

Stay alive!

***“Welk beleid vermindert de ecotoxicologische risico's
in het Schelde-estuarium?”***

Afstudeerrapport

Werkdocument RIKZ/AB-97.828x

Werkdocument

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Kust en Zee / RIKZ

Aan
Project SAP

Van
Mireille Groenenberg

Datum
22 mei 1997

Nummer
RIKZ/AB-97.828x

Onderwerp
Uitbreiding van het ERASES-model met pesticiden

Doorkiesnummer
287

Bijlage(n)
-

Project
SAP

Vanuit Rijkswaterstaat Directie Zeeland bestaat de wens om voor de beoordeling van beleidsalternatieven een risico-analyse uit te kunnen voeren. Daarmee wordt het mogelijk om naast het berekenen van een beleidsalternatief op het gebied van waterkwaliteit ook uitspraken te doen omtrent het effect van een beleidsalternatief op een ecosysteem.

In dit rapport wordt de uitbreiding van ERASES met drie pesticiden beschreven. Daarnaast zijn de effecten van vier beleidsalternatieven op het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden, met behulp van ERASES bepaald.

Dit afstudeerrapport is opgesteld in het kader van het afstuderen voor de opleiding Aquatische Ecotechnologie aan de Technische en Maritieme Faculteit "De Ruyter" van de Hogeschool Zeeland. Het RIKZ stelt zich niet verantwoordelijk voor de inhoud van dit rapport. De uitkomsten en conclusies zijn geheel voor rekening van de stagiaire.

Vestiging Middelburg
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg
Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon (0118) 67 22 00
Telefax (0118) 61 65 00

Stay alive!

***“Welk beleid vermindert de ecotoxicologische risico's
in het Schelde-estuarium?”***

Afstudeerrapport

Studie: Aquatische Ecotechnologie

*Werkdocument RIKZ/AB-97.828x
Mireille Groenenenberg
Middelburg, mei 1997*

Dankwoord

Tijdens mijn afstuderen bij het RIKZ in Middelburg en tijdens het tot stand komen van dit afstudeerrapport, hebben verschillende personen hun medewerking gegeven. Toch wil ik een aantal personen even bij naam noemen en bedanken voor hun bijzonder goede hulp en raad.

Als eerste wil ik mijn stagebegeleider vanuit het RIKZ in Middelburg, Belinda Kater, bedanken voor haar uitstekende begeleiding. Zij stond altijd voor je klaar bij eventuele problemen en gaf goede raad en adviezen tijdens mijn afstuderen. Ook heeft zij de moeite genomen om mijn schriftelijk werk regelmatig door te nemen en te corrigeren. Uit eindelijk heeft dat geleid tot dit afstudeerrapport.

Tevens wil ik alle medewerkers van het RIKZ Den Haag en met name de medewerkers van het RIKZ te Middelburg, maar ook Margriet Beek van het RIZA, bedanken voor hun medewerking en interesse. Ook de mensen van de bedrijfsfitness wil ik bedanken voor het zo aangenaam mogelijk maken van het werk.

De personen die ik nog eventjes bij naam wil noemen zijn: Anja Phernambucq, Albert Holland, Frits Lefèvre, Gillis Wattel, Bert van Eck en Henk Baptist, . Ook wil ik mijn kantoor genoten Jacqueline de Nooij en Kay van Doorn bedanken voor hun morele steun en geduld om met mij samen één ruimte gedeeld te hebben.

Naast de medewerkers van het RIKZ, wil ik ook alle docenten van de Hogeschool Zeeland bedanken voor hun tijd en inzet die ze in mij hebben moeten steken om tot het afstuderen te kunnen komen.

De heer Evenberg wil ik bedanken voor het begeleiden van mijn afstuderen als begeleidend docent.

Samenvatting

De zoute watersystemen kunnen op verschillende manieren worden beheerd. Om de juiste vorm van waterbeheer te kunnen kiezen, moet inzicht verkregen worden in de effecten of de effectiviteit van het beheer. De keuze van een bepaald beheer is beleid. Het beleid kan op verschillende manieren uitgevoerd worden. Deze verschillende manieren van uitvoeren worden beleidsalternatieven genoemd.

Bij Rijkswaterstaat Directie Zeeland bestaat de wens om voor de beoordeling van beleidsalternatieven een risico-analyse uit te kunnen voeren. Daarmee wordt het mogelijk om naast het berekenen van een beleidsalternatief op het gebied van waterkwaliteit, ook uitspraken te doen omtrent het effect van een beleidsalternatief op het ecosysteem. Hiervoor is het **Ecotoxicologisch Risico-Analysemodel van het Schelde-ESTuarium (ERASES)** ontwikkeld. In dit rapport wordt de uitbreiding van ERASES met drie pesticiden beschreven. Deze pesticiden zijn: Atrazine, Simazine en Diuron. Met een waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium (BOS LIFE genaamd) zijn vier beleidsalternatieven geformuleerd. Hierna zijn de effecten van deze beleidsalternatieven op het risico voor het milieu, veroorzaakt door de opgeloste concentraties van de drie toegevoegde pesticiden, met behulp van ERASES bepaald.

De vier verschillende alternatieven die gebruikt zijn voor dit onderzoek zijn: *nul-alternatief* (geen emissiewijzigingen, referentie-alternatief, belastingsituatie van 1991 doorgerekend), *vracht-alternatief* (50% vracht-reductie bij Kanaal Gent-Terneuzen en Rupelmonde), *lucht-alternatief* (50% atmosferische depositie-reductie) en een *combinatie-alternatief* (combinatie van de reducties van het vracht- en het lucht-alternatief).

Bij de verdere uitwerking van de beleidsalternatieven zijn de beleidsalternatieven die de atmosferische depositie bevatten verder buiten beschouwing gelaten, omdat bij de analyses van de beleidsalternatieven bleek dat de reductie van de atmosferische depositie vrijwel geen invloed heeft op de verandering van de risico's voor het milieu bij alle drie de pesticiden. Uit de verdere uitwerking blijkt, dat bij een vracht-reductie van 50%, zoals staat aangegeven in het Beleidsplan Westerschelde, de stoffen Atrazine, Simazine en Diuron, niet aan hun grenswaarden voldoen. Dit houdt in dat volgens de berekeningen uitgevoerd door het ERASES-model, het huidige beleid ontoereikend is voor alle drie de pesticiden en is in de toekomst een aanvullend beleid noodzakelijk. Bij de uitkomsten over de risico's voor het milieu, kunnen echter nog wel enkele kanttekeningen geplaatst worden. Zo is het BOS LIFE-model nooit gecalibreerd voor pesticiden en hoeven de ingevoerde pesticide-concentraties in het BOS LIFE-model niet geheel overeen te komen met de werkelijke concentraties in het Schelde-estuarium. Ook kan gesteld worden dat de model

berekeningsmethode, namelijk de "Inverse Methode van Straalen", erg gevoelig is voor wat betreft de ingevoerde gemiddelde effect concentratie en de standaard deviatie. Bovendien is niet zeker of het gebruik van de "Inverse Methode van Straalen" wel toepasbaar is op het berekenen van het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden.

Summary

The saltwater systems can be managed in different ways. In order to choose the correct way to manage a saltwater system, the effect of a policy has to be inquired. The choice for a certain management is policy. The policy can be executed in different ways. These different ways of execution are called policy-alternatives.

The Ministry of Transports, Public works and water management, Zeeland Direction, has indicated that they want to develop a risk-analysis for the evaluation of the policy-alternatives. In that way it will be possible to forecast the effects of a policy-alternative on the ecosystem, besides the effects of a policy-alternative on the waterquality. Therefore the Ecotoxicological Risk-Analysismodel of the Scheldt-ESTuary (ERASES) has been developed. In this report the extension of ERASES with three pesticides is described. These pesticides are: Atrazine, Simazine and Diuron. The effect of the four alternatives are calculated with the waterquality model for the Scheldt-estuary (BOS LIFE). After this calculation the effects of the policy-alternatives on the risk for the environment are computed with the help of ERASES.

The four different policy-alternatives which are used in this investigation are: zero-alternative (no emission changes in the concentrations of the year 1991, reference alternative), load-alternative (50% load reduction in the channel Gent-Terneuzen and Rupelmonde), air-alternative (50% reduction of the atmospheric deposition) and a combination-alternative (combination of the reductions of load and atmospheric deposition).

Concerning the further execution of the policy-alternatives, the policy-alternatives which contain atmospheric deposition, are not worked out in detail, because the analyses of these policy-alternatives showed that the reduction of atmospheric deposition has no influence on the risks for the environment as result of the concentrations of the three pesticides. The further analyses of the results shows that with a load reduction of 50%, as stated in the policyplan Westernscheldt, the concentrations of the pesticides Atrazine, Simazine and Diuron are above their limiting value. This means that according to the calculations, which are executed by the ERASES-model, the present policy is inadequate for the three pesticides. Therefore additional policy will be needed.

Some comment can be placed with regard to the results. The BOS LIFE-model has never been calibrated for pesticides and therefore the used concentrations of pesticides do not have to correspond with the real concentrations in the Scheldt-estuary.

It can also be stated that the calculationmethode (the "Inverse Methode van Straalen") is very sensitive concerning the used average effectconcentration and the standard deviation. Moreover, it is not certain that the "Inverse

Methode van Straalen" can be used for the calculation of the risk for the environment, caused by concentrations of pesticides in the Estuary.

Inhoudsopgave

1.	Aanleiding	1
1.1	Kader van de Opdracht	1
1.2	Probleemstelling	2
1.3	Leeswijzer	2
2.	Inleiding	4
2.1	Van waterkwaliteit naar risico voor het milieu	4
2.2	Risico-analyse en ERASES	7
2.3	Geselecteerde Stoffen	8
3.	Werkwijze	9
3.1	Beleidsalternatieven	9
3.1.1	<i>Het nul-alternatief, geen emissiewijzigingen.....</i>	9
3.1.2	<i>Het vracht-alternatief</i>	9
3.1.3	<i>Het lucht-alternatief</i>	10
3.1.4	<i>Het combinatie-alternatief</i>	10
3.2	Verzamelen van Ecotoxicologische data	10
3.3	Invoer gegevens Waterkwaliteitsmodel	11
3.4	Uitvoering van de risico's voor het milieu	11
4.	Resultaten	13
4.1	Uitbreiding van het ERASES-model	13
4.2	Alternatieven	14
4.2.1	Atrazine	17
4.2.2	Simazine	20
4.2.3	Diuron	23
5.	Discussie en Conclusie	26
5.1	Algemeen	26
5.2	Uitbreiding van ERASES	27
5.3	Atrazine	28
5.4	Simazine	28
5.5	Diuron	29
6.	Aanbevelingen	30
	Verklarende woorden lijst	31
	Literatuur	33

Bijlagen:

- Bijlage I: Inverse Methode van Straalen
- Bijlage II: Overzicht van NOEC-gegevens van verschillende
pesticiden
- Bijlage III: Beschrijving van stoffen
- Bijlage IV: Overzichtskaart van de modelschematisatie

1. Aanleiding

1.1 Kader van de Opdracht

Als onderdeel van mijn opleiding Aquatische Ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland, heb ik mijn afstudeeropdracht uitgevoerd bij het Rijksinstituut voor Kust en Zee (**RIKZ**) in Middelburg. Het afstuderen vond plaats in de periode van 2 december 1996 tot 13 juni 1997. De opdracht bestond uit het uitbreiden van het Ecotoxicologisch Risico-Analysemodel van het Schelde-ESTuarium (**ERASES**) door het invoeren van modelparameters van de pesticiden: Atrazine, Simazine en Diuron. Vervolgens werden een aantal beleidsalternatieven in het BOS LIFE-model doorgerekend, om het effect op het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden te bepalen (Kater, 1995; WL, 1995). Mijn afstudeeropdracht maakte deel uit van het RIKZ project SAP (Schelde Actie Plan).

In de afgelopen jaren is risico-analyse een steeds vaker voorkomend begrip geworden. 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. Deze benadering vormt de grondslag voor het effectgerichte beleid en is een maatlat om de nadelige effecten van milieubelasting te kunnen vaststellen en te voorspellen. Uitgangspunt van het effectgerichte beleid is dat de kans op nadelige effecten voor mensen, dieren, planten, ecosystemen en goederen uitkomt op een niveau dat "maximaal toelaatbaar" is.

