van bio-assays (meten van de respons van levende organismen of cellen) op plaatsen in de keten waar lozingen van chemische stoffen plaats vinden (biomonitoring).

Biologische effectgerichte beoordeling van lozingen van stoffen in het milieu biedt een aantal voordelen ten opzichte van een chemische stofgerichte aanpak:

- geen problemen t.a.v. het ontbreken van kwalitatieve/kwantitatieve chemische analyse-technieken
- benadering sluit beter aan bij mogelijke risico's in de praktijk door incorporatie van de biologische beschikbaarheid en het optreden van mengseltoxiciteit
- benadering is door het integratieve en accumulatieve karakter veelal goedkoper en gevoeliger

- 
- naast controlefunctie houdt biomonitoring tevens een signaalfunctie in bij mogelijk optredende calamiteiten
  - benadering verschaft informatie waar het in principe om gaat: het aantonen van de (on)schadelijkheid van lozingen van stoffen voor mens en milieu
  - benadering geeft niet alleen informatie over de schadelijkheid van de cocktail “stoffen”, maar ook over mogelijk aanwezige verontreinigingen, reactie- en degradatieproducten.

En, specifiek van belang in het kader van SOMS:

- omzeilen van het aspect van het afwezig of onvolledig zijn van gegevens over milieubezwaarlijke eigenschappen van specifieke stoffen
- omzeilen van het aspect van de mogelijke betrouwbaarheid van specifieke stofgegevens
- benadering kan bijdragen aan het verbeteren van het imago van het bedrijfsleven

Er zijn ook nadelen aan de effectgerichte benadering verbonden. Zo is bij een optredende respons onbekend welke stoffen hiervoor verantwoordelijk zijn, hetgeen de planning en uitvoering van saneringsmaatregelen van de bronnen bemoeilijkt. Nader chemisch onderzoek is daarvoor dan ook noodzakelijk (Berbee, 1999), maar is ook niet altijd succesvol. Een ander vaak genoemd nadeel is dat de verkregen biologische gegevens niet vertaalbaar zouden zijn naar mogelijke effecten op ecosystemen of de mens. Afgezien van het feit dat dit ook niet geldt voor de gebruikelijke beschikbare fysisch-chemische informatie, kan hieraan in belangrijke mate tegemoet gekomen worden door het kiezen van een batterij toegesneden biomonitoringsystemen.

Ofschoon deze benadering kan worden gezien als een alternatief voor chemisch-analytisch onderzoek aan effluenten, kan de benadering niet worden beschouwd als vervangend voor het stoffenbeleid. De aandacht beperkt zich immers tot effecten van het effluent. Effecten van stoffen voor mens en milieu rechtstreeks via producten en de gevolgen van blootstelling van de mens op de werkplek worden buiten beschouwing gelaten. Verder kunnen stoffen in de effluenten door ophoping op den duur problemen geven.<sup>1</sup> Tenslotte beperkt de aanpak zich tot puntlozingen.

---

<sup>1</sup> Ophoping deels te ondervangen door screening op stoffeigenschappen in kader van stoffenbeleid (de PTB-criteria: P= persistentie; T = toxisch; B = bioaccumulatief).

## 2.2 Beperking tot puntbronnen

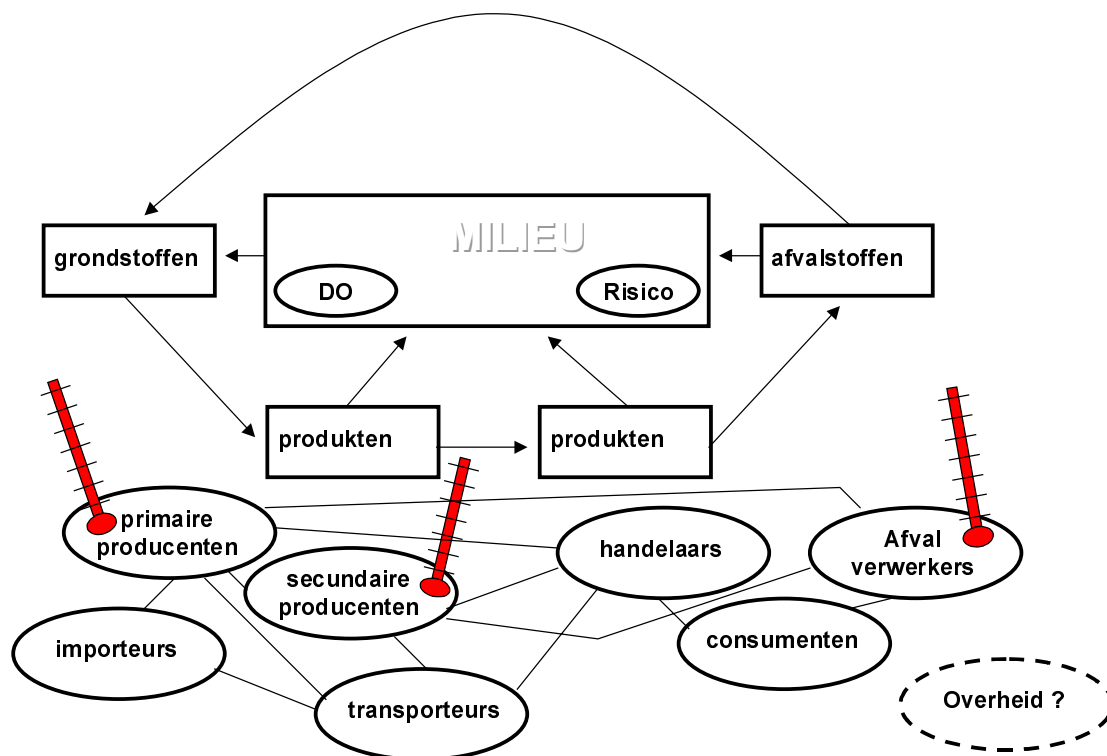
In figuur 2.1 is de keten en de rol van de diverse groeperingen daarin schematisch weergegeven.

Conform de principes van LCA (Fava, 1998) zal gestreefd worden naar het zoveel mogelijk sluiten van de keten vanuit oogpunt van een duurzaam gebruik van grondstoffen en het beperken van risico's van vrijkomende afvalstoffen voor mens en milieu. Het laatste dient te gebeuren door het identificeren van "de lekken" in de keten, en het vervolgens dichten danwel het controleren en beheersen van deze stromen. Effectgerichte controle door middel van biomonitoring is uitsluitend toepasbaar voor puntbronnen en niet voor diffuse lekken in de keten. Dit houdt in dat biomonitoring uitsluitend geïmplementeerd kan worden bij lozingspunten van (primaire/secundaire) producenten en van afvalverwerkers.

De vraag is wat deze inperking betekent in termen van dekkingsgraad van alle mogelijke lekken in de keten. Een indicatie kan wellicht worden verkregen door op basis van de kennis over de relatieve bijdrage uit puntbronnen en diffuse bronnen van de ca. 900 bestaande stoffen en stofgroepen uit de EmissieRegistratie (CCDM, 1999). Op basis van een ruwe analyse voor het jaar 1997 waarbij de categorieën overige industrie, chemische industrie, raffinaderijen, energiesector, afvalverwijdering en waterzuivering worden beschouwd als 90% puntbron en de overige categorieën als diffuus, is de relatieve bijdrage aan de milieubelasting even groot. De dekkingsgraad wordt derhalve ruwweg op 50% geschat. Overigens is er op dit moment binnen RIZA besproken in hoeverre ook diffuse bronnen door toepassing van Totaal Effluent Beoordeling (TEB) kunnen worden beoordeeld. Vooralsnog vindt op dit punt uitsluitend overdracht van informatie naar de CIW werkgroep VI plaats; het voornemen is in 2001 een klankbordgroep TEB binnen CIW VI op te richten.

## 2.3 Beperking tot effluenten naar oppervlaktewater

Puntbronnen betreffen uitstoot naar lucht en naar water, dan wel stort op de bodem. Zowel beleidsmatig als wetenschappelijk-technisch is de meeste aansluiting te vinden met lozingen op het milieucompartiment water. Het voorstel is op korte termijn de aandacht hierop te richten. Hieronder wordt kort stilgestaan bij de mogelijke toepassing bij emissies naar de andere milieu-compartimenten.



*Figuur 2.1: De keten in termen van stofstromen en de relatie met duurzaam gebruik van grondstoffen uit het milieu (DO = Duurzame Ontwikkeling) en met het risico van stoflekken naar het milieu, en in termen van actoren en hun relaties. Effectgerichte beoordeling van puntbronnen in de keten is geïndiceerd met de “thermometers”.*

### 2.3.1 Emissies naar lucht

Bij gebleken succes in het watermilieu wordt voorgesteld het veld te verbreden naar lucht. De mogelijke wenselijkheid voor deze verbreding is af te leiden uit de enorme hoeveelheden die naar lucht worden uitgestoten en de mogelijke relatie met verwijderingstechnieken (beluchting) bij de zuivering van afvalwater. Hierbij wordt de kanttekening geplaatst dat m.b.t. lucht noch technisch-wetenschappelijk, noch beleidsmatig sprake is van een historische ontwikkeling van effectgerichte normstelling, zoals die zich bij het compartiment (oppervlakte)water heeft voorgedaan. Vanuit lucht is altijd vooral nadruk gelegd op mogelijke risico's voor de volksgezondheid, en niet op die van (onderdelen van) ecosystemen. M.b.t. het oppervlaktewater was dit eerder andersom (vissterfte), en lag het gebruik van waterorganismen als indicator voor toxische potentie dan ook eerder voor de hand. T.a.v. emissies van puntbronnen is het luchtbeleid primair gericht op het verminderen van de uitstoot en het zoveel mogelijk voorkomen van onnodige emissie. Aan de hand van de NeR wordt er naar gestreefd dat daarbij de “stand der techniek” wordt toegepast; ook moet daarbij getoetst worden aan luchtkwaliteitsnormen. Dit kan er toe leiden dat

een vergunningverlener in een bepaalde praktijksituatie naast emissie-beperkende maatregelen ook eisen aan de schoorsteenhoogte zal opleggen. In wezen is dit een effectgerichte maatregel: d.w.z. de maatregel is er op gericht de blootstelling zodanig te beperken dat effecten zoveel mogelijk worden voorkomen en/of beperkt. Derhalve wordt ervan uitgegaan dat er veelal snel een dusdanige verdunning optreedt dat het aannemelijk wordt geacht dat de uitstoot niet zal leiden tot effecten. Effectgericht onderzoek wordt dan ook weinig zinvol geacht. Als zodanig is het beleid meer gericht op het terugdringen van de risico's van specifieke stoffen voor mens en ecosystemen dan op het terugdringen van de (totale) uitstoot van milieugevaarlijke stoffen naar het milieu. Indien toxiciteit geen issue is, wellicht is persistentie dat mogelijk wel (er is immers wel aandacht voor de POPs en HM). Onderzoek aan de bron naar uitstoot van somparameters voor persistente stoffen, overigens geen effectgerichte benadering, wordt door het beleid niet voorzien (zie bijlage ad.1).

### **2.3.2 Emissies naar bodem**

De belasting van de bodem door chemische verontreiniging is tegenwoordig voornamelijk diffuus van aard (bv. depositie) en is effectgerichte beoordeling van afvalstromen dan ook niet aan de orde. Uitzondering hierop zijn mogelijke lekstromen vanuit stortplaatsen.

Met betrekking tot afval van particulieren en bedrijven dat op de bodem wordt gestort kan worden gesteld dat stortplaatsen een mogelijke lekstroom van stoffen naar het milieu kunnen inhouden. Moderne stortplaatsen zijn voorzien van een onderafdichting, zodat lekkage naar het grondwater wordt voorkomen. Tijdens het stortproces komt percolaatwater vrij als gevolg van verdichting van stortmateriaal en hemelwaterafvoer. Dit percolaatwater moet worden gecontroleerd en gereinigd. Het vrijkomende percolaatwater is een medium waarop effectgerichte monitoring kan worden toegepast. Het percolaatwater van stortplaatsen wordt door rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI) gereinigd. In principe is dus een effectgericht monitoring van de afvoerstream van RWZI-bedrijven voldoende om stortplaatsen te betrekken bij het effectgerichte beleid.

## **2.4 Effectgerichte monitoring technieken**

Effectgerichte monitoring technieken voor waterige effluënten berusten alle op de uitvoering van bioassays die uitsluitsel geven over de toxiciteit, de persistentie en de bioaccumulatie van de mogelijk aanwezige cocktail aan onbekende verontreinigingscomponenten in de afvalwaterstream. Het gebruik van een aantal verschil-

lende biologische testsystemen is nodig omdat de te meten toxiciteit afhankelijk is van de blootgestelde soorten en van de aard van de aanwezige stoffen en hun werkingsmechanismen.

### **2.4.1 Criteria voor de selectie van geschikte technieken**

Wanneer eenmaal is vastgesteld dat effectgerichte technieken waardevolle informatie verschaffen voor het controleren van effluentkwaliteit, is het zaak om technieken te selecteren die geschikt zijn voor toepassing in uiteenlopende situaties.

Niet alle biologische effectmetingen zijn geschikt voor toepassing in een praktisch uitvoerbaar monitoring programma. De mate van geschiktheid kan worden geëvalueerd door alle mogelijke technieken af te zetten tegen een aantal selectiecriteria (naar: GESAMP, 1980). De hierbij te hanteren criteria zijn te groeperen in overwegingen die gerelateerd zijn aan wetenschappelijke aspecten, terwijl andere te maken hebben met kosteneffectiviteit, logistiek en acceptatie. In een serie rapporten geschreven in opdracht van VROM en de Europese Commissie naar de toekomstige ontwikkelingen in waterkwaliteitsmetingen, zijn effectgerichte meetmethoden die geschikt zijn voor effluënten beoordeling uitvoerig geïdentificeerd (Tonkes, 1995; De Zwart, 1995). Bij het kiezen van geschikte monitoringstechnieken zijn daarin de volgende selectiecriteria meegewogen.

#### **2.4.1.1 Wetenschappelijke criteria**

- *Diagnostische waarde:* Een waargenomen effect is bijvoorkeur slechts te verklaren door een enkel verontreinigingsaspect (bijv. het effect kan alleen worden verklaard door toxiciteit en niet door eutrofiering).
- *Ecologisch een toxicologische relevantie:* De waargenomen effecten staan model voor effecten die te verwachten zijn in populaties van vergelijkbare soorten in het blootgestelde ecosysteem en verschaffen een indicatie inzake schadelijkheid voor de mens.
- *Omkeerbaarheid:* Speciaal voor het toepassen van continu werkende bewakingstechnieken is het van belang dat een eventuele respons op een verontreiniging terugkeert naar de oorspronkelijke toestand wanneer de episode van verontreiniging is afgelopen.

#### **2.4.1.2 Efficiëntie criteria**

- *Kwantitatieve aspecten:* Het is van belang dat de intensiteit van een effect op voorspelbare wijze is gerelateerd aan de intensiteit van de blootstelling (concentratie-effect relatie).
- *Gevoeligheid:* De minimale blootstellingintensiteit die een effect veroorzaakt is bij voorkeur laag, en in ieder geval in overeenstemming met het niveau in het te bestuderen object.
- *Responsbereik:* Gradueel kwantificeerbare effecten treden bij voorkeur op over een groot bereik van stressintensiteit.
- *Responssnelheid:* De responssnelheid van de effectmeting moet in overeenstemming zijn met de snelheid van verandering in het te bestuderen object.
- *Natuurlijke variabiliteit:* Waargenomen effecten moeten kunnen worden onderscheiden van natuurlijke variabiliteit (kleine signaal/ruis verhouding).

