

ERASES

ecotoxicologische risico-analyse

Schelde-estuarium:

theoretische achtergronden

Werkdocument RIKZ/AB-95.833x
B.J. Kater
juni 1995

Aan
project schoon

Van	Doorkiesnummer
B.J. Kater	299
Datum	Bijlage(n)
22 juni 1995	0
Nummer	Project
RIKZ/AB-95.833x	schoon
Onderwerp	
theorie ecotoxicologische risico analyse	
ERASES-werkdocument 1	

Inhoudsopgave

1. Inleiding	3
2. Definities ecotoxicologisch risico	4
3. De verschillende vormen van ecotoxicologische risico analyse	5
4. Ecotoxicologische risico analyse volgens de methode van Kooijman en van van Straalen	7
4.1 Het vaststellen van de maximaal toelaatbare concentratie van een stof waarbij de ecologische schade acceptabel is	7
4.2 Het schatten van de kans op onacceptabele ecologische schade uit de concentraties van een stof	10
4.3 Kanttekeningen bij de methode	12
5. Het extrapoleren van laboratoriumtoetsen naar de veldsituatie	13
6. Bestaande risico modellen en -methoden	14
7. Literatuur	17

1. Inleiding

In het Indicatief Meerjaren Programma Milieubeheer 1986-1990 is de risicobenadering als beleidskader geïntroduceerd. Uitgangspunt van het milieubeleid is het streven naar een duurzame ontwikkeling waarbij mensen, dieren, planten, ecosystemen en goederen worden beschermd. Het milieubeleid kent voor de concretisering voor deze doelen een twee sporen van beleid, het brongerichte en het effectgerichte beleid. Uitgangspunt van het brongericht beleid is dat onnodige milieuverontreiniging wordt voorkomen. Uitgangspunt van het effectgericht beleid is dat de kans op nadelige effecten voor mensen, dieren, planten, ecosystemen, milieufuncties en goederen verwaarloosbaar is. De risicobenadering treedt niet in plaats van het brongericht beleid, maar vormt de grondslag voor het effectgericht beleid en is de maatlat om de nadelige effecten van milieubelasting te kunnen vaststellen en voorspellen. Voor risico's voor ecosystemen wordt er vooralsnog van uitgegaan dat de functie van het ecosysteem wordt beschermd als er voor 95% van de soorten geen nadelige effecten zijn. (Min. VROM, 1989).

In de afgelopen jaren zijn diverse methodes ontwikkeld om het eco(toxi)cologische risico van stoffen te berekenen uit ecotoxicologische gegevens. Op advies van de Gezondheidsraad (1988) wordt in Nederland een aangepaste versie van de "Methode van Straalen" toegepast om de concentratie van contaminanten te schatten waarboven er een reële kans op effecten op ecosystemen bestaat.

In de context van milieubescherming in Westerschelde gaat het bij risico analyse om de relatie tussen de concentratie van een verontreinigende stof in het water en de kans op een onacceptabele ecologische schade.

In het kader van het project SCHOON (product KK4, SCHOON, 1995) wordt een instrumentarium ontwikkeld (Kater, 1995a, 1995b) wat op basis van de "Inverse methode van Straalen" het ecotoxicologisch risico berekend. Dit risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurig organisme in (een deel van) de Westerschelde effect ondervindt van een bepaalde concentratie. Het instrumentarium wordt gekoppeld aan het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium (WL, 1991; Kater, 1994). Daarmee wordt het mogelijk om bij het berekenen van beleidsalternatieven op het gebied van waterkwaliteit (bijvoorbeeld Lefèvre et al., 1995) ook uitspraken te doen omtrent het effect van een alternatief op het ecosysteem.

In dit werkdocument wordt een overzicht gegeven van de mogelijke methoden om ecotoxicologisch risico te berekenen, de ecotoxicologische risico analyse op basis van de inverse methode van Straalen wordt uiteen gezet, en er wordt aandacht besteed aan bestaande risico modellen.

2. Definities ecotoxicologisch risico

Voor ecologisch of ecotoxicologisch risico worden verschillende definities gehanteerd. Hieronder wordt een overzicht gegeven van de gevonden definities.

- * Ecologische risico analyse geeft een methode om de bedreigingen voor ecosysteem functies door omgevingsverstoring of -stress te evalueren (Lowrance & Vellidis, 1995).
- * De risico-evaluatie wordt in principe gebaseerd op (sub)chronische toxiciteitsgegevens. Hierbij wordt voor een organisme de hoogste concentratie meegenomen waarbij geen effect is waargenomen (Jonkers & Everts, 1992).
- * Het principe van kwantitatieve ecologische risico-analyse is een vergelijking van de mate van verstoring van het leefmilieu met de gevoeligheid (of ecologische tolerantie) van organismen voor dergelijke verstoringen (Schobben et al., 1992).
- * Stel dat we in het milieu een gebeurtenis aanwijzen die ongewenst is; we kunnen dan de kans uitrekenen dat de gebeurtenis zich voordoet, als functie van de concentratie van de stof (van Straalen, 1991).
- * Het risico is gedefinieerd als een kans van 5% dat een willekeurige soort wordt beïnvloed, oftewel als het niveau waarop 5% van de soorten wordt beïnvloed (Scholten et al., 1991).
- * Ecotoxicologische risico analyse is het proces van het, in een aantal stappen, extrapoleren van acute toxische data van soorten om daarmee te komen tot een schatting van de omgevingsconcentratie die een schadelijk effect heeft op het ecosysteem (Suter et al., 1985).