De zoute watersystemen kunnen op verschillende manieren worden beheerd. Om de juiste vorm van waterbeheer te kunnen kiezen, moet inzicht verkregen worden in de effecten of de effectiviteit van het beheer. De keuze van een bepaald beheer is beleid. Het beleid kan op verschillende manieren uitgevoerd worden. Deze verschillende manieren van uitvoeren worden beleidsalternatieven genoemd. Bij Rijkswaterstaat Directie Zeeland bestaat de wens om voor de beoordeling van beleidsalternatieven een risico-analyse uit te kunnen voeren. Het voor de risico-analyse gebruikte instrumentarium is in ontwikkeling. Het is mogelijk om naast het berekenen van een beleidsalternatief op het gebied van waterkwaliteit ook uitspraken te doen omtrent het effect van een beleidsalternatief op het ecosysteem. Het verder ontwikkelen van het risico analyse-model (**ERASES**) en het uitvoeren van risico-analyses is een opdracht die door Rijkswaterstaat Directie Zeeland aan het RIKZ is gegeven. Deze opdracht staat vermeld in het klantenplan Delta 1997 van het RIKZ onder het watersysteem Westerschelde productnummer WS 1.2.5: "Verdere uitbreiding ecologische

risicobeoordeling in het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium" (Rijkswaterstaat, 1996).

Alle te leveren producten voor de Westerschelde zijn ondergebracht onder vier maatschappelijke vragen. Eén van deze maatschappelijke vragen waar deze opdracht onder valt, luidt: "Hoe krijgen en houden we de Westerschelde schoon?". Met andere woorden: Hoe houden we de Westerschelde in leven en met welk beleid valt dit te bereiken?

De titel van het rapport kan op twee verschillende manieren uitgelegd worden. "STAY ALIFE" betekent dat de Westerschelde in leven moet blijven en "STAY ALIFE" slaat op het gebruik van het beslissingsondersteunend model van het Schelde-estuarium (BOS LIFE genaamd) dat in het kader van het internationale LIFE-project is uitgevoerd.

1.2 Probleemstelling

De interesse van de Overheid gaat uit naar de mogelijke effecten van het beleid op de risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties van een aantal pesticiden in de Westerschelde. Om deze effecten aan te kunnen tonen, kan er gebruik gemaakt worden van een Beslissingsondersteunend systeem (BOS LIFE-model). Het probleem is echter dat het bestaande BOS LIFE-model geen uitspraken kan doen over effecten van beleidsalternatieven op de risico's voor het milieu van opgeloste concentraties pesticiden in het Schelde-estuarium. Daarom is men genooddaakt het aan het BOS LIFE-model gekoppelde ERASES-model uit te breiden met een aantal pesticiden. Na deze uitbreiding kan vervolgens het risico voor het milieu worden berekend voor opgeloste concentraties van een aantal pesticiden bij verschillende beleidsalternatieven.

Doel van de opdracht is het uitbreiden van het ecotoxicologisch risico analyse-model van het Schelde-estuarium (ERASES) in het BOS LIFE-model met een aantal pesticiden. Vervolgens wordt er berekend wat de effecten van vier beleidsalternatieven zijn op de risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden.

1.3 Leeswijzer

In het nu volgende hoofdstuk 2 wordt een inleiding gegeven op het uiteindelijke onderzoek. In deze inleiding wordt ingegaan op het gebruik van verschillende modellen en het selecteren van de pesticiden. In hoofdstuk 3 worden de werkwijze en de verschillende beleidsalternatieven toegelicht en tevens wordt aangegeven hoe de invoer van gegevens in bepaalde

modellen heeft plaats gevonden. In hoofdstuk 4 worden de resultaten met betrekking tot de uitbreiding van het ERASES-model en de verschillende beleidsalternatieven per pesticide uiteen gezet. In het vijfde hoofdstuk worden er conclusies getrokken en gediscussieerd over de uitkomsten die de modellen hebben gegeven. In het laatste hoofdstuk 6 worden aanbevelingen gedaan voor een eventueel vervolg op dit onderzoek.

2. Inleiding

2.1 Van waterkwaliteit naar risico voor het milieu

Het beleid zoals gepresenteerd in het Beleidsplan Westerschelde, kan op verschillende manieren uitgevoerd worden. Deze verschillende manieren van uitvoeren worden beleidsalternatieven genoemd. Het uitvoeren van deze beleidsalternatieven brengt de nodige effecten voor het milieu met zich mee, niet alleen op korte maar ook op lange termijn. Om een toekomst beeld te kunnen vormen van wat voor effecten er optreden na het implementeren van een beleidsalternatief, is er een model ontwikkeld. Dit model wordt het BOS LIFE-model genoemd. BOS staat voor "Beslissingsondersteunend systeem" en LIFE staat voor het LIFE-programma van de Europese Unie. Dit is het kader waarin het project (model) is uitgevoerd. Het BOS LIFE-model is ontwikkeld voor het waterkwaliteitsbeheer van het estuarium van de Schelde en de aangrenzende kustzone (WL, 1995a). Het model is gevormd ten behoeve van de betrokken waterbeheerders in België en Nederland en kan een krachtig instrument vormen bij het integrale beheer van de Schelde en de aangrenzende kustzone, onder meer in het kader van de Internationale Schelde Commissie.

Het BOS LIFE-model is gebaseerd op een één-dimensionaal waterkwaliteitsmodel dat uit opgegeven emissies de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium berekent. Het model beslaat het gebied tussen Duinkerken en de rand bij Walcheren tot aan de plaats waar de Rupel de Schelde instroomt bij de Belgische plaats Rupelmonde. Om modelleren rekentechnisch mogelijk te maken, is dit gebied verdeeld in éénentwintig segmenten (zie bijlage IV: Overzichtskaart van de modelschematisatie). In het BOS LIFE-model worden de belangrijke vervuilingbronnen in het stroomgebied geïnventariseerd.

De emissies vanuit deze bronnen worden gerelateerd aan de aard en omvang van sociaal-economische activiteiten in het stroomgebied en de mate van zuivering die wordt toegepast. Op basis van de vastgestelde emissies worden de kwaliteit van water en bodem berekend, rekeninghoudend met het transport van water en slib en andere (chemische) processen die in het watersysteem plaatsvinden.

Met behulp van de in het BOS LIFE-model kan worden onderzocht wat de consequenties zijn voor de water- en bodemkwaliteit van verschillende typen maatregelen (beleidsalternatieven), zoals maatregelen gericht op emissiereductie, zuiveringsmaatregelen en maatregelen met betrekking tot het baggeren en storten van sediment. Het BOS LIFE-model bevat voorzieningen waarmee een gebruiker op een eenvoudige manier verschillende beleidsalternatieven kan definiëren. Het milieurendement van beleidsalternatieven kan met behulp van het BOS LIFE-model worden

gekwantificeerd. Het systeem levert daarmee belangrijke informatie ten behoeve van de afweging van te nemen maatregelen door de beheerder. Aan het BOS LIFE-model zijn een aantal andere modellen gekoppeld. Zo bevindt zich in het BOS LIFE-model een waterbewegingsmodel, een waste load model (hiermee komen de belastingen op het Schelde-estuarium terecht) en een ERASES-model. Dit laatste model berekent aan de hand van concentraties verkregen uit het BOS LIFE-model de risico's voor het milieu als gevolg van de opgeloste concentraties van verschillende stoffen. De enige koppeling die het BOS LIFE-model met het ERASES-model heeft, is dat de concentraties van een stof in het Schelde-estuarium, na het uitvoeren van een beleidsalternatief in het BOS LIFE-model, gebruikt worden voor het berekenen van het risico voor het milieu bij de desbetreffende opgeloste concentraties stof in het ERASES-model. Een schematisch overzicht van het BOS LIFE-model is gegeven in figuur 1: "Schematisatie van het BOS LIFE-model".

BOS LIFE-model		
	Waterkwaliteitsdeel	Risico-analysedeel
<i>invoer</i>	- waterbewegingsdeel - emissiedeel (waste load model) - slib deel	
<i>berekenen</i>	- zuurstof-stikstofhuishouding - zware metalen - organische microverontreinigingen - pesticiden	
<i>uitvoer</i>	- opgeloste conc.  in water - particuliere conc. in water - bodemkwaliteit - balansen	ERASES-model - risico voor het milieu (milieurisico genaamd volgens Van Straalen)

Figuur 1: Schematisatie van het BOS LIFE-model.

2.2 Risico-analyse en ERASES

In de afgelopen jaren zijn diverse methodes ontwikkeld om het ecotoxicologische risico (milieurisico) van stoffen te berekenen uit NOEC-gegevens. Op advies van de Gezondheidsraad (1988) wordt in Nederland een aangepaste versie van de "Methode van Straalen" toegepast om de concentraties van contaminanten te schatten, waarboven er een kans op effecten op ecosystemen bestaat. In de context van milieubescherming in het Schelde-estuarium 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 (Straalen van, 1991). In het kader van het RIKZ-project "Schelde Actie Plan" (SAP), is het instrumentarium ERASES, dat staat voor Ecotoxicologisch Risico-Analyse model van het Schelde-ESTuarium, ontwikkeld (Kater & Lefèvre, 1996). Dit instrument berekent op basis van de "Inverse methode van Straalen" het ecotoxicologisch risico (zie bijlage I: "Inverse Methode van Straalen"). Risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurige soort organisme in (een deel van) het Schelde-estuarium effect ondervindt van de voorkomende opgeloste concentratie van een stof. Effect wordt in ERASES beschouwd als een effect op de reproductie of als een effect op sterfte.

Het instrumentarium ERASES is gekoppeld aan het Beslissingsondersteunend systeem voor het Schelde-estuarium, dat is ontwikkeld in het kader van het EU-project LIFE (WL, 1995), tegenwoordig BOS LIFE genaamd. Met de koppeling van ERASES 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 beleidsalternatief op de overleving of reproductie van soorten organismen.

In het verleden zijn er al beleidsalternatieven gesimuleerd met het BOS LIFE-model (Lefèvre et al., 1995). De centrale vraag daarbij was of met het in 1985 geformuleerde beleid de gewenste waterkwaliteit (grens- en streefwaarden) in het Schelde-estuarium bereikt zou worden. Om dit te onderzoeken, zijn er door het RIKZ samen met Directie Zeeland een zestal beleidsalternatieven geformuleerd. De stoffen die beschouwd zijn, waren vier spoormetalen (Cd, Cu, Cr, Zn), twee PCB's, twee PAK's, het pesticide Lindaan (γ -HCH), maar ook zuurstof en een aantal nutriënten. De water- en waterbodembodemkwaliteit die het Schelde-estuarium bereikt in de zes beleidsalternatieven, is berekend met het BOS LIFE-model. Aansluitend zijn de risico's van de verschillende beleidsalternatieven op het milieu berekend met ERASES.

2.3 Geselecteerde Stoffen

Uit "Speuren naar sporen I, II en III" (Steenwijk et al., 1992; Meerendonk et al., 1994; Phenambucq et al., 1996) is gebleken dat pesticiden, een probleem vormen in het Schelde-estuarium (WL, 1995b). Op grond van de gegevens van de drie rapporten zijn de volgende bestrijdingsmiddelen gekozen om aanvullend op het bestaande model gemodelleerd te gaan worden.

- Mevinfos en Dichloorvos, twee organofosfor pesticiden;
- Diuron, een fenylureum herbicide;
- Atrazine en Simazine, twee triazinen;

Voor de selectie van deze pesticiden, moeten de stoffen aan verschillende criteria voldoen. De gebruikte criteria zijn:

- stof komt (vrijwel) altijd voor boven de detectielimiet
- de stof wordt gemeten van Schaar van Ouden Doel tot Vlissingen
- de stof wordt ook in België gevonden en/of in het Kanaal Gent-Terneuzen
- voor de stof zijn ecotoxicologische gegevens beschikbaar d.w.z. er kon een grenswaarde of streefwaarde, eventueel een indicatieve MTR (Maximaal toelaatbaar risico-niveau) of VR (Verwaarloosbaar risico-niveau) worden afgeleid.
- de gemeten concentraties liggen in het zoete water of bij Schaar van Ouden Doel (vrijwel) altijd boven de grenswaarde of de indicatieve MTR en bij Vlissingen (vrijwel) altijd boven de streefwaarde of het VR.
- de stof is toegelaten voor gebruik in Nederland, België en/of Frankrijk
- er is (enige) informatie beschikbaar over emissies c.q. gebruik en stoffeigenschappen
- de modellering kan ook voor andere projecten worden gebruikt.

