



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

Lozingenreductie en haalbaarheid

van de Vlaamse basiskwaliteit

Bepaling van de percentages waarmee de lozingen van vijf organische microverontreinigingen in België moeten worden gereduceerd om in 1995 de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen bereiken. Bepaling van deze percentages geschiedt met het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium (module voor organische microverontreinigingen: IMPAQT). De organische microverontreinigingen zijn: PCB52; PCB153; Fluorantheen; Benzo(a)pyreen en Lindaan.

Werkdocument: GWWS-93.877x

Datum: 23 november 1993

Stageverslag van: G.A. Gabriëlse,
student Aquatische Ecotechnologie Hogeschool Zeeland
Stagiair bij DGW-Middelburg van 29-08 tot 26-11-1993

Samenvatting

Nu in het Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen de *Vlaamse basiskwaliteitsnormen* vastgelegd zijn, is het nuttig te weten met welke percentages de (Vlaamse) lozingen gereduceerd moeten worden om die normen te kunnen bereiken binnen de vastgestelde termijn. In het MINA-plan worden de reductiepercentages van een aantal stoffen vermeld, maar van de meeste organische microverontreinigingen wordt alleen vermeld dat de vuilvracht gehalveerd moet worden, teneinde de norm te kunnen bereiken.

Er dient dus onderzocht te worden met welke percentages de lozingen van organische microverontreinigingen in Vlaanderen gereduceerd moeten worden om de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen bereiken in 1995. Gedurende deze stage is getracht om dit met behulp van het waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium te doen. De gebruikte versie van de module voor organische microverontreinigingen van dit model (IMPAQT) heeft vijf modelstoffen. Dit zijn twee Poly Chloor Bifenylen (PCB52 en PCB153), twee Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (Fluorantheen en Benzo(a)pyreen) en één pesticide (Lindaan). Het moge duidelijk zijn dat alleen voor deze vijf modelstoffen het reductiepercentage bepaald is.

Zij komen voort uit een selectie-procedure, waarbij kleine bronnen weggelaten werden (zie hoofdstuk 5). Dit op grond van het algemene principe dat twintig procent van de belastingsbronnen voor tachtig procent van de vervuiling zorgen.

In het MINA-plan zijn voor PCB en PAK alleen totaalnormen vermeld, welke gebaseerd zijn op jaarmedianen. Om een uitspraak te kunnen doen of een stof bij een bepaald reductiepercentage de norm bereikt is echter een individuele norm nodig voor de modelstoffen. Om deze te verkrijgen is uit metingen bij de Schaar van Ouden Doel de verhouding van voorkomen van de betreffende vier modelstoffen bepaald. Voor de PCB's is ervan uitgegaan dat de norm staat voor een som van 6 PCB's; voor de PAK's is uitgegaan van de 6 PAK's van Borneff. Ter controle is ook de verhouding van voorkomen in zoetwater uit metingen bij Lobith bepaald; gebleken is dat de verhouding van voorkomen van PCB's en van PAK's in de Rijn bij Lobith en in de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel nagenoeg gelijk zijn. Uit de verhoudingen berekent uit de metingen bij Schaar van Ouden Doel en de totaalnormen zijn de individuele normen bepaald.

Omdat in het MINA-plan 1985 als basisjaar genoemd wordt, moeten de reductiepercentages ten opzichte van dat jaar uitgerekend worden. Het model rekent dan ook met de lozingen van 1985. Ook alle andere parameters (temperatuur, debiet etc.) hebben de waarde van 1985.

Het model rekent vervolgens tien jaar door (1986 tot en met 1995), voor vijf reductiescenario's (nominaal, 25% 50% 75% en 100%). De uitvoer voor 1995 wordt statistisch bewerkt, waarna de jaarmediaan voor 1995 grafisch wordt weergegeven. Het blijkt dat alleen voor Lindaan en voor PCB52 de norm bereikt kan worden bij een reductie van de lozingen. De andere drie modelstoffen bereiken de Vlaamse basiskwaliteit niet in 1995 (zie ook hoofdstuk 7).

Deze trieste conclusie noodzaakt tot het zoeken naar een andere oplossing. In Vlaanderen wordt gepraat over een waterbodemsanering van 1,3 miljoen ton slib in het Vlaamse deel van het Schelde estuarium. Het is interessant om te onderzoeken wat dat voor consequenties heeft voor de waterkwaliteit en voor het bereiken van de normen.

Met het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium is deze waterbodemsanering door-gerekend, ervan uitgaande dat de sanering op 1 januari 1996 uitgevoerd is. Voor het gemak is bovendien verondersteld dat het volume van het riviersysteem niet veranderd door de saneringsingreep.

Het is modeltechnisch wel mogelijk de volumeverandering mee te nemen, maar dat vereist een calibratie van het model, waarvoor de tijd ontbreekt. Het is niet te verwachten dat een (relatief geringe) volumevergroting grote gevolgen heeft voor de modeluitvoer.

Er is met het model vijftien jaar doorgerekend voor de vijf reductiescenario's (nominaal, 25% 50% 75% en 100%): 1996 tot en met 2010. Daarnaast heeft het model ook deze vijftien jaar doorgerekend voor de vijf scenario's zonder de waterbo-demsanering, zodat er een referentie aanwezig is. Aan de hand van deze referen-tie kan het effect van de sanering onderzocht worden.

Het blijkt dat waterbodemsanering voor stoffen met een hoge $-\log(K_{oc})$ relatief veel invloed heeft op de totaalconcentratie in de waterkolom. Dit geldt met name voor PCB153 en Benzo(a)pyreen. Echter alleen voor Benzo(a)pyreen is waterbodem-sanering noodzakelijk voor het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit. De Vlaam-se basiskwaliteit kan bij een lozingenreductie voor vier modelstoffen in 2010 bereikt worden; wanneer bovendien de waterbodem rigoreus wordt schoon gemaakt kan de norm voor Benzo(a)pyreen ook bereikt worden. De reductiepercentages zijn echter zo hoog (80% tot 100%) dat afgevraagd kan worden of dat in de praktijk wel haalbaar is.

Er is verder gekeken in hoeverre reductie van Belgische lozingen effect heeft op het bereiken van de Nederlandse MILBOWA-grenswaarden in het grenscompartiment. Omdat de MILBOWA-grenswaarden absolute normen zijn, zijn de conclusies gebaseerd op de jaarmaxima van de betrokken stoffen. Gebleken is dat deze vorm van toetsen voor de modelresultaten weinig verschilt van de toetsing op het 90-percentiel. Bij de 90-percentiel waarde wordt de op een na hoogste waarde het toets-criteri-um (bij $11 < n < 21$).

Een norm voor de totaalconcentratie voor de individuele PCB's geeft de MILBOWA niet. Omdat er geen verschil mag ontstaan in de basis van de normen is het hier niet toegestaan om uit verhoudingen individuele normen te bepalen. De grenswaar-den voor de andere drie modelstoffen zijn gebaseerd op ecotoxicologische data, en dus zouden de normen voor de individuele PCB's dat ook moeten zijn.

Ter afsluiting van het geheel zijn een aantal beleidscenario's gedraaid. Er wordt inzicht verkregen in het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit en de MILBOWA-grenswaarden bij een aantal maatregelen, zoals bij het reduceren van de lozingen op het Schelde estuarium conform de plannen en bij sanering van de waterbodem in combinatie met deze lozingenreductie.

Wastewater discharge reduction & realizability of the Flemish waterquality standards

Summary

The Environmental policy and Nature development (ENNA) plan of Flanders provides us the Flemish waterquality standards. We would like to know with which percentage the waste-discharges to the Scheldt estuary has to be reduced in order to reach these standards in 1995. Since the ENNA-plan doesn't give those percentages for the organic micropollutants, we need to investigate what these percentages are. During my work-experience at the Tidal Waters Division of the Dutch Department of Transport and Public Works at Middelburg (Netherlands), I have tried to determine the percentages which are necessary to reach the Flemish waterquality standards in 1995.

I have used the Waterquality model Scheldt estuary, which is developed by Delft Hydraulics and the Tidal Waters Division of the Dutch Department of Transport and Public Works. The module for organic micropollutants is called IMPAQT (Integral Modelling of the Pollution of Aquatic systems by Toxic chemicals). In the version of this module I used, there were five organic micropollutants modelled.

These organic micropollutants are:

- Two polychlorobiphenyl's: PCB52, PCB153;
- Two polycyclic Aromatic hydrocarbons: Fluoranthene and Benzo(a)pyrene;
- One pesticide: Lindane.

In IMPAQT there are a few emission points defined:

- The river the Scheldt at Rupelmonde (model-edge);
- The discharge canal at Bath (model compartment 6);
- The shipping canal Gent - Terneuzen (model compartment 13);
- The wastewater discharge pipeline at Terneuzen (model compartment 13);
- The emitter PECHINEY (model compartment 14).

These emission points are the result of a selection procedure, at which the smaller spills were dropped (See also chapter 5 page 25). In order to model the Scheldt estuary, the estuary was divided in 14 compartments (see chapter 4 page 13). In a compartment the fysical, chemical and biological processes and their impact on the estuarine system are considered homogeneous. The basic principles of the waterquality model Scheldt estuary and those of IMPAQT are described in [WL, 1991]. The Flemish waterquality standards mention for polychlorobiphenyls and for poly aromatic hydrocarbons only a value for groups of PCB's and PAH's. In this study we need individual standards of the substances, which are modelled. To determine these individual standards, we calculated the ratio of occurrence of polychlorobiphenyls and polyaromatic hydrocarbons from round 40 analyses of water samples taken at 'Schaar van Ouden Doel' in the period 1985 - 1988. From these ratios and the standards for the groups of PCBs en PAHs, we calculated the standards for the individual substances. Later the ratios were checked with ratios calculated from 40 analyses of water samples taken at Lobith (river Rhine) in the same period (1985 - 1988). Apparently the ratio's are approximately equal in a fresh water system and in a brakish (estuarine) system. We can test the waterquality in the Belgian part of the Scheldt estuary whether they reach the Flemish waterquality standards or not. The testing is based on year medians of the concentration in the water phase. Therefore the model results have to undergo a statistical operation, at which the median, the average, the minimum and the maximum are determined.

In the ENNA-plan, the year 1985 is the reference with respect to which the reduction percentages has to be calculated. All the model parametersettings have the values of 1985, throughout the modelling. The waterquality model Scheldt estuary calculates 10 years (1986 - 1995), for five reduction scenes (0% 25% 50% 75% and 100% reduction). It appeared that only Lindane and PCB52 could reach the waterquality standards in 1995 at a reduction of 85% and 100% All the other model substances couldn't even reach the standards at a reduction of the waste water discharges of 100%

After this rather sad conclusion we felt it was necessary to seek another solution. In Flanders people talk about a waterbed sanitation of 1.3 million ton sludge in the Flemish part of the Scheldt estuary. It is interesting to determine the consequences of such a large sanitation on water quality and on the realizability of the Flemish water quality standards. With the Water quality model Scheldt estuary, we have calculated this waterbed sanitation assuming that it is realized before 1 january 1996. Besides that, we assumed that the volume of the estuarine system doesn't change as a consequence of the sanitation works. Model technical speaking, it is possible to calculate the change in volume, but that implicates a new calibration of the model, for which there is no time. We don't expect the change of volume to be of great importance for the model results, since a change in volume due to sanitation works isn't likely to happen in the estuary. The model calculated 15 years (1996 - 2010) for 5 reduction scenes (0% 25% 50% 75% and 100%) in combination with the above mentioned waterbed sanitation. Besides that, the same 15 years were calculated for the 5 reduction scenes, this time without the waterbed sanitation; this will be used as a reference. The effects of the waterbed sanitation can be determined with the reference as a guide.

We found that waterbed sanitation has quite a large impact on the concentration in the waterphase of substances with a relatively high $-\log(K_{oc})$. Especially PCB153 and Benzo(a)pyrene show quite a large difference. Only Benzo(a)pyrene need a waterbed sanitation to reach the waterquality standards. The Flemish waterquality standards can be reached in 2010 for all modelled organic micropollutants without waterbed sanitation. Benzo(a)pyrene needs a very intensive waterbed sanitation (3 times the sanitation mentioned above) in order to reach the standards.

Furthermore we investigated wether the reduction of Belgian wastewater discharges has any impact on reaching the Dutch waterquality standards, which are more suffisticated than the Flemish standards, in that sence that they are supported by ecotoxicological arguments. We concluded that only Benzo(a)pyrene couldn't reach the Dutch waterquality standards; a waterbed sanitation in the Dutch part of the Scheldt estuary might be a solution to this problem, but that isn't investigated in this study.

Finally a few policy scenes are calculated, in which we investigate which measures have to be taken in order to reach the waterquality goals set in the ENNA-plan (Belgium) and in the policy plan 'Westerschelde' (Netherlands). Measures are reduction of wastewater discharges as planned, waterbed sanitation as planned and maximum reduction of discharges in combination with maximum waterbed sanitation. This study will give the watermanagers of Belgium and The Netherlands information about the impact of measures mentioned above. Now they can asses the costs and the effects of the different measures, they are able to choose the right solution.

INHOUDSOPGAVE

Pagina-nummer:

Samenvatting/Summary.....	1
Inhoudsopgave.....	5
1. Voorwoord.....	6
2. Inleiding.....	7
3. Nederlandse, Belgische en Vlaamse normering	
3.1 Waterkwaliteitsnormen.....	9
3.2 Waterbodempkwaliteitsnormen.....	15
4. Globale omschrijving Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium	
4.1 Compartimentering van het Schelde estuarium.....	17
4.2 Basisprincipes DELWAQ.....	18
4.3 Gemodelleerde processen.....	20
4.4 Slibmodellering.....	23
4.5 Gemodelleerde stoffen.....	26
5. Calibratie van het model	
5.1 Slibmodellering.....	27
5.2 Modelstoffen.....	27
5.3 Emissiegegevens.....	29
5.4 Initiële concentraties.....	30
6. Onzekerheden en aannamen binnen het model	
6.1 Modelonzekerheid.....	31
6.2 Onzekerheden in de randvoorwaarden.....	32
7. Resultaten	
7.1 Basisjaar 1985.....	33
7.2 Verwerking modeluitvoer.....	33
7.3 Beschrijving concentratieverloop in de tijd.....	33
7.4 Bepaling van het reductiepercentage van de Belgische lozingen.....	35
7.5 Lozingenreductie en waterbodemsanering	37
7.6 Reductie van lozingen & haalbaarheid van MILBOWA normen.....	39
7.7 Discussie.....	41
7.8 Conclusie.....	42
8. Beleidsscenario's	
8.1 De scenario's.....	44
8.2 Modelresultaten.....	45
8.3 Conclusies beleidsscenario's.....	46
9. Literatuurlijst.....	48
10. Lijst van afkortingen.....	51
BIJLAGEN:	
Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK.....	1
Bijlage II Waterbodemsanering en haalbaarheid VBK.....	7
Bijlage III Reductie lozingen en haalbaarheid MILBOWA.....	13
Bijlage IV Beleidsscenario's.....	21

1. Voorwoord

Dit rapport is het produkt van de stageperiode welke van 29 augustus tot 26 november 1993 bij Dienst Getijde Wateren (per 01-01-1994 Rijks Instituut Kust en Zee) in Middelburg doorlopen is.

Bij deze wil ik iedere medewerker van Dienst Getijde Wateren Arnestein (Middelburg) bedanken voor de hulp en medewerking die ik tijdens mijn stageperiode heb mogen ontvangen. In het bijzonder wil ik Belinda Kater bedanken voor de uitstekende begeleiding die zij mij tijdens de stageperiode gegeven heeft. Ook Albert Holland en Bert van Eck wil ik hierbij bedanken voor het verstrekken van informatie en het nazien van het concept-rapport.

Wellicht dat we elkaar in de nabije toekomst terug zien in het werkveld.

G.A. Gabriëlse, Middelburg 23 november 1993

2. Inleiding

In 1989 is het concept beleidsplan Westerschelde gepubliceerd welke twee jaar later definitief is geworden. In dit beleidsplan wordt een inventarisatie gemaakt van de waterkwaliteitstoestand van het Westerschelde estuarium. Het plan beoogt een duurzaam gebruik van het estuarium, opdat de functie natuur zich kan herstellen en handhaven naast andere gebruiksfuncties zoals scheepvaart, ontvangend oppervlaktewater, visserij en recreatie.