- *Precisie*: Waar te nemen effecten moeten kunnen worden gemeten met een precisie die het mogelijk maakt om ze te kunnen onderscheiden van de natuurlijke variabiliteit.
- *Standaardisatie*: Het moet mogelijk zijn om de meetmethoden te standaardiseren.
- *Toepasbaarheid*: Voor een vergelijking van metingen aan verschillende studieobjecten is het essentieel dat de gebruikte methoden universeel toepasbaar zijn.
- *Kosten effectiviteit*: De meetresultaten van de toegepaste techniek moeten in termen van toegevoegde waarde voor het begrip van een bepaalde verontreinigingssituatie in evenwicht zijn met de kosten die aan de toepassing verbonden zijn.
- *Onderscheidend vermogen*: responses dienen voldoende onderscheidend te zijn om verschillen in milieudruk of verschillen t.b.v. nadere prioritering van maatregelen/ ingrepen zichtbaar te maken.

#### **2.4.1.3 Administratieve criteria**

- *Kosten*: Fondsen en mankracht benodigd voor het regelmatig toepassen van de meettechniek moeten beschikbaar kunnen worden gemaakt. Deze kosten zijn sterk afhankelijk van de minimum benodigde meetinspanning in termen van frequentie, duur en parameter.
- *Retrospectie*: De selectie van een adequate effectgerichte meettechniek is aanzienlijk eenvoudiger indien deze eerder met succes is toegepast.
- *Publieke acceptatie*: De wereldliteratuur staat vol met voorbeelden van waargenomen effecten die niet kunnen worden vertaald in maatschappelijk aansprekende waarden. Dit type effectmeting resulteert gemeenlijk slechts in een “schouderophalen”, zonder dat er enige actie wordt ondernomen (EMAP, 1990) Indien de keuze van de meettechniek wordt ondersteund door een duidelijke en algemeen gewaardeerde doelstelling i.r.t. bescherming van de mens en/of ecosystemen kan dit de mate van acceptatie aanzienlijk verhogen.

## **2.4.2 Voorstel voor een selectie**

Voorgesteld wordt om, mede uit kostenoverwegingen, twee verschillende technieken voor de effectbeoordeling te hanteren:

1. een techniek waarmee de milieubezwaarlijkheid van effluenten op basis van een pakket van parameters met een lage frequentie wordt beoordeeld (breed spectrum systeem), en
2. een techniek waarmee de toxiciteit (continu) wordt bewaakt (bewakingssysteem).

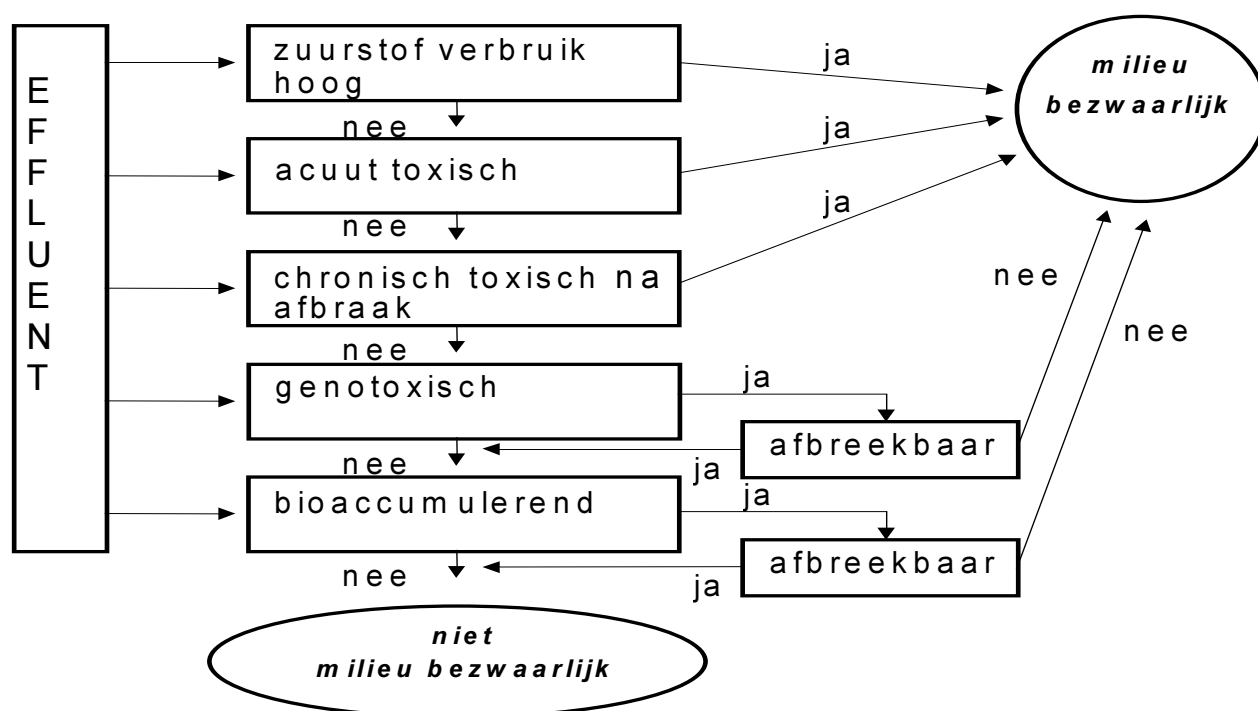
#### **2.4.2.1 Breed spectrum systeem**

Met betrekking tot de breed spectrum systemen is als veelbelovende combinatie van meetmethoden door De Zwart (1995) op bovenstaande gronden de in 1994 door RIZA en VROM opgestelde techniek ter bepaling van Totaal Effluent Beoordeling (TEB) aanbevolen (Tonkes en Botterweg, 1994) en later verder uitgewerkt (Tonkes et. al., 1998).

Bij een TEB-analyse wordt volgens Figuur 2.2 informatie verzameld over de (acute en chronische) toxiciteit van een effluent voor bacteriën, algen, watervlooien en vis en de



potentie voor het veroorzaken van genetische defecten<sup>2</sup>. Verder worden er analyse technieken ingeschakeld die informatie bieden over afbreekbaarheid, persistentie en bioaccumulatie van de bekende en onbekende verbindingen in het onderzochte effluent. In de jaren sinds 1994 heeft het RIZA ervaringen opgedaan met pilotstudies naar de milieubezwaarlijkheid van effluenten (o.a. Tonkes en Baltus, 1997) Door uitvoering van deze pilotstudies zijn ook plausibele beoordelingscriteria voor de onderscheiden testsystemen vast gelegd. Vanwege de niet onaanzienlijke kosten die een TEB-beoordeling met zich brengt (ordegrootte 20 kfl) is thans een discussie gaande in hoeverre een dergelijke evaluatie zich zou moeten beperken tot het begeleiden van industriële saneringsmaatregelen. Bij effluentstromen die afkomstig zijn van industriële processen met een grote mate van gelijkmatigheid (weinig variatie in de tijd) kan een periodieke TEB-evaluatie met lage herhalingsfrequentie aanvaardbaar zijn. Voor het herhaaldelijk bepalen van de milieuschadelijkheid van sterk wisselende effluentstromen en het tijdig ontdekken van accidentele verontreiniging is de TEB-methode mogelijk te duur en te complex.



*Figuur 2.2: Effectgerichte beoordeling van effluenten: Totaal Effluent Beoordeling (TEB) (Tonkes en Botterweg, 1994)*

<sup>2</sup> Hiermee wordt aangesloten bij de PTB-criteria, terwijl de genotoxiciteitstoets een indicatie geeft voor de CMR-stoffen. Daarnaast is een toets ontwikkeld voor indicatie voor hormoonontregelende stoffen (Wagenvoort, 1997). Onder PTB-criteria wordt verstaan de criteria: Persistentie, Toxiciteit, Bioaccumulatie; onder CMR-stoffen worden verstaan Carcinogene, Mutagene en Reproductie-remmende stoffen.

#### **2.4.2.2 Bewakingsysteem**

In aanvulling op een periodieke standaard TEB-bepaling met lage herhalings-frequentie, kunnen degelijke afvalstromen het best op nadelige biologische effecten worden gecontroleerd met behulp van een min of meer continu uitgevoerde toxiciteitsmeting met minder diepgang. Hiervoor staat, onder de verzamelnaam van biologische alarmeringssystemen, een aantal mogelijkheden ter beschikking. De Duitse Bundesgesundheitsamt (BGA, 1993) heeft in 1993 een omvangrijk onderzoek afgerond waarin een 20-tal commercieel verkrijgbare automatische bioalarmsystemen zijn getest en vergeleken. Voor effluenten beveelt UBA aan om op basis van vooronderzoek een keuze te maken uit de volgende typen automatisch werkende meetsystemen:

Meting van het zwemgedrag van watervlooien

Meting van de productiviteit van algen

Meting van de reductie in lichtemissie van luminescerende bacteriën

Meting van de klepbeweging in mosselen

Meting van de vluchtreactie bij vis

Ook in Nederland zijn biologische waarschuwingssystemen getest op hun toepasbaarheid voor effluentbewaking (zie 2.7.1.2).

## **2.5 Ruimte in beleidskaders**

### **2.5.1 Beleidsruimte internationaal**

- In het algemeen geldt dat ten aanzien van het emissiebeleid een stofs specifieke aanpak wordt voorgestaan. In vrijwel alle kaders wordt de deur geopend naar het gebruik van een effectgerichte beoordelingsmethode, met dien verstande dat bij aangetoonde effecten (vooralsnog alleen) de resultaten nader dienen te worden verklaard aan de hand van chemisch analytisch onderzoek.
- De Europese Kader Richtlijn Water die in 1999 door de Europese Raad van Ministers voor Milieuzaken is geaccordeerd raakt in Nederland aan tenminste 10 verschillende wetten. Eén van de doelen is progressieve vermindering van emissie van gevaarlijke stoffen. Het Nederlandse emissiebeleid met zijn accent op het voorzorgbeginsel en de ketenbenadering en zijn systeem van risicobeoordeling past in het algemeen goed in de kaderrichtlijn. In een aantal opzichten gaat de richtlijn echter minder ver dan de Nederlandse praktijk (V&W, 2000). De CEC heeft in het kader van een nadere invulling van de Annex V van de Europese Kader Richtlijn Water een voorstel gedaan (COM 76, 17 februari 1998) dat vooral in gaat op het ontvangende water, maar tevens conform artikel 13(3)(d) van de richtlijn de noodzaak van nader onderzoek noemt indien sprake is van biologische effecten in het ontvangend systeem ter vaststelling van de oorzaak. In Amendementen van het

Parlement is recentelijk e.e.a. aangescherpt zonder expliciet instrumenten te benoemen (A5-0027, februari 2000).

- In EU-kader (IPPC-richtlijn) krijgt de integrale afweging onder meer gestalte door het opstellen van zogenaamde Best Available Technology of BAT-referentiedocumenten, afgekort BREFs. In een BREF wordt een overzicht gegeven van de technieken die in Europa voor een bepaald proces als BAT kunnen worden beschouwd. Daarnaast wordt in een dergelijk referentiedocument aangegeven wat de emissiegrenswaarden zijn na toepassing van de genoemde BAT-mogelijkheden. De IPPC-richtlijn van 24 september 1996 (96/61/EG) is inzake geïntegreerde preventie en bestrijding van verontreiniging opgenomen dat bij een aanvraag voor een IPPC-plichtig bedrijf opgave gedaan moet worden van significante milieu-effecten van de emissies, waarbij Whole Effluent Assessment (WEA) expliciet tot de mogelijkheden wordt gerekend.
- In OSPAR-kader (commissie ingesteld ter bescherming van (een deel van) de Atlantische Oceaan en de Noorzee) bestaat aandacht voor toxiciteitmetingen aan effluent. In het OSPAR-overleg toont de chemische industrie (bijv. Eurochlor en Cefic) zich niet afwijzend t.a.v. toepassing van effectgerichte beoordelingen. Men ziet dit soort beoordelingen echter vooral als een trigger voor verder onderzoek (het identificeren van toxische lozingen, het prioriteren van maatregelen gericht op het reduceren van toxiciteit e.d).
- Ook in IRC-kader (Internationale Rijn Commissie) zijn discussies gaande over het gebruik van effectgerichte effluent beoordelingsmethoden.

## 2.5.2 Beleidsruimte nationaal

### 2.5.2.1 Emissies naar oppervlaktewater

- In het regeringsvoornemen NW4 is aangegeven dat totaal-effluent beoordeling in de planperiode kan worden ingevoerd. Het beleid is gericht op een geleidelijke invoering van effectbeoordeling. Een belangrijke belemmering vormt de doorgaans (nog) onbekende relatie tussen milieubezwaarlijkheid en de veroorzakende bron (zie 2.3). Zolang onvoldoende duidelijk is hoe de milieubezwaarlijkheid van een bepaald effluent kan worden verminderd, wordt opname van een concreet doelvoorschrift in de VWO-vergunning prematuur geacht (Tonkes et al., 1998). In het kader van SOMS is het met name van belang dat:
  1. Het voorzorgprincipe centraal staat: het eerste hoofduitgangspunt is dat verontreiniging – ongeacht de stofsoort – zoveel mogelijk wordt beperkt.
  2. De ketenbenadering centraal staat, vertaald in een getrapte benadering: preventie, hergebruik en verwijdering.
  3. Meer aandacht gegeven wordt aan integrale afweging: er wordt gekeken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieucompartimenten en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen.

4. Het goed mogelijk wordt geacht de totaal-effluentbeoordeling op termijn een plaats in het beleid te geven: als de methode volledig in plaats zou komen van de bestaande stofgerichte aanpak, kan onderscheid tussen zwarte lijststoffen en overige verontreinigingen worden vervangen door de mate van milieubezwaarlijkheid. Omdat effectgerichte beoordeling op dit moment nog niet goed in de wet verankerd ligt, gaat de TEB-benadering van het RIZA er vooralsnog vanuit dat bij waargenomen milieu-bezwaarlijkheid nader onderzoek (TIE – Toxicity Identification Evaluation) wordt verricht naar de oorzakelijke factoren in de zin van stoffen en stofgroepen.
- Vergunningenbeleid in het kader van de WVO. De FWVO (De Graaf et al., 2000a) heeft een handreiking uitgebracht over de wijze waarop in het vergunningentraject omgegaan kan worden met effect parameters. Overwogen wordt effectgerichte beoordeling onderdeel te laten uitmaken van het routineprogramma van bedrijven, op te nemen in het BIM (zie Bakker et al., 1998). Thans vindt onderzoek plaats naar mogelijkheden voor introductie van het criterium acute toxiciteit in WVO-vergunningen. Recent heeft de Raad van State uitspraak gedaan over de onderzoeksverplichting m.b.t. acute toxiciteit, die was opgenomen in een aan een bedrijf verleende WVO-vergunning. Naar oordeel van de Raad van State heeft de vergunningverlener in de betreffende zaak onvoldoende duidelijk gemaakt waarom dit onderzoek nodig is (RIZA, 2000). Daar staat tegenover dat bij een aantal bedrijven in Nederland toxiciteitseisen al zijn opgenomen in de vergunning, nl. bij formuleerbedrijven en de chemische industrie (RIZA, 2000). Voor bedrijven die bestrijdingsmiddelen formuleren bieden toxiciteitseisen economische voordelen: deze bedrijven hebben een in de tijd sterk wisselende afvalstroom, waarin een groot aantal actieve componenten aanwezig is. In de huidige situatie lozen formuleerbedrijven (i.t.t. bestrijdingsmiddelen synthetiserende bedrijven) niet meer rechtstreeks op oppervlaktewater; bij deze bedrijven is i.v.m. functioneren van de RWZI eisen gesteld aan de mate van nitrificatie- en respiratieremming. Voor bestrijdingsmiddelen synthetiserende bedrijven geldt dat een LC50 van 50 ml/l voor een vis na 48 uur niet mag worden onderschreden. Voor een aantal bedrijven binnen de chemische industrie zijn vistoxiciteitseisen in de vergunning opgenomen, waarbij de hoogte van de normering, de verdunningsfactor, de maximale sterfte en de blootstellingstijd per bedrijf kunnen verschillen.
  - Binnen het CIW-overleg, waarin ook milieubeweging en industrie participeren, wordt de potentie van TEB onderschreven, zoals blijkt uit de aanbevelingen die werden gedaan aan de hand van een in mei 2000 gehouden workshop over het gebruik van bioassays in het waterkwaliteitsbeheer (Driesprong et al., 2000).