3. Werkwijze

3.1 Beleidsalternatieven

Om aan de wens van Rijkswaterstaat Directie Zeeland te kunnen voldoen, namelijk om bij de implementatie van alternatief beleid niet alleen iets over effecten van opgeloste concentraties van stoffen op organismen te zeggen aan de hand van de chemische normen, maar ook uitspraken te doen omtrent het risico voor het milieu, zijn er een viertal beleidsalternatieven geformuleerd.

Deze beleidsalternatieven luiden als volgt: nul-alternatief, vracht-alternatief, lucht-alternatief en een combinatie-alternatief.

3.1.1 *Het nul-alternatief, geen emissiewijzigingen.....*

In dit alternatief is de belastingsituatie van 1991 doorgerekend tot 2000. Het jaar 1991 is als referentie jaar genomen omdat er van de voorgaande jaren geen gegevens over pesticiden bekend zijn. Dit beleidsalternatief dient als 'referentie-alternatief'. De resultaten van de andere beleidsalternatieven kunnen hiermee vergeleken worden.

3.1.2 *Het vracht-alternatief*

Dit vracht-alternatief is een emissiereductie-alternatief. Dit houdt in dat er een vrachtreductie van 50 % plaats zal vinden voor de opgeloste concentraties pesticiden. De vracht-reductie is een reductie in zijdelingse en bovenstroomse belasting.

Voor een vracht-reductie van 50 % is gekozen omdat dit percentage genoemd staat in het Beleidsplan Westerschelde van 7 maart 1991 (Beleidsplan Westerschelde, 1991). In dit beleidsplan staat als korte termijn doelstelling (10 jaar) aangegeven dat de belasting van een aantal (an-)organische microverontreinigingen met tenminste 50% ten opzichte van de situatie in 1985 dient te worden verminderd. Voor een aantal andere stoffen met name organische microverontreinigingen en Cd, geldt een reductie van 90%. Doelstellingen op middellange termijn (25 jaar) stellen dat de lozingen van (an-)organische microverontreinigingen vergaand gereduceerd worden (anorganische 50-90%; organische ca. 90%).

De reductie van 50% op de vracht die in het Schelde-estuarium terecht komt, vindt in het BOS LIFE-model plaats op de bronnen Rupelmonde en het kanaal van Gent-Terneuzen. Voor reductie van de vracht op deze twee locaties is gekozen, omdat meer dan 80% van de totale vracht die in het

Schelde-estuarium terecht komt, afkomstig is van deze twee locaties samen (WL, 1995b). verder is ook hier de belastingsituatie van 1991 doorgerekend tot 2000 en is de 50% vracht-reductie toegepast op de vracht uit 1991.

3.1.3 *Het lucht-alternatief*

Bij de pesticiden speelt de atmosferische depositie een belangrijke rol, ten aanzien van de totale stofvracht naar het Schelde-estuarium (WL, 1995b). Slechts een deel van de atmosferische depositie die in het Schelde-estuarium terecht komt, is afkomstig van in Nederland geproduceerde en/of gebruikte pesticiden, het overgrote deel van de atmosferische depositie in het Schelde-estuarium is afkomstig vanuit het buitenland.

In het Beleidsplan Westerschelde wordt een reductie van 50% van de totale vracht aangegeven als doelstelling. Aangezien de atmosferische depositie ook tot een toename van de totale vracht van verschillende pesticiden behoort, wordt hier ook een reductie van 50% toegepast, maar nu van de atmosferische depositie als eventuele beleidsmaatregel.

3.1.4 *Het combinatie-alternatief*

In dit beleidsalternatief worden de reducties van zowel de vracht als de atmosferische depositie gecombineerd tot één beleidsalternatief. In dit combinatie-alternatief wordt er dus een vracht reductie van 50% toegepast op de bronnen Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen en er vindt tevens een reductie van 50% op de atmosferische depositie van het Schelde-estuarium plaats.

3.2 Verzamelen van Ecotoxicologische data

Om de effecten van de waterkwaliteit van het Schelde-estuarium op organismen in een risico voor het milieu uit te drukken, moet als eerste per stof een set van twee parameters geschat worden. Een set van twee parameters bestaat uit het gemiddelde van alle in de literatuur gevonden No-effectconcentraties (NOEC) behorende bij de gekozen stof en de bijbehorende standaard deviatie.

Uit het vooronderzoek (Groenenberg, 1997) is gebleken dat er over het algemeen weinig NOEC-gegevens bekend zijn voor pesticiden in zoute wateren. Daarom is er zowel naar zoete als naar zoute en brakke gegevens gekeken. De meeste onderzoekers passen noodgedwongen de zoetwater gegevens toe op zoutwater onderzoeken, zonder dat is aangetoond of vastgesteld dat dit mag. Met het samenvoegen van zoete en zoute NOEC-

gegevens zijn er meer gegevens beschikbaar, waardoor de nauwkeurigheid voor het berekenen van de gemiddelde effectconcentratie en de standaard deviatie hoger wordt. Over het algemeen wordt gesteld dat er niet minder dan vijf NOEC-gegevens per stof beschikbaar moeten zijn (Straalen van, 1991) voor de berekening van de gemiddelde effectconcentratie en de standaard deviatie van een pesticide.

Voor het verzamelen van ecotoxicologische data is gebruik gemaakt van verschillende files, databases en rapporten. Uit deze files, databases en rapporten zijn de NOEC's en de LOEC's (Lo-effect Concentratie) geselecteerd (BKH Adviesbureau, 1995; Koolhoven & Gabriëlse, 1996). Ook is er gebruik gemaakt van het RIVM-rapport 'Maximum Permissible and Negligible concentrations for Pesticides' (Crommentuijn et al., 1996). Tijdens het raadplegen van de verschillende databases zijn als zoekcriteria 'Marine Toxicity' en 'Freshwater Toxicity' gehanteerd.

3.3 Invoer gegevens Waterkwaliteitsmodel

In het BOS LIFE-model worden de vier verschillende beleidsalternatieven afzonderlijk ingevoerd. Het invoeren van de beleidsalternatieven is op een vrij eenvoudige manier te realiseren. Via een eenvoudige input-output koppeling worden de concentraties per modelsegment van de verschillende beleidsalternatieven geschikt gemaakt voor gebruik in ERASES.

Na het schatten van de modelparameters (gemiddelde effectconcentratie en standaarddeviatie) voor de verschillende pesticiden uit de diverse NOEC-gegevens, worden deze parameters in het ERASES-model ingevoerd. Door middel van deze parameters en de concentraties berekend door het BOS LIFE-model, kan in ERASES het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties van pesticiden in het water berekend worden. Dit gebeurt aan de hand van de "Inverse methode van Straalen" (zie bijlage I: "Inverse Methode van Straalen").

3.4 Uitvoering van de risico's voor het milieu

Om een overzicht te krijgen van het risico voor het milieu in het hele Schelde-estuarium voor de opgeloste concentraties van de verschillende pesticiden, is gekozen voor dezelfde grafieken op drie verschillende locaties in het Schelde-estuarium. De drie verschillende locaties zijn: 1.) Compartiment 1 (segment 1 tot en met 4) 2.) Compartiment 3 (segment 9 tot en met 12) en 3.) Segment 20 (zie bijlage IV: "Overzichtskaart van de modelschematisatie").

Op deze drie locaties zijn de maximale risico's voor het milieu van de opgeloste concentraties pesticiden berekend. In de grafieken staan waar

mogelijk de grenswaarde en de streefwaarde uitgedrukt in risico voor het milieu. Voor de omrekening van grens- en streefwaarde naar risico voor het milieu bij deze concentraties, zie bijlage I: "Inverse Methode van Straalen"

4. Resultaten

4.1 Uitbreiding van het ERASES-model

Gedurende het verzamelen van de NOEC-gegevens van de geselecteerde pesticiden, bleek al snel dat voor een aantal pesticiden weinig of geen zoete en zoute NOEC-gegevens beschikbaar waren. Van de pesticiden bleven uiteindelijk de stoffen Atrazine, Simazine en Diuron over. Een overzicht van de gevonden NOEC-gegevens van deze drie pesticiden is gegeven in bijlage II: "Overzicht van NOEC-gegevens van verschillende pesticiden". Er zijn voldoende NOEC-gegevens van deze drie pesticiden bekend om de gemiddelde effectconcentratie en standaard deviatie te berekenen. Het aantal NOEC-gegevens en de modelparameters (gemiddelde effectconcentratie en standaard deviatie) staan in tabel 1: "Modelparameters pesticiden" gegeven.

Tabel 1: Modelparameters pesticiden

Stof	Aantal NOEC-gegevens	Gemiddelde effectconcentratie	Standaard deviatie
<i>Atrazine</i>	30	4.13	2.24
<i>Simazine</i>	5	10.20	2.94
<i>Diuron</i>	17	5.17	2.17

Alle drie de pesticiden worden gebruikt in de landbouw en zijn herbiciden. Vooral Diuron wordt naast de landbouw ook gebruikt op verhard terrein. Atrazine en Simazine behoren beide tot de groep van triazinen terwijl diuron een ureumverbinding is. Een uitgebreide beschrijving van deze drie pesticiden is te vinden in bijlage III: "Beschrijving van stoffen". Voor de verdere uitwerking van de verschillende beleidsalternatieven, worden slechts hierboven genoemde pesticiden in beschouwing genomen. De berekende gemiddelde effectconcentraties en standaard deviaties van de NOEC's van de drie pesticiden zijn in ERASES ingevoerd. Met de concentraties, verkregen van de verschillende alternatieven uit het BOS LIFE-model, zijn vervolgens de risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden berekend.

4.2 Alternatieven

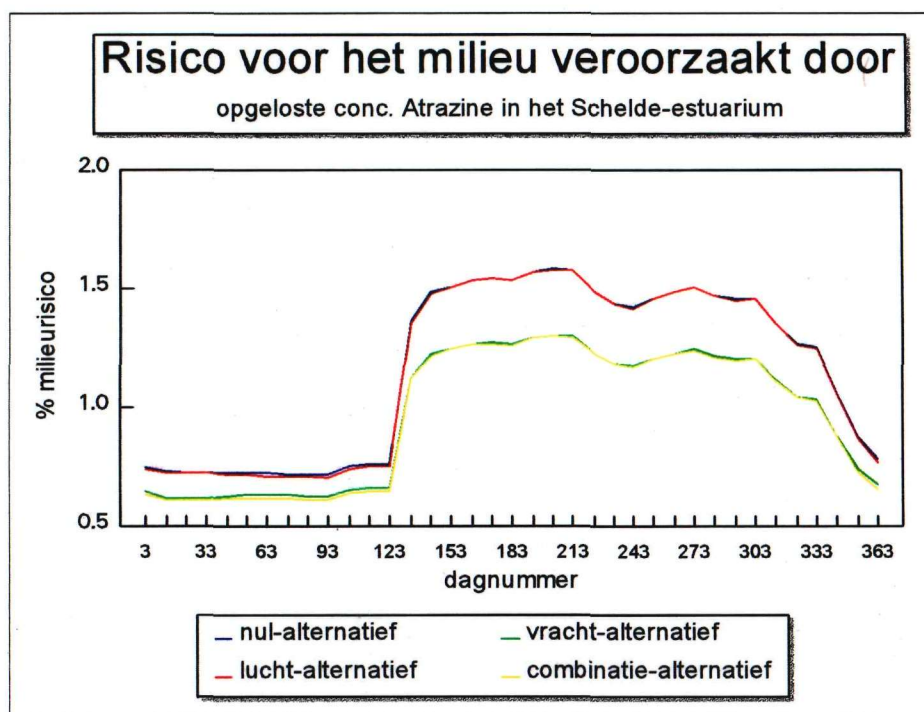
Van de vier beleidsalternatieven is per pesticide één grafiek gemaakt, waarin het maximale risico voor het milieu in het Schelde-estuarium uitgezet is tegen de tijd (zie grafiek I, II, III). Het blijkt dat bij alle drie de pesticiden de atmosferische depositie reductie bijna geen veranderingen in het risico voor het milieu teweeg brengt ten opzichte van de uitkomsten van het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats hebben gevonden. Dit houdt in dat de atmosferische depositie reductie bijna geen effect heeft op het risico voor het milieu van de opgeloste concentraties pesticiden in het Schelde-estuarium. Het is dan ook logisch dat de uitkomsten van het beleidsalternatief, waarin de reducties van zowel de vracht als de atmosferische depositie gecombineerd zijn tot één beleidsalternatief, bijna gelijk is aan de uitkomsten die het ERASES-model geeft van enkel de reductie van de vracht op de bronnen Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen. Het verschil in risico voor het milieu van beide alternatieven is ook hier vrijwel nihil.