Ter onderbouwing en verdere uitwerking van het beleidsplan Westerschelde is het project Systeem Analyse Westerschelde (SAWES) opgezet. Het doel van het project was [Eck, 1987]:

'Het ontwerpen, implementeren en documenteren van een voor het beantwoorden van beleids- en beheersvraagstukken bruikbaar systeemanalytisch instrumentarium voor het Schelde estuarium, dat als functie van de belasting op en ingrepen in het systeem, de paden en lotgevallen van verontreinigende stoffen en ophoping daarvan in organismen berekent, alsmede de mogelijke effecten daarvan aangeeft'.

Het instrument dat in het kader van dit project is ontwikkeld, is het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium. Dit model is te gebruiken bij het berekenen van effecten (van reducties) van lozingen, het optimaliseren van monitoring programma's, het opsporen van lozingen en het sturen van onderzoek [Van Eck, 1991].

Binnen het project 'SCHOON' wordt onderzoek gedaan naar het functioneren van de Westerschelde onder het huidige en het toekomstige waterbeheer. Tevens wordt binnen dit project onderzoek verricht naar het functioneren van de rivier de Schelde. Het functioneren van de Westerschelde wordt vooral onderzocht in relatie tot sanering van lozingen in het hele stroomgebied [Holland & Van Westen, 1993]. De stage vindt plaats in het kader van dit project 'SCHOON'.

Het beleidsplan Westerschelde [Ministerie V&W, 1991b] voor Nederland en het Milieubeleidsplan en Natuurontwikklings-plan (MINA) [Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990] voor Vlaanderen bevatten normen die in 1995 bereikt moeten zijn. Nederland geeft bovendien aan met welke percentages de lozingen op de Westerschelde gereduceerd moeten worden om de norm in 1995 daadwerkelijk te kunnen bereiken. Het MINA-plan geeft voor organische microverontreinigingen echter alleen aan dat de vuilvracht fasegewijs tegen 1995 minimaal gehalveerd moet worden (ten opzichte van de bestaande vuilvrachten in het referentiejaar 1985), teneinde de Vlaamse basiskwaliteitsnormen te bereiken. Een reductiepercentage voor belasting van individuele organische microverontreinigingen wordt niet in het MINA-plan gegeven.

Gedurende deze stage moet uitgezocht worden met welk percentage de belastingen van organische microverontreinigingen aan 'de bron' in België moeten worden gereduceerd om de Vlaamse basiskwaliteit te bereiken. 'De bron' wordt in dit geval gevormd door de lozingspunten zoals ze gedefinieerd zijn in deze versie van het model (zie hoofdstuk 5 voor nadere uitleg). Bepaling van de reductiepercentages zal plaatsvinden met behulp van het waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium, met de module voor de organische microverontreinigingen: Integral Modeling of the Pollution of Aquatic systems by Toxic chemicals: IMPAQT. De gebruikte versie van dit model heeft vijf gemodelleerde stoffen, hoewel het mogelijk is iedere gewenste organische microverontreiniging in IMPAQT te modelleren.

De modelstoffen van deze versie zijn:

- PCB 52;
- PCB153;
- Fluorantheen;
- Benzo(a)pyreen;
- Lindaan.

Gedurende deze stage worden alleen de reductiepercentages van deze modelstoffen bepaald; niet van andere organische microverontreinigingen, want die zijn niet gemodelleerd.

De centrale vraag van de stage luidt dus:

Met welk percentage moeten de lozingen van de vijf modelstoffen in België worden gereduceerd om in 1995 aan de Vlaamse basiskwaliteit voor oppervlaktewateren te kunnen voldoen ?

Gedurende het onderzoek bleek het ook interessant om de effecten van een waterbodemsanering op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit te bepalen. Een waterbodemsanering van 1,3 miljoen ton slib is met het model voor vijftien jaren doorgerekend.

De centrale vraag voor dit onderdeel luidt:

Heeft waterbodemsanering effect op de totaalconcentraties en op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit in 1995 ?

Ook is het interessant te weten met welk percentage de lozingen in België moeten worden gereduceerd om in Nederland, net over de Belgisch-Nederlandse grens, de MILBOWA-grenswaarden te bereiken. Hiervoor moeten de jaargemiddelden en jaar-maxima uit de bestaande dataset gedestilleerd worden.

De vraagstelling voor dit onderdeel luidt:

Met welk percentage moeten de lozingen in België worden gereduceerd om de MILBOWA-grenswaarden te kunnen bereiken ?

Aansluitend zijn er een aantal beleidscenario's gedraaid, welke antwoord geven op vragen als bovenstaande. Bovendien wordt nu ook weergegeven welke de waterkwaliteitsituatie wordt wanneer er niets gebeurt (over periode 1986 t/m 2010). De berekende reductiepercentages (nodig voor het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit) worden nu gebruikt; er wordt een scenario gedraaid met reductie van lozingen conform 'de plannen'. Ook voor de waterbodemsanering is een extra scenario gedraaid; sanering van 1,3 miljoen ton slib in combinatie met lozingenreductie conform 'de plannen'.

In dit rapport wordt de werkwijze, het middel en de resultaten van het onderzoek beschreven. Er wordt inzicht verkregen in het vereiste reductiepercentage van de Belgische lozingen van de gemodelleerde organische microverontreinigingen. Daarnaast wordt het effect van een aantal maatregelen belicht.

3. Nederlandse, Belgische en Vlaamse normering

Dit hoofdstuk behandelt achtereenvolgens de Nederlandse en de Belgische normering, voor water- en waterbodempkwaliteit en is beperkt tot de vijf organische microverontreinigingen waarvan de reductiepercentages bepaald zullen worden.

3.1 Waterkwaliteitsnormen

De Nederlandse en Belgische normen voor de waterkwaliteit zijn niet gelijk, wat uit onderstaande zal blijken. Hoewel totaalconcentraties sterk afhankelijk zijn van de plaats van bemonstering en de diepte daarvan, wordt hier toch steeds van totaalconcentraties uitgegaan. De reden hiervoor is dat de Vlaamse basiskwaliteit normen heeft voor totaalconcentraties; er zijn geen normen voor concentraties partikulaair gebonden stoffen. In een estuarium is een totaalconcentratie eigenlijk geen juiste norm; het zwevendestof gehalte op een bepaalde plaats varieert per tijdseenheid (tijdstip getij), dus de totaalconcentratie varieert ook. Beter is het om een norm te baseren op een concentratie per kg organisch koolstof ($\mu\text{g/kg OC}$).

3.1.1 Nederlandse Normen

De Nederlandse basiskwaliteit beoogde een zodanige kwaliteit van water, waterbodems en oevers te definiëren, dat deze terplaatse of elders [Ministerie van V&W, 1984]:

- geen overlast (met name stank) voor de omgeving veroorzaken en er niet vervuild uitzien;
- levenskansen bieden voor aquatische levensgemeenschappen waarvan ook hogere organismen deel uit kunnen maken en tevens ecologische belangen buiten het water beschermen;
- mogelijkheden bieden voor bepaalde vormen van menselijk gebruik waarvoor geen specifieke waterkwaliteitsdoelstellingen gelden.

Na het Indicatief Meerjaren Programma water (1985 - 1989) zijn de water- en waterbodempkwaliteitsnormen vastgelegd in de Derde Nota Waterhuishouding. In deze nota is er sprake van de algemene milieukwaliteit 2000 (AMK 2000). Voor deze normen gelden bovenstaande uitgangspunten nog steeds, maar met een toegevoegde waarde; er moeten verschillende ecosysteemcomponenten aanwezig zijn met een zekere soortendiversiteit. Systeemvreemde invloeden mogen geen sterfte veroorzaken en de voortplanting en groei van organismen van verschillende trofische niveaus niet hinderen. Waar dit voor het handhaven van een populatie noodzakelijk is moeten er migratiemogelijkheden aanwezig zijn. Verder moeten stagnante watersystemen doorgaans helder zijn, zodat de hogere waterplanten een kans hebben. Bovendien is dominantie van blauwalgen ongewenst. Een integrale aanpak is noodzakelijk [Ministerie van V&W, 1989].

In de notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (MILBOWA) worden de AMK-normen verder aangescherpt door ze met ecotoxicologische data te onderbouwen. Daar waar er geen extra gegevens beschikbaar waren zijn de AMK-normen gehandhaafd. In de MILBOWA notitie worden grenswaarden, streefwaarden en richtwaarden geformuleerd, gespecificeerd naar de hoofdgebruiksfunctie van het betreffende watersysteem (zwemwater, drinkwater, water voor karperachtigen, zalmachtigen of schelpdieren) [Ministerie van V&W, 1991a]. Streefwaarden geven het kwaliteitsniveau aan voor een bepaald milieucompartiment, waarbij de risico's voor als nadelig te waarderen effecten verwaarloosbaar worden geacht.

Het betreft hier de risico's voor ecosystemen, voor de functionele eigenschappen van het milieu en voor de andere milieu-compartimenten. Streefwaarden geven het **einddoel** aan met betrekking tot de te realiseren milieukwaliteit in Nederland. Grenswaarden geven het milieukwaliteitsniveau aan voor een bepaald compartiment, waarbij de risico's voor als nadelig te waarden effecten op een maximaal toelaatbaar niveau worden geacht. Een grenswaarde is een **tussendoel**.

Men onderscheidt bij de normering twee risico-grenzen, te weten het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) en het verwaarloosbaar risiconiveau (VR). Het maximaal toelaatbaar risiconiveau is gedefinieerd als die concentratie waarbij aan 95% van alle denkbare soorten volledige bescherming wordt geboden, in die zin dat hun chronische No Observed Effect Concentration (chronische NOEC= langdurige blootstelling aan die concentratie waarbij een organisme nog juist geen nadelig effect ondervindt) niet wordt overschreden. Het verwaarloosbaar risiconiveau houdt rekening met de combinatietoxiciteit van stoffen. Het is gedefinieerd als 1% van het maximaal toelaatbaar risiconiveau. De grens- en streefwaarden zijn verbonden aan risicogrenzen voor de mens, plant, dier en ecosysteem. Streefwaarden liggen in principe op het verwaarloosbaar risiconiveau, grenswaarden eerst op het maximaal toelaatbaar risiconiveau. Door aanscherping van de normen moet de grenswaarde uiteindelijk op het verwaarloosbaar risiconiveau komen te liggen; dit wordt voortschrijdende normstelling genoemd [Everts & Jonkers, 1992].

Een nadeel van bovenstaande bepaling van de norm is dat 95% van de bekende soorten bescherming wordt geboden, en dus aan 5% niet. Juist deze 5% kan soorten bevatten die een sleutelrol vervullen in het ecosysteem. Wegvallen van deze soorten kan tot een catastrofe op ecosysteemniveau leiden.

In het rapport ZEEWAARDIG [Everts & Jonkers, 1992] is nagegaan of er aanwijzingen zijn dat de grens- en streefwaarden voor de algemene milieukwaliteit voldoende bescherming bieden voor het mariene ecosysteem. Geconcludeerd wordt dat er aanwijzingen zijn dat onder andere voor PCB's de streefwaarden van de algemene milieukwaliteit onvoldoende streng zijn om de doelstellingen voor het mariene milieu (een bescherming van 95% van alle denkbare soorten) te verwezenlijken. Door het tekort aan betrouwbare ecotoxicologische data is het nog niet mogelijk om deugdelijke normen op te stellen. Omdat er vooralsnog voor brakke en zoute wateren geen specifieke normen aanwezig zijn, worden de normen voor zoetwater doorgetrokken naar de zoutwatersystemen. Daarbij moet rekening gehouden worden met het feit dat stoffen in een milieu met een hoge zoutconcentratie anders kunnen reageren (verdeling slib - water) dan in zoetwater, en dat bovendien organismen van het zilte milieu een andere gevoeligheid kunnen hebben dan die van een zoet milieu [Everts & Jonkers, 1992].

De MILBOWA-grenswaarden moeten volgens een nieuw voorstel van WSV worden getoetst aan de hand van statistisch bepaalde **90-percentiel waarden**. Nu wordt ook al aan de 90-percentiel waarde getoetst, maar deze wordt nu via empirische rekenregels bepaald (als $n \leq 11$, dan wordt getoetst aan het maximum en bij $n > 11$ wordt getoetst aan het op één na hoogste waarde).

Statistisch gezien betekent het 90-percentiel dat tien procent van de waarnemingen hoger en negentig procent van de waarnemingen lager is dan de percentiel waarde. Bij berekeningen worden de waarnemingen in de te toetsen meetreeks op grootte gerangschikt en krijgen ze een indexnummer. Dan wordt bepaald welk indexnummer bij negentig procent hoort en met interpolatie wordt dan uitgerekend wat de waarde van het 90-percentiel is.

De voorlopige berekeningsmethode (WSV) van de toetswaarde luidt [Swertz, 1993]:

$$\text{Toetsindexnummer } n_t = 1 + \frac{p_t}{100} * (n - 1) \quad (1)$$

$$\text{Toetswaarde } X_t = X_{t0} + (n_t - n_{t0}) * (X_{t1} - X_{t0}) \quad (2)$$

Waarin:

n : beschikbaar aantal waarnemingen
 p_t : percentiel van de toetswaarde
 x_i : waarneming met indexnummer n_i (i=1 t/m n)
 n_t : indexnummer van de toetswaarde
 n_{t0} : indexnummer toetswaarde naar beneden afgerond
 n_{t1} : indexnummer toetswaarde naar boven afgerond

Een dergelijke 90-percentiel betekent dat bij 11 of meer waarnemingen de hoogste waarde volledig genegeerd wordt, vanaf n=21 worden de hoogste twee genegeerd. Controle op uitschieters blijft wel belangrijk, omdat de tien procent overschrijding niet bedoeld is ter ondervanging van uitschieters.

In de onderstaande tabel zijn twaalf totaalconcentraties uit compartiment 3 weergegeven voor PCB52 in het jaar 1995, bij een lozingenreductie van 90% (modelresultaat):

Indexnummer:	Waarde: (µg/l)
1	0,00083
2	0,00084
3	0,00086
4	0,00087
5	0,00088
6	0,00089
7	0,00090
8	0,00091
9	0,00091
10	0,00091
11	0,00094
12	0,00094

Uit de formules (1) en (2) blijkt dat n_t = 10,9 en X_t = 0,000937 µg/l. Het maximum van deze getallenreeks is 0,00094 µg/l. We zien nu dat het 90-percentiel en het jaarmaximum voor deze getallenreeks vrijwel gelijk zijn. Dit is te verklaren doordat de concentratie in de tijd slechts langzaam veranderd in het model. In dit rapport wordt dan ook vanaf nu getoest aan het jaarmaximum.

De normen voor de vijf modelstoffen zijn als volgt geformuleerd [Ministerie van V&W, 1991a]:

Parameters	Totaalconcentratie	Oppervlakte water
	Streefwaarde	Grenswaarde
PAK's $\mu\text{g/l}$ Fluorantheen Benzo(a)pyreen 6 van Borneff	0,006 0,003	0,070 0,005 0,1 *
PCB's ** $\mu\text{g/l}$ PCB52 PCB153 Som 7 PCB's		0,007*
Organo Chloor pesticiden $\mu\text{g/l}$ Lindaan	0,0002	0,010

* oude basiskwaliteit;

** geen normen voor individuele totaalconcentratie

3.1.2 Belgische en Vlaamse normen

In Vlaanderen is het milieubeleidsplan en natuurontwikkelingsplan voor de jaren 1990 t/m 1995 opgesteld, maar dit plan is (nog) niet door het Vlaamse Gewest bekrachtigd. Desondanks heeft het Vlaamse Gewest 'bij Besluit van de Vlaamse Executieve van 21 oktober 1987' normen vastgesteld waaraan alle oppervlaktewateren dienen te voldoen na 1995 [Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990]. Het betreft hier grotendeels absolute normen. Voor de organische microverontreinigingen, waaronder de vijf modelstoffen, geldt echter dat de *jaarmediaan* aan de norm moet voldoen.