3. De verschillende vormen van ecotoxicologische risico analyse

Door Schobben et al. (1992) is een overzicht gemaakt van de diverse vormen van ecotoxicologische risico analyse. Zij deelden de diverse vormen op basis van het type gebruikte wiskunde in in drie typen: de statistische modellen, de mathematische vergelijkingen en de logistische vergelijkingen. Alleen de eerste soort zal behandeld worden.

Er zijn drie soorten statistische modellen te onderscheiden: het vergelijken van de verdeling van de blootstelling met die van de gevoeligheid van de soort, de extrapolatiemodellen en optimalisatie.

Bij het vergelijken van verdelingen zijn er vier mogelijke uitwerkingen: er kan gewerkt worden met één constante gevoeligheid of een verdeling van gevoeligheden; en er kan gewerkt worden met één blootstellingsintensiteit of een verdeling van blootstellingsintensiteiten. Figuur 1 geeft de vier vormen grafisch weer.

De eerste uitwerking is het vergelijken van een blootstelling met een drempelwaarde: wordt de gevoeligheidsdrempel overschreden dan is er effect. Hoe groot het effect is wordt niet aangegeven.

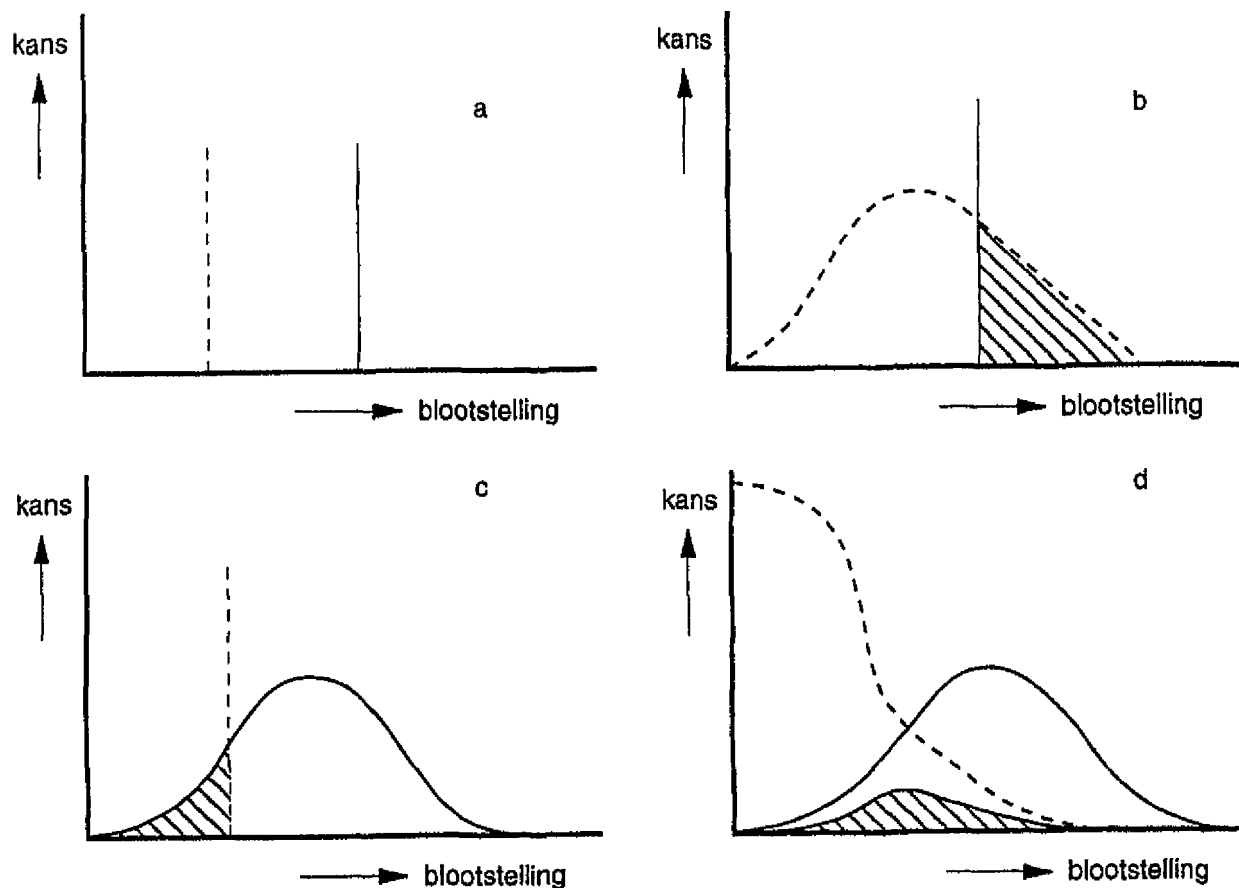
Bij de tweede uitwerking is de blootstellingsintensiteit niet constant, maar varieert binnen het gebied waarnaar gekeken wordt. Het ecotoxicologisch risico voor een soort is het percentage gebiedsoppervlakte waarvan de blootstellingsintensiteit de gevoeligheidsdrempel van een soort overschrijdt.