Voor de verdere uitwerking van de verschillende beleidsalternatieven per pesticide, worden alleen het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats hebben gevonden en het beleidsalternatief, waarin er een vrachtreductie op de bronnen Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen heeft plaats gevonden, behandeld. De andere twee beleidsalternatieven, het beleidsalternatief waarin de atmosferische depositie reductie plaats heeft gevonden en het beleidsalternatief, waarin de reducties van zowel de vracht als de atmosferische depositie gecombineerd zijn tot één beleidsalternatief, worden verder buiten beschouwing gelaten.

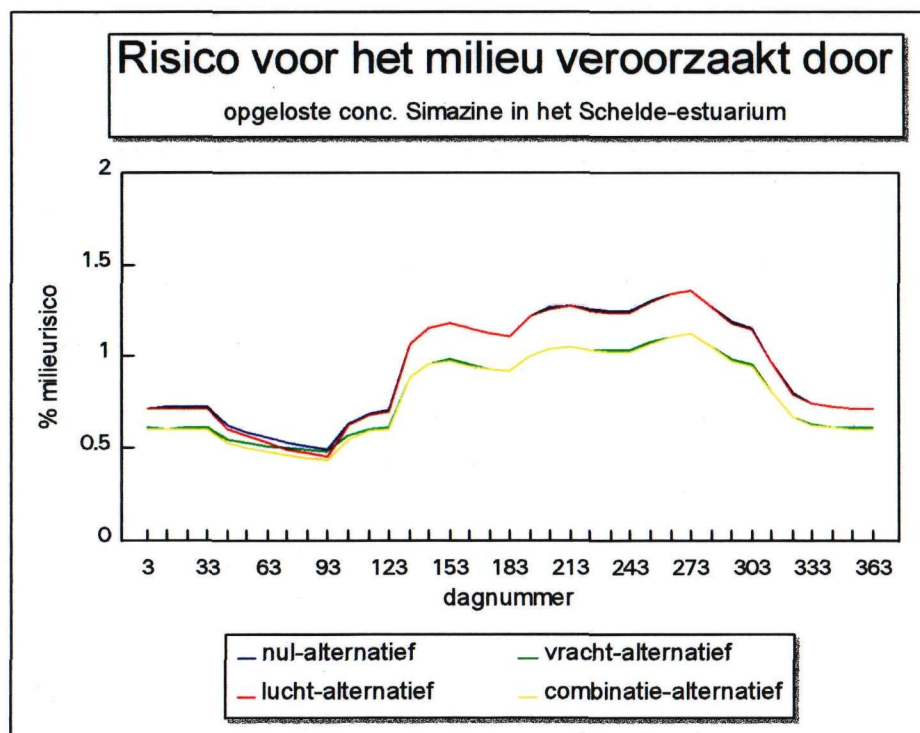
In de grafieken IV tot en met XIII worden de grenswaarden en waar mogelijk ook de streefwaarden van de pesticiden aangegeven in percentage risico voor het milieu (omrekening van grens- en streefwaarde naar risico voor het milieu bij deze concentraties, zie bijlage I: "Inverse Methode van Straalen"). In tabel 2 zijn de grens- en streefwaarden uitgedrukt in $\mu\text{g/l}$.

Tabel 2: Normwaarden van pesticiden

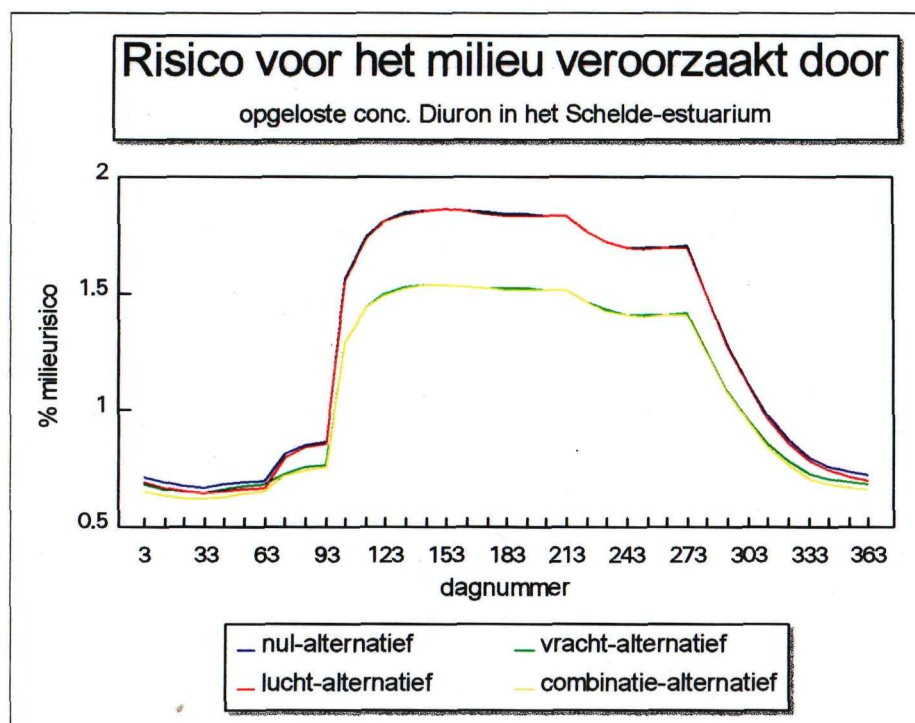
Stof	Grenswaarde ($\mu\text{g/l}$)	Streefwaarde ($\mu\text{g/l}$)
<i>Atrazine</i>	0,1	$7,5 \cdot 10^{-3}$
<i>Simazine</i>	0,4	-
<i>Diuron</i>	0,35	-



Grafiek I: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Atrazine in het hele Schelde-estuarium



Grafiek II: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine in het Schelde-estuarium



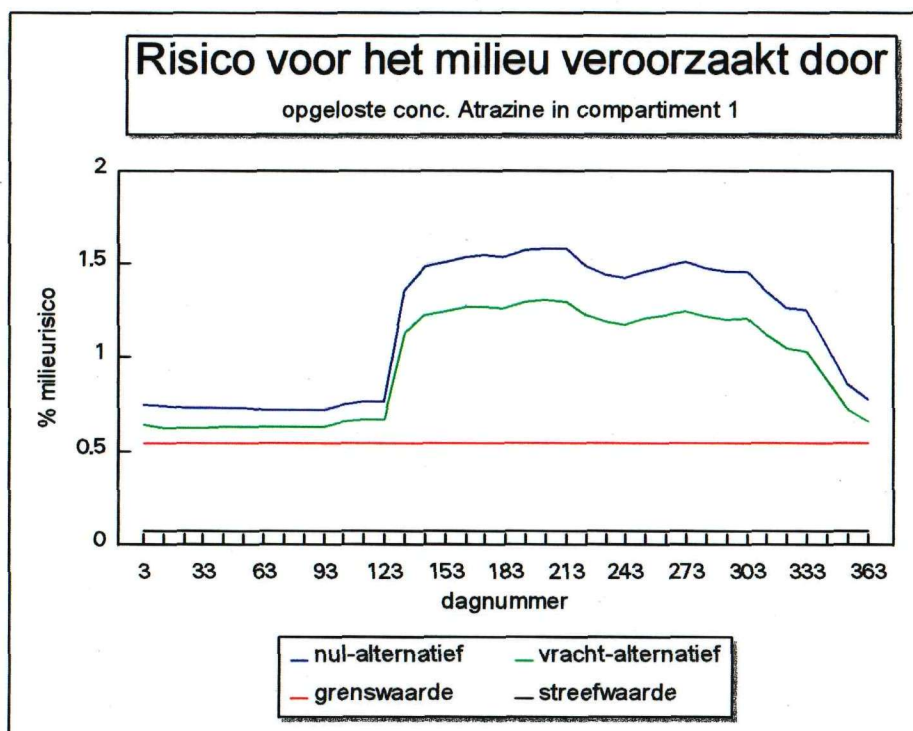
Grafiek III: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Diuron in het Schelde-estuarium

4.2.1 Atrazine

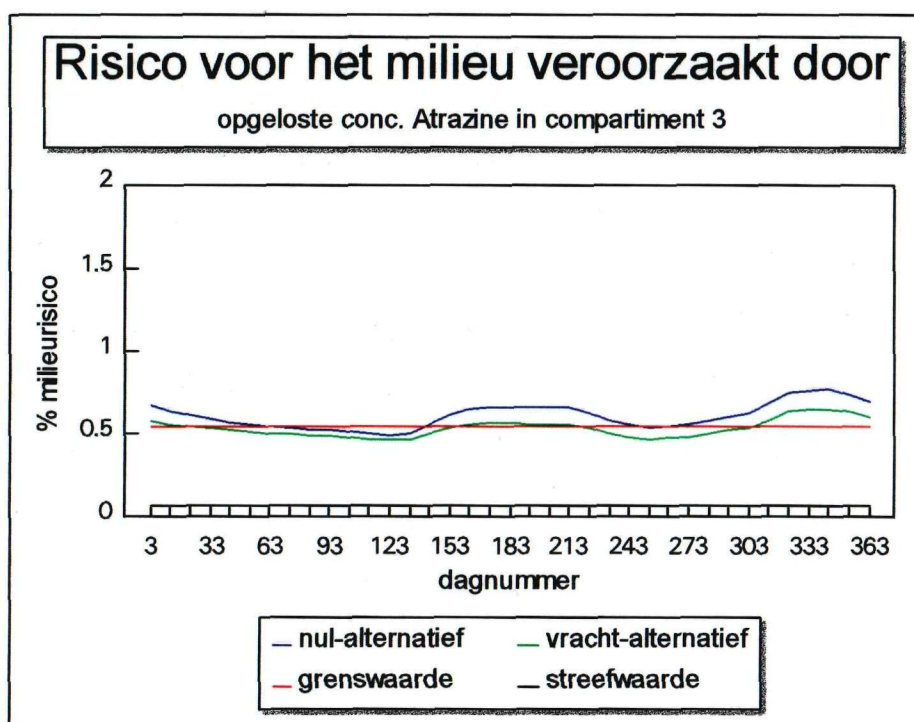
In grafiek IV is te zien dat voor Atrazine in de zomer een hoog risico voor het milieu berekend wordt. Dit houdt in dat er een hoge opgeloste concentratie Atrazine in het Schelde-estuarium aanwezig is. Hieruit kunnen we concluderen dat Atrazine een seizoen gebonden product is. Tevens zien we dat het risico voor het milieu zich steeds boven de aangegeven grens- en streefwaarde bevindt uitgedrukt in risico voor het milieu. Dit geldt zowel voor het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats vinden als voor het beleidsalternatief waarin er een vrachtreductie op de bronnen Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen plaats vindt.

In grafiek V is te zien dat het risico voor het milieu bij beide beleidsalternatieven, zich rond het risico voor het milieu van de grenswaarde bevinden. Er valt echter wel op dat het risico voor het milieu van het beleidsalternatief waarin een vrachtreductie plaats vindt, zich meer onder de grenswaarde bevindt dan het risico voor het milieu van het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats vinden. Bij beide beleidsalternatieven komen de risico's voor het milieu echter niet zo laag dat zij het risico voor het milieu behorende bij de streefwaarde bereiken.