Voor de totstandkoming van de normen wordt in de executieve verwezen naar EEG-richtlijnen en naar een Koninklijk Besluit [Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1987]. De EEG-richtlijnen geven kwaliteitsnormen voor drinkwater [EEG-richtlijn 440, 1975], voor zwemwater [EEG-richtlijn 160, 1976], voor water voor zalm- en karperachtigen [EEG-richtlijn 659, 1978] en voor schelpdierwater [EEG-richtlijn 923, 1979]. Alleen de richtlijn voor de kwaliteit van water met drinkwaterwinningsfunctie heeft normen voor een aantal organische microverontreinigingen.

Het blijkt dat men de normen voor de Vlaamse basiskwaliteit gebaseerd heeft op de Nederlandse basiskwaliteit, zoals die geformuleerd is in het Indicatief Meerjaren Programma water (1985-1989).

De nationale regering van België heeft basiskwaliteitsnormen opgesteld welke na 21 november 1993 bereikt dienen te zijn. Het betreft de parameters O_2 (aq), BOD, NH_4^+ , Kjeldahl-N, totaal-P en Cadmium. Voor Monocyclische aromaten, Polycyclische aromaten, Organochloor pesticiden en Gechloreerde Bifenylen zijn er normen die bereikt hadden moeten zijn op 21-11-'90 [Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990].

De onderstaande tabel geeft een overzicht van de Vlaamse en Belgische normen betreffende de *totaalconcentraties* van de modelstoffen [Vlaamse Milieumaatschappij, 1991].

PARAMETERS	België 1990	Vlaanderen 1995
PAK's $\mu\text{g/l}$ 6 van Borneff	M 0,1	$M_t \leq 0,1$
PCB's $\mu\text{g/l}$ Som 6 PCB's	M 0,007*	$M_t \leq 0,007$
Organochloor Pesticiden $\mu\text{g/l}$	$M_t \leq 0,030$ $M_{in} \leq 0,010$	$M_t \leq 0,020$ $M_{in} \leq 0,010$

* Norm die bereikt had moeten zijn op 21-11-1987.

M = Mediaan
 M_t = Mediaan totaal
 M_{in} = Mediaan individuele stof

Individuele normen voor Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen en PolyChloor Bifenylen zijn niet aanwezig.

3.1.3 Bepaling Vlaamse normen voor de individuele stoffen (PAK EN PCB)

Het is duidelijk dat men eerst moet weten wat de individuele norm voor de model PAK's en PCB's is, voordat men kan beoordelen of de norm al dan niet gehaald wordt bij een bepaald reductiescenario. Uit de som-normen kunnen individuele normen bepaald worden indien er inzicht bestaat in de verhouding van voorkomen van de individuele stof in het modelgebied. Deze verhoudingen kunnen bepaald worden uit metingen.

** Bepaling individuele norm PCB's **

Er mag worden van uitgegaan dat de som-parameter voor de PCB's in de Vlaamse basiskwaliteit staat voor een som van zeven PCB's. De Vlaamse normering is namelijk een copie van de Nederlandse basiskwaliteit uit het IMP-water 1985-1989; hierin bestaat de totaalparameter van de PCB's uit een som van zeven. De som van zeven PCB's bestaat uit [Ministerie van V&W, 1984]:

1. PCB28; 5. PCB138;
2. PCB52; 6. PCB153;
3. PCB101; 7. PCB180.
4. PCB118;

Voor PCB180 is er echter een minimale hoeveelheid meetgegevens over de periode 1985 t/m 1988 beschikbaar. De verhouding waarin de zeven PCB's voorkomen in het basisjaar is daarom niet te bepalen. Voor een som van zes PCB's, waarbij PCB180 afvalt is dit wel te doen. Dit houdt in dat er nu vanuit gegaan wordt dat de Vlaamse norm voor PCB's een som van zes PCB's is. Dit betekent wel dat de norm versoepeld wordt.

Uit onderzoek (1988 en verder) aan zwevendstof concentraties is gebleken dat PCB180 in ongeveer dezelfde verhouding als PCB52 voorkomt [Zoest, 1989]. In deze studie zullen we deze stof echter verder buiten beschouwing laten.

In de onderstaande tabel zijn de percentages t.o.v. de totaalconcentraties van 6 PCB's weergegeven. De normen in de tabel zijn de Vlaamse normen omgerekend naar de individuele PCB's. De meetgegevens zijn afkomstig uit 38 metingen in Schaar van Ouden Doel in de jaren 1985 t/m 1988 [WORSRO]. De percentages zijn gecontroleerd met metingen bij Lobith. Het bleek dat de PCB's in zoet- en zoutwater in ongeveer dezelfde verhouding voorkomen. De normen die weergegeven zijn in de tabel zijn Vlaamse basiskwaliteitsnormen (medianen).

PCB no	Relatieve gehalten tov totaalconc. (%)	Norm modelstoffen (ng/l)
PCB 28	10,39	0,7
PCB 52 (modelstof)	10,71	0,8
PCB 101	24,10	1,7
PCB 118	00,00	----
PCB 138	31,89	2,2
PCB 153 (modelstof)	22,90	1,6
PCB tot	99,99	$M_t \leq 7$

M_t = Mediaan totaalconcentratie (ng/l)

---- = Niet bepaald

** Bepaling individuele norm PAK's **

Omdat het IMP-water 1985-1989 als som-parameter voor Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen de zes PAK's van Borneff neemt, geldt deze som-parameter ook voor de Vlaamse basiskwaliteit. Uit 35 metingen bij Schaar van Ouden Doel (1985 t/m 1988) is de verhouding van de verschillende PAK's bepaald. Controle door vergelijken met metingen bij Lobith wees uit dat ook de PAK's in zoet- en zoutwater in ongeveer gelijke verhoudingen voorkomen [WORSRO]. In de tabel op de volgende pagina zijn de percentages ten opzicht van de totaalconcentraties van de 6 PAK's van Borneff weergegeven.

Opvallend is dat de Nederlandse MILBOWA grenswaarde voor Fluorantheen 70 ng/l bedraagt, terwijl de grenswaarde voor Benzo(a)pyreen 5 ng/l is [Ministerie van V&W, 1991]. Zoals in voorgaande is vermeld, zijn de Nederlandse grenswaarden op ecotoxicologische gegevens gebaseerd, en niet op verhoudingen van voorkomen; hiermee is het verschil verklaard.

Het bereiken van de totaalnorm voor PCB en PAK is afhankelijk van het bereiken van de individuele norm voor de modelstoffen en tevens van de reductie van de niet-model PCB's en PAK's; alleen reductie van de modelstoffen hoeft niet tot het gewenste resultaat te leiden. Wanneer de modelstoffen de individuele norm bereiken, dan kan het voorkomen dat de totaalnorm niet gehaald wordt, en andersom. Deze studie geeft alleen inzicht in het behalen van de *individuele* norm.

De normen in de tabel op de volgende pagina zijn de Vlaamse basiskwaliteitsnormen (medianen).

6 PAK's van Borneff	Relatieve gehalten tov totaalconc. (%)	Norm modelstoffen (ng/l)
Fluorantheen (modelstof)	36,26	36,3
Benzo(b)fluorantheen	19,21	19,2
Benzo(k)fluorantheen	06,14	6,1
Benzo(a)pyreen (modelstof)	15,23	15,2
Benzo(g,h,i)pyreen	11,69	11,7
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	11,48	11,5
6 van Borneff	100,01	$M_t \leq 100$

M_t = Mediaan totaalconcentratie (ng/l)

3.2 Waterbodembodemkwaliteitsnormen

Nederland heeft naast de waterkwaliteitsnormen ook bodembodemkwaliteitsnormen. Deze zijn gebaseerd op ecotoxicologische gegevens, afgeleid van de gegevens met betrekking tot totaalgehalten in de waterkolom.

Nederland heeft een normeringsstructuur waarbij normen worden opgesteld voor één gangbare bodemsamenstelling; de standaardbodem [Hogeschool Zeeland, 1992]. De normen voor organische microverontreinigingen zijn gegeven voor een standaardbodem met 10% organische stof. Bij de beoordeling van de kwaliteit van de bodem dienen de gemeten concentraties te worden gecorrigeerd (dit noemt men standaardiseren). Dat gebeurt door de concentratie door tien te delen en dan te vermenigvuldigen met het gehalte organische stof (H) van het betreffende bodemonmonster.

Voor bodems met meer dan 30% respectievelijk met minder dan 2% organische stof worden H-waarden van respectievelijk 30 en 2 aangehouden [Ministerie van V&W, 1989].

Ook bij de waterbodembodemnormering onderscheidt men twee risiconiveau's:

- het maximaal toelaatbaar risiconiveau waarboven het risico onaanvaardbaar is (grenswaarde);
- het verwaarloosbaar risiconiveau waar beneden het risico verwaarloosbaar klein is (streefwaarde).

Hierbij is de grenswaarde de norm die minimaal gehaald moet worden en is de streefwaarde het uiteindelijke beleidsdoel.

Boven de grenswaarde liggen normen voor het waterbodemsanering- en het bagger-speciebeleid: de signaleringswaarde (saneringsbeleid) en de toetsingswaarde (baggerspeciebeleid).

Wanneer de waterbodemkwaliteit boven de signaleringswaarde ligt, dan is onderzoek naar de noodzaak van sanering urgent in verband met risico's voor de volksgezondheid en het milieu. Wanneer de toetsingswaarde voor baggerspecie overschreden wordt, moet het onder strenge gecontroleerde omstandigheden verwerkt worden (Isoleren, Beheersen, Controleren: de zogenaamde IBC-criteria).

Onderstaande tabel geeft de MILBOWA grenswaarden voor nieuw gevormd sediment [Ministerie van V&W, 1991]:

PARAMETERS	MILBOWA Grenswaarden sediment
PAK's $\mu\text{g/kg ds}$	
Fluorantheen	300
Benzo(a)pyreen	50
Som PAK: 6 van Borneff	600
PCB's $\mu\text{g/kg ds}$	
PCB 52	4
PCB153	4
Organochloor Pesticiden $\mu\text{g/kg ds}$	
Lindaan	1

De normen zijn eenvoudig om te rekenen van $\mu\text{g/kg ds}$ naar $\mu\text{g/kg OC}$. Hiervoor is alleen het organische koolstofgehalte van de betreffende bodem nodig.

Met een OC van 4% en een concentratie van 4 $\mu\text{g/kg ds}$ krijgen we:

$$4 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg ds}} = \frac{4}{0,04} = 100 \frac{\mu\text{g}}{\text{kg OC}} \quad (3)$$

Het zou een stuk handiger zijn als de normen ook per kilogram OC uitgedrukt zouden worden; het OC is namelijk dat deel waar de organische microverontreinigingen zich bevinden. Het omslachtige omrekenen van de meetgegevens naar de standaardbodem is op deze wijze te vermijden; wanneer immers de concentratie per kg OC bekend is kan er direct getoetst worden.

België en Vlaanderen hebben (nog) geen norm voor waterbodemkwaliteit. In rapporten over de waterbodemkwaliteit worden de Nederlandse normen gebruikt [IHE, 1989].

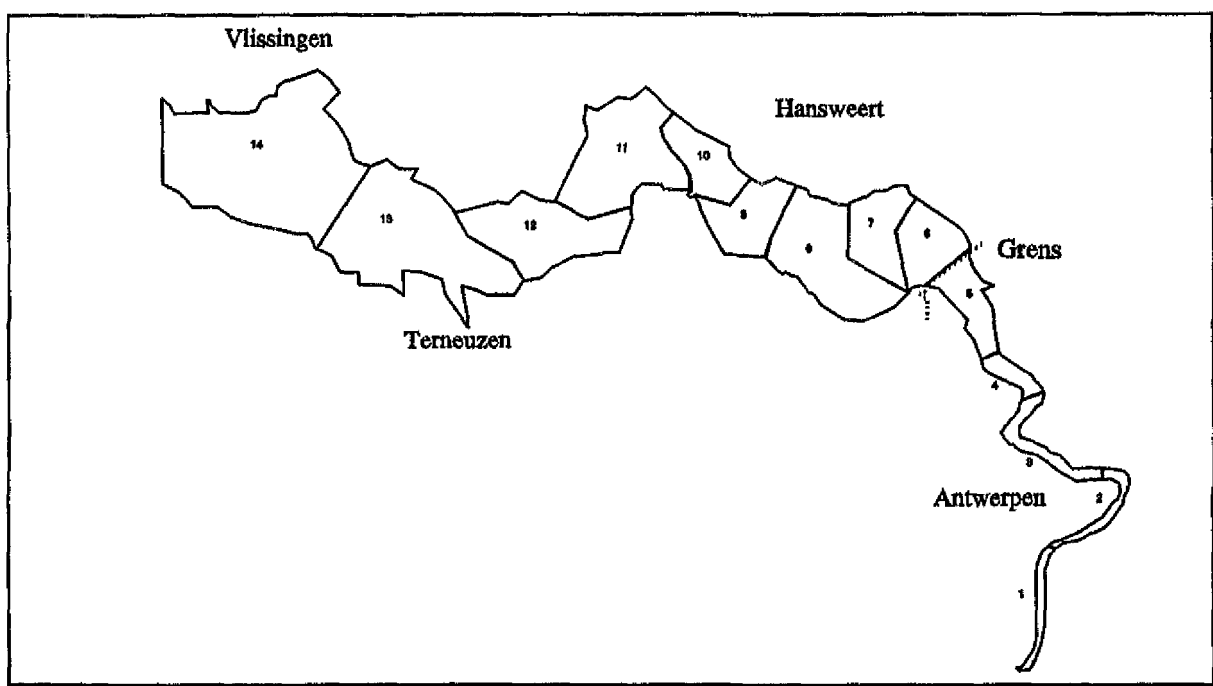
4 Globale omschrijving Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium

Het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium is ontwikkeld in het project SAWES (Systeem Analyse WESTerschelde). Het model bestaat uit een organische en een anorganische microverontreinigingen-module. Een derde module (Bioaccumulatie) is in ontwikkeling.

De algemene module voor organische microverontreinigingen heet IMPAQT (Integral Modelling of the Pollution of Aquatic systems by Toxic chemicals). IMPAQT is de DELWAQ (DELft Water Quality) applicatie voor organische microverontreinigingen. Met dit model worden reductiescenario's doorerekend aan de hand waarvan de reductiepercentages van de lozingen van de modelstoffen bepaald kunnen worden.

4.1 Compartimentering van het Schelde estuarium

Het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium gaat uit van een gecompartmenteerd estuarium. De compartimenten zijn als volgt gedefinieerd [De Jong, 1988]:



Afbeelding 1: Compartimenten in het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium.

Waarin:

- | | |
|-------------------------|------------------------------|
| 1. Rupelmonde - Burcht; | 8. Zimmerman - Baalhoek; |
| 2. Burcht - Oosterweel; | 9. Baalhoek - Perkpolder; |
| 3. Oosterweel - Meest; | 10. Perkpolder - Hansweert; |
| 4. Meest - Lillo; | 11. Hansweert - Ossenisse; |
| 5. Lillo - Grens; | 12. Ossenisse - Griete; |
| 6. Grens - Bath; | 13. Griete - Hoofdplaat; |
| 7. Bath - Zimmerman; | 14. Hoofdplaat - Vlissingen. |

De volgende criteria hebben bij de vaststelling van de compartimentsgrenzen een rol gespeeld [WL, 1991]:

- het aantal compartimenten moet zo klein mogelijk zijn vanwege de rekentijd;
- de globale bijdrage van de belastingbronnen moet zichtbaar blijven;
- de fysische en biologische processen en hun gevolgen moeten binnen een compartiment zoveel mogelijk homogeen zijn.

4.2 Basisprincipes DELWAQ

DELWAQ is gebaseerd op de ééndimensionale advectie-diffusievergelijking. Deze luidt [WL, 1988]:

$$\frac{dc}{dt} = -u \cdot \frac{dc}{dx} + \frac{1}{A} \cdot \frac{d}{dx} \left[A \cdot D \cdot \frac{dc}{dx} \right] \quad (4)$$

Waarin:

A	: Dwarsdoorsnede	[m ²]
c	: Concentratie	[g/m ³]
D	: Dispersiecoëfficiënt	[m ² /s]
t	: Tijd	[s]
u	: Doorsnedegemiddelde stroomsnelheid	[m/s]
x	: Afstand langsrichting	[m]

Deze vergelijking beschrijft de verandering van de concentratie ten gevolge van advectief transport (eerste term rechter lid) en dispersief transport (tweede term rechter lid). Advectief transport is het transport van stoffen met de stroming mee. De grootte van dit transport door een vlak met doorsnede A is gelijk aan [WL, 1991]:

$$T_a = A \cdot u \cdot c \quad (5)$$

Waarin:

T _a	: Advectief transport	[g/s]
----------------	-----------------------	-------

Het dispersieve transport omvat het transportmechanismen dat wordt gestuurd door concentratie-verschillen uitgedrukt in de dispersiecoëfficiënt. De grootte van dit transport door een vlak met doorsnede A is gelijk aan [WL, 1991]:

$$T_d = -A \cdot D \cdot \frac{dc}{dx} \quad (6)$$

Waarin:

T _d	: Dispersief transport	[g/s]
----------------	------------------------	-------

Aan de advectie-diffusievergelijking worden bron- en puttermen toegevoegd, die het gevolg zijn van lozingen en van chemische, biologische en fysische processen.