#### **2.5.2.2 Emissies naar andere milieucompartimenten**

- Bodem: nut en noodzaak van effectmetingen in het kader van lozings- cq stortvergunningen is niet aanwezig. Wel wordt vanuit internationale kaders aangegeven de toepassing van bioassays te ontwikkelen voor stortplaatsen. Zo is in het kader van de Richtlijn Storten

een internationale werkgroep meetmethoden ingesteld om te inventariseren wat de toepassing van bioassays zou kunnen zijn bij het indelen in en sorteren van gevaarlijk afval. De invalshoek is nog heel breed: voor de toepassing van bioassays kan gedacht worden aan uitloging, effecten binnen het gevaarlijk afval, effecten via vervluchtiging, criteria voor indeling in gevaarlijk afval etc. (zie voor details: bijlage 1).

- Lucht: VROM schat de toepasbaarheid van effectmonitoring om op effectieve wijze emissies naar lucht te beoordelen vooralsnog als zeer beperkt in. De problematiek van de "non-assessed chemicals" wordt onderkend, maar signalen ontbreken om daar hoge prioriteit aan te geven (zie voor details: bijlage 1).
- Algemeen: in de Verordening Bestaande Stoffen (art. 12.2) wordt ruimte gegeven voor het vragen naar meer informatie over stoffen indien hiertoe reden van zorg bestaat.

## **2.6 Toepassing van effectgerichte beoordeling van effluenten naar oppervlaktewater**

### **2.6.1 Toepassing in Nederland**

#### **2.6.1.1 Breed spectrum systeem**

In het kader van de WVO-vergunningen is in 1994 door Rijkswaterstaat RIZA in samenwerking met VROM een voorstel gedaan (Tonkes en Botterweg, 1994) voor een beoordelingsmethodiek in aanvulling op de fysisch-chemische benadering t.b.v. sanering: de Totaal Effluent Milieubezwaarlijkheid (TEM). Deze methodiek kan worden beschouwd als een effectgerichte controle van de restlozing. Inmiddels is hiermee enige praktijkervaring opgedaan. Maas et al. (1994) onderzochten de toxiciteit van acht industriële effluenten voor zoetwater-organismen aan de hand van 7 tot 12 verschillende soorten. Uit het onderzoek bleek dat het gevoeligste organisme verschilt per effluent en dat op basis van de onderzochte effluenten geen "universeel" toetsorganisme is aan te wijzen. Dit onderzoek heeft een vervolg gekregen in het project Totaal-effluentbeoordeling (TEB). In dit project, dat door Rijkswaterstaat RIZA wordt uitgevoerd, zijn in de afgelopen jaren diverse praktijkstudies verricht (Berbee, 2000; De Graaf et al, 1996, 2000; Tonkes en Baltus, 1997). Daarbij is tot nu toe de nadruk gelegd op het testen van effluenten aan de hand van acute toxiciteitstesten. Bij deze studies waren RIZA, de regionale waterkwaliteitsbeheerders (RWS directies en waterschappen), bedrijven en adviesbureaus/laboratoria betrokken. In totaal zijn op deze wijze meer dan 80 effluenten onderzocht, afkomstig van industrie, landbouw, rwzi's of andere 'diffuse' bronnen (zoals afstromend wegwater). Een beperkter aantal effluenten is onderzocht op chronische toxiciteit (ca. 15), bioaccumulatie (ca. 30), genotoxiciteit (idem) en persistentie (10-15).

Uit de diverse studies is gebleken dat effecten optreden. De acuut toxische effecten zijn in het algemeen het sterkst bij industriële lozingen, gevolgd door agrarische lozingen. Rwzi's laten de geringste effecten zien. Wat de andere parameters betreft is het beeld gevarieerder en daarmee meer lozingspecifiek. Voor de studies aan acute toxiciteit is in ieder geval duidelijk geworden, dat de effecten in de meeste gevallen niet vooraf kunnen worden ingeschat aan de hand van stofgegevens van de betreffende effluenten. De meerwaarde van totaal-effluent beoordeling is daarmee aangetoond.

#### **2.6.1.2 Bewakingssysteem**

Ook zijn in Nederland biologische waarschuwingssystemen getest op hun toepasbaarheid voor bewaking van (afval)waterkwaliteit, zowel op verzoek van de overheid (BKH, 1993; De Zwart et al, 1995) als van de industrie (Kramer en Foekema, 1990). Vanuit de Nederlandse overheid (RIZA, RID) was er vooral belangstelling voor de bewaking van oppervlaktewaterkwaliteit op strategische punten (bv grensovergang Lobith) en bij innamenpunten voor de bereiding van drinkwater. M.b.t. concrete toepassing is Dow Benelux petrochemische industrie in Terneuzen het enige industriële complex dat gebruik maakt van een (automatisch) biologisch bewakingssysteem, zij het dat het systeem wordt toegepast om het chloreringsproces te sturen. Naast het economische belang (primaire drijfveer) heeft deze toepassing het voordeel dat tevens de hoeveelheid vrije chloor dat wordt geloosd hiermee wordt gereduceerd (De Zwart et al., 1995).

#### **2.6.2 Toepassing binnen de EU**

Ook in andere landen is en wordt ervaring opgedaan met effectbeoordeling van effluenten. Met name geldt dit voor Duitsland, België, UK en Zweden en zijn demonstratieprojecten uitgevoerd in nauwe samenwerking tussen overheid en industrie. In Frankrijk en Denemarken is een toenemende belangstelling voor effectmetingen aan lozingen. Verwezen wordt naar overzichten in de OECD (1984), Tonkes et al. (1995), De Zwart (1995), Tonkes et al. (1998).

Een indicatie dat in andere EU-landen sprake is van inbedding van effectgerichte beoordeling op één of andere wijze in de wetgeving blijkt uit het overzicht gegeven door Tonkes et al. (1995): in landen als Frankrijk, Duitsland, Ierland, Zweden en Engeland wordt effectgerichte beoordeling vereist t.b.v. verontreinigingsheffingen, vergunningverlening of anderszins (vooral meting van acute toxiciteit). Zo zijn in Duitsland eisen gesteld aan de toxiciteit waaraan effluenten van zo'n 20 verschillende soorten industrie moeten voldoen. Hierbij zijn per industrietak dan wel per procestype verdunningsfactoren vastgesteld, waarbij het afvalwater niet meer toxisch is voor een vis (Anonymus, 1990).

---

### **2.6.3 Toepassing buiten de EU**

In Canada en de VS wordt effectgerichte beoordeling van effluenten al langer toegepast, zij het dat de verkregen resultaten worden beoordeeld in samenhang met het ontvangende water (gericht op voorkomen van schade in de mengzone) (EPA, 1984; 1985; 1991).

## **2.7 Organisatie**

### **2.7.1 Taken**

Conform de uitgangspunten van SOMS zal de verantwoordelijkheid voor toepassing van een adequate effectgerichte beoordeling bij de industrie en afvalverwerkers liggen. Logischerwijs zal in analogie met de ontwikkeling in andere landen en de planvorming bij Rijkswaterstaat (V&W, 1997) gezocht moeten worden naar inpassing als meetinspanning door het bedrijfsleven in de vergunningverlening, in voorkomende relevante situaties. Effectgerichte beoordeling zou in dat verband passen in een stelsel (“responsible care”) van een goed werkend en gecertificeerd milieuzorgsysteem, van een geacordeerd bedrijfsmilieuplan en een door het bevoegd gezag te valideren milieuverslag. Daarmee komt de overheid (waterbeheerders) als handhaver in de rol van het stellen van randvoorwaarden en het controleren van het halen van deze randvoorwaarden, waarbij het vooral gaat om een administratieve controle van de milieuboekhouding. Daarnaast heeft de overheid de taak om de kwaliteit van het ontvangende milieucompartiment te controleren waarmee risicovolle lozingen kunnen worden opgespoord. Een dergelijke signaalfunctie kan uiteraard tevens worden vervuld door de milieubeweging. Tenslotte zou voor de overheid ook de rol als facilitator weggelegd kunnen zijn: het geven van inzicht in de verschillende biomonitoringstechnieken en van beslisbomen voor de te verrichten vooronderzoek teneinde voor de betreffende industrie te komen tot een toegesneden effectgerichte beoordelingssysteem.

### **2.7.2 Kennis en kosten**

Toepassing van effectgerichte beoordeling kost geld en vereist (al dan niet ingehuurde) kennis. Zo bedragen de kosten van een breed spectrum onderzoek minimaal kfl. 20 en die van de aanschaf van een biologisch bewakingssysteem kfl. 20-50, exclusief plaatsing en lopende kosten. Kennis omtrent effectgerichte beoordeling is zeker niet bij alle potentiële gebruikers aanwezig en zal alleen bij de grote bedrijven te vinden te zijn. Mede gelet op het feit dat de kleinere emissiebronnen niet direct op het oppervlaktewater lozen maar het milieu belasten na passage van een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) wordt daarom voorgesteld in eerste instantie een effectgerichte beoordeling te laten plaats vinden op de directe industriële lozingen en lozingen van RWZI. Zo kunnen de kleinere emittenten gebruik maken van de kennis bij de RWZI en de kosten voor effectgerichte beoordeling delen.



### **3 Effectgerichte controle door overheden aan het milieu ter signalering van ongewenste effecten van stoffen**

#### **3.1 Inleiding**

##### **3.1.1 Milieukwaliteitsbeoordeling: van chemisch naar integraal**

Sinds het midden van de jaren zestig is de overheid bezig de chemische verontreiniging van het milieu te bestrijden. Milieukwaliteitsnormen worden daarbij gezien als belangrijk hulpmiddel om de kwaliteit van het milieu te waarborgen: ze geven aan welke concentratie van een bepaalde schadelijke stof niet mag worden overschreden. Een overzicht van de huidige wettelijke en niet-wettelijke milieukwaliteitsnormen is gegeven in VROM (1999) en Driesprong et al. (2000).

Uit de jaarlijkse overzichten over de toestand van het milieu (Milieubalansen: RIVM, 2000) blijkt dat de milieukwaliteit in toenemende mate voldoet aan de gestelde normen. Het voldoen aan de normen voor enkele 10-tallen stoffen biedt echter geenszins de garantie dat de "resterende milieuverontreiniging" risicoloos is voor mens en milieu. Een voorbeeld hiervan is de signalering van oestrogene effecten als gevolg van milieuverontreiniging (zie bv. Vos et al., 2000). Juist deze onzekerheid over de volledigheid en/of effectiviteit van maatregelen gericht op het terugdringen en voorkomen van de chemische verontreiniging vormt de legitimatie om effectgericht onderzoek uit te voeren. Dit wordt onder-steund door de bevindingen van Hendriks et al. (1994): er is meer toxiciteit in Rijnwater waargenomen dan op basis van bekende stoffen verondersteld.

Gelet op de genoemde beperkingen van de chemische beoordeling is vanuit de wetenschap gepleit voor een integrale beoordeling, waarbij informatie verkregen door middel van chemische, toxicologische en ecologische metingen op basis van hun specifieke informatiekenmerken elkaar aanvullen (tabel 3.1, naar Swertz et. al., 1999).

Deze zogenaamde Triade-benadering is door Chapman (1986) voor het eerst toegepast voor een kwalitatieve beoordeling van locaties met mogelijk verontreinigde sedimenten en is daarna ondersteund door diverse andere wetenschappers (Warren-Hicks *et al.*, 1989; Burmaster *et al.*, 1991; Van de Guchte, 1992; Menzie *et al.*, 1992; Suter, 1993; Pascoe *et al.*, 1993; De Zwart et al., 1999; Rutgers et al., 2000) met de conclusie dat een betrouwbare schatting van actueel risico uitsluitend kan worden gebaseerd op een integrale evaluatie van chemische en biologische informatie.

**Tabel 3.1:** *Overzicht van de wijze waarop chemische, toxicologische en ecologische beoordelingsmethoden elkaar aanvullen op basis van hun informatie-karakteristiek (+ = geeft inzicht; 0 = geeft beperkt inzicht; - = draagt niet bij tot verkrijgen van inzicht)*

Afwegingscriteria tussen soorten metingen	Type meting		
	Chemische metingen	Toxicol. metingen	Ecologische metingen
Geeft inzicht in aanwezigheid van bekende probleemstoffen	+	0	-
Geeft inzicht in de relatie met de effecten van verstoringen	-	+	0
Biedt inzicht in effecten van onbekende stoffen, metaboliëten en combinatietoxiciteit	-	+	0
Biedt inzicht in de biologische beschikbaarheid van stoffen	0	+	-
Biedt inzicht in de ecologische effecten	-	0	+
Interpreteerbaarheid van de metingen	+	0	0

Het woord Triade duidt in dit geval op het uitvoeren en interpreteren van een geïntegreerd onderzoek dat opgebouwd is uit drie componenten:

- Milieuchemisch onderzoek naar stofconcentraties, beschikbaarheid en accumulatie.
- Ecotoxicologisch onderzoek met behulp van bioassays in lab en/of veld.
- Ecologische inventarisatie waaruit een in het veld waarneembare aantasting van ecosysteemstructuur of functie kan worden afgeleid.

Met de combinatie van chemische analyses, veldstudies en bioassays kunnen oorzaak-gevolg relaties zichtbaar worden gemaakt en de conceptuele onzekerheden in individuele beoordelingsparameters worden gereduceerd. In het Triade-onderzoek worden in de veldsituatie optredende effecten pas toegeschreven aan de nadelige of schadelijke toestand van de bodem, als óók op basis van bioassays de toxiciteit van het milieu(monster) is komen vast te staan (Van de Guchte *et al.*, 1996). De nadruk in deze systematiek ligt op de diagnose met inbegrip van de samenhang tussen effectschattingen. Bij de Triade-benadering dienen de verschillende typen onderzoek om het oordeel in kwalitatieve termen te onderbouwen met een zogenaamd "*weight of evidence*" volgens onderstaande scoringstabel (Tabel 3.2).

*Tabel 3.2: Scoringstabel voor de Triade (naar Chapman, 1996)*

<i>Chemische normoverschrijding aangetoond</i>	<i>Toxiciteit aangetoond</i>	<i>Ecologische veranderingen waargenomen</i>	<i>Conclusies</i>
<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	
+	+	+	Sterk bewijs voor aantasting door toxische stoffen
-	-	-	Sterk bewijs tegen aantasting in het algemeen
+	-	-	Verontreiniging aanwezig, maar contaminanten zijn niet biologisch beschikbaar
-	+	-	Onbekende toxicanten aanwezig met geringe biologische beschikbaarheid
-	-	+	Waargenomen veranderingen worden niet veroorzaakt door toxicanten
+	+	-	Toxische contaminanten zijn aanwezig en biologisch beschikbaar, maar resulteren niet in ecologische veranderingen. Meer onderzoek nodig.
-	+	+	Ecologische aantasting wordt mogelijk veroorzaakt door onbekende toxicanten
+	-	+	Contaminanten zijn niet biologisch beschikbaar, derhalve worden de aangetoonde effecten veroorzaakt door andere verstoring

Thans wordt vanuit zowel in het waterbeleid (zie o.a. Den Besten, 2000) als in het bodembeleid (zie bijlage ad 2) gebruik gemaakt van de Triade-benadering.