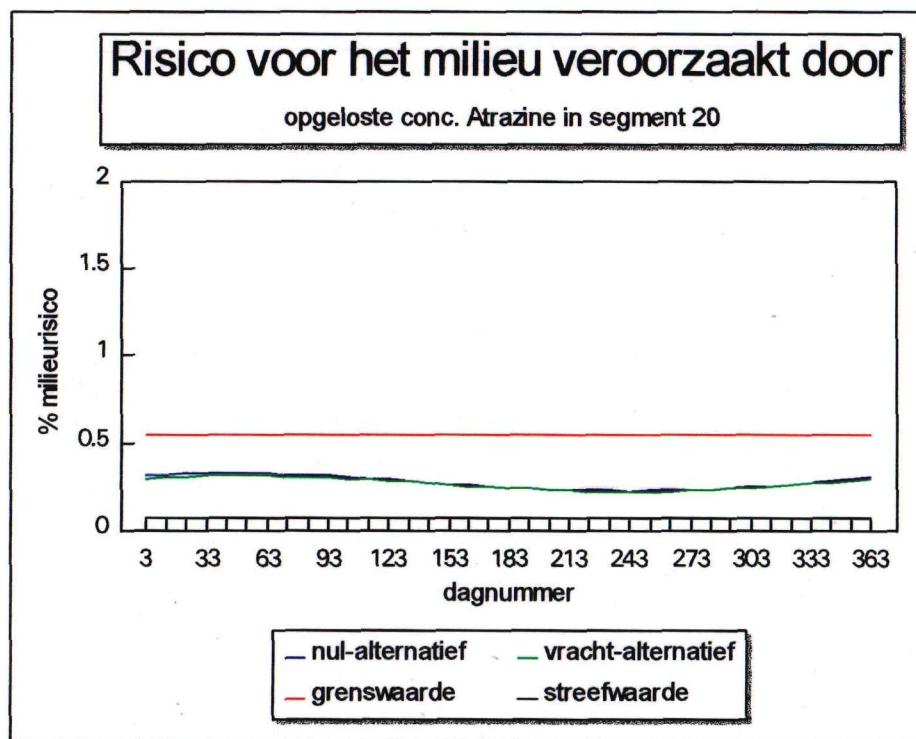
In grafiek VI is te zien dat beide beleidsalternatieven vrijwel aan elkaar gelijk zijn, en dat zij dezelfde sinus beweging maken. Ook valt op dat de het risico voor het milieu van de beleidsalternatieven zich tussen de risico's voor het milieu behorende bij de grens- en de streefwaarde bevinden.



Grafiek IV: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Atrazine in compartiment 1



Grafiek V: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Atrazine in compartiment 3



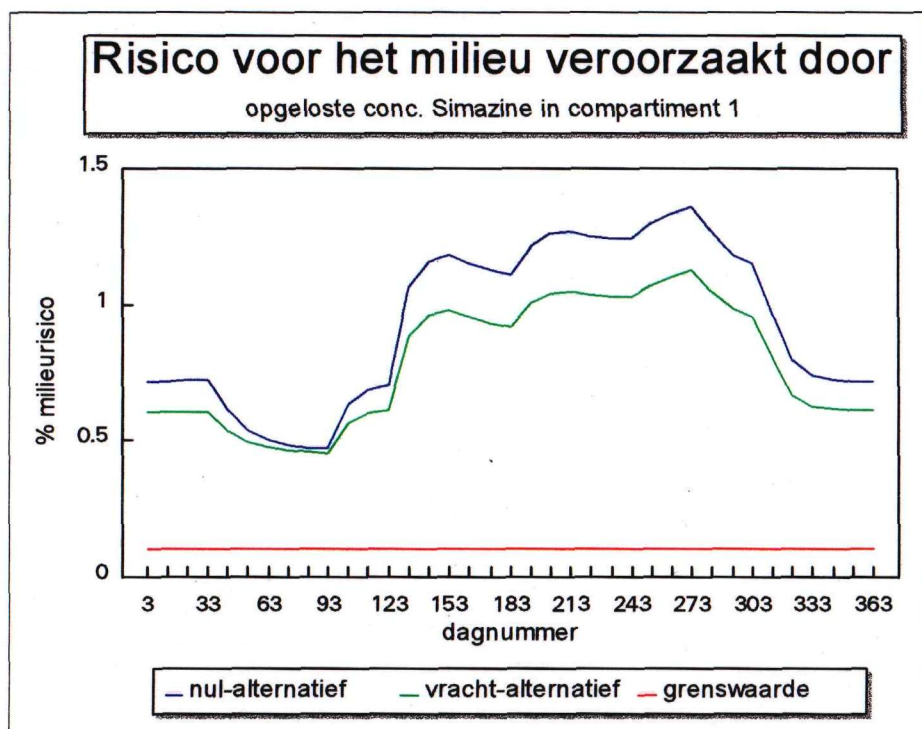
Grafiek VI: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Atrazine in segment 20

4.2.2 Simazine

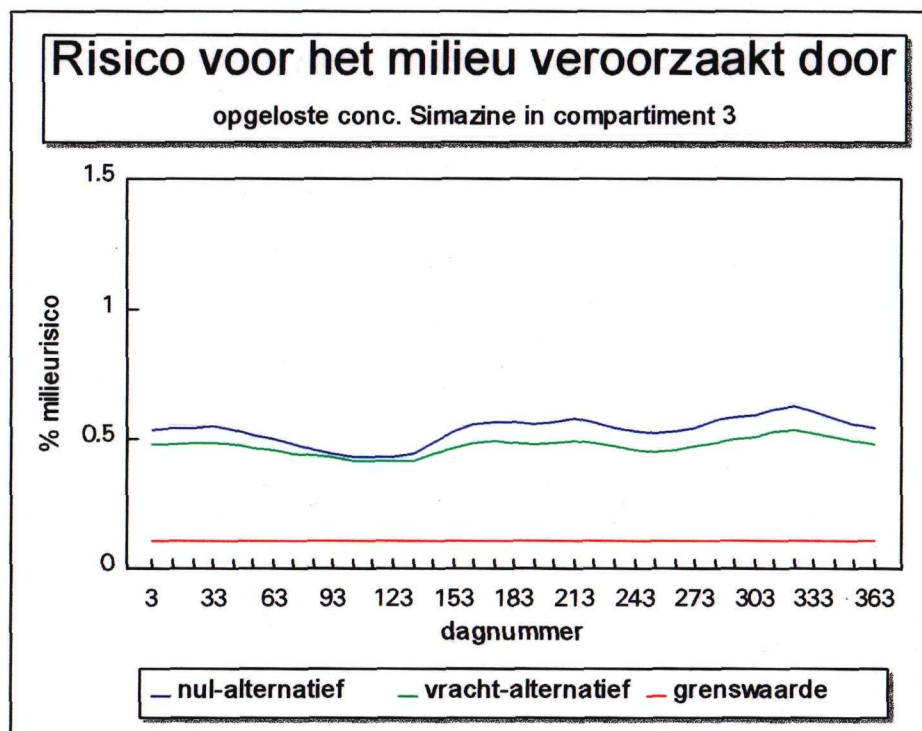
Een overzicht van de risico's voor het milieu van de opgeloste concentraties Simazine in het Schelde-estuarium is weergegeven in de grafieken VII tot en met IX.

In grafiek VII is duidelijk waar te nemen dat het risico voor het milieu van de opgeloste concentraties Simazine sterk over het jaar fluctueert. De grootste risico's voor het milieu en dus de hoogste opgeloste concentraties Simazine komt voor in de zomermaanden. Tevens valt op dat het risico voor het milieu van de opgeloste concentraties Simazine, voor zowel het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats vinden als het beleidsalternatief waarin vrachtreductie plaats vindt, ruim boven de aangegeven risico's voor het milieu behorende bij de grenswaarde ligt.

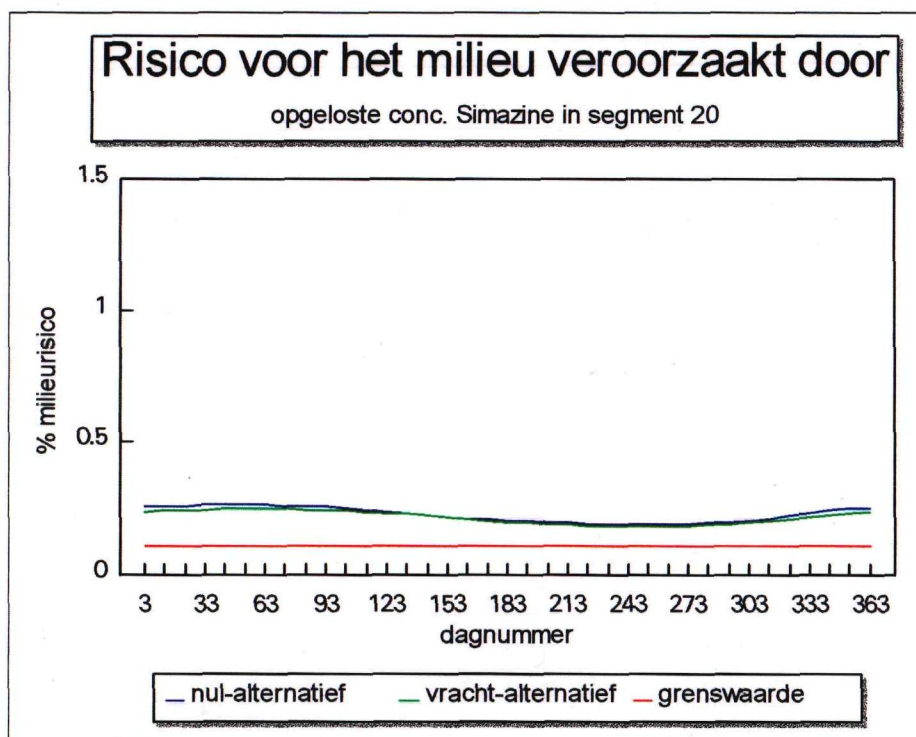
In grafiek VIII is te zien dat het verschil in risico's voor het milieu tussen beide beleidsalternatieven kleiner is geworden dan in grafiek VII. De hevige schommelingen zijn duidelijk minder geworden en de risico's voor het milieu zijn ook afgenomen. Maar ook in deze grafiek is wederom te zien dat de risico's voor het milieu behorende bij beide beleidsalternatieven nog steeds boven het risico voor het milieu behorende bij de grenswaarde liggen. Dit geldt ook voor het beeld dat gegeven wordt in grafiek IX. Alleen schommelen de risico's voor het milieu minder en zijn beide beleidsalternatieven bijna aan elkaar gelijk.



Grafiek VII: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine in compartiment 1



Grafiek VIII: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine in compartiment 3



Grafiek IX: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine in segment 20

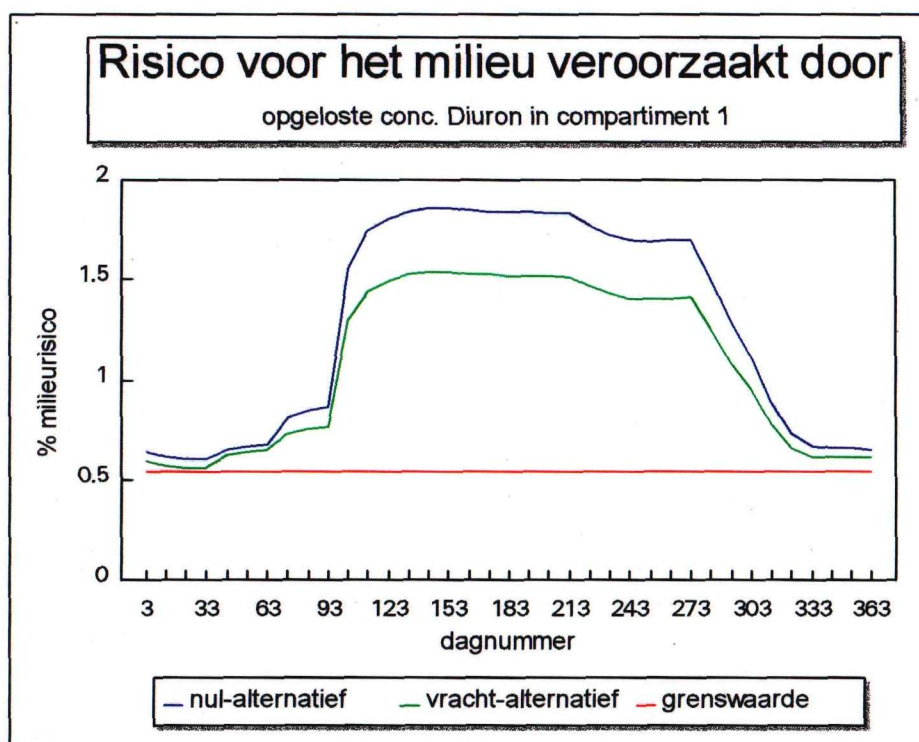
4.2.3 Diuron

In de grafieken X, XI, XII is een overzicht gegeven van risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Diuron in het Schelde-estuarium.