Het numerieke Waterkwaliteitsmodel DELWAQ vervult twee functies binnen het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium [WL, 1991]:

1. DELWAQ berekent (op numerieke wijze) het transport van stoffen tengevolge van de waterbeweging en lozingen;
2. DELWAQ reikt handvatten aan voor programmatuur waarin fysische, chemische en biologische processen worden beschreven.

DELWAQ berekent de concentraties van de gemodelleerde stoffen in alle compartimenten als functie van de tijd. Het programma lost daartoe een massabalansvergelijking op. Deze luidt (vereenvoudigd) [WL, 1991]:

$$M^{t+\Delta t} = M^t + (L_{transport} + L_{lozingen} + L_{processen}) \cdot \Delta t \quad (7)$$

Waarin:

M	: Stofmassa	[g]
L	: massatoename	[g/s]

Op eenvoudige manier wordt hieruit de concentratie bepaald:

$$c^t = \frac{M^t}{V^t} \quad (8)$$

Waarin:

c	: Concentratie	[g/m ³]
M	: Massa	[g]
V	: Volume	[m ³]

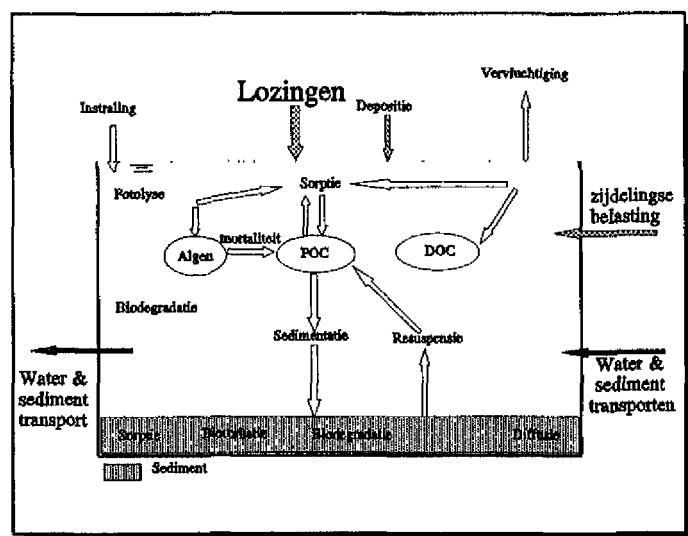
DELWAQ neemt verder bij simulatie in beschouwing [WL, 1988]:

- de inbreng van stoffen via rivieren, kanalen, depositie, polderlozingen, communale lozingen en industriële lozingen;
- het transport van opgeloste stoffen (conc. in µg/l) in de waterfase, bepaald door de waterbeweging;
- het transport van particulaire stoffen (conc. in µg/kg OC) in de waterfase, bepaald door de slibtransporten;
- de uitwisseling van stoffen tussen bodem en water;
- de afbraak van stoffen als gevolg van diverse chemische en biologische processen in de waterkolom.

De variaties van het waterpeil in het Schelde-bekken zijn in het model niet in rekening gebracht; het peil is gefixeerd op NAP, wat overeenkomt met het peil rond halftij. De invloed van het zoute water is met behulp van de dispersie in het model gebracht. Hierbij is gebruik gemaakt van gemeten chloride concentraties [WL, 1991].

4.3 Gemodelleerde processen

Organische microverontreinigingen hebben een geheel eigen gedrag in het aquatische milieu. Door hun vaak hydrofobe karakter adsorberen ze aan particulier organisch materiaal. Het transport van deze stoffen vertoont een duidelijk verband met het transport van slib, omdat het particulier organisch materiaal een belangrijk deel van het slib uitmaakt. Door het vluchtige karakter van veel organische microverontreinigingen is ook de uitwisseling met de atmosfeer van belang. Verder zijn organische microverontreinigingen onderhevig aan processen als fotolyse, hydrolyse, en biotransformatie. In afbeelding 2 zijn deze processen geschematiseerd en ze worden in het navolgende toegelicht.



De processen die binnen het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium te modelleren zijn, zijn [Kater, 1993]:

- 1 Verdamping
- 2 Microbiële afbraak
- 3 Fotolyse
- 4 Hydrolyse
- 5 Adsorptie en desorptie
- 6 Diffusie

Afbeelding 2: Schematisatie processen

1 Verdamping

Tijdens het proces van verdamping verdwijnen organische microverontreinigingen uit het modelsysteem. Het proces van verdamping is als volgt gemodelleerd:

$$F = K_1 \cdot C \quad (9)$$

$$\frac{1}{K_1} = \frac{1}{K_v} + \frac{RT}{H \cdot k_g} \quad (10)$$

Waarin:

F	:	organische microverontreiniging flux	[mg·m ⁻² ·d ⁻¹]
C	:	concentratie opgelost org. microver.	[mg·m ⁻³]
K ₁	:	'overall' massa transportcoëfficiënt	[m·d ⁻¹]
K _v	:	massatransportcoëfficiënt in vloeibare fase	[m·d ⁻¹]
K _g	:	massatransportcoëfficiënt in gasfase	[m·d ⁻¹]
H	:	constante van Henry	[Pa·m ³ ·mol ⁻¹]

De constante van Henry is temperatuur afhankelijk:

$$H = H(20) * e^{(K \cdot T)} \quad (11)$$

Waarin:

He(20)	: He bij 20°C	[Pa·m ³ ·mol ⁻¹]
T	: temperatuur	[°C]
K	: coëfficiënt	[-]

De laatste vergelijking is empirisch vastgesteld door [Plasman, 1987]. De parameters K_v en K_g worden binnen IMPAQT uitgerekend met behulp van enkele empirische vergelijkingen. Hierbij is de decadegemiddelde windsnelheid en de temperatuurcorrectie coëfficiënt noodzakelijk.

2 Microbiële afbraak

Bepaalde organische microverontreinigingen kunnen door bacteriën worden afgebroken. Er bestaat een essentieel verschil in de mate van afbraak van organische microverontreinigingen die opgelost zijn en die aan materiaal geadsorbeerd zijn. Het model maakt onderscheid tussen deze twee verschillende vormen. Voor opgeloste organische microverontreinigingen geldt:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = K_b \cdot B \cdot S \quad (12)$$

Voor geadsorbeerde organische microverontreinigingen geldt:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = -K_2 \cdot B^1 \cdot TOC \cdot S \quad (13)$$

Waarin:

S	: concentratie van het substraat	[mg·m ⁻³]
t	: tijd	[d]
K_b	: tweede orde reactiesnelheid constante	[m ³ ·aant.bact. ⁻¹ ·d ⁻¹]
B	: concentratie bacteriën	[aant.bact.·m ⁻³]
TOC	: concentratie adsorbens	[gOC·m ³]
B^1	: concentratie bacteriën op adsorbens	[aant.bact.·gOC ⁻¹]

3 Fotolyse

Onder invloed van licht (instraling) worden organische microverontreinigingen afgebroken. Dit proces van fotolyse wordt als volgt beschreven:

$$K_f = \frac{\phi \cdot \epsilon \cdot I_m \cdot f}{K_e \cdot H} \cdot (1 - e^{-K_e \cdot H}) \quad (14)$$

Waarin:

K_f	: eerste orde reactiesnelheidsconstante	[d ⁻¹]
ϕ	: quantum opbrengst	[mol·aantal fotonen ⁻¹]
ϵ	: molaire licht absorbtie	[m ² ·mol ⁻¹]
I_m	: totale licht hoeveelheid	[aant.fotonen·m ⁻² ·d ⁻¹]
f	: refractie factor	[-]
K_e	: extinctie coëfficiënt	[m ⁻¹]
H	: diepte	[m]

4 Hydrolyse

Bij de hydrolyse reageert een stof met water. Hierbij kan een halogeenhoudende groep vervangen worden door een hydroxide, waarbij de chemische eigenschappen van hoofdgroep (bijvoorbeeld toxiciteit) veranderen [Gabriëlse, 1992].

$$K_h = K_a * [H^+] + K_n + K_b * [OH^-] \quad (15)$$

Waarin:

K_h	: pseudo eerste orde hydrolyse constante	[-]
K_a	: zure reactie constante	[$1 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]
K_n	: neutrale reactie constante	[$1 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]
K_b	: basische reactie constante	[$1 \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$]
$[H^+]$	: H^+ concentratie	[$\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$]
$[OH^-]$	: OH^- concentratie	[$\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$]

5 Adsorptie en desorptie

De belangrijkste uitwisselings processen, adsorptie en desorptie, vinden plaats op de interface tussen opgelost en particulier organisch materiaal (DOC en POC) en water. De minerale bestanddelen van slib spelen voor organische microverontreinigingen geen rol (voor de anorganische microverontreinigingen echter wel).

$$\frac{[OMIVE_p]}{[OMIVE_d]} = K_{oc} \quad (16)$$

$$K_{DOC} = X_{DOC} * K_{oc} \quad (17)$$

Waarin:

$[OMIVE_p]$	: particulier org. microver. concentratie	[$\text{mg} \cdot \text{kgOC}^{-1}$]
$[OMIVE_d]$	: opgelost org. microver. concentratie	[$\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$]
K_{oc}	: sediment-water distributie coëfficiënt	[$1 \cdot \text{kgOC}^{-1}$]
K_{DOC}	: opgelost organisch koolstof-water distributiecoëfficiënt	[$1 \cdot \text{kgOC}^{-1}$]
X_{DOC}	: correctie factor adsorptie DOC t.o.v. POC	[-]

De adsorptie aan algen verloopt volgens dezelfde K_{oc} als bij POC. Verder vindt de evenwichtsinstelling (adsorptie en desorptie) instantaan plaats; het wordt niet gehinderd door kinetische barrières.

6 Diffusie

Met diffusie wordt het transport van de in het water opgeloste fractie naar de particulare fractie in de bodem aangegeven.

$$F = \frac{-p * D * \Delta C}{L} \quad (18)$$

Waarin:

F	: org. microver. flux	[$\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$]
p	: porositeit	[-]
D	: diffusie coëfficiënt	[$\text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$]
L	: diffusie lengte water-bodem uitwisseling	[m]
ΔC	: concentratiegradiënt over L	[$\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$]

4.4 Slibmodellering

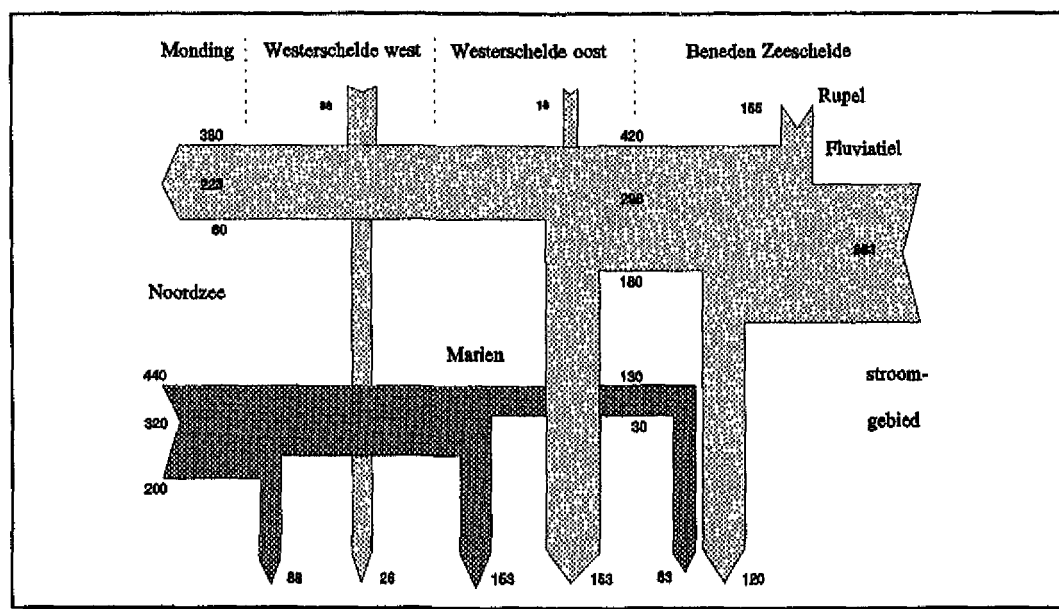
Deze paragraaf behandelt de slib-verdeling in het Schelde estuarium, en hoe deze is opgenomen in het model.

4.4.1 Slib in het estuarium

Een kenmerk van het Schelde estuarium is de grote morfologische dynamiek en de daardoor grote variëteit aan morfologische eenheden; binnen de harde grenzen van de door de mens vastgelegde oevers, verplaatsen platen én geulen zich en worden schorren en slikken in het spel van erosie en sedimentatie opgebouwd en weer afgebroken.

Het Schelde estuarium is een bekken waarin netto materiaal sedimenteert. Marien en fluviatiel zand en slib accumuleert in het bekken, zodanig dat op de lange termijn het estuarium dichtslibt (naar zee verschuift). Het estuarium is onder te verdelen in een gebied met een grotendeels mariene invloed (westelijk deel Westerschelde) en een gebied met een grotendeels fluviatiele invloed (Belgische Zeeschelde). Daartussen bevindt zich een overgangsgebied (oostelijk deel Westerschelde) [Maldegem, 1991].

Natuurlijke processen (erosie, sedimenttransport door getijbeweging etc.) zorgen voor het bruto- en netto-sedimenttransport tussen geulen, platen, slikken en schorren. Hierdoor treedt menging op van relatief schoon zeelib met verontreinigd rivierslib. Kunstmatige ingrepen (baggeren van drempels, zandwinning, speciëstorting, scheepsbewegingen etc.) leveren een verstoring op van de natuurlijke morfologische processen. Bij het transport van sediment door deze processen kan onderscheid worden gemaakt in transport in de lengte- en in de breedterichting.



Afbeelding 3: Netto slibtransport Schelde estuarium (10^3 t/j) [Maldegem, 1991].

Studie [Maldegem, 1991] heeft uitgewezen dat de hoeveelheden slib in het water zeer gering zijn vergeleken met de hoeveelheden in de waterbodem. Desondanks vindt er een relatief grote uitwisseling plaats tussen de bodemlagen en het water. Er vindt bovendien een horizontale uitwisseling plaats welke door het getij veroorzaakt wordt. Hierdoor pendelt er voortdurend slib in suspensie heen en weer langs de getijdeweg. In het westelijk deel is deze slibvracht het grootst. Naast horizontaal transport in de lengterichting, vindt er ook een horizontaal transport in de breedterichting plaats. Transport in de breedterichting is vooral van belang voor de ontwikkeling van het intergetijde gebied en voor de slibconcentratie in de waterbodem. Het saldo van alle horizontale en verticale uitwisselingsprocessen is het netto-transport [Maldegem, 1991]. Het netto-transport van het mariene en fluviatiele slib is weergegeven in afbeelding 3. De getallen in deze afbeelding corresponderen met die in het model.

4.4.2 Slib in het model

In het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium is het slibtransport gescheiden van de waterkwaliteit gemodelleerd. Het model gaat daarom bij de modellering van het transport van slibgebonden stoffen uit van extern opgelegde gegevens over het transport van slib. Deze externe gegevens hebben zogenaamde netto-transportvelden voor fluviatiele en mariene slib als basis. Deze velden zijn gedefinieerd op de grenzen van de 14 compartimenten, en variëren per kwartaal. De slibbalans welke in IMPAQT is ingevoerd, is die zoals beschreven is in [Maldegem, 1991]. Per compartiment vinden we bron- of puttermen in de transportvelden. Een bronterm is het gevolg van netto-erosie van slib of van lozingen in het betreffende compartiment, een putterm is het gevolg van netto sedimentatie van slib of van baggerwerkzaamheden. De inkomende hoeveelheid slib kan in een compartiment dus zowel groter als kleiner zijn dan de hoeveelheid uitgaand slib. De transportvelden vormen, inclusief aan- en afvoer van mariene en fluviatiele slib en de bron- en puttermen, een gesloten massabalans [WL, 1991].