### **3.1.2 Effectgerichte controle: beperking tot toxicologische metingen**

Dit hoofdstuk beperkt zich tot een beschrijving van de mogelijkheden voor toxiciteitsmetingen ter beoordeling van de milieukwaliteit. Redenen voor deze inperking zijn:

- De insteek voor dit rapport is primair het stoffenbeleid (SOMS), waarbij de aandacht sterk gericht is op de intrinsieke milieuschadelijke werking van stoffen.
- De brugfunctie die de toxicologische benadering vervult tussen inzicht in de chemische milieubelasting en mogelijke ecologische effecten. Het meten van universele ecologische parameters voor de structuur en functie van ecosystemen zijn weinig zinvol indien men de kwaliteit wil beoordelen in relatie tot toxische verontreinigingen: belasting van tal van toxische stoffen zal leiden tot een aspectief beeld van vermindering van het aantal soorten en het aantal individuen per soort (Slooff en De Zwart, 1984).
- De fase van harmonisatie en standaardisatie. Over de wijze waarop de toxicologische beoordeling plaats kan vinden bestaat meer wetenschappelijke

consensus in vergelijking tot ecologische methoden van onderzoek (De Zwart, 1995).

- Het gegeven dat naast inzicht in mogelijke effecten op ecosystemen ook effecten op de mens van belang zijn en dat aandacht voor uitsluitend ecologische effecten in deze een beperkt beeld oproept.

Op basis hiervan wordt onder effectgerichte controle hier verstaan het meten van een respons van levende organismen of delen daarvan (bio-effectmetingen) op strategische plaatsen in het milieu en het toetsen daarvan aan een van tevoren bepaalde waarde. Hierbij is het doel het op basis van deze bio-effectmetingen verkrijgen van een indicatie van de toxische belasting van het milieu in het algemeen en van de milieupformance van het bedrijfsleven in het bijzonder. In deze techniek wordt gebruik gemaakt van organismen of cellen die in veldstudies of in het laboratorium worden blootgesteld aan het te onderzoeken milieu (water, sediment, bodem, lucht) of extracten/concentraten daarvan (zie paragraaf 3.3).

Zoals eerder gesteld kent een effectgerichte benadering beperkingen die nadere aandacht vragen. Zo is bij een optredende respons onbekend welke stoffen hiervoor verantwoordelijk zijn. In eerste instantie hoeft dit geen probleem te zijn: indien sprake is van een verhoging van de toxische belasting en de beherende instantie in staat is de hiervoor verantwoordelijke vervuiler aan te wijzen, dan kan dit probleem (welke stof, welke proceslijn) daar worden neergelegd. Indien het effectgericht onderzoek echter niet leidt tot opsporing van de verantwoordelijke vervuiler zal de toezichthouder moeten teruggrijpen op nader chemisch onderzoek om de mogelijke bron te identificeren, ofschoon ook dan geen zekerheid zal bestaan of er een causaal verband bestaat tussen de opgespoorde stof en de gemeten toxische respons.

Een ander vaak genoemd nadeel is dat de verkregen biologische gegevens niet vertaalbaar zouden zijn naar mogelijke effecten op ecosystemen of de mens. Afgezien van het feit dat dit ook niet geldt voor de gebruikelijke op fysisch-chemische gegevens gebaseerde informatie, kan hieraan in belangrijke mate tegemoet worden gekomen door het kiezen van een breed spectrum van technieken, waarmee aspecten zoals toxiciteit, persistentie en accumulatie integraal beoordeeld kunnen worden. Zo kan een indruk van de persistentie worden verkregen door de milieumonsters zowel direct als na blootstelling aan afbraakprocessen te toetsen, terwijl een indicatie verkregen kan worden van accumulatie door chemische simulatietechnieken (alleen organische stoffen).

Tenslotte worden in dit hoofdstuk effecten van stoffen voor mens en milieu rechtstreeks via producten en de gevolgen van blootstelling van de mens op de werkplek buiten beschouwing gelaten.

### 3.1.3 Effectgerichte benadering: water, bodem, lucht

#### 3.1.3.1 *Intrinsieke verschillen*

Het (abiotische) milieu bestaat uit verschillende compartimenten (bodem en grondwater, water en onderwaterbodem, lucht) waartussen interactie bestaat. De verdeling is gebaseerd op de kenmerkende fase van deze compartimenten: vast, vloeibaar en gasvormig. De *dynamiek* van de compartimenten is verschillend. Zo is de verblijftijd van lucht(verontreiniging) in Nederland een kwestie van uren, die van oppervlaktewater en sediment van dagen en die van grondwater van decennia, terwijl het (advectioneel) transport van landbodem in (vele) millennia gerekend moet worden. Deze intrinsieke dynamiek is direct van invloed op de problematiek en schaalniveau van de chemische milieuvervuiling. Zo heeft de bodembeheerder te maken met veelal lokale verontreinigingsgevallen als erfenissen uit het verleden en zal het meest toezien op maatregelen ter voorkoming van deze gevallen. De luchtbeheerder heeft te maken met regionale tot mondiale verontreinigingssituaties, terwijl de waterbeheerder hierin een tussenpositie inneemt. De *interactie* houdt in dat stoffen na emissie in een bepaald milieucompartiment zich zal verdelen (diffuus transport), waarbij de afbraaksnelheden per milieucompartiment sterk kunnen verschillen.

Deze milieu-eigenschappen zijn van directe betekenis voor de beherende instanties, niet alleen in termen van natuurlijke processen (bv. depositie van landbouwbestrijdingsmiddelen in natuurgebieden) en in de maatregelensfeer (bv. verbranden van afval, storten in zee, baggerspecie op land), maar ook ten aanzien van beleidsdoelen en daaraan gekoppelde effectgerichte technieken.

#### 3.1.3.2 *Verschillen in wetenschappelijke kennis, gegevens en ervaring*

Voor het compartiment bodem en zeker voor het compartiment lucht moet geconstateerd worden dat er een kennis-, gegevens- en ervaringsachterstand aanwezig is ten opzichte van het compartiment water inclusief de effluënten. Desalniettemin zijn er in analogie met het watercompartiment systemen te ontwerpen waarmee in principe effectgerichte monitoring kan worden uitgevoerd. Zeker met betrekking tot de bodem worden op dit punt diverse inspanningen gepleegd in diverse kaders van het bodembeleid (zie bijlage ad 2 en 3). Men dient bij deze systemen echter meer inspanning te leveren (voorbehandeling van de milieumonsters: zie paragraaf 3.3.4.) voordat de daadwerkelijke operationalisering een feit is. Daarnaast kan de gevoeligheid van een vergelijkbare techniek bij een zelfde belasting voor het compartiment water groter zijn dan voor het compartiment bodem, vanwege de relatief hoge 'natuurlijke' achtergrondtoxiciteit in de (water)bodem en de grotere bufferwerking van de (water)bodem. Daarnaast ligt de signaal-ruisverhouding voor (water)bodem relatief ongunstig als gevolg van een sterke ruimtelijke heterogeniteit.

### ***3.1.3.3 Verschillen in beleidsvisie***

Ook beleidsmatig zijn er verschillen te duiden tussen de benaderingen. Met betrekking tot het (oppervlakte)water (en sediment) en de effluenten komt mede door de wetenschappelijke voorsprong het beleid in toenemende mate in de richting van implementatie van effectgerichte beoordeling (zie 3.3.2). Het bodembeleid verkeert men in een exploratieve fase en toetst men de bruikbaarheid van effectgerichte beoordeling in diverse kaders (sanering verontreinigde bodem, beoordeling storten, beoordeling biodiversiteit) (zie 3.3.2 en bijlage ad 2 en 3).

Met betrekking tot het beleid inzake de algemene luchtkwaliteit vindt weliswaar onderzoek naar actuele effecten plaats, maar dit is niet structureel en is bovendien gekoppeld aan een specifieke stof of aan effecten van een groep stoffen (verzurende elementen) en/of aan een risicogebied. Vanuit het beleid worden drie belangrijke redenen aangevoerd voor het niet ontwikkelen van een structureel effectgerichte beoordeling van lucht:

1. Het beleid heeft zich altijd gericht op het terugdringen van de meest risicovolle luchtverontreinigende componenten (fijn stof, ozon, lood, PAK, verzurende componenten e.d.). Dit verloopt redelijk succesvol en er zijn geen signalen uit de praktijk dat er nog vele andere stoffen nadere aandacht vragen.
2. Het beleid heeft zich vooral gericht op effecten op de volksgezondheid. Uit onderzoek blijkt dat deze effecten specifiek van karakter en niet altijd terug te voeren zijn op bepaalde luchtverontreinigende stoffen.
3. Het medium lucht is erg “vluchtig”, dit bemoeilijkt het traceren van bronnen hetgeen versterkt wordt door het brede grensoverschrijdende karakter van luchtverontreiniging, gekoppeld aan meteorologische omstandigheden.

## 3.2 Effectgerichte monitoring technieken

### 3.2.1 Typen van onderzoek en hun doelen

De volgende wijze van onderzoek kunnen worden onderscheiden:

- milieumonsters kunnen in het laboratorium worden onderzocht op toxiciteit d.m.v. standaardtoxiciteitstoetsen (al dan niet na verdunning of concentratie, of op basis van continue blootstelling: "bewakingssystemen")
- standaard-proeforganismen worden blootgesteld in het veld aan de chemische belasting zoals die in het milieu optreedt ("kooi-experimenten")
- natuurlijk voorkomende organismen worden ter plekke of in het laboratorium onderzocht op toxicologische effecten

Dergelijk onderzoek kan de volgende doelen dienen:

- Vaststelling van de *toestand* van de milieukwaliteit (al dan niet getoetst aan een beleidswaarde: effectgerichte normstelling)
- Vaststelling van *trends* in milieukwaliteit (al dan niet getoetst aan een beleidswaarde: effectgerichte normstelling)
- *Signalering* van het optreden van toxische milieubelasting
- *Prioritering* van maatregelen/ingrepen
- *Opsporing* van verantwoordelijke vervuilingbronnen

### 3.2.2 Toepasbaarheid van technieken voor milieu-compartimenten

Effectgerichte technieken voor het beoordelen van de milieukwaliteit verschaffen bij voorkeur informatie over toxiciteit (inclusief mutageniteit, carcinogeniteit en hormoonverstorende werking), persistentie en bioaccumulatie van de mogelijk aanwezige cocktail aan onbekende verontreinigingscomponenten in het milieu. Een dergelijk informatiepakket vereist toepassing van verschillende biologische toetssystemen en verschillende behandelingswijzen van het te onderzoeken milieu (monster). Een overzicht van mogelijke (zie par. 3.3.2) toepassing van effectgerichte technieken voor de verschillende milieucompartimenten is weergegeven in tabel 3.3.

*Tabel 3.3: Overzicht van beschikbare effectmonitoringstechnieken voor de verschillende milieucompartimenten*

<i>Compartimenten</i>	<i>Effectmonitoring technieken</i>
<i>Water:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verdunnings experimenten in het laboratorium</li> <li>• Concentratie experimenten in het laboratorium</li> <li>• 100% experimenten in laboratorium</li> <li>• “Kooi experimenten” in situ</li> <li>• Continu bewakingssystemen</li> <li>• Veldonderzoek aan natuurlijke soorten en processen</li> </ul>
<i>Sediment:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 100% experimenten in laboratorium</li> <li>• Verdunningsexperimenten met elutriaten</li> <li>• “Kooi experimenten” in situ</li> <li>• Concentratie experimenten met elutriaten</li> <li>• Veldonderzoek aan natuurlijke soorten en processen</li> </ul>
<i>Bodem:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 100% experimenten in laboratorium</li> <li>• Verdunningsexperimenten met elutriaten</li> <li>• “Kooi experimenten” in situ</li> <li>• Concentratie experimenten met elutriaten</li> <li>• Veldonderzoek aan natuurlijke soorten en processen</li> </ul>
<i>Grondwater:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verdunnings experimenten in het laboratorium</li> <li>• Concentratie experimenten in het laboratorium</li> <li>• 100% experimenten in laboratorium</li> <li>• Veldonderzoek aan natuurlijke soorten en processen</li> </ul>
<i>Lucht:</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Indirecte technieken voorhanden</li> </ul>
<i>Neerslag (nat):</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Verdunnings experimenten in het laboratorium</li> <li>• Concentratie experimenten in het laboratorium</li> <li>• 100% experimenten in laboratorium</li> </ul>

Tabel 3.4 geeft specifieke voor- en nadelen van de in bovenstaande tabel onderscheiden technieken.



*Tabel 3.4: De voor- en nadelen van de verschillende evaluatietechnieken voor milieutoxiciteit*

<b>Technieken</b>	<b>Voordelen</b>	<b>Nadelen</b>
Verduunnings experimenten in het laboratorium (water en elutriaten)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eenvoud</li> <li>• Weinig voorbereiding</li> <li>• Alle toxicanten</li> <li>• Eenduidige interpretatie door concentratie-respons relatie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Vaak niet gevoelig genoeg</li> <li>• Testorganisme stelt eisen aan algemene eigenschappen van het te testen monster</li> </ul>
Concentratie experimenten in het laboratorium (water en elutriaten)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Altijd resultaat</li> <li>• Eenduidige interpretatie door concentratie-respons relatie</li> <li>• Selectiviteit(analyse)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Bewerkelijk</li> <li>• Selectiviteit concentratieprocedure</li> <li>• Testorganisme stelt eisen aan algemene eigenschappen van het te testen monster</li> </ul>
“Kooi experimenten” in situ (oppervlaktewater, bodem en sediment)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alle toxicanten</li> <li>• Biologische beschikbaarheid meegewogen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ook gevoelig voor niet toxische verstoring</li> <li>• Geen concentratie-respons relatie</li> </ul>
Passieve biomonitoring Eco-epidemiologie Veldonderzoek aan natuurlijke soorten (oppervlaktewater, bodem en sediment)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Langere blootstelling</li> <li>• Effecten bioaccumulatie en hormoonverstoring meegewogen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Gevoelig voor niet toxische verstoring</li> <li>• Grote variabiliteit</li> </ul>
Continu bewakingssystemen (oppervlaktewater)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Informatie over piekbelasting</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Veelal niet gevoelig genoeg</li> <li>• Gevoelig voor niet toxische verstoring</li> <li>• Geen concentratie-respons relatie</li> <li>• Infrastructurele beperkingen</li> <li>• Onderhouds-gevoelig</li> </ul>
100% experimenten in laboratorium (alle watertypen, elutriaten, sediment en bodem)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eenvoud</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Testorganisme stelt eisen aan niet toxische eigenschappen van het te testen monster</li> <li>• Geen concentratie-respons relatie</li> <li>• Veelal niet gevoelig genoeg</li> </ul>

### 3.2.3 Criteria voor de selectie van geschikte monitoringtechnieken

Met betrekking tot de criteria voor het selecteren van geschikte monitorings-technieken geldt in principe dezelfde set als genoemd in 2.4.2. M.b.t. het criterium “toepasbaarheid” betreft dit ook de vergelijkbaarheid/afstemming met technieken die worden toegepast voor de beoordeling van de schadelijkheid van emissies van puntbronnen.

In Tabel 3.5 zijn voor de onderscheiden technieken (zie tabel 3.3) en monitoring doeleinden de bovenstaande selectiecriteria in een enkel oordeel samengevat op een schaal die loopt van – via 0 tot ++.

