



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Kust en Zee/RIKZ

Aan

W. de Waal
RIKZ
Postbus 20907
2500 EX DEN HAAG

Contactpersoon
drs. B.J. Kater

Doorkiesnummer
299

Datum
10-06-1996

Bijlage(n)
rapport RIKZ-96.007

Ons kenmerk
RIKZ/AB-96.60122

Uw kenmerk

Project
SAP

Onderwerp
aanbieding rapport

In het kader van het RIKZ-project SAP is het instrumentarium ERASES (ecotoxicologische risico analyse Schelde-estuarium) ontwikkeld wat op basis van de inverse methode van Straalen het ecotoxicologisch risico berekent. Het risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurige zoutwatersoort in (een deel van de) Westerschelde effect ondervindt van een bepaalde concentratie van een stof in het water. Het rapport dat u hierbij aangeboden wordt geeft een overzicht van de ontwikkeling en een toepassing van het instrumentarium.

Het instrumentarium ERASES is gekoppeld aan het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. Met het waterkwaliteitsmodel is het mogelijk diverse maatregelen en ingrepen rondom het estuarium door te rekenen. Met de resultaten van het waterkwaliteitsmodel en ERASES kunnen de effecten van deze maatregelen aan zowel chemische normen als ecotoxicologisch risico worden getoetst.

In de toekomst zal het instrumentarium uitgebreid worden. Het aantal stoffen waarmee de risico analyse wordt uitgevoerd zal worden uitgebreid. Ook zullen de risico berekeningen gecorrigeerd gaan worden voor omgevingsvariabelen die invloed hebben op de toxiciteit van de gemodelleerde stoffen.

Voor meer informatie over het rapport of het instrumentarium kunt u zich wenden tot B.J. Kater, RIKZ Middelburg.

Hoogachtend,
de Hoofdingenieur-Directeur,
namens deze
het plaatsvervangend hoofd van de afdeling Advies en Beleidsanalyse.

Vestiging Middelburg
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg
Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon (0118) 67 22 00
Telefax (0118) 61 05 00



Ecotoxicologische risico analyse in de Westerschelde

De ontwikkeling en toepassing van het model ERASES

B.J. Kater
F.O.B. Lefèvre

Rapport RIKZ-96.007
mei 1996

Inhoudsopgave

1	Inleiding	5
2	Risico analyse	7
2.1	Theoretische achtergronden	7
2.2	Het model	8
2.2.1	De ontwikkeling van ERASES	8
2.2.2	Koppeling met het waterkwaliteitsmodel	9
2.2.3	Gevoeligheidsanalyses	9
2.3	Andere methoden van risico analyse	11
3	Toepassing van het model ERASES	12
3.1	Inleiding	12
3.2	De beleidsalternatieven	12
3.3	Resultaten toepassing	13
3.4	Conclusies uit de toepassing van de risico analyse	15
4	Discussie en aanbevelingen	16
5	Literatuur	17
	Bijlage	

Samenvatting

In het kader van het RIKZ-project SAP is het instrumentarium ERASES (ecotoxicologische risico analyse Schelde-estuarium) ontwikkeld wat op basis van de "Inverse methode van Straalen" het ecotoxicologisch risico berekent. Dit risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurige zoutwatersoort in (een deel van) de Westerschelde effect ondervindt van een bepaalde concentratie. Effect is in ERASES gedefinieerd als een effect op de reproductie of sterfte.

Het instrumentarium is gekoppeld aan het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Daarmee wordt het mogelijk om bij het berekenen van beleidsalternatieven op het gebied van waterkwaliteit ook uitspraken te doen omtrent het effect van een beleidsalternatief op de overleving en reproductie van soorten.

Bij het doorrekenen van vier beleidsalternatieven bleken van de vier gemodelleerde metalen vooral zink en koper probleemstoffen te zijn, wanneer naar het ecotoxicologisch risico werd gekeken. Het risico van deze stoffen kan oplopen tot 8% (effect op reproductie). Wanneer de onzekerheden in het model in beschouwing worden genomen, kan dit risico in het meest slechte geval oplopen tot 21%.

Het bestaande instrumentarium kan op diverse manieren uitgebreid worden. Zo kan het aantal stoffen waarvan een risico analyse wordt gedaan worden uitgebreid. Ook kan er naar gestreefd worden het risico als één getal voor alle stoffen uit te drukken. Daarnaast kan gecorrigeerd gaan worden voor omgevingsvariabelen die invloed hebben op de toxiciteit van stoffen. Tenslotte kan het model worden uitgebreid naar hogere trofische niveaus.

Summary

The model ERASES (ecotoxicological risk analysis Scheldt-estuary) has been developed as a part of the project SAP (Scheldt Action Plan), a project of the National Institute for Coastal and Marine Management. The model calculates the ecotoxicological risk on base of the "Invers method van Straalen". Risk is defined as the probability a random salt water species in (a part of) the Western Scheldt is affected by a certain water concentration. Effect is defined as an effect on reproduction or as an effect on mortality.

The model is connected to the Water Quality Model Scheldt Estuary. With this connection it is possible to give the effect of management alternatives on survival or reproduction of species, as extension at the effects on water quality.

The effect of four management alternatives on ecotoxicological risk was calculated. Two out of four modelled metals, zinc and copper, had a high ecotoxicological risk. The risk of these two metals reach 8% (effect on reproduction). When the uncertainty of the model was taken into account, the risk can reach 21%.

The developed model can be extended in different ways. It's possible to build in more contaminants into the model so that the the risk of more contaminants can be calculated. An other possibility is to build in an option to express the risk of all contaminants into one risk number. The model can also be corrected for environmental variabels which affect the toxicity of contaminants. And the model can be extended to higher trofic levels.