-- Slib uitwisseling tussen water en bodem --

De bodem van de Westerschelde is opgebouwd uit een stelsel van geulen en platen; een gebied dat door de grote dynamiek een relatief sterke interactie met de waterkolom kent. Daarnaast zijn er slikken en schorren; een gebied met een geringere dynamiek met daardoor een relatief zwakke interactie met de waterkolom [Maldegem, 1991]. In het gebied met een sterke interactie tussen bodem en waterkolom onderscheidt men drie model-bodemlagen. Deze zijn in de onderstaande tabel weergegeven [Pieters & Van Eck, 1992].

Laag	Dikte (m)	Verblijftijd (jaar)
1	0,5	0,5
2	9,5	500
3	10	500

De beschikbare hoeveelheid slib is in het model gedefinieerd via de dikte en het slibpercentage van de betreffende laag. De term 'slib' staat voor dat deel van de waterbodem dat dezelfde samenstelling als het zwevend stof heeft.

Onderzoek aan zandgolven heeft uitgewezen dat de slibuitwisseling tussen water en bodem kan worden geschematiseerd door een actieve bodemlaag van 0,5m te definiëren. De slibinhoud van deze bodemlaag wisselt twee maal per jaar uit met het bovenstaande water. Eén van de gevolgen van deze grote sedimentatie- en resuspensie-flux is dat (in het model) het organisch koolstofgehalte in het bodemslib gelijk wordt aan dat van het zwevend materiaal. Waarnemingen geven aan dat de gehalten organisch koolstof in de bodem (veel) lager zijn dan de gehalten OC in het zwevend materiaal.

Dit probleem is opgelost door het zwevende stof in de waterfase te verdelen in twee fracties: één fractie die rijk is aan organisch materiaal en voortdurend in de waterkolom is en een andere fractie met hetzelfde organische stofgehalte als het slib in de waterbodem welke uitwisselt met de bodem.

Er wordt dus aangenomen dat een gedeelte van het POC in de waterkolom niet aan de bodem-wateruitwisseling deelneemt [Pieters & Van Eck, 1992]. Er zijn aan de actieve bodemlaag van 0,5m twee dikke inerte lagen van 9,5m en 10m toegevoegd. Elke laag wordt gekarakteriseerd door een bepaalde dikte, porositeit, organisch koolstof gehalte en DOC, die gedurende de simulatieperiode constant blijven [Pieters & Van Eck, 1992].

In de bovenste bodemlaag wordt het transportmechanisme bepaald door twee mechanismen. Dit zijn [Maldegem, 1991]:

- de fluctuatie in stroomsnelheden en daardoor in bodemschuifspanningen;
- het lopen van zandribbels.

Voor de overige bodemlagen is het transportmechanisme het verplaatsen van geulen. De uitwisseling tussen de lagen 1 & 2 en 2 & 3 is vanwege de hoge verblijftijd van stoffen in de diepe bodemlagen in het model gering [WL, 1991].

In het gebied met de relatief zwakke interactie hebben de slikken een jaarcyclus van sedimentatie in de zomer en erosie in de winter. Dit is impliciet in het model opgenomen: verontreinigd slib dat in de zomer sedimenteert komt in de winter van het modeljaar terug in de waterfase, echter als schoon slib.

Dit levert voor het anorganische microverontreinigingen-model een fout op van 2% bij een slikoppervlakte van 50% (in één compartiment). In de meeste compartimenten is het slikoppervlakte echter veel kleiner en men heeft geconcludeerd dat dit een dusdanig geringe fout geeft, dat het de modelresultaten niet beïnvloed [WL, 1991]. Voor het organische microverontreinigingen-model IMPAQT is naar dit aspect geen nader onderzoek verricht: aangenomen wordt dat bovenstaande ook voor deze stofgroep opgaat.

De schorren zijn in het model opgenomen als sedimentatiegebied; er vindt geen erosie van de schorren plaats in het model.

-- Transport van aan slibgebonden stoffen --

DELWAQ onderscheidt per stof minimaal twee fracties. Dit zijn de partikulair gebonden fractie en de opgeloste fractie. Elke fractie is een afzonderlijke toestandvariabele in DELWAQ. De particulaire fractie is in IMPAQT een passieve toestandvariabele; transport geschiedt met de transportvelden van fluviatiel en marien slib.

We kunnen zo twee verschillende stofstromen onderscheiden, te weten:

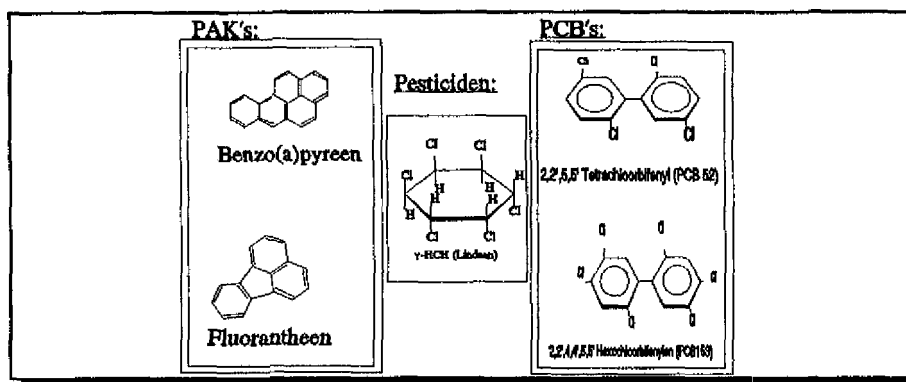
- * transport van geadsorbeerd materiaal;
- * onttrekking van geadsorbeerd materiaal als gevolg van puttermen.

Met brontermen komen er (in het model) geen extra geadsorbeerde stoffen in de waterfase. De reden hiervoor is dat het toegevoerde slib óf uit de relatief schone onderste bodemlaag óf uit zijdelingse toestromende bronnen komt. Bij levering van slib uit de relatief schone bodemlaag neemt het model aan dat er geen stoffen geadsorbeerd zijn, bij zijdelingse toestroming worden de geadsorbeerde stoffen apart als lozingen opgegeven.

4.5 Gemodelleerde stoffen

Het Waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium berekent de waterkwaliteit in termen van concentraties van de gemodelleerde stoffen. In IMPAQT zijn de volgende vijf stoffen gemodelleerd [Pieters & Van Eck, 1992]:

- * 2,5,2',5'-tetrachloorbifenyyl (PCB52)
- * 2,4,5,2',4',5'-hexachloorbifenyyl (PCB153)
- * Fluorantheen
- * Benzo(a)pyreen
- * Lindaan



Afbeelding 4: gemodelleerde stoffen in IMPAQT

Bij de keuze van deze stoffen hebben drie criteria een rol gespeeld [Zoest, 1988]:

- *** De stof is een probleemstof;
- *** Er zijn voldoende meetgegevens van die stof beschikbaar voor calibratie en validatie;
- *** Er zijn voldoende gegevens over het gedrag van de betreffende stof bekend.

De groepen polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK), polychloor bifenylen (PCB) en pesticiden behoren tot de belangrijkste organische microverontreinigingen in het aquatische milieu. Van stoffen uit deze groepen zijn zowel meetgegevens als kennis met betrekking tot het gedrag in het milieu-compartiment water beschikbaar. De beschikbaarheid van meetgegevens vormde een probleem bij de calibratie; in vergelijking tot de anorganische microverontreinigingen worden organische microverontreinigingen veel minder gemeten.

5. Calibratie van het model

Pieters & Van Eck [1992] hebben het model IMPAQT, versie 3.03 (= versie van DELWAQ waaronder de gebruikte versie van IMPAQT draait) handmatig gecalibreerd. Via een 'trail and error'-methodiek zijn de modelparameters dusdanig afgestemd dat de modeluitkomsten het best in overeenstemming zijn met metingen uit het calibratiejaar 1987. Tegenwoordig draait IMPAQT onder SENECA, wat de mogelijkheid biedt om het programma automatisch te calibreren. Naast het feit dat automatisch calibreren sneller gaat zijn er nog een aantal extra voordelen ten opzichte van handmatige calibratie [Kater, 1991]:

- * Automatische calibratie is objectief, terwijl handmatige calibratie vaak subjectief is (het is afhankelijk van de persoon die calibratie uitvoert);
- * Automatische calibratie is reproduceerbaar, terwijl handmatige calibratie dat niet is.

5.1 Slibmodellering

Tijdens de calibratie van IMPAQT bleek dat het slibtransport beter gemodelleerd kon worden. Toen het model door het Waterloopkundig Laboratorium aangeleverd werd, waren de bodemlagen ingesteld als bij de zware metalen module: drie bodemlagen onderverdeeld in een toplaag (0,001m), een middenlaag (0,5m) en een onderlaag (10m). Dit bleek voor de organische microverontreinigingen niet te voldoen. Men heeft nu een toplaag van 0,5m die actief uitwisselt met de waterfase, en twee inerte bodemlagen van respectievelijk 9,5m en 10m ingesteld. Dit bleek voor de organische microverontreinigingen beter aan de op metingen gebaseerde verwachtingen te voldoen.

5.2 Modelstoffen

De parameters die bij de modelstoffen horen, zijn gedurende het trial and error proces regelmatig bijgesteld. Uiteindelijk zijn de parameters als volgt ingesteld [Pieters & Van Eck, 1992]:

Stof	$\log(K_{oc})_{aq}$	$\log(K_{oc})_{sed}$	X_{poc}	He (Pa.m ³ .mol ⁻¹)	Temp. correctie factor
PCB 52	5,28	5,28	0,0	33	23,2
PCB 153	6,29	6,29	0,0	11	23,2
Fluorantheen	4,98	4,98	0,0	0,586	20,9
Benzo(a)pyreen	5,92	5,92	0,0	0,045	10,7
Lindaan	3,48	3,48	0,0	0,18	23,2

Afwijking van literatuurgegevens voor bijvoorbeeld de K_{oc} is mogelijk; de getallen zijn zo gekozen dat het gedrag van de organische microverontreiniging in het model goed aansluit op het gedrag van die stof in het estuarium.

De gemodelleerde processen per stof zijn [Pieters & Van Eck, 1992]:

Stof	Verdamping	Fotolyse	Biodegr.	Hydrolyse	Sorptie
PCB 52	ja	nee	nee	nee	ja
PCB 153	ja	nee	nee	nee	ja
Fluorantheen	ja	nee	ja	nee	ja
Benzo(a)pyreen	ja	nee	nee	nee	ja
Lindaan	ja	nee	ja	nee	ja

Ook diffusie is voor alle modelstoffen gemodelleerd.

Fotolyse is vanwege de hoge turbiditeit een proces dat maar een kleine invloed heeft op de concentratie van stoffen in het estuarium. De modelstoffen ondergaan bovendien geen hydrolyse [Verschuere, 1983].

Stof	bio-degr. snelheid $\cdot 10^{12}$ $\text{m}^3 \cdot \text{aantal}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1}$	Temp. correctie bio-degradatie
Fluorantheen	5	1,08
Lindaan	5	1,08

Met het model is onderzocht in welke mate de afbraak kan variëren door het jaar. Voor de temperatuur is daarbij een harmonische functie gekozen waarbij de temperatuur kan variëren tussen 0 tot 20 °C. De waarde van de biodegradatiesnelheid zelf bleek binnen de gekozen beginrange (10^{-11} en $10^{-12} \text{ m}^3 \cdot \text{aantal}^{-1} \cdot \text{dag}^{-1}$) een redelijke invloed te hebben op de modelresultaten. Als waarde werd uiteindelijk $5 \cdot 10^{-12}$ gekozen. De resultaten met een temperatuurcorrectiecoëfficiënt voor de biodegradatiesnelheid van 1,05 bleken weinig te verschillen van de resultaten met een constante van 1,08 zodat besloten werd de laatste waarde aan te houden [Pieters & Van Eck, 1992].

Voor het aantal bacteriën in de bodem en water werd 10^8 en $10^7 \text{ aantal} \cdot \text{m}^{-3}$ gekozen. Met bovengenoemde aannames varieert de afbraak bij temperaturen tussen 0 °C en 20 °C respectievelijk van $1,07 \cdot 10^{-5}$ tot $5 \cdot 10^{-5}$ voor de waterfase en van $1,07 \cdot 10^{-4}$ tot $5 \cdot 10^{-4} \text{ l} \cdot \text{dag}^{-1}$ voor de bodem [Pieters & Van Eck, 1992].

De overige parameters zijn in onderstaande tabel weergegeven.

Parameter	Waarde
Soortelijke massa bodemmateriaal (kg/m^3)	2500
Diffusielengte water-bodem uitwisseling (m)	0,002
Moleculaire diffusie-coëfficiënt lucht ($\text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$)	1,0
Moleculaire diffusie-coëfficiënt water ($\text{m}^2 \cdot \text{dag}^{-1}$)	$1 * 10^{-4}$
Porositeit bodem	0,5
Organisch Koolstof (%OC) compartiment 1 t/m 4	
Bodemlaag 1 (0 - 0.5m)	$4,00 \pm 1,00$
Bodemlaag 2 (0.5 - 10m)	3,60
Bodemlaag 3 (10 - 20m)	3,60
Organisch Koolstof (%OC) compartiment 5 t/m 14	
Bodemlaag 1 (0 - 0.5m)	$1,75 \pm 0,75$
Bodemlaag 2 (0.5 - 10 m)	1,58
Bodemlaag 3 (10 - 20 m)	1,58
DOC (mg C/l)	12,5

5.3 Emissie gegevens

In het gemodelleerde gebied bevinden zich een 100-tal emissiebronnen zoals de polders, kanalen, rioolwaterzuiveringsinstallaties, neerslag en ongezuiverde en gezuiverde huishoudelijke en industriële lozingen tussen Rupelmonde en Vlissingen [Schouwenaar, 1993]. Ook de rivieren Schelde en Rupel worden als lozingen beschouwd. Het blijkt dat ongeveer twintig procent van alle bronnen verantwoordelijk zijn voor tachtig procent van de vracht organische microverontreinigingen in het estuariene systeem. Voor het bepalen van de in het model op te nemen emissies is men uitgegaan van de methode zoals gebruikt door van Zoest, welke hieronder kort is beschreven [Pieters & Van Eck, 1992].

Als van een bron geen enkel kwantitatief gegeven bekend was, werd de bron niet verder meer beschouwd. Met name voor de emissies in België was dit het geval. Later onderzoek heeft aangetoond dat diverse van deze bedrijfsafvalwaterlozingen weldegelijk relevante organische microverontreinigingen bevatten. Alsnog opnemen van de lozingen in het model was echter niet mogelijk door gebrek aan gegevens.

Van de overblijvende bronnen werden vervolgens die bronnen die minder dan 1% van de totale belasting bedroegen, buiten beschouwing gelaten. Deze bronnen bevatten namelijk te grote onzekerheden.

Er bleven zo nog 5 bronnen over, te weten:

- de rivier de Schelde (compartiment 1);
- het Spuikanaal Bath (compartiment 6);
- het kanaal Gent-Terneuzen (compartiment 13);
- de afvalwater-leiding Terneuzen (compartiment 13);
- de lozing van Pechiney (compartiment 14).

Voor de berekening van de concentraties bij Rupelmonde is men uitgegaan van de gegevens uit de WORSRO-dataset van de Schaar van Ouden Doel. Deze gegevens zijn via de jaargemiddelde zwevendstof concentratie omgerekend naar jaargemiddelden bij Rupelmonde. De hiervoor benodigde constante werd bepaald uit metingen die in het kader van het project SAWES bij Rupelmonde en de grens bij Schaar van Ouden Doel zijn gedaan. De constante bedroeg resp. 1,5 voor PCB's en 1,2 voor PAK's en Lindaan [Van Zoest, 1989].