*Tabel 3.5: Scoring van verschillende toxicologische onderzoekstechnieken in relatie tot mogelijke toepassingsdoeleinden*

<i>Technieken:</i>	<i>Doeleinden effectgericht meten:</i>				
	<i>Toestand</i>	<i>Trend</i>	<i>Signaleren</i>	<i>Prioriteren</i>	<i>Opsporen</i>
• <i>Verduunnings experimenten in het laboratorium (water en elutriaten)</i>	0	0	+	+	+
• <i>100% experimenten in laboratorium (alle watertypen, elutriaten, sediment en bodem)</i>	0	0	+	+	+
• <i>Concentratie experimenten in het laboratorium (water en elutriaten)</i>	+	++	++	++	+
• <i>Continu bewakingssystemen (oppervlaktewater)</i>	0	++	+	0	-
• <i>“Kooi experimenten” in situ (oppervlaktewater)</i>	++	++	++	0	-
• <i>Passieve biomonitoring Eco-epidemiologie Veldonderzoek aan natuurlijke soorten</i>	++	++	+	+	0

### **3.2.4 Voorbehandeling van milieumonsters: bewerken en concentreren**

#### ***3.2.4.1 Voorbewerking bodem/sediment- en luchtmonsters***

Daar blootstelling aan chemische verontreiniging en biochemische interacties voor een belangrijk deel via de waterfase verlopen en gezien de relatief grotere ervaring met aquatische toetsystemen, wordt hierbij gekozen voor toetsen met waterorganismen. Dit betekent dat monsters van milieucompartimenten anders dan (oppervlakte-/grond-/regen-)water behandeld dienen te worden om de toxicanten op een representatieve wijze<sup>3</sup> in waterfase te verkrijgen<sup>4</sup>. Voor methoden om elutriaten of extracten te maken t.b.v. toxiciteitsexperimenten wordt verwezen naar bv. De Rooij et al. (1999) en AquaSense (1997). Voor technieken om uit lucht een voldoende toxisch monster te verkrijgen dat via verdunningsexperimenten geanalyseerd worden op toxische potentie wordt gerefereerd naar: Raabe et al. (1999) en Hamers et al. (2000).

#### ***3.2.4.2 Concentreren***

Voor het concentreren van watermonsters zijn diverse technieken beschikbaar (zie bijv. Jolley, 1981; Wolfe et al., 1995; Sunahara et al., 1998; Struijs et al., 1998; Roghair et al., 1997; Collombon et al., 1997). Deze technieken zijn alle in meer of mindere mate succesvol gebleken, maar kennen ook allemaal potentiële nadelen: de te kiezen concentratietechniek is afhankelijk van de toepassing. Zo kan ten behoeve van het monitoren van de toxiciteit in oppervlaktewater gebruik gemaakt worden van een proces om verontreinigingen eerst te binden aan XAD-hars om deze vervolgens na een extractieprocedure met een organisch oplosmiddel en een verdampingsproces in de waterfase te toetsen (Struijs et al., 1998; Collombon et al., 1997). Deze procedure is geschikt voor het monitoren van de toxiciteit van een breed spectrum niet-vluchtige organische microverontreinigingen.

### **3.2.5 Keuze van systeem in relatie tot beleidsdoel**

In principe kan uit het voorgaande worden afgeleid dat voor de vier beleidsoptieken (vaststellen van milieukwaliteit en trends daarin, signalering toxische belasting en, na prioritering, opsporing van de bronnen daarvan) de voorkeur gegeven wordt aan verschillende voorbehandelingstechnieken. De ruimte in beleidskaders, de visie van

---

<sup>3</sup> “Representatief” is daarbij afhankelijk van het doel. Voorbeelden: doel is worst-case benadering van de in situ bodem-wateruitwisseling (response maximalisatie), of doel is actueel realistische benadering, met bijbehorend tijdsbesef.

<sup>4</sup> Zeer recente resultaten van Peijnenburg et al. (2001) laten echter zien dat sommige bodemorganismen niet via bodemvocht worden blootgesteld, maar opname juist goed correleert met totale concentraties in de bodem. De hiernavolgende benadering kan daarom een onderschatting betekenen voor de blootstelling van een deel van de bodemfauna

beheerders op beleidsuitvoering mede gelet op de ruimte in hun budget, bepalen daarbij de inzet van het type techniek. Vooralsnog is ecotoxicologische milieubeoordeling vooral aanbod-gestuurd geweest, wat heeft geleid tot de beschikbaarheid van gedegen protocollen voor biologische toetssystemen die in ringtesten zijn gevalideerd. Nochtans is er sprake van terughoudendheid bij mogelijke implementatie daarvan. Deze terughoudendheid is vooral gelegen in de combinatie van kosten van extra inspanningen en scepsis over de kwaliteit van de metingen en nog benodigde ontwikkelingstijd (Swertz et al., 1999). Op basis van een enquête (STOWA, 1997) is gebleken dat er bij beheerders enige ervaring is op het gebied van ecotoxicologische beoordeling, zij het in beperkte mate. In een workshop van de CIW (Driesprong et al., 2000) werd dit beeld bevestigd. Wel hecht men op basis van deze beperkte ervaring aan: eenduidigheid (goed interpreteerbaar), betrouwbaarheid (reproduceerbaar, niet storingsgevoelig, robuust), uitvoerbaarheid (snel en eenvoudig) en kosten-effectiviteit. De aanzet tot een nationale meetlat met het verschijnen van NW4 kan een positieve impuls geven.

De bovengenoemde criteria kunnen op verschillende manier worden gewogen.

Zo kan men, indien men vooral hecht aan kosten-effectiviteit, uitvoerbaarheid (snel en eenvoudig) en uniformiteit in termen van toepassing voor meerdere compartimenten, de voorkeur geven aan toepassing van snelle, kortdurende toetsen met een batterij van snelle (in de handel) verkrijgbare screeningsmethoden (bv. Daphnia IQ-kit, Thamnokit, Rotoxkit, Artokit, Algen fotosynthese test, Microtox, Ames test e.d., zie o.a. Persoone et al., 1993; STOWA, 1997; Bierkens et al., 1997; Aquasense, 1997) met concentraten van water(fracties) (De Zwart, 2000). Tevens is een nieuwe generatie testen in ontwikkeling die gebruik maken van biochemische metingen en eindpunten (zie bijv. Den Besten, 2000).

Het is ook goed mogelijk dat men meer hecht aan de vertrouwdheid voor de beleidsmaker en beheerder. Hierbij kan met name gedacht worden aan toetsen met watervlooiën. Naast aansluiting bij beeldvorming en de gegevens gebruikt bij normstelling, kan de watervlo in een breed scala van toetstechnieken ingezet worden: niet alleen bij toetsing van concentraten of verdunningen, maar ook bij inzet bij kooi-experimenten en continue bewaking.

Het is echter geen vereiste dat de technische methoden identiek zouden moeten zijn; dit geldt echter wel voor de maatlat waarmee responses van eventueel verschillende assays onder één noemer worden gebracht. Technisch maatwerk per compartiment of per doel is derhalve goed mogelijk. Zo zijn specifiek voor het bewaken van de oppervlaktewaterkwaliteit biologische alarmsystemen beschreven; verwezen wordt naar het overzicht van Kramer en Botterweg (1991), Hendriks en Stouten (1993) en de Duitse Bundesgesundheitsamt (BGA, 1993) die in 1993 een omvangrijk onderzoek heeft afgerond waarin een 20-tal commercieel verkrijgbare automatische bioalarmsystemen zijn getoetst en vergeleken.

Ofschoon de stand der techniek inzake bio-assays geen beletsel vormt voor implementatie, dient te worden opgemerkt dat met de in deze paragraaf genoemde technieken het niet mogelijk is P(ersistente)- en B(ioaccumulatieve)-stoffen te signaleren. Hiervoor zijn andere methoden vereist; biometrische extracties en bioaccumulatie assays met bijvoorbeeld wormachtigen.

### 3.2.6 Effectgerichte normstelling

Als aanvulling op de huidige stofgerichte normering wordt gedacht aan effectgerichte normering op basis van ecotoxicologische parameters. Inmiddels wordt deze benadering aanbevolen voor oppervlaktewater, waterbodem en baggerspecie (zie bv. NW4).

Een voorbeeld van op handen zijnde beleidsontwikkeling ten aanzien van de beoordeling van baggerspecie met bioassays is weergegeven in onderstaande tekstbox.

#### **Beoordeling van Baggerspecie met Bioassays**

De beoordeling van baggerspecie die in aanmerking komt voor verspreiding in zee wordt in een nieuw jasje gestoken, conform het voornemen in NW4. Het doel is de gevolgen van het complex aan verontreiniging beter in te schatten door, in aanvulling op de stofbeoordeling, biologische-effect metingen toe te passen.

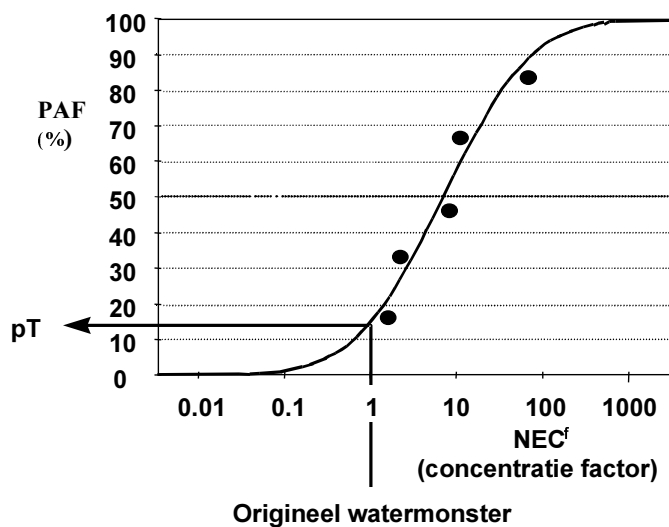
Het voorbereidende onderzoek vindt plaats in periode 1998-2001 binnen het RWS project SPECIE\*BIO. Het onderzoek richt zich op (i) het implementeren van bioassays en (ii) het evalueren en selecteren van chemische parameters waaronder metalen, PAKs, PCBs en TBT. Inmiddels is er een handboek 'Toxiciteitstesten voor baggerspecie' opgesteld en vindt er een uitgebreide monitoring plaats naar de vervuilingsgraad en toxiciteit van sedimenten in havens langs de Nederlandse kust.

Het nieuwe beoordelingssysteem zal vanaf 2002 worden toegepast bij de Wvz/Wvo vergunningverlening.

Bij het vaststellen van een effectgerichte norm kan aangesloten worden bij het collectief risico voor ecosystemen: waterorganismen zijn voor de meeste stoffen gevoeliger dan de mens en stellen daarmee strengere eisen aan de chemische milieukwaliteit<sup>5</sup>. Beleidsmatig is gekozen voor het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau) op een niveau waarbij structuur en functioneren van ecosystemen geacht worden afdoende beschermd te zijn (zie NMP3, 1998). Deze benadering die voor individuele stoffen wordt gehanteerd is logischerwijze ook van toepassing te verklaren voor de milieukwaliteit met behulp van bioassays (zie 4e Nota Waterhuishouding). Zo wordt bv. door toetsing van milieuconcentraten in een batterij van kortdurende toetssystemen een doorsnee verkregen van de gevoeligheid van soorten organismen in termen van

<sup>5</sup> Uitzondering hierom vormen de mutagene en carcinogene stoffen. Een indicatie van de genotoxische potentie kan volgens het voorstel echter worden verkregen worden met de Ames-toets, UMU test en de MutaTox test.

acuut effectieve concentratie factoren die geëxtrapoleerd worden naar een chronische waarde (De Zwart, 2000), waarna de verdelingsprocedure wordt gevolgd, zoals herzien in Aldenberg en Jaworska (2000). Grafisch kan de procedure als volgt worden weergegeven: op basis van de curve kan worden afgelezen van de toxische druk (pT) van het milieu is<sup>6</sup>. Op dezelfde wijze kan men beleidsmatig een ecotoxicologische norm (MTR-waarde) stellen op een beschermingsniveau (aangetaste fractie van soorten) van 5%. Indien het originele monster (niet geconcentreerd) conform dit model niet leidt tot een PAF boven de 5% is er geen sprake van overschrijding. In analogie hiermee kan het Ernstig Risiconiveau (ER, in geval van bodem en sediment) gesteld worden op 50%.



*Figuur 3.1:* Grafische voorstelling van afleiding van de toxische druk (pT) in relatie tot MTR-, VR- en ER-niveau als mogelijke ecologische normstelling (zie tekst)

## 3.3 Ruimte in beleidskaders

### 3.3.1 Beleidsruimte internationaal

#### 3.3.1.1 Oppervlaktewater en sediment

- In internationaal opzicht is er in verplichtend opzicht weinig vastgelegd. Wel is er in de lijn van de recent aangenomen Kader Richtlijn Water (EU-2000) in de 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding geanticipeerd op het gebruik van bio-effectmetingen in algemene monitoringprogramma's om daarmee de kwalificatie zeer goede, goede resp. matige kwaliteit vast te stellen. De ruimte is beleidsmatig aanwezig om dit op nationaal niveau verder uit te werken.

<sup>6</sup> De pT is in 1991 geïntroduceerd als een mogelijk bruikbare milieubeleidsindicator voor de blootstelling aan toxische stoffen (Slooff en De Zwart, 1991); voor nadere details en berekeningswijze wordt verwezen naar De Zwart en Sterkenburg, 2000).

- In andere internationale kaders zoals OSPAR en IRC en ICBM staan bio-effectmetingen op de agenda en worden oriënterende studies uitgevoerd. De beleidsmatige ruimte is ook daar aanwezig om op termijn bio-effectmetingen nadrukkelijker in routine monitoringprogramma's te betrekken.
- In het kader van UN/ECE overeenkomsten en pilotstudies voor de monitoring van grensoverschrijdende rivieren zijn bio-effectmetingen opgenomen in de aanbevelingen voor de inrichting van monitoring programma's (UN/ECE, 2000).

### ***3.3.1.2 Andere milieucompartimenten***

Er zijn geen internationale kaders die verplichtend danwel richtinggevend zijn voor een effectgerichte milieubeoordeling.

## **3.3.2 Beleidsruimte nationaal**

### ***3.3.2.1 Oppervlaktewater en sediment***

- In de 4<sup>e</sup> Nota Waterhuishouding is aangegeven dat het gebruik van bio-effectmetingen (aanvullend op de chemisch analytische monitoring) perspectief biedt de risico's van de vele onbekende stoffen beter in beeld te brengen. Indicatieve kwaliteitscriteria zijn daarin eveneens opgenomen. In de nationale monitoringprogramma's voor oppervlaktewater, zwevende stof en sediment zijn bio-effect metingen al gedurende meer dan 5 jaar standaard opgenomen. Bij RWS wordt gewerkt aan het operationaliseren van een geïntegreerd chemisch-biologisch instrumentarium om in verschillende toepassingsvelden van het waterbeheer daadwerkelijk in te zetten. Naast de monitoring van oppervlaktewater en sediment betreft dit de beoordeling van afvalwaterlozingen, van al dan niet te verspreiden baggerspecie, en van al dan niet urgent te saneren waterbodems.
- Recent (najaar 2000) zijn door het kabinet tussendoelen voor het waterbeheer geformuleerd. Om een beter beeld te krijgen van de toestand van het oppervlaktewater wordt als aanvulling op de huidige normering uiterlijk per 2006 een aanvullende waterkwaliteitsparameter ingesteld, met een waarde voor het maximaal toelaatbaar risico (MTR) en de streefwaarde. Het betreft een totaalparameter voor de ecologische toestand van het water (bio-assay). Met deze parameter wordt gewaarborgd dat in potentie het effect wordt gemeten van de tienduizenden stoffen waarvoor geen individuele normen bestaan, en waarop gezien de grote aantallen stoffen niet afzonderlijk gemonitord kan worden.
- In de richtlijnen voor deze toepassingsvelden (FWVO, 2000; Stronkhorst et al., 1999; Elswijk et al., 1999) is ruim plaats voor het gebruik van bio-effectmetingen, en deze worden in de beheerspraktijk van de waterbeheerder ook al meerdere jaren toegepast.