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 brongerichte beleid is dat onnodige milieuverontreiniging wordt voorkomen. Uitgangspunt van het effectgerichte beleid is dat de kans op nadelige effecten voor mensen, dieren, planten, ecosystemen, milieufuncties en goederen verwaarloosbaar is. De risicobenadering vormt de grondslag voor het effectgerichte beleid en is een 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 ecotoxicologische 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 de Westerschelde gaat het bij risico analyse om de relatie tussen de concentratie van een verontreinigende stof in het water en de kans op onacceptabele ecologische schade.

In het kader van het RIKZ-project "Schelde Actie Plan" (SAP, voorheen SCHOON, (SCHOON, 1995)) is het instrumentarium ERASES (ecotoxicologische risico analyse Schelde-estuarium) ontwikkeld. Dit instrument berekent op basis van de "Inverse methode van Straalen" het ecotoxicologisch risico. Risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurige soort in (een deel van) de Westerschelde effect ondervindt van een voorkomende opgeloste concentratie van een stof. Effect is in ERASES gedefinieerd als een effect op de reproductie, of als een effect op sterfte.

Het instrumentarium is gekoppeld aan het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium (WL, 1991; Kater, 1994) en aan de opvolger hiervan, het beslissingsondersteunend systeem voor het Schelde-estuarium, dat is ontwikkeld in het kader van het EU-project LIFE (WL, 1995). Met de koppeling aan waterkwaliteitsmodellen wordt het mogelijk om bij het berekenen van beleidsalternatieven op het gebied van waterkwaliteit ook uitspraken te doen omtrent het effect van een alternatief op de overleving of reproductie van soorten.

In het tweede hoofdstuk van dit rapport worden de achtergronden van de gebruikte methode om het ecotoxicologisch risico te berekenen uiteengezet. Vervolgens wordt de ontwikkeling van ERASES behandeld. Naast de ontwikkeling van het instrument zelf wordt aandacht besteed aan de koppeling met het waterkwaliteitsmodel en de gevoeligheid van het instrumentarium. Het hoofdstuk wordt afgesloten met een korte

beschouwing over andere methoden van risico analyse. Het derde hoofdstuk is een voorbeeld van een toepassing. De risico's van stoffen bij de uitvoer van een aantal beleidsalternatieven berekend met het waterkwaliteitsmodel (Lefèvre et al., 1995) worden gepresenteerd. In hoofdstuk vier worden de conclusies getrokken en enige aanbevelingen voor verdere ontwikkeling gedaan.

De kwaliteitsborging van dit rapport is uitgevoerd door Joost Stronkhorst, Bert van Eck en John Schobben.

2 Risico analyses

2.1 Theoretische achtergronden

In deze paragraaf wordt kort de "inverse methode van Straalen" uiteengezet, welke in het model ERASES gebruikt is. Een uitgebreide beschrijving van de theoretische achtergronden van de ecotoxicologische risico analyse wordt gegeven in Kater (1995a).

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 geen-effect-concentratie (NEC) 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. 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).

Het milieurisico δ is 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. In bijlage I wordt de afleiding van δ in formules weergegeven.

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

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). Daarnaast zijn de Nederlandse milieudoelstellingen voor water en bodem (MILBOWA, 1991) gebaseerd op of afgeleid van een risico analyse.