In plaats van een drempelwaarde van één soort kan ook de verdeling van gevoeligheden van een verzameling van soorten worden genomen. Deze soorten worden blootgesteld aan één blootstellingsintensiteit. Het ecotoxicologisch risico is de kans dat een (willekeurige) soort wordt blootgesteld aan een concentratie hoger dan zijn gevoeligheid.

Tenslotte kan bij een verdeling van gevoeligheden van soorten naast een verdeling van blootstellingsintensiteiten worden gelegd. Het ecologisch risico is hier de kans dat een willekeurige soort op een willekeurige plaats effect ondervindt. Deze methode wordt in hoofdstuk vier verder uitgewerkt.

Bij extrapolatie modellen wordt een vergelijking opgesteld waarin de populatieomvang van een soort/aantal soorten afhangt van een aantal stuurvariabelen. Deze vergelijking wordt gefit op een dataset. Bij het voorspellen worden andere waarden voor de stuurvariabelen ingevuld, waarna de te verwachte populatie omvang wordt berekend.

Bij optimalisatie wordt gebruik gemaakt van de theorie dat een ecosysteem of een soort zich op zodanige wijze ontwikkelt dat een bepaalde eigenschap van het ecosysteem of de soort gemaximaliseerd of geminimaliseerd kan worden.



Figuur 1: De vier mogelijke uitwerkingen bij het vergelijken van verdelingen: een drempelwaarde (a,b) of een verdeling van gevoeligheden (c,d); één blootstellingsintensiteit (a,c) of een verdeling van blootstellingsintensiteiten (b,d).

4. Ecotoxicologische risico analyse volgens de methode van Kooijman en van van Straalen

Wanneer de relatie tussen de concentratie van een verontreinigende stof in het water en de kans op een onacceptabele ecologische schade wordt beschouwd zijn twee benaderingen mogelijk (van Straalen, 1990):

Uit de te accepteren kans op ecologische schade wordt de maximale toelaatbare concentratie van een stof vastgesteld; en uit de concentratie van een stof kan de kans op onacceptabele ecologische schade geschat worden.

4.1 Het vaststellen van de maximaal toelaatbare concentratie van een stof waarbij de ecologische schade acceptabel is

De maximaal toelaatbare concentratie wordt gebaseerd op de logistische verdeling (4.1.1) waaruit de "hazardous concentration" wordt berekend (4.1.2).

4.1.1 De logistische verdeling

In een levensgemeenschap van zeer veel soorten zullen de gevoeligheden voor toxische stoffen sterk uiteenlopen. Men kan veronderstellen dat de gevoeligheid verdeeld is via een symmetrische, klokvormige frequentieverdeling (van Straalen, 1991).

Het is een empirisch gegeven dat toxische effecten van milieuvreemde stoffen beter aan het logaritme van de concentratie dan aan de concentratie zelf kunnen worden gerelateerd. De overlevingskans van individuen van hetzelfde soort laten vaak een min of meer logistische relatie zien met het logaritme van de concentratie toxische stof na een gegeven blootstellingstijd. De drempelconcentratie voor effecten op individuen heeft een log-logistische verdeling (Kooijman, 1987).

Van de logistische verdeling wordt de kansdichtheidsfunctie n gegeven door:

$$n(x) = \frac{\exp\left(\frac{\mu - x}{\beta}\right)}{\beta [1 + \exp\left(\frac{\mu - x}{\beta}\right)]^2} \quad (1)$$

waarin

n(x)	:	de kansdichtheidsfunctie
μ	:	gemiddelde van de verdeling
β	:	vormparameter (standaarddeviatie)
x	:	logaritme van de gevoeligheid (NEC)

4.1.2 De "hazardous concentration"

De hazardous concentration kan beschouwd worden als de laagste concentratie welke nog schade oplevert voor een gegeven levensgemeenschap. Kooijman introduceerde de "hazardous concentration for sensitive species" (HCS). De HCS is de concentratie waarbij er kans is dat er schade optreedt aan de meest gevoelige soort. De HCS kan nader worden gedefinieerd als de kans dat de LC_{50} van de meest gevoelige van n soorten lager is dan een gekozen kleine waarde δ . De waarde van δ kan bijvoorbeeld 0.05 zijn.

Van Straalen en Denneman (1989) hebben voorgesteld om als basis voor de extrapolatie procedure niet de LC_{50} te nemen, maar de NEC voor reproductie; de laatste heeft namelijk een veel grotere invloed op de populatieparameters zoals de intrinsieke groeisnelheid. Bovendien werd voorgesteld de extrapolatie naar gevoelige soorten uit te drukken als een concentratie zodanig dat nog slecht een klein aantal soorten een NEC heeft die lager is dan die concentratie. Dit werd genoemd de "hazardous concentration for p% of the species, HCp", naar analogie van de HSC. De twee verschillen tussen de HCS en HCp zijn dat de HCS is gebaseerd op LC_{50} en de kans geeft dat de meest gevoelige soort schade ondervindt, terwijl de HCp is gebaseerd op de NEC en de kans geeft dat een willekeurige soort schade ondervindt.