Modelstof:	Randconcentraties bij Vlissingen (ng/l)
PCB 52	0,5
PCB153	0,35
Fluorantheen	19,00
Benzo(a)pyreen	5,00
Lindaan	18,80 (1984) 6,80 (1988)

Als randconcentratie bij Vlissingen zijn de gemiddelde gemeten concentraties over 1984 - 1988 in compartiment 14 gebruikt, met uitzondering van Lindaan waarvan de randconcentratie in de tijd afloopt. Door de grote wateruitwisseling bij Vlissingen is de invloed van de randconcentratie aanzienlijk; met name voor oplosbare stoffen. Tijdens de calibratieprocedure bleek het onmogelijk om het model met de gemiddelde belastingen te calibreren op de laatste compartimenten (13 en

14). Daarom is de gemiddelde belasting van het kanaal Gent-Terneuzen die uit de beschikbare gegevens valt te berekenen, met twee vermenigvuldigd. De modelconcentraties in de laatste compartimenten bleken toen wel overeen te komen met de gemeten concentraties [Pieters & Van Eck, 1992]. Lindaan laat verder een duidelijk seizoenspatroon zien. Dit seizoenspatroon kan verklaard worden door een seizoensafhankelijke belasting, een seizoensafhankelijke afbraak of verdamping, of door een combinatie van deze factoren. De seizoensfluctuatie in de Lindaanconcentratie is in het model gerealiseerd door de *belasting* seizoensafhankelijk te maken. Dit is gedaan door de jaarvracht van 250 kg/jaar vanuit de Rupel en Schelde proportioneel aan het debiet over het jaar te verdelen. Het seizoengebonden gebruik van Lindaan in de landbouw rechtvaardigt dit besluit.

5.4 Initiële concentraties

Voor de totaalconcentratie van de modelstoffen is uniform de concentratie van 0,01 $\mu\text{g/l}$ als initiële concentratie aangehouden. Na onderzoek is gebleken dat het niets uitmaakte of de initiële totaalconcentratie nu wel of niet aangepast werden aan de meetgegevens van een stof. Het blijkt dat de totaalconcentratie van een stof vanaf de start van de modelrun zeer snel naar de waarden loopt die typerend zijn voor die stof (periode < 30 dagen). Verandering van de initiële totaalconcentratie zal dan ook geen effect hebben op het verloop en de spreiding van de concentraties. De initiële bodemconcentraties zijn gebaseerd op meetgegevens in combinatie met modelberekeningen.

6. Onzekerheden en aannamen binnen het model

Omdat een model altijd een nabootsing is van de werkelijkheid, is modellering in het algemeen omgeven met onzekerheden. Ook het waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium heeft zijn onzekerheden. In dit hoofdstuk wordt een opsomming van een aantal onzekerheden gegeven, waarbij getracht wordt een beknopt overzicht te creëren.

6.1 Modelonzekerheid

Deze onzekerheid komt voort uit de keuze van de te modelleren processen en uit de wijze waarop die processen gemodelleerd zijn.

6.1.1 Processen

Zoals in [hoofdstuk 5] en [hoofdstuk 4] is beschreven zijn er een beperkt aantal processen gemodelleerd. Verdamping en biodegradatie, adsorptie en desorptie zijn gemodelleerd, maar fotolyse en hydrolyse zijn uitgezet. Tijdens de calibratie van het model leek dit verantwoord: het lichtklimaat is in een estuarium als gevolg van een hoge concentratie zwevend stof vanden aard dat fotolyse een minder grote rol speelt dan in andere watersystemen. Bovendien bezitten de modelstoffen niet de eigenschap te hydrolyseren [Verschueren, 1983].

Het is dus inderdaad aannemelijk dat deze twee processen een ondergeschikte rol spelen bij de 'fate' van de modelstoffen uit het estuarium.

In een estuarium bevindt zich in het bovenste laagje van de waterkolom een zogenaamde micro-surface layer, waar veel organische verbindingen te vinden zijn. Processen die gerelateerd zijn aan deze micro-surface layer worden in het model buiten beschouwing gelaten. Te verwachten is dat deze laag een actieve rol speelt in de verdampings- en sorptieprocessen.

6.1.2 Wijze van modelering van de processen

De procesparameters zijn vastgelegd op zodanige wijze dat de werkelijkheid zo goed mogelijk benaderd wordt. Soms echter wordt die werkelijkheid vrij simplistisch voorgesteld.

De uitwisseling van de slibinhoud van de bovenste bodemlaag geschiedt twee maal per jaar, op een vastgesteld tijdstip [hoofdstuk 4]. Het zou beter zijn om die uitwisseling ieder getij te laten plaatsvinden. Het ontbreekt echter aan voldoende data om dit te kunnen doen. Bovendien wordt het model dan ontzettend complex. De manier waarop de uitwisseling van slib tussen bodem en water nu gemodelleerd is, lijkt te voldoen aan de werkelijke situatie.

Een drie dimensionaal slib-model, waarbij naast de uitwisseling bodem/water ook de adsorptie en desorptie tijdsafhankelijk en bovendien ook het slibtransport drie dimensionaal wordt weergegeven, zou een betere benadering zijn van de werkelijkheid. Wederom betekent zo'n aanpassing een grote investering in onderzoek en ombouwen van het bestaande model. Bovendien staat het 3-D modelleren nog in de kinderschoenen.

6.2 Onzekerheden in randvoorwaarden

Randvoorwaarden zijn de concentraties van stoffen en slib en de debieten van zoet- en zoutwater, die over de randen bij Rupelmonde en bij Vlissingen in het model komen. Ook de emissies die in andere compartimenten dan de randcompartimenten in het model komen worden hier onder de randvoorwaarden gerekend.

6.2.1 Concentraties en andere voorwaarden bij de randen

De concentraties voor de modelrand bij Vlissingen zijn gebaseerd op metingen. Natuurlijk zijn alle analyses van organische microverontreinigingen omgeven met een zekere betrouwbaarheid; vaak is de concentratie lager dan de detectielimiet.

Als gevolg van reductie van lozingen, worden ook de lozingen van organisch materiaal gereduceerd. Dit kan een verandering van het Organisch Koolstof met zich meebrengen. Een verandering in Organisch Koolstof heeft een zekere invloed op de verdeling van organische microverontreinigingen; deze verdeling is immers afhankelijk van de Organisch Koolstof concentratie. Het model houdt hier geen rekening mee, omdat de gehalten Organisch Koolstof onafhankelijk van de lozingen gemodelleerd zijn.

6.2.2 Emissies

Zoals beschreven is in [hoofdstuk 5 Calibratie van het model] bevatten de emissie data een grote onzekerheid. Omdat een groot aantal emissies uit het model gehouden zijn, zou je verwachten dat de emissie situatie niet overeenkomstig de werkelijkheid is. Echter omdat het model gecalibreerd is op meetgegevens en op de emissies, is te verwachten dat de model-emissies een goede benadering van de werkelijkheid zijn.

6.2.3 Getijdewerking

De getijde-werking is in het model opgenomen door middel van dispersie, aan de hand van (gemeten) zoutconcentraties. Bovendien is het model getijdegemiddeld. Het is beter wanneer het getijdedebiet als zodanig in het model opgenomen is. Ook de opstuwing van water bij vloed, en het verschil in zoutconcentraties bij eb en bij vloed op een bepaald punt zou meegenomen worden. Te verwachten is dat dit een zekere invloed heeft op het slibtransport, ook zullen de volumina van de compartimenten bij eb en bij vloed verschillen.

7. Resultaten

Het model berekent tien jaar (1986 - 1995), voor vijf scenario's gedraaid, te weten: de nominale run, 25% 50% 75% en 100% reductie. Aanvullend zijn de reductiescenario's 80% 85% en 90% gedraaid. Op deze wijze wordt getracht aan de centrale vraag van de stage te beantwoorden:

Met welk percentage moeten de lozingen van de vijf modelstoffen in België worden gereduceerd om in 1995 aan de Vlaamse basiskwaliteit voor oppervlaktewateren te kunnen voldoen ?

7.1 Basisjaar 1985

Het MINA-plan neemt, zoals vermeld, het jaar 1985 als referentiejaar. Ten opzichte van dit jaar moeten de reductiepercentages berekend worden. Het model neemt 1985 dan ook als *basisjaar*. Het rekent met de lozingen en het debiet van 1985. Op deze manier krijgen we modeluitvoer waaraan het jaar 1985 ten grondslag ligt. Reductie van de lozingen geschiedt nu dus ook ten opzichte van 1985.

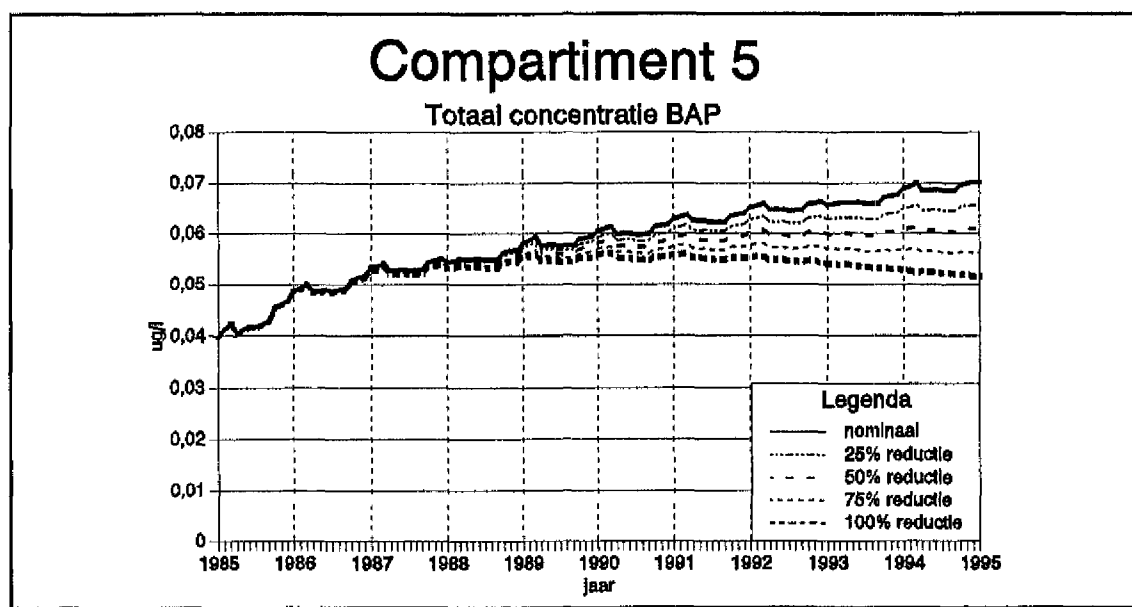
7.2 Verwerking van de modeluitvoer

Er is gekozen voor het nabewerkingsprogramma van dhr Pieters; het programma 'ZETOM'. De uitvoer van dit programma is gemakkelijk te bewerken in een spreadsheet. Met de programma's *Quattro-pro* en *Presentations* zijn er diagrammen gemaakt. Omdat de Vlaamse normen gebaseerd zijn op jaarmedianen, moest de uitvoer omgezet worden naar de *jaarmedianen* voor 1995. Het programma *Systat* leek eerst uitkomst te bieden, maar voor een omvangrijk bestand zoals de uitvoerfile van ZETOM was dit programma toch minder geschikt. Een *FORTRAN*-programma 'STATS' (door Belinda Kater) voldeed beter: de mediaan, het minimum en maximum, het gemiddelde en de standaardafwijking konden er snel mee worden bepaald. De uitvoer van STATS werd in *Quattro-pro* ingelezen, zodat er figuren konden worden gemaakt. Vanuit deze figuren is bepaald welk reductiescenario de norm haalt.

7.3 Beschrijving concentratieverloop in de tijd

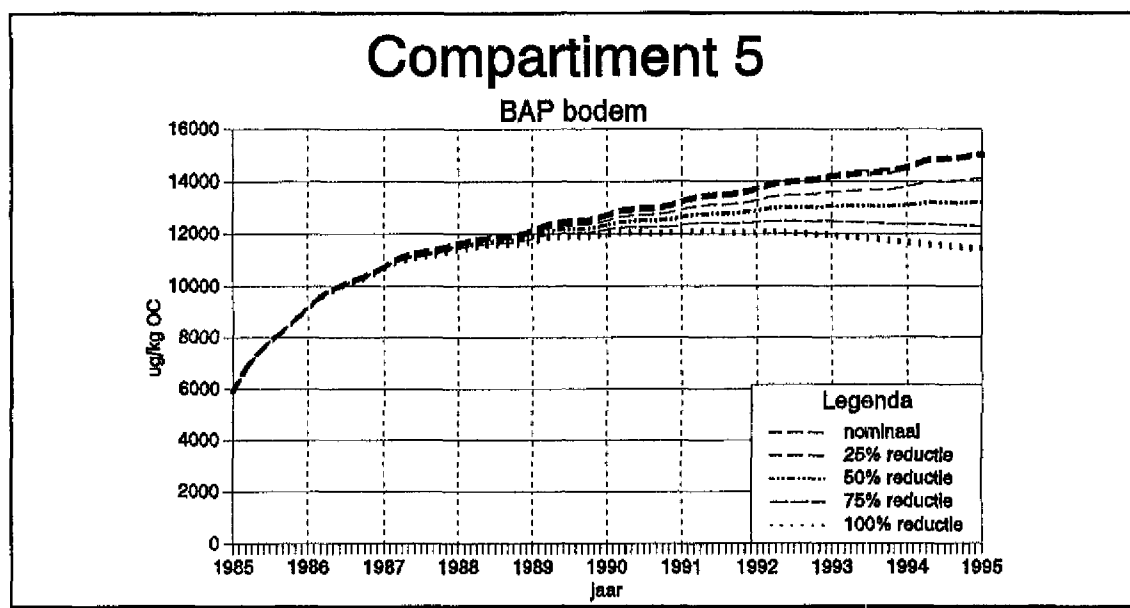
Alle stoffen geven een stijging in totaalconcentratie te zien in de tien modeljaren. Dit verloop is toe te schrijven aan het instellen van het evenwicht tussen de waterfase en de bodem. Er zijn voor enkele stoffen wel 100 modeljaren nodig om een evenwichtssituatie te bereiken.

Afbeelding 5 geeft het verloop van de totaalconcentratie van Benzo(a)pyreen in compartiment 5, over tien modeljaren. Duidelijk is te zien hoe de concentratie gedurende de simulatie blijft stijgen.



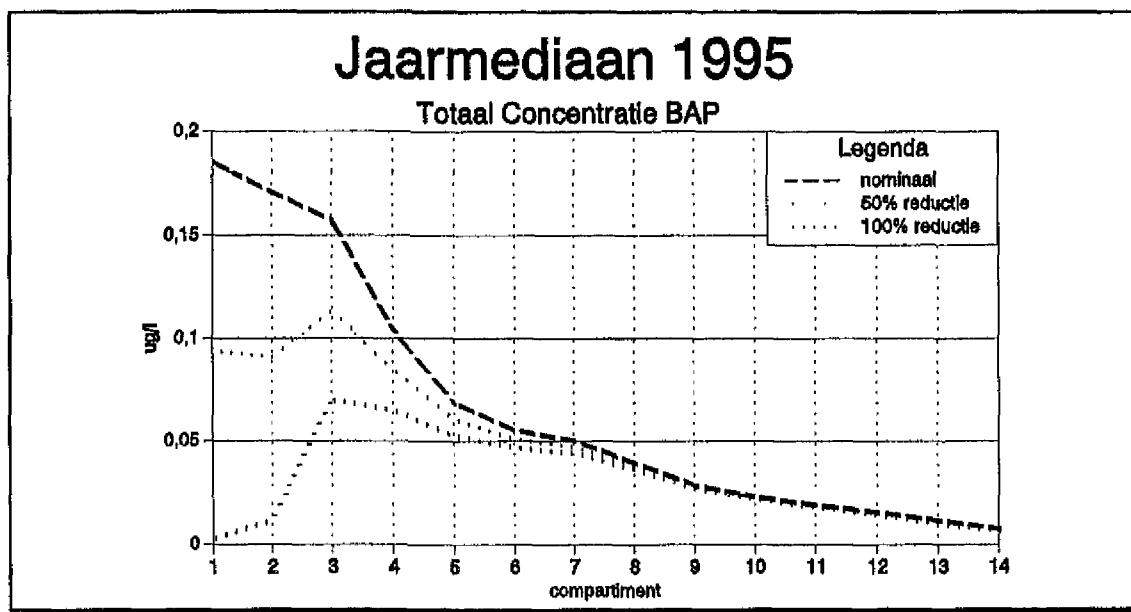
Afbeelding 5 Totaalconc. Benzo(a)pyreen bij 5 reductiescenario's

Als alle lozingen tot nul teruggebracht zouden kunnen worden, dan zou de totaalconcentratie bepaald worden door nalevering uit de bodem. Afbeelding 6 geeft voor benzo(a)pyreen het verloop van de bodemconcentratie in compartiment 5 weer.