2.2 Het model

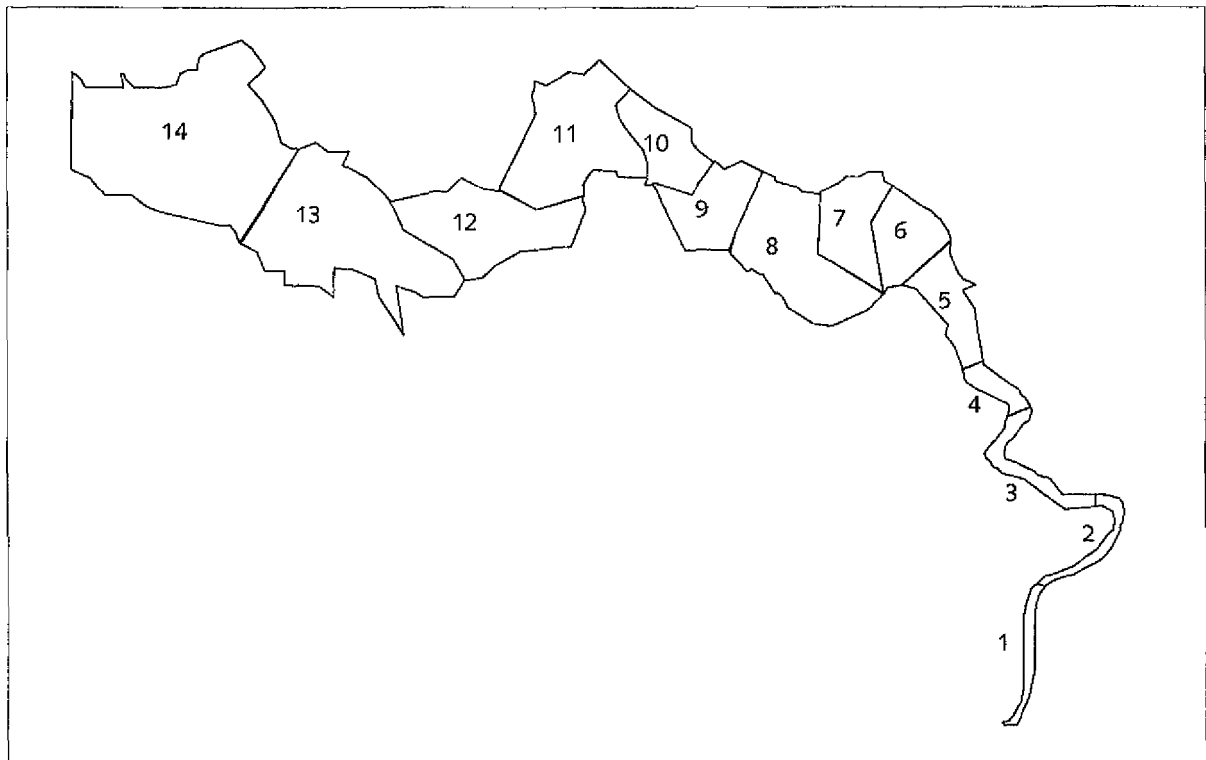
2.2.1 De ontwikkeling van ERASES

ERASES staat voor **Ecotoxicologische Risico Analyse Schelde-ESTuarium**. Doel van het ontwikkelde model is om bij een gegeven opgeloste metaalconcentratie in het water het ecotoxicologisch risico te berekenen. De kans die door ERASES wordt berekend geeft weer hoe groot de kans is dat een willekeurige zoutwatersoort uit het Westerschelde ecosysteem effect ondervindt. Deze kans is gelijk aan het percentage soorten dat het effect ondervindt. De volledige ontwikkeling van het model is beschreven door Kater (1995b, 1995c). Als effect is gekozen voor de NEC, de no-effect concentration, de concentratie waarbij geen meetbaar effect is opgetreden. De gebruiker van het model kan kiezen uit het effect op reproductie of het effect op sterfte.

In deze eerste, hierboven beschreven versie van het model zijn een aantal keuzen gemaakt. Zo zijn de stoffen waarvan het risico berekend wordt beperkt tot vier metalen (cadmium, koper, zink en chroom), wordt er alleen naar het effect afgeleid uit de NEC's gekeken en is de keuze voor het type effect beperkt tot reproductie of sterfte. In een later stadium zou het model uitgebreid kunnen worden met stoffen, EC50 waarden en effect op groei (zie ook hoofdstuk 4).

Het model is een dynamisch model in tijd en in ruimte. Wat betreft de tijd berekent het model het risico gedurende het jaar aan de hand van de door het jaar heen variërende metaalconcentraties. Qua ruimte sluit het model aan bij de compartimentering van het waterkwaliteitsmodel. Deze compartimentering is te zien in figuur 1. Voor ieder modelcompartiment wordt een apart risico berekend.

Figuur 1
Compartimentering van het
Schelde-estuarium.



Om het effect van de waterkwaliteit op het ecosysteem in een risico uit te drukken moet als eerste gekozen worden voor het soort effect waarnaar gekeken gaat worden. In het huidige model zijn twee opties: sterfte en reproductie. Voor iedere stof (totaal vier) en iedere optie (totaal twee) moeten een set van twee parameters geschat worden, totaal dus zestien parameters. De set van twee parameters bestaat uit het gemiddelde van alle in de literatuur gevonden (logaritmisch getransformeerde) geen-effectconcentraties (NEC) behorende bij de gekozen stof en optie, en de bijbehorende standaarddeviatie. Bij de keuze voor NEC-sterfte berekent het model per modelcompartiment de kans dat organismen van een willekeurige soort in dit modelcompartiment sterven bij een gegeven concentratie in het water. Bij de keuze voor NEC-reproductie berekent het model per modelcompartiment de kans dat organismen van een willekeurige soort in dit modelcompartiment verminderd reproduceren bij de gegeven concentratie in het water.

2.2.2 Koppeling met het waterkwaliteitsmodel

Het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium is een één-dimensionaal, deterministisch en dynamisch model dat uit opgegeven belastingen de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium berekent. Het model beslaat het gebied tussen de lijn Vlissingen-Breskens en de plaats waar de Rupel de Schelde instroomt bij de Belgische plaats Rupelmonde. Om modelleren mogelijk te maken is dit gebied verdeeld in veertien homogeen veronderstelde compartimenten (figuur 1).

De uitvoer van het model bestaat uit concentraties en fluxen per modelcompartiment. Via een eenvoudige input-output koppeling worden de opgeloste metaalconcentraties geschikt gemaakt voor gebruik in ERASES.

Daarnaast wordt het model gekoppeld aan de opvolger van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium, het beslissingsondersteunend systeem voor het Schelde-estuarium, een model ontwikkeld in het kader van het EU project LIFE (WL, 1995).

2.2.3 Gevoelighedsanalyses

De gevoeligheid van het model voor een aantal aspecten is onderzocht: de gevoeligheid voor de variatie in de uitvoer van het waterkwaliteitsmodel, variatie in de schatting van de NEC waarde en variatie in het aantal NEC waarden waaruit de parameters zijn geschat. Kater & Lefèvre (1995) geven een uitgebreid verslag van de gevoelighedsanalyses.

Wat betreft variatie in de uitvoer van het waterkwaliteitsmodel bleek het model vooral gevoelig bij het metaal zink. De onzekerheden in de belastingen en de parameters van het waterkwaliteitsmodel geven een range van uitkomsten in opgeloste metaalconcentraties. Wanneer de maximale opgeloste zinkconcentratie als uitvoer van het waterkwaliteitsmodel werd gegenereerd, bleek de uitkomst van ERASES 15% tot 30% hoger te liggen dan bij de standaard zinkconcentratie. Voor alle andere stoffen en de minimum opgeloste zinkconcentraties was deze variatie meestal kleiner dan 1% en nooit groter dan 5%. Bij het beschouwen van de resultaten van zink moet rekening gehouden worden met de gevoeligheid van ERASES voor de onzekerheden in het waterkwaliteitsmodel.