De HCp wordt zodanig vastgesteld dat de kans dat een willekeurig gekozen soort uit een grote levensgemeenschap een NEC heeft lager dan de HCp gelijk is aan δ , waarbij $\delta = p/100$, een arbitrair klein getal, bijvoorbeeld 0,05 ($p=5\%$). Deze δ wordt wel aangeduid als het milieurisico. Dit milieurisico kan in een vergelijking als volgt worden uitgedrukt:

$$\int n(x) dx = \delta \quad (2)$$

waarin:

$n(x)$: de kansdichtheidsfunctie (zie vergelijking 1)
 δ : milieurisico

Na integratie van vergelijking 2 kan deze als volgt geschreven worden:

$$HCp = \exp[\mu - \beta \ln(\frac{1-\delta}{\delta})] \quad (3)$$

waarin:

HCp: hazardous concentration for p% of the species
 exp: exponent
 μ : populatiegemiddelde
 β : populatiespreiding
 ln: het natuurlijk logaritme
 δ : milieurisico

Stel dat men uit een verzameling van m NEC waarden (ln getransformeerd) een gemiddelde x_m en een standaarddeviatie s_m berekent, dan kunnen hieruit de momentschattingen voor μ en β worden berekend:

$$\hat{\mu} = x_m \quad \text{en} \quad \hat{\beta} = \frac{s_m \sqrt{3}}{\pi} \quad (4)$$

waarin:

$\hat{\mu}$: de momentschatting voor het gemiddelde
 x_m : gemiddelde uit de verdeling
 $\hat{\beta}$: de momentschatting voor de spreiding
 s_m : spreiding uit de verdeling
 π : het getal pi

Vergelijking 3 kan, na invulling van de momentschattingen, geschreven worden als:

$$HCp = \exp \left[x_m - \frac{s_m \sqrt{3}}{\pi} \ln \left(\frac{1-\delta}{\delta} \right) \right] \quad (5)$$

waarin:

HCp: hazardous concentration for p% of the species
exp: exponent
 x_m : gemiddelde uit de verdeling
 s_m : spreiding uit de verdeling
 π : het getal pi
ln: het natuurlijk logaritme
 δ : milieurisico

De schattingen voor μ en β zijn gebaseerd op een steekproef van beperkte omvang (m soorten). Er is een kans dat deze m soorten toevallig ongevoelig zijn, waardoor de schatting van de HC5 te hoog uitvalt. Om dergelijke schattingsfouten te compenseren stelde Kooijman (1987) voor een extra factor in formule vijf op te nemen die afhangt van de grootte van de steekproef. Aan de hand van ondermeer deze verbetering stelden Aldenberg en Slob (1991) de volgende formule op voor de berekening van de hazardous concentratie voor 5% van de soorten:

$$HC5 = \exp [x_m - k_m s_m] \quad (6)$$

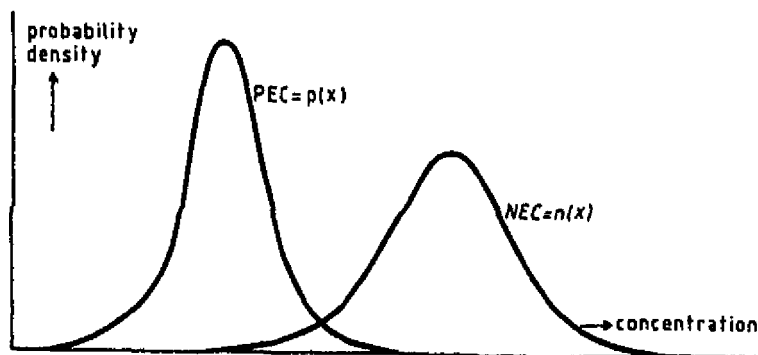
waarin:

HC5: hazardous concentration for 5% of the species
exp: exponent
 x_m : gemiddelde uit de verdeling
 k_m : factor die afhangt van steekproefgrootte m
 s_m : spreiding uit de verdeling

4.2 Het schatten van de kans op onacceptabele ecologische schade uit de concentraties van een stof

Het milieurisico wordt door van Straalen (1991) als volgt geformuleerd: Stel dat we in het milieu een gebeurtenis aanwijzen die ongewenst is (bijvoorbeeld de overschrijding van de NOEC van een willekeurige soort); we kunnen dan de kans uitrekenen dat de gebeurtenis zich voordoet, als functie van de concentratie van de stof.

In deze benadering wordt de concentratie in het milieu aangeduid met PEC: Predicted Environmental Concentration, en het geen effect niveau met NEC: No Effect Concentration. Zowel PEC als NEC zullen een kansverdeling volgen ($p(x)$ en $n(x)$), zie figuur 2. De breedte van de PEC-verdeling wordt bepaald door variatie in ruimte en tijd, de breedte van de NEC-verdeling wordt bepaald door interspecifieke verschillen in gevoeligheid voor een stof (Van Straalen, 1990).



Figuur 2: De theoretische vormen van de $p(x)$ en $n(x)$ verdeling. Uit: Van Straalen, 1990.

Het milieurisico δ is zien als de mate van overlapping van deze verdelingen (van Straalen, 1991), waarin δ de kans is dat de omgevingsconcentratie PEC hoger is dan de geen effect concentratie NEC:

$$\delta = P(PEC > NEC) \quad (7)$$

waarin:

- δ : milieurisico
- PEC: predicted environmental concentration
- NEC: no effect concentration

Als de omgevingsconcentratie PEC weinig varieert, en de verdeling van de geen effect concentraties NEC wordt aangeduid met $n(x)$, dan geldt:

$$\delta = \int_{-\infty}^{\text{ln}c} n(x) dx \quad (8)$$

waarin:

δ : milieurisico
ln c: natuurlijk logaritme van de concentraties
 $n(x)$: kansdichtheidsfunctie, NEC

Als $n(x)$ de logistische verdeling volgt is δ te schrijven als

$$\delta = [1 + \exp(\frac{\pi(x_m - \text{ln}c)}{s_m\sqrt{3}})]^{-1} \quad (9)$$

waarin:

δ : milieurisico
exp: exponent
 π : het getal pi
 x_m : gemiddelde uit de verdeling
 s_m : spreiding uit de verdeling

Deze formule is te gebruiken als men van een bestaande norm, of bij een aangetroffen concentratie het milieurisico wil berekenen. De methode wordt aangeduidt met "de inverse methode van Straalen".