Afbeelding 6 Bodemconc. Benzo(a)pyreen bij 5 reductiescenario's

Ook hier is de instelling van een evenwichtsituatie waar te nemen. Afbeelding 7 geeft het verloop van de totaalconcentratie van Benzo(a)pyreen over de compartimenten 1 tot en met 14.



Afbeelding 7 Jaarmediaan 1995 voor Benzo(a)pyreen

Zonder lozingenreductie is er een duidelijke afname te zien, gaande van de oostelijke modelrand bij Rupelmonde (compartment 1) naar de westelijke modelrand bij Vlissingen (compartment 14). Reductie van de lozingen geeft vooral effect in de eerste zeven compartimenten. In de andere compartimenten is de invloed van het in- en uitgaande zeewater dominant. Klaarblijkelijk is nalevering uit de bodem in compartment 3 er de oorzaak van dat de totaalconcentratie bij de lozingenreducties in dit compartiment relatief hoog blijft.

7.4 Bepaling van het reductiepercentage van de Belgische lozingen

Uit de diagrammen in *bijlage I* blijkt telkens welk reductiepercentage nodig is om in de modelcompartimenten die op Belgisch grondgebied gelegen zijn, aan de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen voldoen.

De totaalconcentratie is in de compartimenten 3 en 4 bij de intensievere reductiescenario's steeds veel of een klein beetje hoger (dat is stof afhankelijk) dan in de andere compartimenten. Blijkbaar verloopt de nalevering uit de bodem in deze compartimenten anders (langzamer) dan in de andere compartimenten.

We zien in de diagrammen in *bijlage II*, dat de bodemconcentratie in de eerste twee compartimenten bij een intensieve lozingenreductie sneller vermindert dan de bodemconcentratie in compartment 3. Dat is verklaarbaar doordat er alleen lozingen in compartment 1 plaatsvinden. Bij de intensievere lozingenreducties (bijvoorbeeld 100%) stroomt er relatief schoon water over de waterbodem in de compartimenten 1 en 2; de waterbodem krijgt daar ruimschoots de kans zich te ontladen. Het water stroomt vervolgens richting compartment 3, alwaar ook water uit de compartimenten 4, 5 en 6 kan komen. Compartment 6 is na compartment 1 het volgende compartiment waar op gelooft wordt. Compartment 3 en 4 krijgen dus later schoon water, bij een intensieve lozingenreductie, dan de compartimenten 1, 2, 5 en 6. Compartment 3 ontvangt bovendien het meeste (sterk verontreinigde) fluviatiele slib van alle veertien modelcompartimenten.

De combinatie van veel vervuild slib en een min of meer geïsoleerde positie in het model (wat lozingen betreft) maakt dat de totaalconcentratie (en de waterbodemconcentratie) in compartiment 3 steeds hoger is in 1995 dan in de andere modelcompartimenten.

Wanneer er langere tijd gesimuleerd wordt, dan zal dit effect verminderen, omdat het systeem dan langzamerhand in evenwicht komt (zie diagrammen bijlage III).

--- PCB 52 ---

In diagram 1 [bijlage I blz. 1] is de jaarmediaan (1995) van PCB52 uitgezet tegen de compartimenten 1 t/m 6 (Rupelmonde tot Bath). De term 'VBK' in de figuur staat voor Vlaamse BasisKwaliteit. De reductiescenario's 75% 80% 85% 90% en 100% zijn in beeld gebracht. Uit dit diagram blijkt dat een reductie van de lozingen in België met 90% niet voldoende is om de norm ($0,0008 \mu\text{g/l}$) in 1995 te halen. De jaarmediaan overschrijdt de norm in compartiment 3 en 4 (Oosterweel - Meest - Lillo). Dit komt door het effect van nalevering uit de bodem (zie bovenstaande). Bij 100% reductie van de lozingen ten opzichte van het basisjaar 1985 kan de norm in 1995 wél gehaald worden. De hoogste jaarmediaan is bij dit scenario in het compartiment 4 (Meest - Lillo) te vinden, maar het blijft onder de norm. Diagram 2 [bijlage I blz. 1] geeft de jaarmediaan (1995) van de bodemconcentratie weer. De bodemconcentratie van PCB52 is het hoogst in de eerste vijf compartimenten. Juist in deze compartimenten heeft reductie van de lozingen effect op de bodemconcentratie.

--- PCB 153 ---

Diagram 3 [bijlage I blz. 2] geeft de jaarmediaan voor de compartimenten 1 tot en met 6 voor PCB153. Uit dit diagram blijkt dat zelfs een reductie van de lozingen met 100% niet voldoende is om de Vlaamse basiskwaliteit ($0,0016 \mu\text{g/l}$) in 1995 te bereiken. Vooral in compartiment 3 (Oosterweel - Meest) is de totaalconcentratie hoog (zie uitleg begin paragraaf).

In diagram 4 [bijlage I blz. 2] is het verloop van de bodemconcentratie van PCB153 weergegeven. Ook hier geldt dat de bodemconcentratie in de eerste vijf compartimenten het hoogst is, en dat reductie van lozingen juist hier ook een reductie in bodemconcentratie te zien geeft.

--- Fluorantheen ---

Diagram 5 [bijlage I blz. 3] geeft de jaarmediaan van Fluorantheen voor de compartimenten 1 t/m 6. Het blijkt dat de compartimenten 1 t/m 4 bij een reductie van 100% de norm ($0,036 \mu\text{g/l}$) halen. Echter compartiment 5 haalt de norm bij 100% reductie niet. Diagram 6 [bijlage I blz. 3] geeft de jaarmedianen in getallen weer. Hieruit blijkt dat de jaarmediaan voor 100% reductie in compartiment 5 (totaalconcentratie Fluorantheen) $0,038 \mu\text{g/l}$ is. Strikt genomen ligt deze boven de norm van $0,036 \mu\text{g/l}$.

Hoewel deze norm berekend is uit metingen [zie ook hoofdstuk 3] en omgeven is met een aantal onzekerheden, wordt in deze modelstudie zowel de modeluitkomst als de norm toch streng gehanteerd. De metingen waarop de normen gebaseerd zijn, zijn gedaan op de grens van de compartimenten 5 en 6 (Lillo - Bath). Er is aangenomen dat deze metingen zeer representatief zijn voor juist deze compartimenten. Bovendien betekent het feit dat de norm uit gaat van een jaarmediaan al een soepelere normering dan wanneer het een absolute norm betreft.

Bovenstaande betekent dat de norm in 1995 niet gehaald kan worden bij 100% reductie van de lozingen van 1985.

Diagram 7 [bijlage I blz. 4] geeft het verloop van de bodemconcentratie van PCB153 over de 14 compartimenten weer. Er is een mooi rechtlijnig verband tussen de bodemconcentratie en de lozingenreductie.

--- Benzo(a)pyreen ---

Diagram 8 [bijlage I blz. 5] geeft de jaarmediaan van Benzo(a)pyreen. Er is een overduidelijke piek waarneembaar in compartiment 3 (Oosterweel - Meest). De concentratie in deze piek ligt ver boven de norm (0,015 $\mu\text{g/l}$), zelfs bij 100% reductie.

Diagram 9 [bijlage I blz. 5] geeft de jaarmediaan voor de bodemconcentratie weer. Ook bij Bezo(a)pyreen is duidelijk te zien hoe de bodemconcentratie afneemt als gevolg van de lozingenreductie.

--- Lindaan ---

Diagram 10 [bijlage I blz. 6] geeft de jaarmediaan ($\mu\text{g/l}$) van lindaan voor de compartimenten 1 t/m 6 weer. De reductiescenario's 75%, 80%, 85%, 90% en 100% zijn in beeld gebracht. Bij 80% reductie wordt de norm 0,01 $\mu\text{g/l}$ nog overschreden, maar bij 85% reductie wordt aan de norm voldaan. De belasting van de Schelde met lindaan moet dus met 85% gereduceerd worden (t.o.v. 1985) om de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen halen.

Diagram 11 [bijlage I blz. 6] geeft de bodemconcentratie weer. Het valt op dat de bodemconcentratie in compartiment 6 t/m 14 per scenario een verschil laat zien, in tegenstelling met de vorige stoffen. Lindaan is biodegradabel, en heeft bovendien de laagste $\log(K_{oc})_{\text{sediment}}$ (de minste affiniteit voor de bodem) van de vijf modelstoffen. Wanneer de lozingen gereduceerd worden is dus ook in deze compartimenten een daling van de bodemconcentratie te verwachten.

7.5 Lozingenreductie en waterbodemsanering

In 1992 is in België begonnen om uit de (Zee-)Schelde 1,3 miljoen ton slib te baggeren en uit het systeem te halen.

Omdat sanering van de waterbodem wellicht een mogelijkheid is (in combinatie met de reductie van de lozingen) om de basiskwaliteit te bereiken, is het nuttig een reële sanerings-optie door te rekenen. Bovendien wordt daarmee inzicht verkregen in de waterkwaliteit die ontstaat na uitvoering van de baggerplannen.

In de vijf Belgische compartimenten van het model ligt momenteel ongeveer 3,8 miljoen ton slib [WL, 1991]; baggeren van 1,3 miljoen ton betekent dus een vermindering van 34%. Deze waterbodemsanering is in het model ingevoerd. Dit is op zodanige wijze gebeurd, dat aangenomen wordt dat de waterbodemsanering op 1 januari 1996 voltooid is. Verder gaat het model bij de nominale run uit van water- en waterbodemconcentraties die gelijk zijn aan de concentraties van de nominale run van 1986 tot en met 1995. Er wordt dus vanuit gegaan dat de lozingen in België niet veranderd zijn sinds 1985. Deze aanname is gedaan omdat er geen gegevens beschikbaar zijn met betrekking tot reductie en/of toename van het aantal of de kwantiteit van lozingen van 1985 tot 1993.

Voor de reductiescenario's worden de concentraties van de betreffende runs (met lozingsreductie!) van 1985 tot en met 1995 als uitgangspunt genomen.

Wegbaggeren van 1,3 miljoen ton slib heeft een volumevergroting tot gevolg. Deze volumevergroting is in het model in te voeren, maar dan moet het model opnieuw gec calibreerd worden. Calibreren is een dusdanige tijdrovende bezigheid dat er gekozen is om het anders te doen. Het model rekent nu met hetzelfde volume van de vijf gesaneerde compartimenten. Verwacht wordt dat dit geen grote effecten heeft op de uitkomsten van het model, omdat het effect van ondergeschikt belang is in het estuarium.

De concentraties in de waterbodem zijn per 1 januari 1996 dus ongeveer gelijk aan 66% van de concentraties op 30 december 1995; de sanering is binnen een dag gerealiseerd. Hier is voor gekozen om het modeltechnisch overzichtelijk te houden.

De waterbodemsanering heeft, zoals die nu in het model ingevoerd is, geen effect op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit. Omdat dit voor benzo(a)pyreen betekent dat de Vlaamse basiskwaliteit niet bereikt wordt, is besloten om voor het 100% reductiescenario iedere vijf jaar 1,3 miljoen ton te saneren. Dit gebeurt dus vóór 1 januari 1995, vóór 1 januari 2001 en vóór 1 januari 2006.

Er zijn weer vijf reductiescenario's gedraaid (nominaal, 25% 50% 75% en 100%). Er is vijftien jaar doorgedraaid, van 1995 t/m 2010, om te kunnen zien welke invloed de factor tijd heeft op de water(bodem)kwaliteit. De modelresultaten worden vergeleken met de reductiescenario's van de vorige paragraaf, die doorgestart zijn tot het jaar 2010.

In de diagrammen is te zien dat het effect van een hogere totaalconcentratie in compartiment 3 (zie ook 7.4) na vijftien, twintig en vijventwintig jaren minder is dan na tien simulatie-jaren. Nu is eerder de $-\log(K_{OC})$ van de individuele stoffen van belang voor het concentratieverloop door de modelcompartimenten.

--- PCB 52 ---

In Diagram 12, 13 en 14 [bijlage II blz 7 & 8] is het verschil tussen sanering en doorstarten weergegeven. Duidelijk te zien is dat na de eerste vijf modeljaren (in 2000) er enig verschil in de totaalconcentratie is tussen saneren en niet saneren. In 2010 is dat verschil echter haast volledig vervaagd. Voor PCB52 heeft sanering van de waterbodem dus op langere termijn geen extra verbeterend effect dan de reductie van lozingen.

Diagram 14 [bijlage II blz. 9] geeft de jaarmediaan van PCB52 voor 2010. Uit dit diagram blijkt dat bij een reductiepercentage van ongeveer 85% de Belgische basiskwaliteit (0,0008 $\mu\text{g/l}$) in 2010 bereikt wordt.

--- PCB153 ---

Uit diagram 15 en 16 [bijlage II blz 9] blijkt dat voor PCB153 het effect van saneren ook na tien en vijftien jaar nog redelijk groot is. Het verschil met PCB52 is te verklaren door de andere $-\log(K_{OC})$: deze is voor PCB52 5,28 en voor PCB153 6,29. Hoe hoger de $-\log(K_{OC})$ is, hoe meer affiniteit de stof voor de bodem heeft. Een stof met een relatief hoge $-\log(K_{OC})$ geeft bij een waterbodemsanering dus direct een effect in de totaalconcentratie te zien. Voor het bereiken van de norm is het niet van belang of er gesaneerd wordt of niet.

Bij 80% reductie van de lozingen wordt de norm ($0,0016 \mu\text{g/l}$) in 2010 bereikt. Pas als er in compartiment 1 extra gesaneerd wordt, dan kan het wellicht verschil uit gaan maken. Dit is te zien in de beide diagrammen; de totaalconcentratie in compartiment 1 komt voor 75% telkens boven de norm uit. Opvallend is ook het verschil met PCB52: was er in 1995 nog een reductie van 100% nodig om de norm voor PCB52 te bereiken en kon de norm voor PCB153 niet bereikt worden, nu kan de norm voor PCB52 bereikt worden bij een reductie van ongeveer 85% en die voor PCB153 al bij een reductie van 80%. Klaarblijkelijk loopt de totaalconcentratie voor PCB153 in de tijd af, terwijl die van PCB52 gelijk blijft of oploopt.

--- Fluorantheen ---

Diagram 17 en 18 [bijlage II blz 10] geven de jaarmediaan (resp. 2005 en 2010) van Fluorantheen voor zes reductiescenario's weer. De norm voor Fluorantheen ($0,036 \mu\text{g/l}$) wordt bij een reductie van de lozingen van 100% bereikt in 2010. Duidelijk is te zien dat sanering van de bodem na respectievelijk tien en vijftien jaar een gering effect op de totaalconcentratie heeft. Dit is verklaarbaar door de relatief lage $-\log(K_{oc})$, welke in het model voor Fluorantheen op 4,98 gesteld is.

--- Benzo(a)pyreen ---

Diagram 19 en 20 [bijlage II blz 11] geven de jaarmediaan (resp. 2005 en 2010) voor Benzo(a)pyreen. Uit deze diagrammen blijkt dat voor deze stof bodemsanering voor het bereiken van de norm weldegelijk van belang is. Dit is verklaarbaar door de relatief hoge $-\log(K_{oc})$, die op 5,92 gesteld is. Bij een lozingenreductie van 100% en een waterbodemsanering van 34% wordt de Vlaamse basiskwaliteit ($0,015 \mu\text{g/l}$) in 2010 bereikt. Zonder waterbodemsanering wordt de norm bij 100% lozingenreductie niet bereikt.