De parameters van ERASES zijn gebaseerd op laboratoriumproeven met zoutwaterorganismen. Uit een reeks experimenten wordt een NEC

geschat. De schatting van deze NEC kent een onzekerheid. Onderzocht is wat het effect is wanneer deze onzekerheid 10% bedraagt. Dit wil zeggen dat een andere onderzoeker uit het laboratoriumexperiment een NEC zou kunnen schatten die 10% hoger of lager ligt dan de uitgevoerde schatting.

Voor wat betreft cadmium, koper en zink was de variatie in het risico boven de mediaan en beneden de mediaan ongeveer gelijk. Chroom leverde een scheve verdeling op: het verschil tussen mediaan en maximum groter dan het verschil tussen mediaan en minimum. In het geval van cadmium en zink bedroeg het maximum ongeveer twee keer de mediaan. Voor koper varieert deze factor tussen twee en drie. Het maximum van chroom is ongeveer vier maal de mediaan. Dit betekent dat vooral bij chroom en koper, maar ook bij de andere twee metalen, het maximale risico veel hoger kan liggen wanneer de onzekerheid in de schatting van de NEC in beschouwing wordt genomen.

Een andere factor die van invloed kan zijn is het aantal NEC's waaruit de parameters zijn geschat. De gevoeligheid van ERASES voor dit fenomeen is onderzocht. Wanneer de risico's beneden de 30% liggen (wat aannemelijk is), werd een verschil gevonden tussen modelparameters geschat uit vier NEC waarden en modelparameters geschat uit 10 NEC waarden. Het verschil tussen 10 en 100 NEC waarden was klein. Geconcludeerd kan worden dat het model gevoelig is voor het aantal NEC waarden waaruit de modelparameters zijn geschat, en dat deze gevoeligheid vooral ligt in de range tussen 2 en 10 NEC waarden. Dit is echter wel afhankelijk van de waarde van het gemiddelde en de waarde van de standaarddeviatie. Bij een laag aantal waarnemingen zal het risico hoger ingeschat worden dan bij meer waarnemingen. Hoeveel hoger is afhankelijk van de NEC's en moeilijk algemeen te kwantificeren. In het huidige model zijn de gemiddelde NEC's van zink en cadmium voor reproductie gebaseerd op resp. 10 en 14 waarnemingen, wat volgens bovenstaande analyse voldoende is. Wat betreft koper en zink (resp. 7 en 6 waarnemingen) kunnen de uitkomsten worden beïnvloed door het geringe aantal NEC's waarop de parameters zijn gebaseerd. Wat betreft NEC's voor sterfte kunnen er in het huidige model geen berekeningen worden gemaakt voor zink en chroom, omdat er te weinig NEC's voor zoutwaterorganismen beschikbaar waren (resp. 4 en 3). Voor koper en cadmium (resp. 8 en 7 waarnemingen) kan wel een analyse worden gemaakt, maar ook hier geldt dat de resultaten beïnvloed kunnen zijn doordat het aantal waarnemingen lager ligt dan 10.

In een ander kader is door Schobben & Haenen (1992) een onderzoek gedaan naar de gevolgen van onzekerheden in toxiciteitsdata voor de betrouwbaarheid van het ecotoxicologisch risico. Zij kwamen tot de conclusie dat de inverse methode van Straalen niet de neiging heeft onzekerheden in NEC's op te blazen, dat de onzekerheid in het berekende risico groter wordt bij het gebruik van minder NEC's of bij het gebruik van een smallere, gepiekte log-logistische verdeling, en dat de laagste NEC het meest bepalend is voor het risico.

Door Smit et al. (1995) is onderzoek gedaan naar de helling van concentratie-effect relaties. Deze helling blijkt een belangrijke rol te spelen bij het inschatten van risico's. Met de resultaten van dat onderzoek kunnen concentratie-effect relaties betrouwbaarder ingeschat worden, en kan de variatie in hellingen worden meegenomen bij risico analyses. In het huidige model is geen rekening gehouden met de helling van de concentratie-effect relaties.

2.3 Andere methoden van risico analyse

Naast de inverse methode van Straalen zijn er andere methoden om een risico analyse uit te voeren. De methoden zijn op verschillende principes gebaseerd.

Zo is er bijvoorbeeld de methode van Slooff, welke is gebaseerd op statistische verbanden, afgeleid uit een groot aantal toxiciteitsgegevens voor aquatische soorten (Slooff et al., 1986).

Bij de Amerikaanse EPA wordt een methode gehanteerd die gebaseerd is op de ratio tussen gemeten concentratie en maximaal toelaatbaar risico (Basietto et al., 1991). Deze methode is het resultaat van ontwikkeling die begin jaren 80 is gestart.

In de methode van Blanck wordt gebruik van frequentieverdelingen (Blanck, 1984). Hierbij wordt de EC50 van de gevoeligste soort voorspelt uit de EC50 waarden van een groot aantal andere organismen.

Een tweetal methoden zijn gebaseerd op PEC/NEC relaties, namelijk de methode toegepast in het project RISMARE (Jonkers, 1994) en de methode toegepast in het model CHARM 2.0 (Schobben et al., 1994).

Tenslotte is er een conceptueel model, wat is ontwikkeld door de Amerikanen Lowrance en Vellidis (Lowrance & Vellidis, 1995).

Risico analyse kan ook zijn ingebouwd in modellen die risico berekenen op basis van allerlei omgevingsfactoren. Voorbeelden hiervan zijn het REFEREE (Scholten et al., 1989) en ASTER (Russom et al, 1991).

In Kater (1995a) worden de andere methoden van risico analyse uitgebreid behandeld.