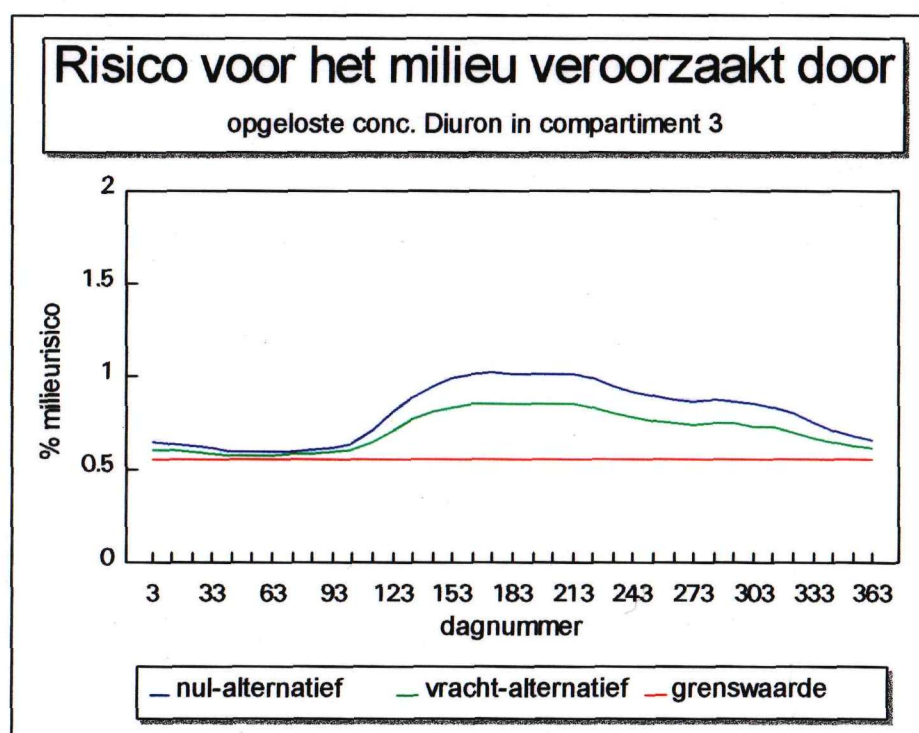
In grafiek X is duidelijk te zien dat de stof Diuron een seizoen gebonden stof is voor wat betreft het gebruik. Ook is te zien dat het risico voor het milieu van de opgeloste concentraties Diuron in compartiment 1 het gehele jaar boven de aangegeven grenswaarde blijft.

In grafiek XI is te zien dat de piek in de zomermaanden een stuk minder is geworden en het verschil tussen beide beleidsalternatieven is afgenomen. Ook is te zien dat de risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste Diuron concentraties meer in de buurt van de grenswaarde komen te liggen.

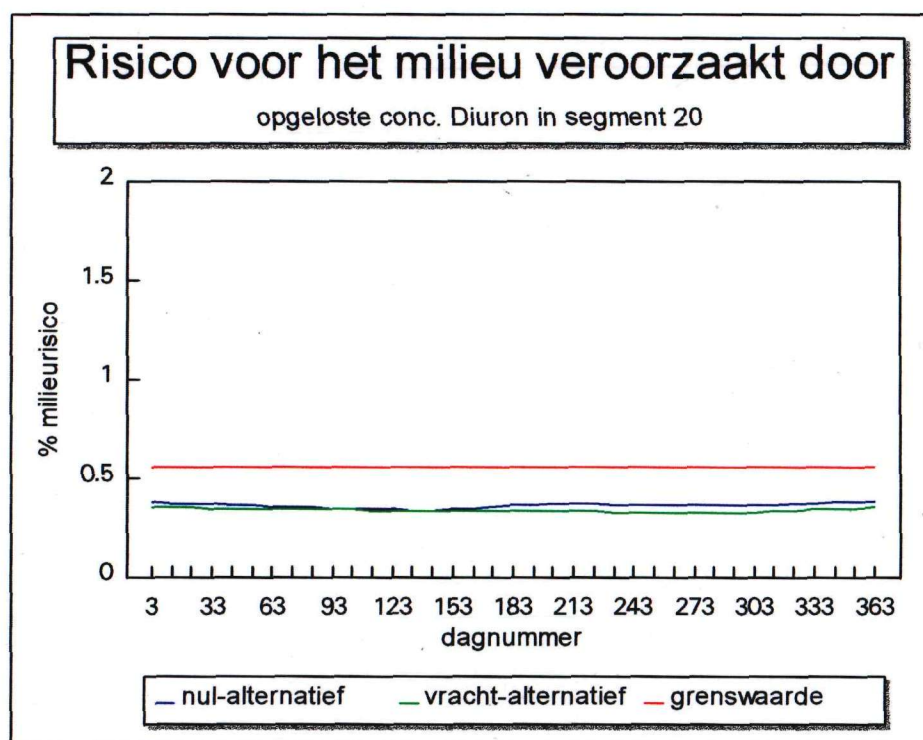
In grafiek XII zien we dat de risico's voor het milieu en daarmee de concentraties dusdanig zijn afgenomen dat zij onder de grenswaarde zijn komen te liggen. Er is vrijwel geen verschil meer zichtbaar tussen beide beleidsalternatieven. Ook vindt er bijna geen fluctuatie meer plaats van de risico's voor het milieu. Deze volgt een continue waarde van ongeveer 0.35% milieurisico.



Grafiek X: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Diuron in compartiment 1



Grafiek XI: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Diuron in compartiment 3



Grafiek XII: Risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Diuron in segment 20

5. Discussie en Conclusie

5.1 Algemeen

Voor de pesticiden is voor het Schelde-estuarium nagegaan of er op korte termijn en op lange termijn sprake is van een ontoereikend beleid. Voor alle drie de pesticiden is het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen hebben plaats gevonden als uitgangspunt genomen. Levert een beleidsalternatief niet op korte termijn de grenswaarde en/of op lange termijn de streefwaarde, dan kan de conclusie worden getrokken dat het beleid te kort schiet.

De uitkomsten van het BOS LIFE-model brengen een aantal onzekerheden met zich mee. Zo is het model nooit gecalibreerd voor pesticiden en komen daarom de ingevoerde concentraties misschien niet geheel overeen met de werkelijk gemeten concentraties in het Schelde-estuarium. In het rapport "Berekening van de ecotoxicologische risico's van stoffen in het water van de Westerschelde" (Schobben et al, 1991) is al naar voren gekomen dat bij de toepassing van de "Inverse Methode van Straalen", de stof Lindaan ongevaarlijk lijkt, terwijl de stof tot de meest risicovolle groep van stoffen hoort. Dit verschil lijkt te kunnen worden verklaard uit de beperkte hoeveelheid NOEC-gegevens voor Lindaan, waardoor de toepassing van de "Inverse Methode van Straalen" wellicht onbetrouwbare resultaten geeft. Dergelijke problemen kunnen ook voorkomen bij de stoffen Atrazine, Simazine en Diuron. Er moet dus rekening worden gehouden met enige onbetrouwbaarheid ten opzichte van de uitkomsten die het model geeft. Verder is gebleken dat de "Inverse Methode van Straalen" erg gevoelig is voor wat betreft de hoogte van de modelparameters (gemiddelde effectconcentratie en standaard deviatie). De gemiddelde effectconcentratie en de standaard deviatie van een pesticide worden geschat aan de hand van de gevonden NOEC-gegevens (zie bijlage II: Overzicht van NOEC-gegevens van verschillende pesticiden). Een andere samenstelling van de NOEC-gegevens, zorgt voor een verandering in de gemiddelde effectconcentratie en de standaard deviatie. En een kleine verandering in de hoogte van de gemiddelde effectconcentratie brengt al een grote verandering in het risico voor het milieu teweeg, bij invulling van het gemiddelde effectconcentratie in de formule van de "Inverse Methode van Straalen".

5.2 Uitbreiding van ERASES

Hoewel de resultaten niet zijn gecalibreerd, is het gelukt om het ERASES-model uit te breiden met een aantal pesticiden. Hiermee kan gezegd worden dat de doelstelling zoals deze vermeldt staat in paragraaf 1.4, bereikt is. En daarmee is ook het probleem die in de probleemstelling gedefinieerd staat, opgelost. Door een gebrek aan NOEC-gegevens van pesticiden, is het ERASES-model slechts uitgebreid met drie pesticiden namelijk: Atrazine, Simazine en Diuron. Van deze pesticiden waren voldoende NOEC-gegevens tot onze beschikking om de modelparameters (gemiddelde effect concentratie en de standaard deviatie) te kunnen berekenen. Na het berekenen van de modelparameters zijn deze ingevoerd in het ERASES-model. Daarna zijn voor vier verschillende beleidsalternatieven de effecten op de risico's voor het milieu van de opgeloste concentraties van de drie verschillende pesticiden bepaald. Uit drie verschillende grafieken (grafiek I, II, III) is gebleken dat het beleidsalternatief waarin een reductie van de atmosferisch depositie plaats vindt, vrijwel geen invloed heeft op een verandering van het risico voor het milieu ten opzichte van het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen hebben plaats gevonden. Hieruit kunnen we concluderen dat het beleidsalternatief met de reductie van de atmosferische depositie geen afdoende maatregel is voor wat betreft het verminderen van het risico voor het milieu veroorzaakt door de opgeloste concentraties van Atrazine, Simazine en Diuron. Weinig verschil in de risico's voor het milieu tussen het beleidsalternatief waarin geen emissiewijzigingen plaats vinden en het beleidsalternatief waarin een reductie van de atmosferische depositie plaats vond, komt waarschijnlijk doordat de hoeveelheid stof (vracht) die doormiddel van atmosferische depositie die direct in het Schelde-estuarium terecht komt, zo klein is dat deze bijna geen invloed heeft op de totale stof vracht in het Schelde-estuarium. Tevens heeft dit beleidsalternatief dus ook bijna geen invloed op de verandering van het risico voor het milieu.

Weinig invloed van het beleidsalternatief waarin een reductie van de atmosferische depositie plaats vindt, kan ook komen, doordat er bij het formuleren van het beleidsalternatief geen rekening is gehouden met de atmosferische depositie vanuit het achter liggende stroomgebied van het Schelde-estuarium. In dit achter liggende stroomgebied heeft ook atmosferische depositie plaats gevonden, alleen is de hoeveelheid stof die hierdoor in het water terecht kwam, bij Rupelmonde al bij de stofvracht, die het water bevat, opgenomen. Om dus een duidelijk beeld te kunnen vormen van hoeveel de invloed is van de atmosferische depositie op de totale stofvracht in het Schelde-estuarium, moet dus bij de atmosferische depositie die in het Schelde-estuarium terecht komt ook nog een bepaald percentage van de vracht bij Rupelmonde meegerekend worden. Hoeveel dit percentage is, is niet bekend.

Het beleidsalternatief waarin de reducties van zowel de vracht als de atmosferische depositie gecombineerd zijn tot één beleidsalternatief vertoont vrijwel geen verschil met het beleidsalternatief waarin enkel een reductie van de vracht bij Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen. Aangezien het beleidsalternatief waarin de atmosferische depositie wordt toegepast bijna geen veranderingen op het risico voor het milieu oplevert, zal dus het beleidsalternatief, waarin de reductie van de vracht en de reductie van de atmosferische depositie, ook bijna geen veranderingen in het risico voor het milieu vertonen ten opzichte van het beleidsalternatief waarin alleen de vracht-reductie bij Rupelmonde en kanaal Gent-Terneuzen wordt toegepast.

5.3 Atrazine

Uit de grafieken uit het BOS LIFE-model kan afgeleid worden dat het huidige beleid zoals het vermeld staat in het Beleidsplan Westerschelde, namelijk dat er bij een vracht-reductie van 50% de grenswaarde bereikt zal worden, niet gehaald wordt. Het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Atrazine blijft in de monding van het Schelde-estuarium en de Noordzee kustzone onder de grenswaarde en nergens in het Schelde-estuarium onder de streefwaarde. In segment 20 (mondning van het Schelde-estuarium) ligt het risico voor het milieu onder de grenswaarde. Zelfs bij een vracht reductie van 90% wordt de streefwaarde nog niet gehaald. Een halvering van de vracht in compartiment 1 levert geen halvering van het risico voor het milieu van opgeloste concentraties Atrazine op. Er bestaat dus geen lineair verband tussen het risico voor het milieu en de hoeveelheid vracht (Atrazine) in het Schelde-estuarium.

5.4 Simazine

Voor Simazine kan gesteld worden dat met een vracht-reductie van 50% er geen gewenste effecten optreden voor wat betreft een afname van het risico voor het milieu. Het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine is in het gehele Schelde-estuarium veel te hoog, en haalt bij lange na niet de grenswaarde. Voor het bereiken van de grenswaarde is aanvullend beleid noodzakelijk.