Door Schobben & Haenen (1992) is voor een beperkt aantal situaties een onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Een bron van onzekerheid die niet meegenomen wordt in de (inverse) methode van van Straalen is de onzekerheid bij het schatten van de toxiciteitsdata. De afleiding van een NEC uit experimenten is subjectief. Voor dezelfde soorten worden ver uit elkaar liggende NEC's gevonden. Schobben & Haenen hebben met behulp van een Monte Carlo analyse onderzocht in hoeverre de onzekerheden in de NEC's doorwerken naar de kans dat een soort effect ondervindt. Zij concludeerde voor de door hun onderzochte situaties dat de inverse methode van Straalen niet de neiging heeft om de onzekerheden in de NEC's op te blazen. De onzekerheden die door de NEC's worden veroorzaakt zijn echter zodanig groot dat er rekening mee moet worden gehouden. Daarnaast concludeerde zij dat de onzekerheid in het berekende risico groter wordt naarmate er minder NEC's worden gebruikt. Tevens concludeerde zij dat de laagste NEC het meest bepalend is voor het ecologisch risico.

De methode van van Straalen is voor de berekening van risico's onder meer toegepast bij de berekening van ecotoxicologische risico's van de stoffen in het water van de Westerschelde (Schobben et al., 1991) en bij een vergelijking van twee normstellingsmethoden (Schobben & Yes, 1990), waarbij de methode van van Straalen is vergeleken met een methode gebaseerd op mengseltoxiciteit. Ook is de methode gebruikt bij bijvoorbeeld de afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee (Jonkers & Everts, 1992).

4.3 Kanttekeningen bij de methode

- * Als zich bij de niet volledig beschermde fractie van het soortenbestand kritieke soorten bevinden die voor de stabiliteit van een ecosysteem van essentieel belang zijn, dan kan de keuze voor een HCp waarde grotere gevolgen hebben dan het onbeschermd laten van p% van de soorten (Van Straalen, 1991).
- * In de benadering wordt slechts het soortenbestand van een ecosysteem beschermd, dat wil zeggen een structuurkenmerk; de functies blijven buiten beschouwing (Van Straalen, 1991).
- * Het onbeschermd laten een soort op het niveau van de NOEC zal niet bij alle soorten hetzelfde effect hebben. Sommige soorten zullen hiervan relatief weinig effect ondervinden, vanwege de werking van regulatie- en compensatie mechanismen op populatieniveau; bij andere soorten zou een overschrijding van de NOEC tot snelle achteruitgang kunnen leiden (Van Straalen, 1991).
- * De HCp richt zich slechts op de bescherming van gevoelige soorten in de levensgemeenschap; er wordt geen rekening gehouden met andere extrapolatiestappen. Met name de combinatiewerkingen tussen verschillende chemicaliën en de mogelijke gevolgen voor soorten buiten de beschouwde levensgemeenschap zijn hierbij als discussiepunt aan te merken (Van Straalen, 1991).
- * De precieze vorm van de frequentieverdeling is moeilijk vast te stellen. Alternatieven voor de logistische verdeling zijn de normale verdeling en de driehoekige verdeling (Stephan et al., 1985; Wagner & Løkke, 1991). Bij specifiek werkende chemicaliën zou de verdeling tweetoppig kunnen zijn. Bij stoffen die als micronutriënt dienst doen is de verdeling niet geldig in de lage concentratierange (Van Straalen, 1991).
- * Het is zeer de vraag of de verzameling toetsorganismen zoals die in laboratoriumexperimenten gebruikt wordt, beschouwd kan worden als een aselechte steekproef uit de te beschermen levensgemeenschap. Het is zelfs de vraag of men zich op een aselechte steekproef moet baseren omdat hierin groepen met veel soorten oververtegenwoordigd zullen zijn. Criteria voor de keuze van toetssoorten moeten verder ontwikkeld worden (Van Straalen, 1991).
- * Als het aantal onderzochte soorten klein is (kleiner dan vijf) is de invloed van de onzekerheidsmarge op de schatting van de HC5 zeer groot. De methode is daarom alleen toe te passen wanneer er een redelijke hoeveelheid gegevens beschikbaar is (Van Straalen, 1991).
- * Er wordt geen rekening gehouden met de wisselwerking tussen soorten. Het is overigens onbekend of een ecosysteem gevoeliger reageert op een toxische stof dan aparte soorten (Gezondheidsraad, 1988).

5. Het extrapoleren van laboratoriumtoetsen naar de veldsituatie

In de beoordeling van de ecologische gevolgen van waterverontreiniging wordt gebruik gemaakt van ecotoxicologische informatie afkomstig van laboratoriumtoetsen. De extrapolatie van laboratoriumgegevens naar de veldsituatie is daarbij een kritiek aspect.