3 Toepassing van het model ERASES

3.1 Inleiding

In het huidige waterbeleid zijn een aantal maatregelen om tot reductie van de zijdelingse belasting van het estuarium opgenomen, met als doel de kwaliteit van water en waterbodem te verbeteren. Ook de verwijdering van vervuild slib uit de Zeeschelde, die vanaf 1991 plaatsvindt, draagt daartoe bij. Het waterbeleid is voor Nederland neergelegd in het Beleidsplan Westerschelde (Directie Zeeland, 1991) en voor België in het MINA-plan (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990). Op basis van deze beleidsmaatregelen en van een aantal beleidsalternatieven zijn in samenwerking met Directie Zeeland beleidsalternatieven opgesteld. De effecten van uitvoering van deze beleidsalternatieven op de kwaliteit van het water en de waterbodem van het Schelde-estuarium zijn berekend met het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. De beleidsalternatieven zijn gedefinieerd in Lefèvre et al. (1995), en de berekeningsresultaten getoetst aan de chemische waterkwaliteitsdoelstellingen voor het water en de waterbodem. In dit hoofdstuk worden de ecotoxicologische risico's behorende bij de diverse beleidsalternatieven gepresenteerd. Een uitgebreid verslag van de analyses is gedaan door Lefèvre (1995).

3.2 De beleidsalternatieven

De volgende alternatieven zijn doorgerekend, gerangschikt naar toenemende emissiereductie.

1. Nulalternatief: Dit alternatief dient als referentie. Wat wordt waterkwaliteit wanneer er "niets" wordt gedaan.
2. Slibalternatief: Met het slibalternatief zijn de effecten voor de water- en bodemkwaliteit berekend van het verwijderen van ongeveer 400.000 ton slib per jaar uit de Zeeschelde. Dit vindt vanaf 1991 daadwerkelijk plaats.
3. Planalternatief: In dit alternatief zijn de gevolgen van de reducties zoals omschreven in de huidige beleidsplannen doorgerekend.
4. BBT-alternatief: Met het BBT-alternatief is de situatie berekend die ontstaat als de (naar huidige inzichten en mogelijkheden) beste bestaande technieken bij speerpuntbedrijven en rioolwaterzuiveringsinstallaties zijn ingevoerd.

Tabel 1 (zie volgende pagina) geeft per stof een overzicht van de reductiepercentages van de emissies, die bij de gebruikte alternatieven zijn gehanteerd.

Tabel 1
 Reductiepercentages emissies in de
 vier beleidsalternatieven.

Stof	nul		slib		plan		BBT	
	B	NL	B	NL	B	NL	B	NL
Ammonium	0	0	0	0	50	50	50	50
Nitraat	0	0	0	0	50	50	45	45
Org. stikstof	0	0	0	0	50	50	50	50
BZV	0	0	0	0	50	70	70	70
Totaal cadmium	0	0	0	0	50	80	80	80
Totaal koper	0	0	0	0	50	50	52	52
Totaal zink	0	0	0	0	50	50	54	54
Totaal chroom	0	0	0	0	50	50	57	57

3.3 Resultaten toepassing

Voor ieder alternatief is nagegaan wat het hoogste voorkomende risico bij dat alternatief was, waarbij geselecteerd is uit de risico's gedurende het gehele jaar in de gehele Westerschelde. De hoogste risico's zijn altijd gevonden aan de Belgisch-Nederlandse grens, terwijl het tijdstip waarop het hoogste risico werd gevonden varieerde voor de verschillende metalen.

Uitgaande van het streven 95% van de soorten te beschermen tegen verontreiniging (= risico mag niet hoger zijn dan 5%), volgt uit de analyse dat bij het handhaven van het belastingniveau van 1985 (nulalternatief) er, wanneer de stoffen individueel worden beschouwd, twee probleemstoffen zijn: koper en zink. Dit is te zien in figuur 2 en 3. Van de andere twee stoffen ligt het risico lager dan 5%, zoals te zien in figuur 4 (cadmium) en 5 (chroom). Van de grens- en streefwaarden uit MILBOWA (1991) voor opgeloste stoffen zijn de bijbehorende ecotoxicologische risico's berekend. Wanneer de risico's aan deze waarden getoetst worden zijn alle vier metalen probleemstoffen in het nulalternatief. Het verschil met toetsing aan de 5% norm, waarop ook de MILBOWA waarden zijn gebaseerd, ontstaat door het gebruik van andere achterliggende getallen. De MILBOWA waarden zijn gebaseerd op zoetwaterorganismen, terwijl de achterliggende database voor ERASES is gebaseerd op de weinige data van zoutwaterorganismen.

Bij onttrekking van slib uit de Zeeschelde (slibalternatief) wordt een lager ecotoxicologisch risico gevonden voor cadmium, koper en zink dan bij het nulalternatief. Van de twee gesignaleerde probleemstoffen (koper en zink) blijft bij toetsing aan de 5%-norm koper problematisch, terwijl het zinkrisico onder de 5% daalt (figuur 2 en 3). Bij toetsing aan de risico's behorende bij de grens- en streefwaarden blijven, ook bij slibonttrekking, alle vier metalen probleemstoffen. Wanneer de emissiereducties uit het beleidsplan Westerschelde zijn doorgevoerd, valt voor alle stoffen het risico onder de 5% norm. Bij toetsing aan de risico's behorende bij grens- en streefwaarden valt alleen het risico voor chroom onder de grenswaarde (figuur 5). Het doorvoeren van de best bestaande technieken (bbt-alternatief) in bedrijven en RWZI's zorgt er niet voor dat

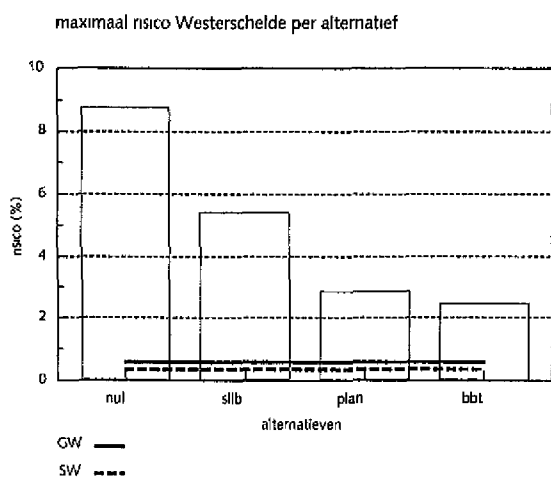
Figuur 2

Maximaal risico ten gevolge van koperconcentraties.