Zelfs bij een vracht reductie van 90% wordt nog niet overal in het Schelde-estuarium de grenswaarde bereikt.

Omdat er van Simazine slechts 5 NOEC-gegevens bekend zijn, kan er niet veel waarde worden gehecht aan de uitkomsten die het ERASES-model geeft voor wat betreft de risico's voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties Simazine in het Schelde-estuarium.

5.5 Diuron

Voor deze stof is wederom een aanvullend beleid nodig omdat ook hier uit de grafieken X, XI en XII blijkt dat het risico voor het milieu in het Schelde-estuarium niet onder de aangegeven grenswaarde komt. Alleen bij de monding in segment 20 ligt het risico voor het milieu onder de grenswaarde. Hier moet rekening gehouden worden met enige onzekerheid ten opzichte van de uitkomsten die het model ons geeft. Ook de keuze om de vracht bij Rupelmonde met 50% te reduceren, hoeft geen juiste beslissing te zijn. Het is namelijk niet helemaal zeker dat er alleen in Rupelmonde zo'n grote hoeveelheid aan Diuron in het Schelde -estuarium terecht komt. Het is niet onwaarschijnlijk dat ook vanuit de gronden toch nog veel uitspoeling plaats vindt pas na Rupelmonde. Dit in verband met het gebruik van Diuron door Gemeenten op verharde terreinen (Huijser, 1994).

6. Aanbevelingen

- Om een betere en betrouwbaarder beeld te geven met het model, is het aan te raden in de toekomst meer toxische testen en onderzoeken te doen voor pesticiden waardoor er meer NOEC-gegevens beschikbaar zijn. Hoe meer NOEC's en LOEC's er beschikbaar zijn, hoe beter de modelparameters (gemiddelde effectconcentratie en standaard deviatie) berekend kunnen worden.
- Als er meer toxische gegevens (NOEC-gegevens) beschikbaar zijn, kunnen effecten van groei, reproductie en sterfte afzonderlijk bepaald worden voor pesticiden. Ook kan er in de toekomst een splitsing gemaakt worden naar groepen organismen (taxonomische groepen).
- Het is over het algemeen nog niet duidelijk wat voor effect pesticiden hebben in een zoutwater omgeving. Ook hier zou meer onderzoek naar gedaan moeten worden. Aan te bevelen is om meer zoutwater toxische gegevens te verkrijgen, om zo ook een betrouwbaarder beeld te kunnen vormen.
- Een aanbeveling is om het BOS LIFE-model in de toekomst te calibreren voor pesticiden zodat de concentraties van pesticiden die uit het BOS LIFE-model in het ERASES-model worden geïntegreerd, beter betrouwbaar zijn.
- Het is aan te raden om te onderzoeken of de "Inverse Methode van Straalen" wel toepasbaar is op de berekening van het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties pesticiden in het Schelde-estuarium.
- Bij het formuleren van het beleidsalternatief waarin er een reductie van de atmosferische depositie plaats vindt, is geen rekening gehouden met de atmosferische depositie vanuit het achter liggende stroomgebied van het Schelde-estuarium. In dit achter liggende stroomgebied heeft ook atmosferische depositie plaats gevonden, alleen is de hoeveelheid stof die hierdoor in het water terecht kwam, bij Rupelmonde al bij de stofvracht, die het water bevat, opgenomen. Om dus een duidelijk beeld te kunnen vormen van hoeveel de invloed is van de atmosferische depositie op de totale stofvracht in het Schelde-estuarium, moet bij de atmosferische depositie die in het Schelde-estuarium terecht komt ook nog een bepaald percentage van de vracht bij Rupelmonde meegerekend worden. Hoeveel dit percentage is, is niet bekend. In de toekomst zou het aan te raden zijn om naar deze hoeveelheid onderzoek te doen zodat de precieze hoeveelheid van de atmosferische depositie bekend wordt.

Verklarende woorden lijst

Beleidsalternatief

Het beleid dat de Overheid formuleert kan op verschillende manieren uitgevoerd worden. Deze verschillende manieren (alternatieven) van uitvoeren, worden beleidsalternatieven genoemd.

BOS LIFE-model

Het BOS LIFE-model is een één-dimensionaal waterkwaliteitsmodel dat uit opgegeven emissies de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium berekent. Met behulp van het BOS LIFE-model kan worden onderzocht wat de consequenties zijn voor de water- en bodemkwaliteit van verschillende typen beleidsmaatregelen (beleidsalternatieven).

Ecotoxicologisch risico

Zie milieurisico.

ERASES-model

Is een Ecotoxicologisch risico-analyse model van het Schelde-estuarium dat door middel van de "Inverse Methode van Straalen" het risico voor het milieu berekend voor opgeloste concentraties van verschillende stoffen, waaronder ook pesticiden.

Grenswaarde

De grenswaarde is een waarde die de concentratie van een stof in een watersysteem aangeeft, die niet overschreden mag worden. De grenswaarde ligt over het algemeen onder de MTR van de desbetreffende stof. Tevens is de grenswaarde de concentratie die in het jaar 2000 bereikt moet zijn.

Indicatieve MTR

Een indicatieve MTR is een MTR-waarde die nog niet door de Commissie Integrale Normstelling is vast gesteld.

Inverse Methode van Straalen

Het is een methode om het risico voor het milieu (milieurisico) te berekenen. Risico wordt gedefinieerd als de kans dat een willekeurige soort organisme in een watersysteem effect ondervindt van de voorkomende opgeloste concentratie van een stof.

LOEC

De Lowest-Effect Concentration is de concentratie van een stof waarbij

een soort organisme nog net geen nadelige effecten van ondervindt maar wel effecten zichtbaar zijn.

Milieurisico

Het risico voor het milieu veroorzaakt door een opgeloste concentratie van een bepaalde stof in een watersysteem.

Modelparameters

De modelparameters zijn de parameters die in het ERASES-model in de formule van de "Inverse Methode van Straalen" worden ingevoerd, om vervolgens het risico voor het milieu veroorzaakt door opgeloste concentraties van een stof, te kunnen bepalen. Deze parameters zijn: de gemiddelde effectconcentratie en de standaard deviatie van een stof.

MTR

Een MTR, dat staat voor Maximaal Toelaatbaar risico, is het niveau waarbij 95% van de potentieel aanwezige soorten organismen binnen een ecosysteem beschermd is.

NOEC

De NO-effect concentratie is de concentratie van een stof waarbij een soort organisme in een systeem geen nadelige effecten ondervindt.

Pesticiden

Pesticiden worden ook wel bestrijdingsmiddelen of gewasbeschermingsmiddelen genoemd. Het zijn stoffen die over het algemeen in de landbouw worden gebruikt om onkruid en insecten te doden.

Streefwaarde

De streefwaarde geeft een concentratie van een stof in een watersysteem aan, die in principe gelijk is aan de VR. De streefwaarde is een waarde waar de Overheid naar streeft te bereiken in het jaar 2015.

VR

De VR, of Verwaarloosbaar risico, is een waarde die in principe een factor 100 onder de MTR van een stof ligt. Deze factor 100 houdt rekening met de mogelijke effecten van combinatietoxiciteit, maar is verder een volledig beleidsmatige keus.

Literatuur

- Beleidsplan Westerschelde, 1991
Beleidsplan Westerschelde, bestuurlijk klankbordforum Westerschelde, Middelburg, maart 1991.
- BKH adviesbureau, 1995
Handleiding Aquatox, versie 3.10 voor Windows, Delft 1995.
- Crommentuijn, T., D.F. Kalf, M.D. Polder, R. Posthumus, E. van der Plassche, 1996
Maximum Permissible and Negligible concentrations for Pesticides, rapport nr. 679101020, concept juni 1996.
- Gezondheidsraad, 1988
Advies inzake ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen, 1988
- Groenenberg M., 1997
ERASES; Uitbreiding van het Ecotoxicologische risico-analysemodel Schelde-estuarium: Vooronderzoek, Rijksinstituut voor Kust en Zee, februari 1997, werkdokument *RIKZ/AB-97.811x*.
- Huijser, J., 1994
Verontreiniging van de Maas door Diuron, RIZA nota nr.: 94.014, Lelystad, februari 1994
- Jak, R.G., Schobben, H.P.M., Scholten, M.C.T. & Karman, C.C., 1994
Een vergelijking van ecotoxicologische effecten gemeten in mesocosmexperimenten met laboratorium toxiciteitsgegevens. Rapport R94/139. TNO- Milieu en Energie, Delft.
- Jonkers, D.A. & Everts, J.W., 1992
Zeewaardig, afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in de Noordzee en Waddenzee. Rapport 1992/2. Ministerie van VROM, directie DWL, Leidschendam & Ministerie van V&W, Dienst Getijdenwateren (nu RIKZ), Den Haag.
- Kater, B.J. & Lefèvre, F.O.B., 1996
Ecotoxicologische risico analyse in de Westerschelde. De ontwikkeling en toepassing van het model ERASES. Rapport RIKZ-96.007. Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Kust en Zee, Middelburg.

- Kater B.J., 1995
REASES ecotoxicologische risico-analyse Schelde-estuarium: het model, Rijksinstituut voor Kust en Zee, juni 1995, werkdocument *RIKZ/AB-95.835x*.
- Koolhoven, M. en Gabriëlse, G.A., 1996
Uitbreiding ecotoxicologische database ERDATA: Verslag van een zoektocht naar toxiciteitsgegevens voor brak en zout waterorganismen, projectbureau Aquarius, Middelburg 1996.
- Lefèvre, F.O.B., G.T.M. van Eck, A.M.B. Holland, B.J. Kater, 1995
Effecten van beleidsalternatieven op de kwaliteit van water en bodem van de Westerschelde, Rijksinstituut voor Kust en Zee, rapport nr. *RIKZ-95.026*.
- Meerendonk, J.H. van, J.M. van Steenwijk, A.J.W. Phernambucq, H.L. Barreveld, 1994
Speuren naar Sporen II. RIZA, nota nr. 94.013, RIKZ, nota nr. 94.007., februari 1994.
- MILBOWA, 1991
Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water, Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990, nr. 1
- Phenambucq, A.J.W., J.P.W. Geenen, H.L. Barreveld, P. Molegraaf, 1996
Speuren naar Sporen III. RIKZ, nota nr. 96.016, RIZA, nota nr. 96.035., mei 1996.
- Rijkswaterstaat, 1996
Klantenplan Delta 1997, Rijkswaterstaat, 1996.
- 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. Dienst Getijdenwateren (nu RIKZ), Den Haag.
- 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.

Steenwijk, J.M. van, J.M. Lourens, J.H. van Meerendonk, A.J.W.
Phernambucq, H.L. Barreveld, 1992
Speuren naar Sporen I. RIZA, nota nr. 92.057, DGW (nu RIKZ), nota nr.
92.040 Lelystad/Den Haag, november 1992

Straalen van, 1991
Oecotoxicologische risico-evaluatie. In: Leerboek Oecotoxicologie, ed:
N.M. van Straalen & J.A.C. Verkleij. VU Uitgeverij, Amsterdam 1991.

Straalen van, N.M., 1990
New methodologies for estimating the ecological risks of chemicals in the
environment. 6th International IAEG Congress. pp 165-173.

WL, 1995
Beleidsonderstunend systeem van het waterkwaliteit beheer van de
Schelde en de kustzone, Deelrapport F: Waterkwaliteitsmodel,
Waterloopkundig Laboratorium, december 1995.

WL, 1995a
Beleidsonderstunend systeem van het waterkwaliteit beheer van de
Schelde en de kustzone, Deelrapport E: "Waste load" model,
Waterloopkundig Laboratorium, december 1995.

WL, 1995b
Beleidsonderstunend systeem van het waterkwaliteit beheer van de
Schelde en de kustzone, Deelrapport B: Gegevensverzameling en -
analyse voor Nederland, Waterloopkundig Laboratorium, december
1995.