Jak et al. (1994) hebben op basis van mesocosm-experimenten, die in 47 referenties zijn gemeld, nagegaan of: 1.) de effecten op een soort in een veldsituatie bij en gelijke concentratie optreden als in een laboratorium situatie, 2.) de gevoeligheid van een verzameling toetssoorten overeen komt met die van de in een levensgemeenschap voorkomende soorten, en 3.) het ecosysteem net zo gevoelig is als zijn (gevoeligste) soorten.

De eindconclusie uit het onderzoek luidde:

De soorten blijken in een veldsituatie min of meer even gevoelig voor stoffen te zijn als in een laboratoriumtoxiciteitstoets. De meest gevoelige soorten in de mesocosmgemeenschap geven toxische effecten te zien bij concentraties die overeenkomen met de op basis van laboratorium toxiciteitsgegevens berekende, veilige concentraties voor het ecosysteem (NEC, bijvoorbeeld HC5). Effecten op systeemniveau zijn in een aantal gevallen te relateren aan toxische effecten op de meest gevoelige soorten, maar in een groot aantal gevallen is deze relatie niet geheel duidelijk.

Het onderzoek van Jak et al. (1994) is gebaseerd op zoetwatersoorten, voornamelijk algensoorten en *Daphnia*-soorten.

6. Bestaande risico modellen en -methoden

6.1 De methode van Slooff (Slooff et al., 1986)

De methode van Slooff maakt gebruik van statistische verbanden (regressielijnen) die zijn afgeleid uit een groot aantal toxiciteitsgegevens voor aquatische soorten. Met de methode kan onder meer de toxiciteit van een stof voor aquatische ecosystemen worden gevonden. Hiervoor zijn metingen uit veldsituaties en uit modelecosystemen gebruikt. Met behulp van de regressielijnen wordt een voorspelling gedaan, de gelijk gesteld is aan de ondergrens van de 95% betrouwbaarheidsinterval van de waarde die met behulp van de regressielijnen is berekend.

6.2 De methoden van de EPA

De Environmental Protection Agency heeft enkele analysemethoden gepubliceerd. In 1984 verscheen een publikatie waarin een methode werd gepresenteerd om risico's te schatten van stoffen waarvan weinig informatie beschikbaar is (EPA, 1984). Het gaat daarbij om de vaststelling van de concentratie van een stof waarbij populaties onder veldomstandigheden nadelig beïnvloed worden. In 1985 wordt een nieuwe benadering gepresenteerd voor het opstellen van advieswaarden van waterkwaliteit (Stephan et al., 1985). De methode richt zich op het voorkomen van onaanvaardbaar effect bij 95% van de families van soorten. De kern van de methode is de schatting van de "final acute value" en de "final chronic value" uit de beschikbare toxiciteitsgegevens. De final acute value is de schatting van de linker 5-percentiel waarden uit een cumulatieve waarschijnlijkheidsverdeling van de LC50 of EC50 waarden uit toxiciteitsproeven uitgevoerd over 2 of 3 dagen. De final chronic value is de schatting van de linker 5-percentiel waarden uit een cumulatieve waarschijnlijkheidsverdeling van de EC50 waarden in chronisch onderzoek voor een aantal families van soorten. De maximale toegelate concentratie is gelijk aan de helft van de final acute value en geldt voor de over één uur gemiddelde concentratie. De maximale continue concentratie is gelijk aan de final chronic value en geldt voor de concentratie gemiddeld over vier dagen. Overschrijdingsfrequenties van één maal per drie jaar worden toegestaan.

In 1991 tenslotte kwam de EPA met de quotiënt-methode (Basietto et al., 1991). In deze methode wordt de ratio tussen de (gemiddelde) gemeten concentratie en het maximaal toelaatbaar risico bepaald. Deze verhouding is een maat voor de grootte van het potentiële risico. Hoe meer de verhouding 1 nadert of overschrijdt, hoe groter de kans op nadelige effecten.

6.3 De methode van Blanck (Blanck, 1984)

Blanck heeft een methode beschreven om de EC50 van een stof voor een gevoelige soort te voorspellen met behulp van de EC50 waarden van die stof voor een aantal andere organismen. Daarbij wordt gebruik gemaakt van een verzameling van EC50 waarden van 59 stoffen voor zeven aquatische

organismen. In de methode worden frequentieverdelingen gegenereerd, waarna betrouwbaarheidsgrenzen worden geschat. De EC50 van een nieuwe stof voor één van de zeven organismen kan aan de hand van deze frequentieverdelingen en de betrouwbaarheidsgrenzen worden geschat.

6.4 REFEREE

REFEREE (Risk Evaluation Framework: Estimating the Risks of Ecological Effects) is een methode om de risico's op ecologische effecten als gevolg van activiteiten op de Noordzee in te schatten. REFEREE doet uitspraken over structurele veranderingen in de populatieomvang van geselecteerde soorten. REFEREE is als instrument goed bruikbaar voor een globale beoordeling van de ecologische risico's van verontreinigende activiteiten op de Noordzee. Er is (nog) geen REFEREE voor het Deltagebied ontwikkeld (Schobben et al., 1993).

REFEREE is onder meer toegepast bij de milieu effect rapportage van de lozing van oliehoudende mengsels vanaf mijnbouwinstallaties op de Noordzee (TNO, 1990) en bij het nagaan van de verwachte effecten van het dumpen van baggermateriaal van de haven van Rotterdam op Loswal noord (Wieriks & Otten, 1993). Tevens is REFEREE gebruikt bij een studie naar de potentiële risico's van exploitatie van commerciële vissoorten voor het Noordzee ecosysteem (Scholten et al., 1989).