### 3.3.2.2 Bodem

- M.b.t. bodem is bij de systematiek voor de bepaling van de saneringsurgentie ruimte gemaakt biologische informatie bij de locatiespecifieke risicobeoordeling te betrekken. Deze aanpak is nog niet uitgewerkt in de urgentiesystematiek en is zo geformuleerd dat alleen in het geval van een duidelijke biologische respons (effect) de uitslag meegenomen kan worden bij de interpretatie van de andere, stofgerichte beoordelingsparameters. Vanuit de praktijk wordt benadrukt dat juist het ontbreken van een biologische respons gebruikt zou kunnen worden als informatiebron bij de bepaling van de saneringsurgentie. In dit kader bestaat dus behoefte aan afwegingsmethodieken voor biologische effectgerichte gegevens. Recent is een oproep gedaan om de urgentiesystematiek aan te vullen met concrete voorstellen voor de inbreng van effectgerichte, biologische informatie (Rutgers et al., 2000; Peijnenburg et al., 2001).
- Op basis van kostenoverwegingen is met het Bever-proces invulling gegeven aan een vernieuwd bodemsaneringsbeleid (IPO/VNG/VROM, 1999). In het nieuwe afwegingsproces gaat het over de vraag hoe men moet saneren. Gestreefd wordt naar een eindsituatie, waarbij de bodem geschikt is gemaakt door een functionele en vooral een kosteneffectieve sanering met maximaal rendement en minimale zorg. In deze aanpak worden verschillende bodemgebruiksvormen en daaraan te koppelen diktes voor de leeflaag en bodemgebruikswaarden (BGW's) gehanteerd. M.b.t. de saneringswijze wordt onderscheid gemaakt tussen een standaardaanpak (als het kan), maatwerk (als het moet; eventueel in uitzonderlijke situaties gebiedsgericht). Bij het maatwerk is het (naast andere vormen van aanpak) in principe mogelijk een effectgerichte aanpak te volgen, bijvoorbeeld voor het kwantificeren van actuele risico's of bij het monitoren van het effect van maatregelen. Een dergelijke aanpak staat overigens sterk ter discussie.
- Geconstateerd wordt (zie bijlage 1) dat ten behoeve van een mogelijk effectgericht bodembeleid vele activiteiten gaande zijn (diverse SKB-projecten, SSEO-projecten, TRIAS-projecten en diverse projecten bij overheidsinstellingen, GTI's en adviesbureaus). Het is niet duidelijk of (en hoe) deze activiteiten uiteindelijk zullen leiden tot implementatie in het beleid.



## 3.4 Toepassing van effectgerichte milieubeoordeling

### 3.4.1 Toepassing in Nederland

#### 3.4.1.1 *Oppervlaktewater*

Sinds het midden van de 70-er jaren is door kennisinstituten als het RIZA, RID, RIV en KIWA veel aandacht besteed aan ecotoxicologisch onderzoek en monitoring (Slooff et al., 1984, 1985). Door diverse kennisinstituten wordt onderzoek gepleegd naar de ecotoxiciteit van oppervlaktewateren, veelal de grote rivieren. Zo voert het RIZA sinds 1992 bio-effectmetingen uit om regelmatig de kwaliteit van oppervlaktewater en waterbodems vast te stellen en trends hierin te bepalen: enkele hoofdmeetpunten in de grote rivieren worden met een minimale frequentie gemeten. De bio-effectmetingen in de zoute wateren (RIKZ) zijn in het verleden vooral aangestuurd door het internationale overleg van OSPAR (zie ook trendsinwater.nl). Inmiddels worden dergelijke gegevens gebruikt voor diverse producten: NatuurBalans, MilieuBalans, Water in Beeld en diverse Europese rapportages.

#### 3.4.1.2 *Bodem en sediment*

Naar aanleiding van de vernieuwing van het bodembeleid (IPO/VNG/VROM, 1999) heeft tegenwoordig het bodemgebruik uitdrukkelijk invloed op de eisen die er aan een (minimale) bodemkwaliteit gesteld worden (i.t.t. multifunctioneel saneren). In de praktijk kan dit leiden tot een intensivering van effect-georiënteerde metingen en monitoring bij de beoordeling van de locatiespecifieke ecologische risico's (Rutgers et al 1998., 2000, De Zwart et al., 1999; Ferguson et al., 1998).

Effectgerichte monitoring voor waterbodem is sterk in opkomst voor het curatieve traject in het kader van de urgentiesystematiek en de Wbb. Sinds BEVER beleidsruimte biedt voor effectgerichte beoordeling, mag deze benadering zich verheugen op een grotere gebruikswaarde. Vele adviesbureaus betrekken de resultaten van effectgerichte metingen thans bij de inrichting en uitvoering van saneringsplannen (bijv. Van der Waarde en Holwerda, 2000), vooral inzake waterbodems. Deze toegenomen gebruikswaarde is vooral gelegen in het feit dat het ontbreken van een respons in een bioassay aangegrepen kan worden om te komen tot een andere beslissing over de urgentie van saneren. Nadere aandacht voor ecotoxicologische normstelling op basis van gestandaardiseerde technieken is in dit kader van belang.

#### 3.4.1.3 *Lucht*

Operationele effectgerichte monitoringssystemen voor het compartiment lucht zijn niet bekend (Hamers et al., 2000). Via vele pilot scale projecten is er wel kennis ontwikkeld in zowel binnen- als buitenland (e.g. Matsumota et al., 1998).

### **3.4.2 Toepassing in het buitenland**

Ook in andere Europese landen vinden bio-effectmetingen toepassing, o.a. in België, Frankrijk, Duitsland, Engeland, Italië, Denemarken, Zweden), vooral gericht op water en waterbodems. Dit geldt ook voor Canada en de VS. Daar wordt effectgerichte beoordeling van bodem al langer toegepast, zij het dat de verkregen resultaten worden beoordeeld in samenhang met het ecosysteem in kwestie (CCME, 1996, 1997; EPA, 1998).

## **3.5 Organisatie**

### **3.5.1 Taken**

Terwijl de verantwoordelijkheid voor toepassing van een adequate effectgerichte beoordeling van emissies in eerste instantie bij de industrie en afvalverwerkers ligt (zie vorig hoofdstuk), is het logischerwijs de taak van de beherende instanties om zorg te dragen voor een effectgerichte milieukwaliteitsbeoordeling. De beherende instanties krijgen op basis van beide informatiestromen een beeld van de milieukwaliteit en de wijzigingen daarin door de (gecontroleerde) input van (combinaties van) puntbronnen en (niet-gecontroleerde) diffuse bronnen. Deze taak ligt echter niet in één hand: de beherende instantie voor water en onderwaterbodem ligt bij de waterschappen (regionaal) en Rijkswaterstaat (nationaal), voor bodem en grondwater ligt dat bij de provincies (vooral landelijk) en gemeenten (vooral stedelijk), voor lucht is dit een rijkstaak.

### **3.5.2 Kennis en kosten**

Toepassing van effectgerichte beoordeling kost geld en vereist (al dan niet ingehuurde) kennis. Kennis omtrent effectgerichte beoordeling is veelal niet bij beheerders aanwezig.

Een systeem voor effectgerichte monitoring hoeft niet per definitie duurder te zijn dan een systeem voor monitoring op basis van een traditionele milieu-chemische aanpak. Analyse van een monsters met behulp van de bijvoorbeeld de Microtox-test (een veel toegepaste en operationele bioassay) is in feite goedkoper dan een set milieuchemische analyses. Wanneer dit type testen wordt ingezet, en monstervoorbereiding vergelijkbare kosten met zich meebrengt, verkrijgt men een relatief goedkoop systeem. Aan de andere kant kunnen monsteropwerking en specifieke toetsen voor effectgerichte monitoring

---

kostbaar zijn. Dit geldt indien standaardisatie/automatisering nog niet ver gevorderd is, zeer specifieke vragen moeten worden beantwoord of als veel specialistische kennis en apparatuur nodig zijn.

## 4 Verdere ontwikkelingen

Verdere ontwikkelingen m.b.t. implementatie van effectgerichte beoordeling van de milieukwaliteit hangen af van de ruimte in beleidskaders, de doelen van de beheerders en hun prioriteiten terzake, alsook van de fase van ontwikkeling, harmonisatie en standaardisatie van effectgerichte beoordelingstechnieken. Hierbij tekenen zich de volgende lijnen af.

### 4.1 Wetenschap

Vanuit de wetenschap is reeds enige decennia toepassing van effectgerichte benadering gepropageerd. Technieken zijn beschikbaar; er moet alleen een keuze worden gemaakt uit de scala van mogelijkheden voor effectgerichte beoordeling. Recentelijk is door Rijkswaterstaat deze handschoen opgepakt en zal invulling geven aan het ontwikkelen van een "maatlat", waarbij gebruik gemaakt zal worden van de expertise van verschillende kennisinstituten. Het resultaat daarvan zal worden ingebracht in de Commissie voor Integraal Waterbeheer (CIW) voor toetsing van de praktische toepasbaarheid van de (concept)meetlat en, op basis daarvan, het opstellen van nadere richtlijnen terzake, zowel voor de beoordeling van oppervlaktewater (werkgroep 5) als van effluent (werkgroep 6). Daarnaast rekent de stuurgroep INS (Integrale Normstelling Stoffen) het tot haar taak effectgerichte beoordeling in de integrale normstelling van stoffen te betrekken en zal een mening vormen over de door Waterstaat cq CIW gepostuleerde meetlat voor effectgerichte beoordeling. Het ligt in de lijn van de verwachtingen dat, indien effectgerichte beoordeling in het bodembeleid verder vorm krijgt, afstemming verkregen wordt middels de stuurgroep INS.

### 4.2 Beleid

Het stoffenbeleid is in een fase gekomen waarin een benadering middels individuele stofnormen ten dele voldoet. Er bestaat een toenemende behoefte aan een generieke, geïntegreerde en kosteneffectieve beoordeling, waarbij inzicht verkregen wordt in de totale milieubelasting van stoffen: niet alleen de prioritaire stoffen, maar ook van de niet bekende stoffen, de omzettings-producten en de gevolgen van combinatietoxiciteit. Inmiddels is ook in de Strategienota Omgaan Met Stoffen (RMC-versie, februari 2001) gewag gemaakt van de mogelijkheden van effectbeoordeling van effluënten en rijkswateren als onderdeel van een integraal programma.

Een dergelijk beleidsvoornemen is niet alleen bij VROM aanwijsbaar, maar ook bij andere ministeries (Swertz et al., 1999). Thans zijn diverse beleidsacties gaande een effectgerichte beoordeling in het beleid een plaats te geven (Notitie Tussendoelen,

---

beleidsmatige toezeggingen in verschillende beleidsvelden zoals TEB in afvalwater, bio-assays in verspreiden van baggerspecie op zee e.d.) of wordt hiernaar onderzoek gedaan (bv. saneringsproblematiek bodem). Wel is sprake van verschil in beleidsvoornemen, beleidsimplementatie en toepassing van effectgerichte beoordeling tussen de compartimenten water, bodem en lucht. M.b.t. het compartiment oppervlaktewater en effluënten bestaat op dit punt een ruime voorsprong: deels vindt toepassing al plaats en verricht men thans inspanningen het beleid verder vorm te geven en te implementeren. M.b.t. het compartiment bodem is er sprake van een ontwikkelingsfase: in het kader van de saneringsproblematiek is toepassing van effectgerichte beoordeling onderwerp van discussie, terwijl in het kader van duurzaam gebruik van de bodem onderzoek naar toepassing van effectgerichte beoordeling plaats vindt. Ten aanzien van implementatie in het emissie/luchtbeleid wordt de toepasbaarheid van effectmonitoring vooralsnog als zeer beperkt ingeschat: de problematiek van de "non-assessed chemicals" wordt onderkend, maar signalen ontbreken om hieraan hoge prioriteit te geven.

De conclusie is dat er thans diverse inspanningen plaats vinden (of op afzienbare tijd worden verwacht) om de effectgerichte beoordeling in het beleid een plaats te geven. In dat verband is het advies deze ontwikkelingen vanuit het programma SOMS nauwlettend te volgen en, indien opportuun, in het implementatietraject van SOMS ruimte te geven aan proeftuinen terzake.

## Referenties

- Adriaanse, M., H.A.G. Niederländer en P.B.M. Stortelder (1995). Monitoring water quality in the future, Volume 1: Chemical monitoring. Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA), Lelystad, The Netherlands
- Aldenberg, T. en Jaworska, J. (2000). Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46, 1-18.
- Anonymus (1990). Übersicht über die geltende Verwaltungsvorschriften zu 7a WHG. *Korrespondenz Abwasser* 6/90, 37.
- AquaSense (1997) Beoordeling saneringsurgentie verontreinigde bodems met bioassays. Rapportnr. 97.0859b, AquaSense, Amsterdam.
- Bakker, V., R. Boulan, J. van Dalen et al. (1998). De vergunning op hoofdlijnen. Discussienota RIZA.
- Berbee, R.P.M. (1999). Ervaringen met het identificeren van oorzaken van toxiciteit (in communaal en industrieel afvalwater, en diffuus verontreinigd water. RIZA Werkdocument nr. 99.078x. Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling.
- Besten, P.J. den, C.A. Smidt, M. Ohm, M.M. Ruijs, J.W. van Berghem and C. van de Guchte (1995). Sediment quality assessment in the delta of the rivers Rhine and Meuse based on field observations, bioassays and food chain implications. *J. Aquatic Ecosystem Health* 4: 256-270.
- BGA (1993) Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser: An Overview. Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden-, und Lufthygiene, Berlin.
- BKH (1993). Demonstration of biological early warning systems for protection of the environment from toxic industrial waste water discharges. BKH Consulting Engineers, Delft, The Netherlands, CEC contract no. ACE 89/NL 7/ D 20.
- CCDM (1999). Emissies en afval in Nederland. Jaarrapport 1997 en ramingen 1998. Coördinatiecommissie Doelgroepmonitoring nr. 1, december 1999.
- Cairns, J. Jr, J.W. Hall, E.L. Morgan et al. (1973). Biological monitoring of water and effluent quality. American Society for Testing and Materials, STP 607, Philadelphia, PA.
- Collombon, M., Kamp, R. van de, en J. Struijs (1997). Procedures for extracting organic micro-pollutants from water samples to monitor toxicological stress, RIVM rapport 607042008, 41 pp.
- Driesprong, A. F., F. de Jong, C. van de Guchte, en R. Van Gerwen (2000). Bioassays zijn geschikt voor het waterbeheer. *H<sub>2</sub>O*, 11.2000, 48-49.
- Den Besten, P.J. den (2000). WONS-TOX onderzoek Bio-effectmetingen. RIZA/RIKZ-notitie, juni 2000.
- BGA (1993). Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser: An overview. Bundesgesundheitsamt, Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Berlin, FRG, pp. 48. Abstracts of the conference Biomonitoring zur kontinuierlichen Überwachung von Wasser und Abwasser. Bundesgesundheitsamt, Berlin, FRG, May (1993)
- Bierkens, J. (1996). Biologische effectmonitoring van bodemecosystemen. Rapport nr. Tox.rb960012. VITO, Mol, België.
- Bierkens, J., Klein, G., Schoeters, G. (1997). De gevoeligheid van 20 bioassays voor bodem: een vergelijkende studie. Rapport nr. Tox.rb97001. VITO, Mol, België.
- Burmaster, D.E., C.A. Menzie, J.S. Freshman, J.A. Burris, N.I. Maxwell and S.R. Drew (1991). Assessments of methods for estimating aquatic hazards at superfund-type sites: A cautionary tale. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 827-842.
- Cairns, J. Jr, J.W. Hall, E.L. Morgan et al. (1977). Biological monitoring of water and effluent quality. American Society for Testing and Materials, STP 607, Philadelphia, PA.
- CCME (1996) A framework for ecological risk assessment: General Guidance. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.
- CCME (1997) A framework for ecological risk assessment: Technical Appendices. The National Contaminated Sites Remediation Program. Winnipeg, Manitoba, Canada.