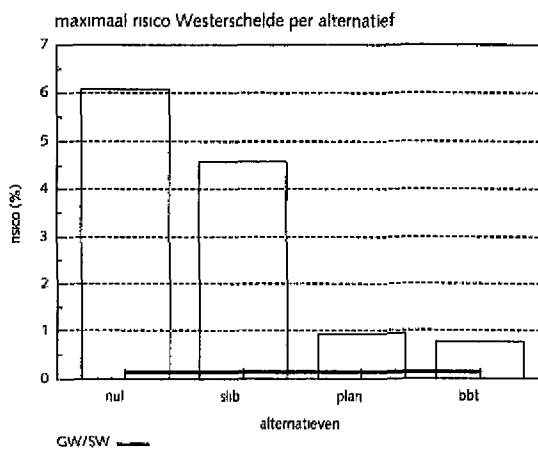
Figuur 3

Maximaal risico ten gevolge van zinkconcentraties.

Figuur 2



Figuur 3



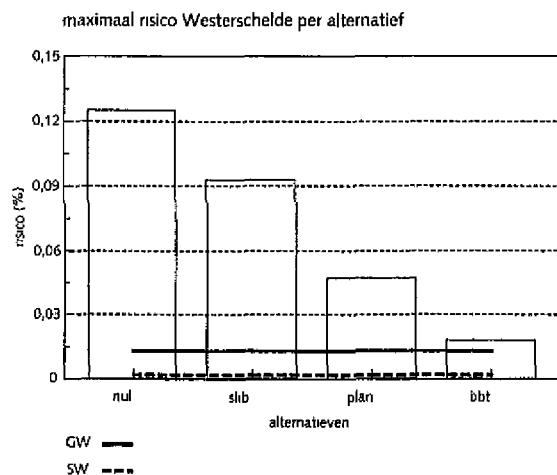
Figuur 4

Maximaal risico ten gevolge van cadmiumconcentraties

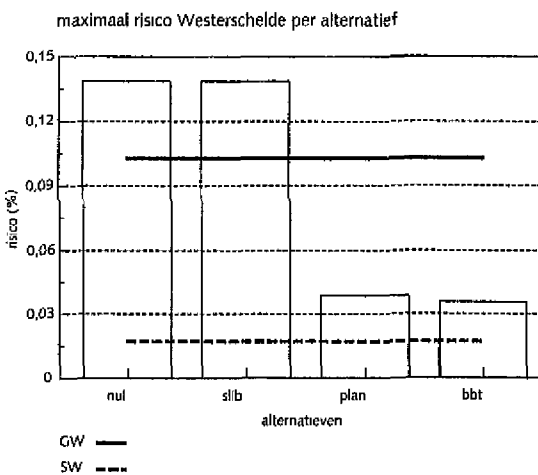
Figuur 5

Maximaal risico ten gevolge van chroomconcentraties.

Figuur 4



Figuur 5



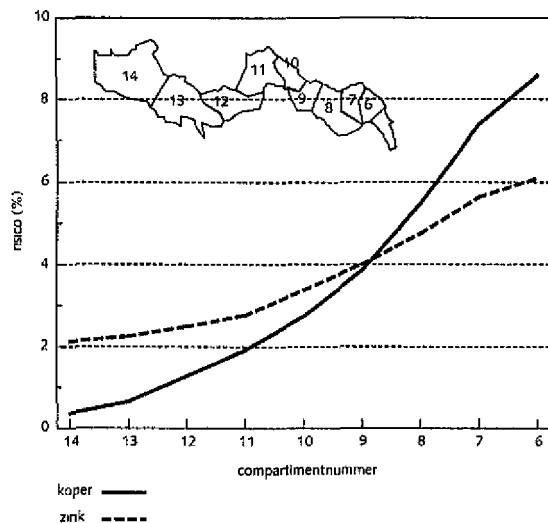
Figuur 6

Verloop van het maximale risico van koper en zink over de Westerschelde in de referentiesituatie.

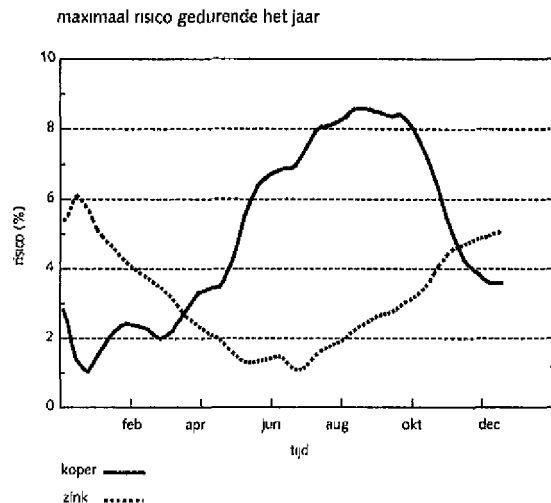
Figuur 7

Verloop van het maximale risico in de Westerschelde gedurende een jaar in de referentiesituatie.

Figuur 6



Figuur 7



de risico's van de andere stoffen onder de grenswaarde komt (figuur 2-5).