6.5 ASTER (Russom et al., 1991)

ASTER (ASsessment Tools for the Evaluation of Risk) is ontwikkeld om de waarschijnlijkheid en grootte van effecten van chemicaliën op planten en dieren te identificeren. ASTER is opgebouwd uit diverse modules, waarvan één de "ecologische risico karakterisering" is. Deze module geeft gedetailleerde informatie omtrent de toxiciteitsdata en de toxiciteit van het gekozen stof. Tevens wordt informatie gegeven over de kans op genotoxiciteit. Uit alle beschikbare gegevens wordt uiteindelijk een eenvoudige risico analyse uitgevoerd.

6.6 RISMARE (Jonkers, 1994)

Het RISMARE (RISico-analyse MARIene Ecosystemen) project betreft "modelmatig onderzoek naar de sedimentkwaliteit van de Noordzee en Waddenzee in relatie tot emissies en milieukwaliteitsdoelstellingen". Doel van het project is een evaluatie te maken van de Noordzee emissiereductiedoelstellingen. Met het MANS instrumentarium worden steady-state berekeningen uitgevoerd voor diverse stoffen. Als effect-beoordelingscriterium is voor iedere stof de streefwaarde als uitgangspunt genomen. Op basis van de ruimtelijk PEC/NEC beoordeling zijn de emissiereductiedoelstellingen geëvalueerd, waarbij tenminste 95% van de onderscheidde deelgebieden in Noordzee en Waddenzee aan de streefwaarde moet voldoen.

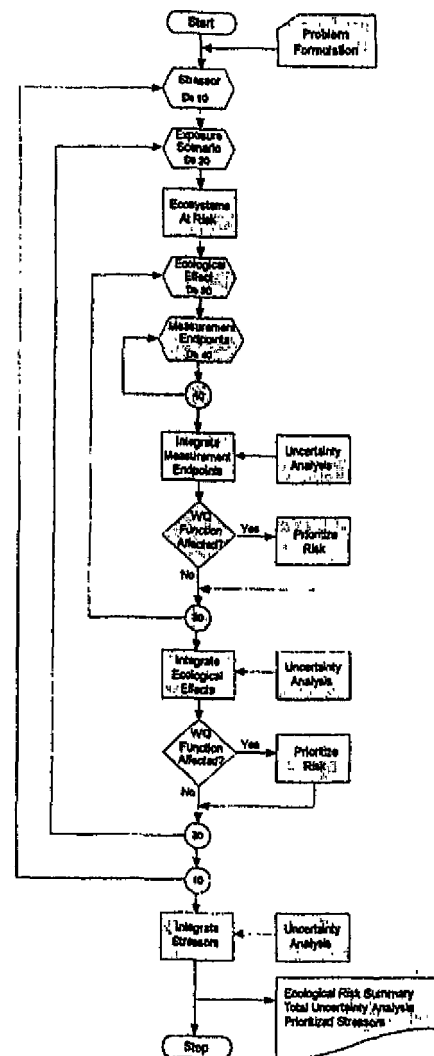
6.7 CHARM (Jonkers, 1994)

Het CHARM (Chemical Hazard Assessment and Risk Management) model is een risico-evaluatie model voor de beoordeling van offshore chemicaliën. Stoffen worden beoordeeld via een PEC/NEC benadering, waarbij variatie en

onzekerheden in de blootstelling niet worden meegenomen, maar volgens een realistische worst-case benadering wordt gewerkt. Bij de effectbeoordeling worden criteria gehanteerd, welke zijn afgeleid uit laboratorium experimenten door toepassing van standaard veiligheidsfactoren.

6.8 Conceptueel model van Lowrance & Vellidis (1995)

Ecologische risico analyse geeft een methode om de bedreigingen voor ecosysteem functies door omgevingsverstoring of -stress te evalueren. Door Lowrance & Vellidis is een conceptueel model ontwikkeld wat het ecologisch risico schat van verstoring en stress voor de waterkwaliteitsfunctie van een boscysteem in Tifton-Vidalia (Georgia, USA). Deze waterkwaliteitsfunctie heeft direct effect op het functioneren van het ecosysteem. Figuur 3 geeft een schematisatie van het modelconcept weer.



Figuur 3: De methode van het conceptuele model van Lowrance & Vellidis (1995).