- Chapman, P.M. (1986). Sediment quality criteria from the sediment quality triad: An example. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 957-964.
- Chapman, P.M. (1996). Presentation and interpretation of sediment quality triad data. *Ecotoxicology* 5: 327-339.
- CIW (1999). Handreiking monitoring. CIW7, concept
- Collombon, M., R. van de Kamp en J. Struijs (1997). Procedures for extracting organic micro-pollutants from water samples to monitor toxicological stress, RIVM Rapport 607042008
- Driesprong, A. F., de Jong, C. van de Guchte, en Van Gerwen (2000). Bioassays zijn geschikt voor het waterbeheer. *H2O*, 11, 48-49
- EMAP (1990) Ecological Indicators for the Environmental Monitoring Program. Hunsacker, C.T. and D.E. Carpenter (eds.), EPA 600/3-90/060, Office of R&D, Research Triangle Park, NC, USA.
- EPA (1984). Policy for the development of water quality-based limitations for toxic pollutants. US EPA, Washington DC, USA, EPA-49-FR-9016
- EPA (1985). Technical support document for water quality-based toxics control. US EPA, Washington DC, USA, EPA-440/4-85-032
- EPA (1991). Technical support document for water quality-based toxics control. US EPA, Washington DC, USA, EPA-505/2-90-001
- EPA (1998). Guidelines for ecological risk assessment. US-EPA, Washington DC, USA.
- Fava, J.A. (1998). Life cycle perspectives to achieve business benefits: from concept to technique. *Human and Ecol. Risk Assessm.*, vol. 4, 4, 1003-1017 (1998)
- Ferguson, C., Darmendrail, D., Freier, K., Jensen, B.K., Jensen, J., Kasamas, H., Urzelai, A., Vegter, J., editors (1998). Risk assessment for contaminated sites in Europe. Volume 1, Scientific basis. LQM Press, Nottingham.
- GESAMP (1980). Monitoring Marine Biological Variables. Reports and Studies No. 12, UNESCO Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution, pp. 12.
- Graaf, P.J.F.de , J. Graansma, M. Tonkes, E.V. ten Kate & C.M.H. Beckers (1996). Acute toxiciteitstesten, een aanvulling op de stoffenaanpak? Onderzoek van industriële effluenten in Noord-Nederland en Zuid-Holland. FWVO-nota 96.03.
- Graaf, P.J.F. de, J. Graansma, M. Tonkes et al. (2000a). Handreiking bepaling acute toxiciteit van effluenten. FWVO-nota 00.06.
- Graaf, P.J.F., de J. Graansma, E.V. ten Kate, M. Tonkes en H. Maas (2000b). Toetsing van Voorlopige Handreiking Toepassing Acute toxiciteitstesten: resultaten van landelijk onderzoek. FWVO-nota 00.03.
- Groot, S. and M.T. Villars (1995). Monitoring water quality in the future, Volume 5: Organizational aspects. Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands.
- Guchte, C. van de, (1992) The sediment quality triad: an integrated approach to assess contaminated sediments. In: PJ Newman, MA Piavaux, RA Sweeting (eds), *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg, pp. 425-431.
- Guchte, C. van de, Eijsackers, H., Den Besten, P.J., Van Gestel, C.A.M., Aldenberg, T., Traas, T.P., De Ruiter, P.C. (1996) Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde (water)bodems. Hoe verder? Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek, rapport nr. 2.
- Hamers T., Van Schaardenburg M.D., E.C. Felzel, A.J. Murk and J.H. Koeman (2000). The application of reporter gene assays for the determination of the toxic potency of diffuse air pollution. *Science of the Total Environment* (accepted)
- Hendriks, A.J. en M.Stouten (1993). Monitoring the response of microcontaminants by dynamic *Daphnia magna* and *Leuciscus idus* assays in the Rhine Delta: biological early warning as a useful supplement. *Ecotox.Env.Safety* 26, 265-279.
- Hendriks, A.J., J.L. Maas-Diepeveen, A. Noordsij and M.A. van der Gaag (1994) Monitoring response of XAD-concentrated water in the Rhine Delta: A major part of the toxic compound remains unidentified. *Water Research*, 28, 3, p. 581-598.
- IPO/VNG/VROM (1999). Van trechter naar zeef. Afwegingsproces saneringsdoelstelling. ISBN 90 12 08843 7, 64 pp.

- Jolley, R.L. (1981). Concentrating organics in water for biological testing. *Environ. Sci. Technol.* 15: 874-880
- Kramer, K.J.M. en E.M. Foekema (1990). Mosselmonitors getest: Het Delfzijl experiment. MT-TNO rapport R90/155, TNO, 66 pp.
- Kramer, C.J.M. and J. Botterweg (1991) Aquatic biological early warning systems: An overview. In: *Bioindicators and Environmental management*. Academic Press Ltd., ISBN 0-12-382590-3.
- Ladd, E.C. (1977). Industrial view of biological monitoring. In *Biological monitoring of water and effluent quality*. American Society for Testing and Materials, STP 607, Philadelphia, PA. 24-29.
- Maas, J.J., A. Naber en J. Botterweg (1994). Toxiciteit en mutageniteit van acht industriële effluenten voor zoetwaterorganismen. RIZA-werkdocument 93.171x.
- Matsumoto, Y., S. Sakai, T. Kato, T. Takajima, H. Satoh (1998). Long-term trends of particulate mutagenic activity in the atmosphere of Sapporo. 1. Determination of mutagenic activity by the conventional tester strains TA98 and TA100 during an 18-year period (1974-1992). *Environmental Science & Technology* 32(18); 2665-2671.
- Menzie, C.A., D.E. Burmaster, J.S. Freshman and C.A. Callahan (1992). Assessment of methods for estimating ecological risk in the terrestrial component: A case study at the Baird & McGuire superfund site in Holbrook, Massachusetts. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11: 245-260.
- NMP3 (1998). Nationaal Milieubeleidsplan 3, VROM 97591/b/2-98, 443 pp.
- OECD (1987) The use of biological tests for water pollution assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, France, Environment Monographs, No. 11.
- Pascoe, G.A., R.J. Blanchet en G. Linder (1993). Ecological risk assessment of a metals-contaminated wetland: reducing uncertainty. *The Science of the Total Environment, Supplement 1993*, Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam, pp. 1715-1728.
- Persoone, G., M. Goyvaerts, C.R. Janssen, W. De Coen en M. Van Steertegem (1993) Cost-effective acute hazard monitoring of polluted waters and waste dumps with the aid of TOXKITS. Commission of the European Communities, Contract ACE 89/BE 2/D3.
- Peijnenburg, W.J.G.M., D.T. Jager, L. Posthuma en D.T.H.M. Sijm (2001). Huidige mogelijkheden en inzichten voor implementatie van metaalbiobeschikbaarheid in de risicobeoordeling van landbodems. RIVM rapport 607220 004, Bilthoven.
- Peijnenburg, W.J.G.M., R. Franken, A. de Groot, E. Hogendoorn, D.T. Jager, L. Posthuma, en R. Ritsema (2001). Ecotoxicologische risico's van de verspeiding van baggerspecie uit regionale wateren op land: Vevolgonderzoek naar de ecologische betekenis van normoverschrijding. RIVM rapport 733007 007, Bilthoven.
- Poels, C.L.M. en W. Slooff (1976). Stand van zaken aangaande de ontwikkeling van biologische bewakingssystemen ten behoeve van de kwaliteitscontrole van effluenten en oppervlaktewater. *H<sub>2</sub>O*, 10, 192 (1976).
- Raabe, F., G. Wichmann, D. Dautzenberg, C. Lierse, J. Zluticky, G. Metzner, W. Mucke (1999). Genotoxicity of stack gas condensates of Bavarian waste incineration plants. III. Emission monitoring with a simple UDS assay using the human lung cell lines NCI-H 322 and 358, *Zentralbl-Hyg-Umweltmed*; VOL 201, ISS 6, 1999, P513-30
- RIVM (2000). Milieubalans 2000. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven
- RIZA (2000). RIZA Handboek Toxicologie en lozingsvergunningen. Baltes en Tonkes. Herziene druk 2000. RIZA rapport nr 2000.007
- Roghair, C.J., J. Struijs and D. de Zwart (1997). Measurement of toxic potency of fresh waters in the Netherlands – Part A: methods. RIVM report No. 607504 004.
- Rooij, N.M. de, Smallegange, R.A.J., Smits, J.G.C., Temminghoff, E.J.M., Plette, A.C.C., Bril, J. (1999). Methodology for determination of heavy metal standards for soil, phase 2: development of models and measuring techniques. Report T2261, AB-DLO, Wageningen.
- Rutgers, M., Aldenberg, T., Franken, R., Jager, T., Lijzen, J., Peijnenburg, W., Schouten, T., Traas, T., De Zwart, D., Posthuma, L. (2000) Ecologische risicobeoordeling van verontreinigde



- (water)bodem - voorstellen ter verbetering van de urgentiesystematiek. RIVM rapport nr. 711701 018
- Slooff, W. (1977). Een evaluatie van biologische testsystemen ter bewaking van de waterkwaliteit. *H<sub>2</sub>O*, 25, 567-572
- Slooff, W., C.F. van Kreijl en D. de Zwart (1984). Biologische parameters en oppervlaktewater(meetnetten). *H<sub>2</sub>O*, 17,1, 1-5.
- Slooff, W., C.J. van Leeuwen and E. van Donk (1984) Use of biomonitoring in water quality regulatory decisions. In: OECD/EPA/Environment Canada, Proceedings of the international workshop on biological testing of effluents, Duluth, Minnesota, USA, Published by Environment Canada
- Slooff, W., J.H. Canton en M.A. van der Gaag (1985). Betekenis van tien jaar ecotoxicologisch onderzoek aan Rijnwater. *H<sub>2</sub>O*, 18, 6, 119-126.
- Slooff, W. en D. de Zwart (1984). Bio-indicatoren en chemische verontreiniging van oppervlaktewateren. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. Pudoc, Wageningen, pp. 39-50.
- Slooff, W. en D. de Zwart (1991). The pT-vale as environmental policy indicator for the exposure to toxic substances. RIVM-report 719102003, Bilthoven
- STOWA (1997). Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems. RIZA-nota 97.085, 77-42.
- Struijs, J., Kamp, R. van de, en E.A. Hogendoorn (1998). Isolating organic micropollutants from water samples by means of XAD resins and supercritical fluid extraction. RIVM rapport 607602001, 31 pp.
- Sunahara, G.I., S. Dodard, M. Sarrazin, L. Paquet, G. Ampleman, S.Thiboutot, J. Hawari and A. Renoux (1998). Development of a soil extraction procedure for ecotoxicity characterization of energetic compounds. *Ecotox. Environ. Saf.* 39: 185-194.
- Suter, G.W. (1993). Ecological Risk Assessment. Lewis, Chelsea, MI, USA.
- Swertz, O.C. J.L. Maas-Diepenveen en J.W.F.M. van Grunsven (1999). Visievorming beoordeling van watersystemen op bio-effecten. RIZA-notitie 28 oktober 1999, 29 pp.
- Tonkes, M., C. van de Guchte, J. Botterweg, D. de Zwart and M.Hof (1995) Monitoring Water Quality in the Future. Volume 4: Monitoring Strategies for Complex Mixtures. Co-funded by the European Commission (EC, DG XI C5), the Netherlands Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM/DGM-SVS) and the Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment (RIZA) of the Netherlands Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
- Tonkes, M. en C.A.M. Baltus (1997). Praktijkonderzoek aan complexe effluenten met de Totaal Effluent Milieubezwaarlijkheid (TEM)-methodiek. Rijkswaterstaat RIZA, RIZA nota 97.033 (1997)
- Tonkes, M. en J. Botterwg (1994). Totaal effluent milieubezwaarlijkheid. Rijkswaterstaat RIZA, RIZA nota 94.020 (1994)
- Tonkes, M., H. Pols, H. Warmer en V. Bakker (1998). Totaal-effluentbeoordeling. RIZA-rapport 98.034. Rijkswaterstaat RIZA, RIZA nota 98.034 (1998)
- Tuinstra, J. (2000). Leidraad monitoring. In voorbereiding.
- UN/ECE (2000). Update van guidelines for the monitoring of transboundary rivers, Riza, Lelystad.
- Vos, J.G., E. Dybing, H.A. Greim, O. Ladefoged, C. Lambré, J.V. Tarazona, I. Brandt en A.D. Vethaak (2000). Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Critical Reviews in Toxicology*, 30 (1), 71-133
- VROM (1999). Stoffen en normen: overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid. VROM/DGM, Samsom, Alphen aan den Rijn, 593 pp.
- VROM/IPO/VNG (1999) Van trechter naar zeef, ISBN 9012088437, SDU, Den Haag.
- V&W (2000). Folder van Rijkswaterstaat.
- Waarde, J.J., van der, en D. Holwerda (2000) Afweging saneringsnoodzaak op basis van ecologische risico's: locatie Kollum Chemie. *Bodem* 10:13-15.
- Wagenvoort, A.J. (1997). Oestrogeen-actieve stoffen in zoetwatersystemen Waterwinnings-bedrijf Brabantse Biesbosch, augustus 1997

- 
- Warren-Hicks, W, B.R. Parkhurst and S.S. Baker (eds) (1989). Ecological assessment of hazardous waste sites: A field and laboratory reference. EPA 600-3-89-013. U.S. Environmental Protection Agency. Corvallis, OR, USA.
- Wolfe, M.F., D.E., Hinton en J.N. Seiber (1995). Aqueous sample preparation for bioassay using supercritical fluid extraction. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 1001-1009.
- Zwart, D. de (1995). The ecotoxicological condition of the River Rhine. Annual Scientific Report 1995, RIVM, Bilthoven.
- Zwart, D. de (1995). Monitoring water quality in the future: Vol 3 Biomonitoring. Min. VROM & European Commission (CEC, DG XI C5), ISBN 90-802637-2-7, The Hague, The Netherlands.
- Zwart, D. de, C.J.M. Kramer and H. Jenner (1995) Practical experiences with the "Mosselmonitor". *Environmental Toxicology and Water Quality*, Vol 10, 237-247.
- Zwart, D. de, Rutgers, M., en Notenboom, J. (1999) Bepaling van het locatiespecifieke ecologische risico van bodemverontreiniging: een opzet voor een beoordelingssystematiek. RIVM rapport 711701011, RIVM, Bilthoven.
- Zwart, D. de (2000). Observed regularities in SSDs for aquatic species. In voorbereiding.
- Zwart, D. de, en A. Sterkenburg (2000). Toxicity based assessment of water quality. Concept.

## **Bijlage 1: Verslagen van gesprekken met beleidsmedewerk(st)ers van VROM**

*Doel van overleg: te inventariseren in hoeverre effectgerichte beoordeling in het VROM-beleid wordt toegepast, geïmplementeerd of in de toekomst mogelijk geïmplementeerd gaat worden.*

### **1. Overleg inzake visie VROM effectgerichte beoordeling m.b.t. lucht (30 november 2000)**

Aanwezig: Klaas Krijgsheld (VROM/DGM/KvI), Martine vd Weiden (VROM/DGM/SAS), Douwe Jonkers (VROM/DGM/BWL) en Wilbert Slooff (RIVM/CSR, verslag)

M.b.t. het compartiment lucht is er noch technisch-wetenschappelijk noch beleidsmatig sprake van een historische ontwikkeling van effectgerichte normstelling, zoals die zich bij het compartiment (oppervlakte)water wel heeft voorgedaan. Hierbij moet gewezen worden op het gegeven dat historisch gezien vanuit lucht altijd vooral de nadruk heeft gelegen op mogelijke risico's voor de volksgezondheid, en niet op die van (onderdelen van) ecosystemen. M.b.t. het oppervlaktewater was dit eerder andersom (vissterfte), en lag het gebruik van waterorganismen als indicator voor toxische potentie dan ook eerder voor de hand.