Wanneer voor de twee metalen koper en zink wordt nagegaan hoe de verdeling van het hoogste risico in de referentiesituatie (nulalternatief) over de Westerschelde is, dan blijkt dat de hoogste risico's worden gevonden aan de Belgisch-Nederlandse grens, en de laagste risico's bij Vlissingen/Breskens. Figuur 6 laat de verdeling van de hoogste risico's over de Westerschelde zien. Opvallend is dat de helling van het risico van koper steiler is dan die van zink. Uit de figuur valt af te lezen dat het risico voor zink in compartiment 8 lager wordt dan 5%, terwijl dit voor koper in compartiment 9 gebeurt. Dit betekent dat vanaf compartiment 9 voor geen van de vier metalen het risico van 5% nog overschreden wordt.

Tenslotte is gekeken naar het verloop van het risico van zink en koper gedurende het jaar in de referentiesituatie (nulalternatief). Figuur 7 laat het verloop van de twee metalen zien. Deze figuur laat zien dat de risico's van zink vooral in de wintermaanden hoog zijn, terwijl de koperrisico's vooral in de zomermaanden de grens van 5% overschrijden. Er is geen enkel moment in het jaar aan te wijzen waarop er twee of meer metalen zijn waarvoor het risico groter is dan 5%. Wel kan uit de figuur afgelezen worden dat er bijna gedurende het gehele jaar een metaalconcentratie in het water aanwezig is dat een risico van meer dan 5% oplevert.

In paragraaf 2.2.3 is de gevoeligheid van ERASES voor variatie in de waterkwaliteit, voor de schatting van de NEC's en voor het aantal gebruikte NEC's uiteengezet. Wanneer de resultaten van deze analyses naast de resultaten van de toepassing worden gelegd, vallen een aantal aspecten op:

- De variatie in de waterkwaliteit had vooral effect op de risico's voor

zink. Het risico voor zink kan 15%-30% hoger liggen. Dit betekent dat het risico voor zink in het nulalternatief, nu 6%, als gevolg van de onzekerheden in het waterkwaliteitsmodel zou kunnen oplopen tot maximaal 8%. Door deze onzekerheden komen de alternatieven die onder de 5%-norm lagen echter niet boven deze norm uit.

- De gevoeligheid voor de schattingen van de NEC's had vooral invloed op chroom. Het risico zou 4x zo hoog kunnen zijn bij een andere schatting van de NEC's. Dit heeft geen gevolgen voor de conclusies uit de alternatieven. Het nulalternatief blijft, ook wanneer het risico 4 maal zo hoog wordt, onder de 5%-norm (namelijk 1/2%). Problematischer zijn zink en koper. De risico's van zink zouden twee maal zo hoog kunnen worden, wat betekent dat het risico van het nulalternatief op 12% zou kunnen komen. De alternatieven die nu onder de 5%-norm liggen blijven dit ook doen wanneer het risico twee maal zo hoog is. Anders is dit bij koper. Als gevolg van genoemde onzekerheid in de schatting van de NEC's zou het koperrisico 2,5 maal zo hoog kunnen zijn. Dit betekent dat het risico van het nulalternatief 21% wordt. De risico's van het plan- en bbt-alternatief, die nu onder de 5%-norm liggen, komen hierboven met resp. 7% en 6%.
- De risico's van koper en chroom zijn geschat met parameters samengesteld uit minder dan 10 waarnemingen. Dit betekent dat de risico's van deze metalen lager zou kunnen zijn dan hier geschat.

De drie genoemde onzekerheden kunnen in een worst-case benadering de resultaten beïnvloeden. In een worst-case benadering wordt er vanuit gegaan dat alle onzekerheden zich maximaal opstapelen. Uitgaande van de 5%-norm zijn de metalen chroom en cadmium ook in de worst-case benadering geen probleem. Voor zink veranderen de resultaten niet, zij het dat de risico's van het nul- en sibalternatief hoger liggen (resp. 16% en 12%). De risico's van het plan- en bbt-alternatief blijven echter beneden de 5% (resp. 2.5% en 2%). Voor koper gaan in de worst-case benadering de risico's van alle alternatieven over de 5% heen. Dit effect kan nog enigszins gedrukt worden wanneer de parameters voor koper uit meer dan 10 waarnemingen samengesteld zouden worden. In de worst-case benadering bedraagt het risico voor koper behorende bij het nulalternatief 21% en het risico behorende bij het bbt-alternatief 6%.

3.4 Conclusies uit de toepassing van de risico analyse

- Wanneer de gevonden percentage worden beschouwd lijken koper en zink de probleemstoffen: de kans dat organismen in de Westerschelde verminderd reproduceren is 2% - 8% door opgelost koperconcentraties en 1% - 6% door opgeloste zinkconcentraties. De onzekerheden in ogenschouw nemende kunnen de risico's voor koper oplopen tot 21% en voor zink tot 16%.
- De risico's voor koper en zink zijn in het oostelijk deel van de Westerschelde het grootste, en in het westelijk deel van de Westerschelde het kleinste. Het risico voor koper is in de zomer het grootst en voor zink in de winter.
- Wanneer de risico's behorende bij de grenswaarde (MILBOWA, 1991) worden berekend blijkt dat ook cadmium een probleemstof is.
- Het BBT-alternatief geeft voor alle metalen het laagste maximale risico gedurende het jaar, hoewel alleen in het geval van cadmium de verschillen met bodem- en planalternatief duidelijk aanwezig zijn.

4 Discussie en aanbevelingen

Om meer uitspraken te kunnen doen over het effect van waterconcentraties in de Westerschele op de organismen in de Westerschelde is het instrument ERASES ontwikkeld. Dit model berekent, gegeven een metaalconcentratie in het water, de kans dat organismen van een willekeurige soort effecten van deze concentraties op sterfte of reproductie ondervindt. Het model berekent dit per modelcompartiment.