7. Literatuur

- Aldenberg, T. & Slob, W. 1991**
Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data, report 719102002, RIVM, Bilthoven.
- Basietto J., Hinckley, D., Plafkin, J. & Slimak, M. 1991**
Ecotoxicity and ecological risk assesment. Environ. Sci. Technol. 24(1): 10-15.
- Blanck, H. 1984**
Species dependent variation among organisms in their sensitivity to chemicals. Ecological Bulletins 36: 107-119.
- EPA 1984**
Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment. Enviromental Protection Agency, Enviromnetal Effects Branch, Washington.
- Gezondheidsraad 1988**
Advies inzake ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen.
- Jak, R.G., Schobben, H.P.M., Scholten, M.C.T. & Karman, C.C. 1994**
Een vergelijking van ecotoxicologische effecten gemeten in meso-cosmexperimenten met laboratorium toxiciteitsgegevens. Rapport R94/139. TNO- Milieu en Energie, Delft.
- Jonkers, D.A. 1994**
Toelichting op vier risico-analyse projecten die betrekking hebben op de Noordzee/Waddenzee: RISMARE, RAM, Risico-Analyse Eutrofiëring, CHARM. In: BEON-workshop Risico-Analyse, BEON-rapport 94-9, Programmabureau BEON, Den Haag.
- Jonkers, D.A. & Everts, J.W. 1992**
Zeewaardig, afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee. Rapport 1992/2. Ministerie van VROM, directie DWL, Leidschendam & Ministerie van V&W, Dienst Getijdewateren (nu RIKZ), Den Haag.
- Kater, B.J. 1994**
De operationalisatie van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Rapport RIKZ-94.006. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Kater, B.J. 1995a**
ERASES, ecotoxicologische risico-analyse Schelde-estuarium: het model. Werkdocument RIKZ/AB-95.835x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kater, B.J. 1995b

ERASES, ecotoxicologische risico analyse Schelde-estuarium: de parameters. Werkdocument RIKZ/AB-95.834x. Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lefevre, F.O.B., van Eck, G.T.M., Holland, A.M.B. & Kater, B.J. 1995

Effecten van beleidsalternatieven op de kwaliteit van water en bodem van de Westerschelde. concept-rapport RIKZ-95.026. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lowrance, R. & Vellidis, G. 1995

A conceptual model for assessing ecological risk to water quality function of bottomland hardwood forest. *Environmental Management* 19(2): 239-258.

Ministerie van VROM 1989

Nationaal milieubeleidsplan, Nota Tweede Kamer 1988-1989, 21 137, nr. 5, SDU uitgeverij, 's Gravenhage.

Russom, C.L., Anderson, E.B., Greenwood, B.E. & Pilli, A. 1991

ASTER: an integration of the AQUIRE data base and the QSAR system for use in ecological risk assessments. *The Science of the Total Environment*, 109/110: 776-670.

Schobben, H.P.M., Kaag, N.H.B.M., Scholten, M.C.T., van der Wal, J.T. & Stronkhorst, J. 1991

De berekening van de ecotoxicologische risico's van stoffen in het water van de Westerschelde. Rapport R91/267. TNO, Delft.

Schobben, H.P.M., Schobben, J.H.M., van Boven, R.M. & Scholten, M.C.T. 1992

Introductie van methoden voor kwantitatieve ecologische risicoanalyse gericht op AMOEBA-soorten. Rapportage in het kader van RAM. TNO-rapport R 92/291, TNO, Delft.

Schobben, H.P.M., Scholten, M.C.T., van het Groenewoud, H., Karman, C.G., van der Vlies, L & Hendriks, H.G.T.M. 1993

Evaluatie REFEREE, rapport IMW-R 93/027, TNO-IMW, Delft.

Schobben, J.H.M. & Eys, Y.A. 1990

Twee normstellingsmethoden: een vergelijking aan de hand van effectconcentraties bij watervogels in de Westerschelde. Notitie GWA0-90.10101. Dienst Getijdewateren (nu RIKZ), Den Haag.

Schobben, J.H.M. en Haenen B.P.L. 1992

De gevolgen van onzekerheden in toxiciteitsdata voor de betrouwbaarheid van het ecologisch risico. Werkdocument GWA0-92.163x. Dienst Getijdewateren (nu RIKZ), Den Haag.

- Scholten M.T.C., Bowmer, C.T., Asjes, J. & Bakker, D. 1989
The demonstration of ecological risks to selected biota associated with North Sea fisheries, using "REFEREE", Report R89/351, TNO, Delft.
- Scholten, M.T.C., Schobben, H.P.M., Kaag, N.H.B.M., Bowmer, C.T. & Stronkhorst, J. 1991
De berekening van maximaal toelaatbare risico-niveaus voor stoffen in zoute wateren. TNO-rapport R91/268, TNO, Delft.
- SCHOON 1995
Product-definities Kwaliteit Scheldes, dd 27 maart 1995. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.
- Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J., Genrile, J.H., Chapman, G.A. & Brungs, W.A. 1985
Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection aquatic organisms and their uses. Environmental Protection Agency, Washington.
- Straalen van, N.M. 1990
New methodologies for estimating the ecological risk of chemicals in the environment. 6th International IAEG Congress. pp 165-173.
- Straalen van, N.M. 1991
Oecotoxicologische risico-evaluatie. In: Leerboek Oecotoxicologie, ed: N.M. van Straalen & J.A.C. Verkleij. VU Uitgeverij, Amsterdam.
- Straalen van, N.M. & Denneman, C.A.J. 1989
Ecotoxicological Evaluation of Soil Quality Criteria. Ecotoxicological and Environmental Safety 18: 241-251.
- Suter, G.W. II, Barnthouse, L., Breck, J.E., Gardner, O.H. & O'Neill, R.V. 1985
Extrapolating from the laboratory to the field: How uncertain are you? In: Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Ed: Cardwell, R.D., Purdy, R. & Bahner, R.C., Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphia.
- TNO 1990
Ecologische risico's van lozingen van oliehoudende mengsels vanaf mijnbouwinstallaties op zee zoals berekend met Referee, basisrapport 10 milieu effect rapportage, TNO.
- Wagner, C. & Løkke, H. 1991
Estimation of ecotoxicological protection levels from NOEC toxicity data. Water Research (in press).