T.a.v. de algemene luchtkwaliteit vindt wel onderzoek naar actuele effecten plaats, maar dit is niet structureel en is gericht op het beter onderbouwen van de normstelling (bv. effecten van etheen op planten bij DSM), het signaleren van trends in gezondheidseffecten en/of -klachten (bv monitorprogramma volksgezondheid Schiphol) of het volgen van de effecten van beleidsinspanningen op de kwaliteit van het milieu (bv verzuring). Het betreft ad hoc of kort lopend onderzoek, gekoppeld aan een specifieke stof (bv etheen), of aan effecten van een groep stoffen (verzurende elementen) en/of aan een risicogebied (rondom DSM, Schiphol, zandgronden e.d.). Drie belangrijke redenen zijn aan te voeren voor het niet ontwikkelen van een structureel effectgerichte beoordeling:

1. het beleid heeft zich altijd gericht op het terugdringen van de meest risicovolle luchtverontreinigende componenten (fijn stof, ozon, lood, PAK, verzurende componenten e.d.). Dit verloopt redelijk succesvol en er zijn geen signalen uit de praktijk dat er nog vele andere stoffen nadere aandacht vragen. Hiernaar vindt echter geen systematisch onderzoek plaats, zoals dit bij het oppervlaktewater wel gebeurt: een breed chemisch-analytisch scannings-onderzoek naar mogelijke risicovolle concentraties van stoffen ("Harmonica"-project).
2. het beleid heeft zich vooral gericht op effecten op de volksgezondheid. Uit onderzoek blijkt dat deze effecten a-specifiek van karakter zijn en niet altijd terug te voeren zijn op bepaalde luchtverontreinigende stoffen.
3. Het medium lucht is erg "vluchtig", dit bemoeilijkt het traceren van bronnen hetgeen versterkt wordt door het brede grensoverschrijdende karakter van luchtverontreiniging, gekoppeld aan meteorologische omstandigheden.

T.a.v. emissies van puntbronnen is het beleid primair gericht op het verminderen van de uitstoot en het zoveel mogelijk voorkomen van onnodige emissie. Aan de hand van de NeR

wordt er naar gestreefd dat daarbij de "stand der techniek" wordt toegepast; ook moet daarbij getoetst worden aan luchtkwaliteitsnormen. Dit kan er toe leiden dat een vergunningverlener in een bepaalde praktijksituatie naast emissiebeperkende maatregelen ook eisen aan de schoorsteenhoogte zal opleggen. In wezen is dit een effectgerichte maatregel: d.w.z. de maatregel is er op gericht de blootstelling zodanig te beperken dat effecten zoveel mogelijk worden voorkomen en/of beperkt. Derhalve wordt ervan uitgegaan dat er veelal snel een dusdanige verdunning optreedt dat het aannemelijk wordt geacht dat de uitstoot niet zal leiden tot effecten. Effectgericht onderzoek wordt dan ook weinig zinvol geacht. Als zodanig is het beleid meer gericht op het terugdringen van de risico's van stoffen voor mens en ecosystemen dan op het terugdringen van de (totale) uitstoot van milieugevaarlijke stoffen naar het milieu. Indien toxiciteit geen issue is, wellicht is persistentie dat mogelijk wel (er is immers wel aandacht voor de POPs en HM). Onderzoek aan de bron naar uitstoot van somparameters voor persistente stoffen, overigens geen effectgerichte benadering, wordt door VROM/DGM/KvI niet voorzien.

**Conclusie:**

"VROM (DGM/KvI) schat de toepasbaarheid van effectmonitoring om op effectieve wijze de luchtkwaliteit dan wel emissies naar lucht te beoordelen, vooralsnog als zeer beperkt in. De problematiek van de "non-assessed chemicals" wordt onderkend, maar signalen ontbreken om daar hoge prioriteit aan te geven. Uitzondering vormen de 'persistent organic pollutants' (POP's) waarvoor lucht als transportmedium kan fungeren. Routinematige monitoring in lucht lijkt echter in dat verband vooralsnog weinig efficiënt. Effect-signalen over POP's zijn waarschijnlijk beter te verkrijgen uit andere media dan lucht (water, bodem, biota).

## **2. Overleg inzake visie VROM effectgerichte beoordeling m.b.t. bodem (14 december 2000)**

Aanwezig: Douwe Jonkers (VROM/DGM/BWL), Martine van der Weiden (VROM/DGM/SAS, verslag), Sandra Boekhold (VROM/DGM/BWL), Karen Huijsmans (Grontmij, gedetacheerd bij DGM/BWL)

Sandra geeft aan dat qua implementatie in de circulaire Beoordeling en afstemming ruimte voor toepassing van bioassays gegeven is in de vaststelling van het actuele ecologische risico. Hieronder is een aantal aan effectgerichte beoordeling gerelateerde onderwerpen weergegeven die tijdens het overleg van 14 december aan de orde zijn geweest:

- In het geval van een geval van ernstige bodemverontreiniging moet een uitspraak worden gedaan over de urgentie van de uitvoering van de sanering. Dit gebeurt op basis van de bepaling van de actuele risico's voor de mens, het ecosysteem en verspreiding. Een inschatting van de actuele risico's kan worden gemaakt met het model SUS( = sanerings urgentie systematiek) . Het onderdeel daarin waarmee een uitspraak kan worden gedaan over de ecologische risico's is vrij summier. Hiervoor geldt dat, zodra een locatie een relatief grote oppervlakte heeft, er snel sprake is van actuele ecologische risico's. Om de uitspraak over de actuele ecologische risico's beter te onderbouwen/nuanceren kunnen naast de chemische analyses bioassays en veldinventarisaties worden uitgevoerd (= TRIADE). De uitspraak over de actuele ecologische risico's op basis van een zgn. TRIADE-benadering is dan ook locatiespecifiek. In de praktijk gebeurt het nog niet vaak dat de

actuele ecologische risico's voor een landbodemverontreiniging worden bepaald dmv de TRIADE-benadering. Het is nog geen routinewerk, waarbij alles geprotocoliseerd is. Voor waterbodems is de toepassing van bioassays en veldinventarisaties al verder ontwikkeld.

- In het kader van Stichting Kenniscentrum, Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem zijn er een aantal pilotstudies waarin de TRIADE-benadering wordt toegepast gestart op 6 locaties. Door de toepassing van bioassays en veldinventarisaties tracht men bijvoorbeeld de volgende onderliggende vragen te beantwoorden: moet er op een bepaalde locatie wel of geen sanering plaatsvinden, veranderen de effecten gevonden in bioassays na in situ sanering en is het mogelijk om na sanering over te gaan tot inrichting van een natuurgebied. Tevens wordt er een cursus gegeven voor het bevoegd gezag hoe het zit met de beslisbevoegdheid. (Bioassays en beoordeling). Recentelijk wordt mondjesmaat op andere locaties ook de TRIADE-benadering toegepast.
- Er zijn Bodemgebruikswaarden (BGW's) opgesteld voor het curatieve bodembeleid (emissies voor 1987). Er zijn nu BGW's voor wonen en openbaar groen. Voor landbouw en natuur zijn ze in ontwikkeling. Voor het preventieve bodembeleid geldt voor emissies na 1987 nulmissie, zorgplicht (gebieden moeten "schoon" achtergelaten worden) en de streefwaarde (in principe zouden onbelaste gebieden moeten voldoen aan de streefwaarde).
- Er komen nieuwe LAC-sigitaalwaarden die iets zeggen over voedselveiligheid en het optimaal groeien van cultuurgewassen.
- In het Bouwstoffenbesluit staat een samenstellingswaarde (gebaseerd op streefwaarde), die geldt voor de uitloging van stoffen vanuit de bouwstof.
- Vanuit internationale kaders is aangegeven toepassing van bioassays te ontwikkelen voor stortplaatsen. Dit is vooral ingegeven doordat stoffen vanuit stortplaatsen in het grondwater kunnen lekken. Inventariserend onderzoek heeft aangegeven dat deze toepassing niet goed werkt omdat de invloed van macroparameters (ammonium, zoutgehalte, fysieke parameters) een grotere invloed op de bioassays heeft dan de betreffende stof(fen).
- In het kader van de Richtlijn Storten is een internationale werkgroep meetmethoden ingesteld om te inventariseren wat de toepassing van bioassays zou kunnen zijn bij het indelen in en storten van gevaarlijk afval. De invalshoek is nog heel breed: voor de toepassing van bioassays kan gedacht worden aan uitloging, effecten binnen het gevaarlijk afval, effecten via vervluchtiging, criteria voor indeling in gevaarlijk afval etc.
- In een belangenafweging delven ecologische risico's vaak het onderspit. Dit wordt mede veroorzaakt door het ontbreken van zichtbare ecologische schade.
- Na evaluatie van de interventiewaarden die nu plaatsvindt, zal ook de urgentiesystematiek geëvalueerd worden. Dat is dan een goed moment om implementatie van bioassays te onderzoeken.

### **3. Overleg effectgerichte beoordeling, Bodem i.r.t. biodiversiteit (16 januari 2001)**

Aanwezig: Martine van der Weiden (VROM/DGM/SAS), Arthur Eijs (VROM/DGM/ BWL), Wilbert Slooff (RIVM/CSR, verslag)

---

Er bestaat vanuit het bodembeleid van VROM in relatie tot de biodiversiteit grote belangstelling voor een grotere rol van biologische parameters. Door VROM is aan de TCB advies gevraagd over "nut & noodzaak" van biologische parameters t.b.v. het (ecologisch) bodembeleid. Het TCB-advies is hier positief over (TCB, 2000). VROM ziet hierin

aanleiding zich verder te oriënteren inzake de mogelijkheid en wenselijkheid van inpassing van biologische parameters. Inzoomend op de huidige stand van zaken wordt de volgende situatie beschreven:

In zijn algemeenheid wordt door VROM t.a.v. biodiversiteit onderscheid gemaakt in drie doelen:

1. Behoud (vooral LNV-benadering, vooral natuurgebieden, vooral bovengronds, vooral hogere organismen, vooral “recreatienatuur”)
2. *Duurzaam gebruik* (vooral VROM-benadering, ook niet-natuurgebieden, vooral bodem, ook ondergronds, met als essentieel uitgangspunt de functionele benadering)
3. Eerlijke verdeling (speelt vooral internationaal).

Vanuit VROM staat nationaal “duurzaam gebruik” centraal. Daarbij worden drie functies van biodiversiteit onderscheiden:

1. productiefunctie/voorraadfunctie
2. *regulatiefunctie*
3. waarderingsfunctie (voor de mens: mooi, leerzaam e.d.)

De primaire aandacht gaat uit naar de regulatiefunctie van de bodem. In opdracht van VROM heeft CML een advies uitgebracht (Van der Voet et al 1997) over de meest belangrijke processen die in het geding zijn wanneer het gaat om de regulatiefunctie. CML onderscheidt de volgende processen die met prioriteit in het beleid zouden kunnen worden uitgewerkt:

1. Natuurlijke zuivering van oppervlaktewater
2. *Regulering van ziekte en plagen*
3. *Conglomeraat van essentiële bodemprocessen* (nutriëntcycli e.d.)

VROM beschouwt vanuit de optiek van biodiversiteit de laatste twee als de set van sleutelprocessen. In opdracht van VROM is het RIVM bezig met een 3-jaar durend inventariserend onderzoek, waarin deze processen van diverse bodemhoofdgroepen (naar type en gebruik) worden onderzocht op basis van de voor deze processen kenmerkende soorten en soortsgroepen in een onderzoek naar de ontwikkeling van de bodembioologische indicator(ca. 250 meetpunten; Schouten et al 1997, 1999, 2000a,b). De eerste resultaten zullen mogelijk in de NatuurVerkenningen of –Compendium als kaartjes van de bodemkwaliteit worden opgenomen. Hiermee wordt een eerste stap gezet naar inzicht in de technische mogelijkheden. Op basis van de resultaten, in te zetten beleid in NMP4 en nadere technische advisering door TCB en anderen, zullen biologische parameters voor de bodemkwaliteit worden ontwikkeld.

Op welke wijze e.e.a. geïmplementeerd zal worden is onduidelijk. De beleidsimplementatie kan bijvoorbeeld voor saneringslocaties plaats vinden door de maatlat van de biologische parameters direct dan wel indirect onderdeel te laten uit maken van de BGW. De uiteindelijk vereiste monitoring kan onderdeel blijven van het Landelijk Meetnet Bodemkwaliteit of kan als separaat meetnet (bv onder het NEM) worden vorm gegeven.

Tenslotte wordt geconstateerd dat er sprake is van een faseverschil in de toepassing en beleidsmatige implementatie van bioassays in de verschillende beleidsvelden (bodem, water, lucht). Een advies van de GR zou duidelijkheid kunnen bieden over de beleidsmatige rol en implementatie van bioassays.t.a.v. toepassing van effectgerichte beoordeling door de rijksoverheid.

### **Referenties:**

CTB (2000). Raamwerk voor ecologische inbreng. Raamwerk voor ecologische inbreng op de beleidsterreinen bodembescherming, biodiversiteit en ruimtelijke ordening in relatie tot NMP4 en de 5e Nota Ruimtelijke Ordening. 15 november 2000, 20pp.

- 
- Van der Voet, E., Klijn, F., Tamis, W., Huele, R. (1997) Regulatiefuncties van de biosfeer. Aanzet tot een operationalisering van de life support functie van de biosfeer, toegespitst op de rol van soortenrijkdom. VROM-SVS publicatierreeks nr. 1997/33
- Schouten A.J. Brussaard, L., de Ruiter, P., Siepel, H., Van Straalen, N.M. (1997) Een indicatorsysteem voor life support functies van de bodem in relatie tot biodiversiteit. RIVM rapport 712910005
- Schouten A.J. Breure, A.M., Bloem, J., Didden, W., de Ruiter, P., Siepel, H. (1999) Life support functies van de bodem: operationalisering t.b.v. het biodiversiteitsbeleid. RIVM rapport 607601003
- Schouten, A.J., Bloem, J., Breure, A.M., Didden, W.A.M., van Esbroek, M., de Ruiter, P.C., Rutgers, M., Siepel, H., Velvis, H. (2000) Pilotproject Bodembioologische Indicator voor Life Support Functies van de bodem. RIVM rapport 607604001
- Schouten, T., Bloem, J., Didden, W.A.M., Rutgers, M., Siepel, H., Posthuma, L., Breure, A.M. (2000) Development of a Biological Indicator for Soil Quality. SETAC Globe 1, (4), 30-32

## Bijlage 2: Verzendlijst

- 1 – 10 Directie Stoffen, Veiligheid en Straling, Directoraat-Generaal Milieubeheer
- 11 Dr.ir. B.C.J. Zoeteman (DGM)
- 12 Ir. J. van der Kolk (DGM/SAS)
- 13 Dr. D.W.G. Jung (DGM/SAS)
- 14 Mw. Dr. M.E.J. van der Weiden (DGM/SAS)
- 15 Drs. A.W.M. Eijs (DGM/SAS)
- 16 Drs. D.A. Jonkers (DGM/DWL)
- 17 Mw. Dr.Ir. A.E. Boekholt (DGM/DWL)
- 18 Dr. K.R. Krijgsheld (DGM/KvI)
- 19 Hoofddirectie van de Rijkswaterstaat
- 20 Dr. J. Hendriks (RWS/RIZA)
- 21 G. Niebeek (RWS/RIZA)
- 22 Ir. I.L. van Pelt (RWS/RIZA)
- 23 Dr. K.C.H.M. Legierse (RWS/RIKZ)
- 24 Ing. J. Stronkhorst (RWS/RIKZ)
- 25 Drs. B. van der Wal (STOWA)
- 26 Dr. D. van Well (VNCI)
- 27 Drs. M. Koene (Stichting Natuur en Milieu)
- 28 Depot Nederlandse publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 29 Directie RIVM
- 30 Sectordirecteur Stoffen en Risico's
- 31 Sectordirecteur Milieuonderzoek
- 32 Hoofd Centrum voor Stoffen en Risicobeoordeling
- 33 Hoofd Laboratorium voor Ecotoxicologie
- 34 Dr. D. Sijm (CSR)
- 35 Dr. A.M. Breure (ECO)
- 36-40 Auteurs
- 41 Voorlichting en Public Relations
- 42 Bureau Rapportenregistratie
- 43 Bibliotheek RIVM
- 44-50 Reserve exemplaren
- 51-60 Bureau Rapportenbeheer