WL 1995c
Beleidsondersteunend systeem voor het waterkwaliteitsbeheer van het
estuarium van de Schelde en de kustzône. Hoofdrapport. Conceptrapport
T1140. Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

Bijlagen

Bijlage I: Inverse Methode van Straalen

Bijlage II: Overzicht van NOEC-gegevens van verschillende pesticiden

Bijlage III: Beschrijving van stoffen

Bijlage IV: Overzichtskaart van de modelschematisatie

Bijlage I: Inverse Methode van Straalen

In deze bijlage wordt in het kort de "inverse methode van Straalen" uiteengezet, welke in het model ERASES gebruikt is. Het milieurisico wordt door van Straalen als volgt geformuleerd: Stel dat we in het milieu een gebeurtenis aanwijzen die ongewenst is (bijvoorbeeld de overschrijding van de geen-effect-concentratie (NOEC of 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 volgen een kansverdeling. 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 tussen de soorten 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:

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

waarin:

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

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

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

waarin:

δ : milieurisico
 $n(x)$: kansdichtheidsfunctie, NEC

Als de kansdichtheidsfunctie $n(x)$ als een logistische verdeling is te beschouwen, dan is δ te schrijven als:

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

waarin:

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

c: concentratie opgeloste stof

Deze formule is voor het berekenen van het risico voor het milieu te gebruiken wanneer men bij van een bestaande norm, of bij een aangetroffen concentratie in het milieu, het daar bij behorende milieurisico wil weten. De berekeningssystematiek 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 gebaseerd op (MILBOWA, 1991), of afgeleid van, een risico analyse.

Kantekeningen bij de Inverse Methode van Straalen

- In deze benadering wordt slechts het soortbestand van een ecosysteem beschermd, dat wil zeggen een structuurkenmerk; de functies blijven buiten beschouwing (van Straalen, 1991).
- Het onbeschermd laten van 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 (hazardous concentration for p% of the species) richt zich slechts op de bescherming van gevoelige soorten in de levensgemeenschap; er wordt geen rekening gehouden met andere extrapolatiestappen. Met name de combinatiewerking tussen verschillende chemicaliën en de mogelijke gevolgen voor soorten buiten de beschouwde levensgemeenschap zijn hierbij als discussiepunt aan te merken (Van Straalen, 1991).
- Het is maar zeer de vraag of de verzameling toetsorganismen zoals die in laboratoriumexperimenten gebruikte worden, 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 moet 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)

Het extrapoleren van laboratoriumtoetsen naar de veldsituatie

In de beoordeling van de ecologische gevolgen van waterverontreiniging wordt gebruik gemaakt van ectotoxicologische 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, er 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.
3. het ecosysteem net zo gevoelig is als zijn (gevoeligste) soorten.

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

De eindconclusie van 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. 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.

Bijlage II: Overzicht van NOEC-gegevens van verschillende pesticiden

Gegevens van de file ALIFE.wk4

STOF	INS-Phylum/Klasse	INS-taxgroep(NL)	SOORT	MEDIUM	NOEC/LOEC (µg/l)	Ln-waarde	Bron
atrazine	Annelida		Tubificidae	zoet	2.2	0.788	A
atrazine	Bacillariophyceae	kleezelalgen	Thalassiosira fluviatilis	zout	22	3.091	M
atrazine	Bacillariophyceae	kleezelalgen	Nitzschia sigma	zout	22	3.091	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Thalassiosira fluviatilis	zoet	20	2.998	E
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Laminaria hyperborea	zout	10	2.303	E
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Selenastrum capricornutum	zoet	70	4.248	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Chlamydomonas galleri	zoet	110	4.7	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Chlamydomonas reinhardtii	zoet	45	3.807	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Chlorella pyrenoidosa	zoet	16	2.773	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Scenedesmus quadricauda	zoet	30	3.401	M
atrazine	Chlorophyta	groenalgen	Scenedesmus subspicatus	zoet	40	3.689	M
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Daphnia pulex	zoet	1000	6.908	M
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Gammarus fasciatus	zoet	60	4.094	M
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Ceriodaphnia dubia	zoet	2500	7.824	M
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Daphnia magna	zoet	140	4.942	M
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Uca pugnax	zout	1	0	A/E
atrazine	Crustacea	kreftachtigen	Mysidopsis bahia	zout	80	4.382	M
atrazine	Cyanophyta	blauwalgen	Anabaena flos-aquae	zoet	270	5.598	M
atrazine	Cyanophyta	blauwalgen	Microcystis aeruginosa	zoet	3	1.099	M
atrazine	Phaeocophyta	bruinalgen	Laminaria hyperborea	zout	1	0	M
atrazine	Pisces	vissen	Salvelinus fontinalis	zoet	65	4.174	M
atrazine	Pisces	vissen	Ictalurus punctatus	zoet	18	2.89	M
atrazine	Pisces	vissen	Ictalurus punctatus	zoet	220	5.394	A
atrazine	Pisces	vissen	Lepomis macrochirus	zoet	500	6.215	A
atrazine	Pisces	vissen	Cyprinodon variegatus	zout	1900	7.55	ME
atrazine	Pisces	vissen	Brachydanio rerio	zoet	300	5.704	M
atrazine	Pisces	vissen	Oncorhynchus mykiss	zoet	27	3.298	M
atrazine	Pisces	vissen		zoet	13	2.565	R
atrazine	Pisces	vissen	Cyprinodon variegatus	zout	3400	8.132	E
atrazine	Pisces	vissen	Cyprinodon variegatus	zout	3400	8.132	E

Bron

E= database ERDATA

M= file van MARGRIET

R= RIVM-rapport Maximum Permissible- and Negligible concentrations for Pesticides

A= database AQUATOX

Stof	Waarnemingen	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Atrazine	30	4.126	2.239

Gegevens van de file ALIFE.wk4

STOF	INS-Phylum/Klasse	INS-taxgroep(NL)	SOORT	MEDIUM	NOEC/LOEC (µg/l)	Ln-waarde	Bron
Simazine	Crustacea	kreftachtigen	Asellus brevicaudus	zoet	100000	11.513	A
Simazine	Crustacea	kreftachtigen	Gammarus fuscatus	zoet	100000	11.513	A
Simazine	Crustacea	kreftachtigen	Oreocetes nalis	zoet	100000	11.513	A
Simazine	Crustacea	kreftachtigen	Palaemonetes kadiake	zoet	100000	11.513	A
Simazine	Pisces	vissen		zoet	140	4.942	R

Bron

E= database ERDATA

M= file van MARGRIET

R= RIVM-rapport Maximum Permissible- and Negligible concentrations for Pesticides

A= database AQUATOX

Stof	Waarnemingen	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Simazine	5	10.199	2.939

Gegevens van de file ALIFE.vwk4

STOF	INS-Phylum/Klasse	INS-taxgroep(NL)	SOORT	MEDIUM	NOEC/LOEC (µg/l)	Li-waarde	Bron
diuron	Chlorophyta	groenalgen	Chlorococcum hypnosporum	zoet	100	4,605	M
diuron	Chlorophyta	groenalgen	Chlorella pyrenoidosa	zoet	4.7	1.548	M
diuron	Chlorophyta	groenalgen	Scenedesmus quadricauda	zoet	10	2.303	M
diuron	Chlorophyta	groenalgen		zout	10	2.303	R
diuron	Crustacea	kreeftachtigen	Daphnia magna	zoet	100	4,605	A
diuron	Crustacea	kreeftachtigen	Daphnia magna	zoet	4000	8,294	A
diuron	Crustacea	kreeftachtigen	Scapholeberis mucron.	zoet	100	4,605	A
diuron	Crustacea	kreeftachtigen	Ceriodaphnia quadran..	zoet	16.7	2,815	A
diuron	Crustacea	kreeftachtigen	Penaeus aztecus	zout	1000	6,908	ME
diuron	Mollusca	weekdieren	Mercenaria mercenaria	zout	80	4,382	ME
diuron	Mollusca	weekdieren	Mercenaria mercenaria	zout	1000	6,908	M
diuron	Mollusca	weekdieren	Mercenaria mercenaria	zout	500	6,215	A
diuron	Mollusca	weekdieren	Mercenaria mercenaria	zout	1000	6,908	A
diuron	Pisces	vissen	Pimephales promelas	zoet	33	3,497	M
diuron	Pisces	vissen		zoet	2500	7,624	A
diuron	Pisces	vissen	Lepomis macrochirus	zoet	500	6,215	A
diuron	Pisces	vissen	Lepomis macrochirus	zoet	3000	8,006	A

Bron

E= database ERDATA

M= file van MARGRIET

R= RIVM-rapport Maximum Permissible- and Negligible concentrations for Pesticides

A= database AQUATOX

Stof	Waarnemingen	Gemiddelde	Standaarddeviatie
Diuron	17	5.173	2.173

Bijlage III: Beschrijving van stoffen

Atrazine

Atrazine of 2-chloor-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine behoort tot de groep van triazinen en wordt gebruikt als herbicide met een lange werkingsduur (RIZA, 1993). Het is een weinig vluchtige maar zeer polaire stof, die in water in geringe mate een zuur vormt. Het gevolg is dat Atrazine slechts weinig adsorbeert aan organische stof. De stof wordt traag afgebroken in water als gevolg van biodegradatie en hydrolyse. Het laatste proces verloopt sneller naarmate de pH lager is (WL, 1995). De fotolyse daar in tegen kan relatief snel zijn. Afbraak van Atrazine schijnt onder gereduceerde condities (bodem) nauwelijks plaats te vinden. De stof staat op de EG-lijst van potentiële zwarte-lijststoffen. De stof Atrazine wordt in Nederland niet geproduceerd maar wel geformuleerd. Het herbicide Atrazine is toegelaten voor de bestrijding van eenjarige onkruiden en kweekgras in de teelt van asperges, op akkerranden en op permanent onbeteelde percelen. Atrazine wordt vooral in de maisteelt toegepast via één dosering per jaar. Vanuit de landbouwgronden spoelt de stof uit naar het oppervlaktewater. Atmosferische depositie, waarvan het buitenland de belangrijkste bron is, speelt bij de toename van de totale vracht aan Atrazine in het Schelde-estuarium een belangrijke rol.

De totale omzet in Nederland ligt rond de 200 ton per jaar en blijft constant. De emissie naar de watersystemen lag in 1988 in Nederland rond 3.5 ton. In 1995 is in Nederland het gebruik van atrazine in de meeste teelten verboden geworden. In België was het verbruik in 1990 van Atrazine 250 ton. De atmosferische depositie in het nederlandse deel van het Rijn stroomgebied bedraagt 5.3 ton per jaar.

Simazine

Simazine of 2-chloor-4,6-bis(ethylamino)-1,3,5-triazine behoort tot de groep van triazinen en wordt gebruikt als herbicide met een lange werkingsduur (RIZA, 1993). Het is een zeer weinig vluchtige maar polaire stof, die in water in geringe mate zuur vormt. Het gevolg hiervan is dat Simazine slechts in geringe mate adsorbeert aan organische stof. Simazine wordt traag afgebroken in water als gevolg van biodegradatie en hydrolyse. De afbraak schijnt onder gereduceerde condities (bodem) zeer traag te zijn. Simazine staat net als Atrazine op de EG-lijst van potentiële zwarte-lijststoffen (WL, 1995).

Simazine is een onkruidbestrijdingsmiddel en kent als herbicide tal van toepassingen in de akkerbouw, fruitteelt, tuinbouw, boomkwekerijen, plantsoenen onderhoud en bollenteelt. Het wordt in België ook door particuliere gebruikt voor tuinen e.d. Vanuit de landbouwgronden spoelt Simazine uit naar het oppervlaktewater. Simazine wordt op verschillende

tijdstippen van het jaar toegepast. Maar het meeste verbruik vindt over het algemeen genomen in de zomer plaats.

Het totale verbruik aan Simazine in Nederland ligt nu rond de 50 ton per jaar, vroeger rond de 100 ton per jaar. De emissie naar de watersystemen in Nederland werd in 1988 op ruim 1 ton geschat. In België werd in 1990 rond 60 ton gebruikt.

Ook de atmosferische depositie waarvan het buitenland de belangrijkste bron is, speelt een aanzienlijke rol in de belasting van het oppervlaktewater.

Diuron

Diuron of 3-(3,4-dichloorfenyl)-1,1-dimethylureum wordt gebruikt als preventiefherbicide. Het is een matig in water oplosbare, weinig vluchtige, matig polaire stof. Diuron adsorbeert bijna niet aan organische stof. Het wordt snel afgebroken in water als gevolg van fotolyse en biodegradatie. De stof lijkt bij afwezigheid van licht vrij persistent te zijn (WL, 1995).

Diuron wordt gebruikt in de teelt van appels en peren, graszaad, asperges, bomen en door gemeenten voor onkruidbestrijding op harde oppervlakten. Het wordt veel gebruikt in combinatie met Simazine.

Bijlage IV: Overzichtskaart van de modelschematisatie.