Met het ontwikkelde instrumentarium is het mogelijk een beoordeling te geven van het gevolg van een beleidsalternatief gericht op de verbetering van de waterkwaliteit. Deze beoordeling vindt plaats naast een chemische beoordeling waarin de kwaliteit aan normen wordt getoetst.

Uitbreiding van het model kan naar vele kanten plaats vinden:

- Het aantal stoffen kan uitgebreid worden met de in IMPAQT gemodelleerde organische microverontreinigingen PCB-52, PCB-153, benzo(a)pyreen, fluorantheen en lindaan. Ook kan uitbreiding plaatsvinden met de in LIFE kader aan het model toegevoegde pesticiden en gewasbeschermingsmiddelen.
- Naast toetsing aan de NEC's kan het model uitgebreid worden met toetsing aan de EC50 (LC50) waarden. De EC50 waarden kunnen ook gebruikt worden om NEC's te schatten, waardoor het aantal waarnemingen per metaal boven de tien uit zal komen.
- Er zijn nu twee populatieparameters gemodelleerd: sterfte en reproductie. Als derde populatieparameter zou groei gemodelleerd kunnen worden.
- Er kan doorvergiftiging naar hogere trofische niveaus (vogels) worden ingebouwd. Hierbij ontstaat het probleem dat er waarschijnlijk te weinig toxiciteitsdata zijn om dit goed te kunnen doen.
- Naast risico per compartiment zou een risicogetal voor de hele Westerschelde ontwikkeld kunnen worden.
- Het risico kan op diverse manieren worden uitgedrukt, zo kan bijvoorbeeld de optie worden toegevoegd om uit te rekenen in welk percentage oppervlakte van de Westerschelde een bepaalde drempelwaarde (norm) wordt overschreden. Zie hiervoor bijvoorbeeld Schobben et al. (1992).
- Gepoogd kan worden het risico in één risico getal te formuleren.
- Tevens kan gecorrigeerd gaan worden voor aspecten als zout, temperatuur, biologisch beschikbare fractie. Zout bijvoorbeeld is niet door het gehele estuarium constant en kan een grote invloed op de NEC hebben.
- De variatie van de hellingen van concentratie-effect relaties kan meegenomen worden in de risico schattingen.

5 Literatuur

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 variatoin among organisms in their sensitivity to chemicals. Ecological Bulletins 36: 107-119.

Directie Zeeland 1991

Beleidsplan Westerschelde. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg.

Gezondheidsraad 1988

Advies inzake ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen.

Jonkers, D. 1994

Toelichting op vier risico analyse projecten die betrekking hebben op de Noordzee/Waddenzee; Rismare, Ram, Risico analyse Eutrofiering, 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: theoretische achtergronden. Werkdocument RIKZ/AB-95.833x. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kater, B.J. 1995b

ERASES ecotoxicologische risico analyse Schelde-estuarium: het model. Werkdocument RIKZ/AB-95.835x. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Kater, B.J. 1995c

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

Kater, B.J. & Lefèvre, F.O.B. 1995

Gevoeligheidsanalyses ERASES. Werkdocument RIKZ/AB-95.876x. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lefèvre, F.O.B. 1995

Ecotoxicologische risico analyse beleidsalternatieven Westerschelde. Werkdocument RIKZ/AB-95.861x. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Lefèvre, 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. 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 bottom land hardwood forest. *Environmental Management* 19(2): 239-258.

MILBOWA 1991

Notitie milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. Kamerstuk Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 20990 nr. 1,

Ministerie van VROM. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap 1990

Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen: voorstellen voor 1990 t/m 1995. Brussel.

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. & Philli, A. 1991

ASTER: an integration of the ACQUIRE database and the QSAR system for use in ecological risk assessments. *The Science of the Total Environment* 109/110: 676-670.

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., Karman, C.C., Scholten, M.T.C. & van het Groenewoud, H. 1994

CHARM 2.0. TNO-rapport, Delft.

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

Introductie van methoden voor kwantitatieve ecologische risico analyse gericht op AMOEBA-soorten. Rapportage in het kader van RAM. TNO-rapport R92/291. TNO, Delft.

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

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

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

De gevolgen van onzekerheden in toxiciteitsdata voor de betrouwbaarheid van het ecologisch risico. Werkdocument GWAO-92.163x. Rijkswaterstaat, 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.

SCHOON 1995

Product-definities Kwaliteit Scheldes, dd 27 maart 1995. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

Slooff, W., van Oers, A.M. & de Zwart, D. 1986

Margins of uncertainty in ecotoxicological hazard assessment. Environmental Toxicology and Chemistry 5: 841-852.

Smit, M.G.D., Schobben, H.P.M. & Karman, C.C. 1995

Hellingen van concentraties-effect relaties: Een verkennend onderzoek. Rapport R95/135. TNO Milieuwetenschappen, Delft.

WL 1991

Waterkwaliteitsmodel Westerschelde. concept-rapport T257. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

WL 1995

Beleidsondersteunend systeem voor het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de kustzone. Hoofdrapport. Conceptrapport T1140. Waterloopkundig Laboratorium, Delft

Bijlage I: De afleiding van het milieurisico

Het milieurisico δ is te zien als de mate van overlapping van de kansverdeling van de omgevingsconcentratie PEC en de geen-effect-concentratie NEC. δ is de kans dat PEC hoger is dan NEC:

$$\delta = P(PEC > NEC) \quad (1)$$

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:

$$\delta = \int_{-\infty}^{\ln c} n(x) dx \quad (2)$$

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

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

waarin:

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