--- Lindaan ---

Uit diagram 21 [bijlage II blz 12] blijkt dat met een reductie van 90% de norm voor Lindaan in 2010 gehaald wordt. Het 85% reductiepercentage is niet gehaald, maar uit het diagram blijkt de norm met dit percentage ook gehaald zal worden. Voor Lindaan is waterbodemsanering niet van invloed op de totaalconcentratie. Dit is verklaarbaar door de $-\log(K_{oc})$ die het laagst is van de modelstoffen, namelijk 3,48; Lindaan heeft een zeer lage affiniteit voor de waterbodem.

7.6 Reduktie van lozingen & haalbaarheid van MILBOWA normen

Het bereiken van de Nederlandse normen in het Nederlandse deel van de Westerschelde, net over de Belgisch-Nederlandse grens, is mede afhankelijk van de reductie van Belgische lozingen. In deze paragraaf wordt gekeken bij welke reductiepercentages van de Belgische lozingen de Nederlandse normen in compartiment 6 (Grens - Bath) bereikt worden.

--- PCB's ---

Nederland heeft geen andere norm voor totaalconcentraties voor PCB's dan de oude basiskwaliteitsnorm. Dit is een norm die gebaseerd is op de jaarmediaan van de som van zeven PCB's. De norm is 7 ng/l , en geldt voor de zeven PCB's zoals die in [3. Normering, 3.1 waterkwaliteitsnormen, blz 9] geschreven zijn.

Vooralsnog is het een probleem de individuele normen voor PCB's te herleiden. Het bepalen van de verhoudingen waarin de stoffen voorkomen is nu niet toegestaan, omdat de normen voor de andere modelstoffen op ecotoxicologische data gebaseerd zijn. Er zou een niet eenduidig beeld ontstaan van het al dan niet bereiken van de norm, en dat is niet gewenst.

De diagrammen 22, 23, 24 en 25 [bijlage III blz 13 & 14] geven de jaargemiddelde totaalconcentratie van respectievelijk PCB52, voor 1995 en 2010 en voor PCB153, voor 1995 en 2010.

--- Fluorantheen ---

De MILBOWA-grenswaarde voor Fluorantheen is 0,070 µg/l. Omdat deze norm een absolute norm is, is de jaargemiddelde van de totaalconcentraties in de diagrammen uitgezet. In diagram 26 [bijlage III blz 15] is te zien dat bij een reductie van 80% de norm bereikt wordt. In diagram 27 [bijlage III blz 15] zijn de maximum- en minimumwaarden uitgezet voor 85% reductie. Het blijkt dat de maximumwaarde bij 85% reductie onder de norm ligt. Diagram 28 [bijlage III blz 16] geeft de jaargemiddelden voor 2010. Ook de waterbodemsanering is in dit diagram uitgezet. Wederom is te zien dat waterbodemsanering praktisch geen effect heeft op de totaalconcentratie van Fluorantheen. Ook is te zien dat de MILBOWA-grenswaarde bij ongeveer 75% reductie van de lozingen bereikt wordt. Diagram 29 [bijlage III blz 16] geeft de jaargemiddelde voor 2010 bij 75% reductie van de lozingen weer. Duidelijk is te zien dat de MILBOWA-grenswaarde nu al bij een lozingenreductie van 75% bereikt wordt; het maximum ligt ook nu onder de norm.

--- Benzo(a)pyreen ---

Diagram 30 [bijlage III blz 17] illustreert dat de grenswaarde (0,005 µg/l) voor Benzo(a)pyreen zeer moeilijk te bereiken is. In compartiment 6 is de concentratie ongeveer (voor alle reductiescenario's) een factor tien hoger dan deze norm. Het blijkt duidelijk uit het diagram dat de totaalconcentratie voor Benzo(a)pyreen afhankelijk is van nalevering uit de bodem. Het bereiken van de norm voor Benzo(a)pyreen is dus sterk afhankelijk van de mate van bodemsanering. Dit is in diagram 31 [bijlage III blz 18] geïllustreerd. Vooral voor het 100% reductiescenario is het effect van de lozingenreductie in combinatie met een waterbodemsanering extra groot; bij dit scenario is iedere vijf jaren een hoeveelheid van 1,3 miljoen ton gesaneerd. Helaas is zelfs dit niet voldoende om de MILBOWA-grenswaarde in 2010 te bereiken; de buffer in de bodem is te groot. Dit is in diagram 32 [bijlage III blz 18] weergegeven.

--- Lindaan ---

In diagram 33 [bijlage III blz 19] is de jaargemiddelde concentratie voor lindaan in 1995 uitgezet voor vijf reductiescenario's. Uit deze diagram blijkt dat bij een reductie van lozingen van 80% de jaargemiddelde voldoet aan de MILBOWA-norm. Diagram 34 [bijlage III blz 19] vertelt echter dat bij een reductie van 85% de maximumwaarde nog boven de norm ligt. In diagram 35 [bijlage III blz 35] tenslotte, is te zien dat bij 90% reductie van de lozingen de maximum waarde wel onder de norm ligt. In 2010 wordt de grenswaarde ook bij 90% lozingenreductie bereikt (diagram 36 [bijlage III blz 20]).

7.7 Discussie

We zien nu dat voor Fluorantheen de MILBOWA-grenswaarde eerder bereikt wordt dan de Vlaamse basiskwaliteit. Dit komt doordat de Vlaamse norm ($0,036 \mu\text{g/l}$) strenger is dan de MILBOWA-grenswaarde ($0,07 \mu\text{g/l}$). Dat de MILBOWA-grenswaarde voor Benzo(a)pyreen zelfs niet bereikt wordt bij een lozingenreductie van 100% en een waterbodemsanering, komt voort uit het feit dat deze norm ($0,005 \mu\text{g/l}$) zeer streng is: de natuurlijke achtergrondwaarde in de Noordzee is in het model precies op $0,005 \mu\text{g/l}$ in gesteld. Bovendien zou een rigoreuze waterbodemsanering in de eerste Nederlandse modelcompartimenten (Grens - Baalhoek) het bereiken van de grenswaarde al wat dichterbij kunnen brengen. Dat is in dit stage-onderzoek niet doorgerekend. Het is mogelijk om de natuurlijke achtergrondwaarde van de Noordzee in het model aan te passen.

Dit is alleen verantwoord indien die concentratie ook werkelijk is verminderd (door lozingenreducties) in de Noordzee. De belasting van de Noordzee met PCB's en Lindaan vindt voornamelijk plaats via atmosferische depositie. De grootste bronnen voor de PAK's zijn de scheepvaart en de offshore [Groskamp et.al., 1993]. Het is daarom niet waarschijnlijk dat de reducties van lozingen in een rivier, welke afwatert op de Noordzee, een groot effect geeft op de concentratie van deze (model)stoffen in de Noordzee.

Het verschil tussen de reductiepercentages waarbij de respectievelijke normen voor Lindaan bereikt worden is te verklaren door de verschillende aard van de normen. Hoewel de normen in getalswaarde gelijk zijn, maakt het verschil tussen jaarmedianen en jaarmaxima (of 90-percentiel) dat er voor het bereiken van de MILBOWA-grenswaarden meer gereduceerd moet worden dan voor het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit.

7.8 Conclusie

7.8.1 Bepaling van de lozingereductie voor het bereiken van de VBK

In deze paragraaf worden de lozingereducties weergegeven die nodig zijn om de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen bereiken. De term 'met saneren' duidt op het waterbodemsanerings-scenario welke gedraaid is (1.3 miljoen ton slib saneren voor 1 januari 1996).

De resultaten zij als volgt:

Modelstof:	Reduktie- percentage (%) 1995	Reductie- percentage (%) 2010	Reductie- percentage (%) 2010 met saneren
PCB 52	100	85	85
PCB153	niet gehaald	80	80
Fluorantheen	niet gehaald	100	100
Benzo(a)pyreen	niet gehaald	niet gehaald	niet gehaald*
Lindaan	85	85	85

* Wanneer de waterbodemsanering zoals die nu éénmalig voor 1 januari 1996 is doorgevoerd iedere vijf jaar wordt uitgevoerd, dan wordt de Vlaamse basiskwaliteit in 2010 voor Benzo(a)pyreen bij een lozingereductie van 100% wél bereikt.

Het is gebleken dat voor de modelstoffen een waterbodemsanering niet van invloed is op het bereiken van de basiskwaliteit. Wel is er een lichte daling in de totaalconcentratie te zien (zie bijlage II), maar die is niet van die grootte dat de bereikbaarheid van de Vlaamse basiskwaliteit veranderd.

7.8.2 Bepaling van de lozingenreductie, nodig voor het bereiken van MILBOWA

In deze paragraaf worden de lozingenreducties weergegeven die nodig zijn om de MILBOWA-grenswaarde te kunnen bereiken. De vraagtekens in de tabel corresponderen met de eerder gevonden hiaten in de Nederlandse normering (individuele normen voor opgeloste PCB's).

Modelstof:	Reductie- percentage (%) 1995	Reductie- percentage (%) 2010	Reductie- percentage (%) 2010 met saneren
PCB 52	?	?	?
PCB153	?	?	?
Fluorantheen	85	75	75
Benzo(a)pyreen	niet gehaald	niet gehaald	niet gehaald*
Lindaan	90	90	90

* Ook bij een waterbodemsanering van 1.3 miljoen ton slib die drie maal om de vijf jaar, vóór januari 1996 uitgevoerd is, is de MILBOWA-grenswaarde voor Benzo(a)pyreen niet bereikbaar.

Ook voor het bereiken van de MILBOWA-grenswaarde voor de vijf modelstoffen is het niet van belang of er gesaneerd wordt of niet. In bijlage II is te zien dat de totaalconcentraties van de modelstoffen wel wat lager worden, maar ook nu is dat niet van belang voor het bereiken van de MILBOWA-grenswaarden.

8. Beleidsscenario's

Directie Zeeland heeft aan het project SCHOON gevraagd een aantal beleidsscenario's door te rekenen, onder andere met IMPAQT. Doel is beleidsvragen te beantwoorden, zodat een verantwoordelijk beheer over de Westerschelde gevoerd kan worden.

8.1 De scenario's

De periode 1985 - 2010 moet worden doorgerekend, waarbij de waterkwaliteitsgegevens voor 1995 en 2010 gepresenteerd worden. Bij de berekening van de beleidsscenario's wordt gebruik gemaakt van de parametersettings die afkomstig zijn van de calibraties zoals die uitgevoerd zijn door [Pieters & Van Eck, 1992].

8.1.1 Het '0-scenario' (nominale run)

Dit scenario geeft antwoord op de vraag hoe de waterkwaliteits situatie van het Schelde estuarium wordt als er geen reductie van emissies in België en Nederland uitgevoerd wordt.

8.1.2 Reductie volgens de beleidsplannen (MINA en Beleidsplan Westerschelde)

De vraag of de Belgische basiskwaliteit in België en de MILBOWA-normen (zie hoofdstuk 3) in Nederland bereikt kunnen worden met de lozingenreductie zoals in de plannen wordt voorgesteld, of zoals vastgesteld in deze studie, wordt met dit scenario beantwoord. De reductiepercentages zijn:

Modelstoffen:	MINA-plan	Beleidsplan Westerschelde
PCB 52	100%	80%
PCB153	100%	80%
Fluorantheen	100%	80%
Benzo(a)pyreen	100%	80%
Lindaan	85%	80%

Hierbij dient aangetekend te worden dat bij deze reductiepercentages voor PCB-153, Fluorantheen en Benzo(a)pyreen de Vlaamse basiskwaliteit niet bereikt wordt in 1995.

8.1.3 Sanering van de waterbodem; baggeren van 1,3 miljoen ton slib

Wat is het effect van het wegbaggeren van 1.3 miljoen ton slib op de waterkwaliteit? In dit scenario wordt ervan uitgegaan dat er geen reductie van lozingen plaatsvindt.

8.1.4 Sanering van de waterbodem gecombineerd met lozingen reductie

In dit scenario wordt gekeken wat het gecombineerde effect is van sanering van 1,3 miljoen ton slib voor 1 januari 1996 en reductie van lozingen conform plan.

8.1.5 Totale sanering van de waterbodem met lozingenreductie

In dit scenario wordt de vraag beantwoord wat het effect op de waterkwaliteit is van een totale (100%) sanering van de waterbodem gecombineerd met reductie van de lozingen conform de beleidsplannen.

8.2 Modelresultaten

In bijlage IV vindt u de diagrammen die de beleidscenario's weergeven. Voor iedere stof zijn de jaren 1995 en 2010 weergegeven. Voor de eerste vijf (Belgische) compartimenten zijn steeds de jaarmedianen weergegeven, voor de laatste negen (Nederlandse) compartimenten zijn de maxima weergegeven, dit in verband met de grondslag van de normen (zie ook hoofdstuk 3). Hoofdstuk 7 geeft inzicht in de totstandkoming van de reductiepercentages conform het MINA-plan. Bovendien wordt hier het verloop van de totaalconcentraties uitgelegd. Het niet bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit in 1995 bij de lozingenreductie conform het MINA-plan is ook in hoofdstuk 7 beschreven. Het scenario '8.1.5 totale sanering van de waterbodem met lozingenreductie conform plannen' is niet in de diagrammen uitgezet. De totaalconcentraties zijn bij dit scenario zo laag, dat ze in de betreffende diagrammen toch niet meer als een lijn nét boven de nul of op de nul zichtbaar zijn.

-- PCB52 --

In diagram 37 [bijlage IV blz 21] is te zien dat bij een lozingenreductie conform de plannen de Vlaamse basiskwaliteit wordt bereikt. Een MILBOWA-grenswaarde voor individuele PCB's ontbreekt vooralsnog. In diagram 38 [bijlage IV blz 21] is te zien dat het 0-scenario overlapt met sanering volgens plan. Ook de lozingenreductie conform plan en sanering in combinatie met de lozingenreductie overlappen. Dit is toe te schrijven aan de relatief lage $-\log(K_{OC})$ (en dus lage affiniteit met de bodem) van PCB52.

-- PCB153 --

In de diagrammen 39 en 40 [bijlage IV blz 22] is te zien dat waterbodemsanering voor PCB153 meer effect heeft dan voor PCB52; dit tengevolge van de relatief hogere $-\log(K_{OC})$ van PCB153. De Vlaamse basiskwaliteit wordt in 1995 niet bereikt, maar wel in 2010 (zie ook hoofdstuk 7).

-- Fluorantheen --

In diagram 41 [bijlage IV blz 23] is te zien dat de Vlaamse basiskwaliteit niet bereikt kan worden in 1995 (Compartiment 5). Dit is volgens de verwachtingen: bij 100% lozingenreductie wordt voor Fluorantheen de norm niet bereikt in 1995 (zie ook hoofdstuk 7). Wederom is er een sterke mate van overlap te zien tussen het 0-scenario en 34% sanering van de waterbodem. Ook tussen het scenario waarbij gereduceerd wordt conform de plannen en het scenario waarbij gesaneerd én gereduceerd wordt is een grote mate van overlap terug te vinden. Dit is verklaarbaar door de $-\log(K_{OC})$ (zie hoofdstuk 7). De MILBOWA-grenswaarde wordt bij een reductie volgens plan in 1995 bereikt.

-- Benzo(a)pyreen --

In diagram 43 [bijlage IV blz 24] is te zien dat zowel de Vlaamse basiskwaliteit als de MILBOWA-grenswaarde niet bereikt wordt in 1995. Ook in 2010 wordt geen van de normen bereikt (diagram 44 [bijlage IV blz 24]). Zie ook hoofdstuk 7; de Vlaamse basiskwaliteit kan namelijk wel bereikt worden bij extra bodemsanering.

-- Lindaan --

In diagram 45 [bijlage IV blz 25] is te zien dat de Vlaamse basiskwaliteit voor Lindaan in 1995 kan worden bereikt bij een lozingenreductie conform de plannen. Let ook op het grote verschil tussen de jaarmediaan in de eerste vijf compartimenten en het jaarmaximum in de laatste negen compartimenten. Deze sterke fluctuatie in de concentratie van Lindaan is onder andere toe te schrijven aan het seizoensgebonden gebruik van dit bestrijdingsmiddel. Opvallend is telkens overschreden wordt in het grenscompartiment (Grens - Bath). De lozingen van Lindaan moeten in België met minimaal 90% worden gereduceerd, opdat de MILBOWA-grenswaarde in dit compartiment kan worden bereikt.

8.3 Conclusie beleidsscenario's

In onderstaande tabel worden de beleidsscenario's getoetst op het al dan niet bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit.

Modelstof:		0-scenario	Reductie conform plan	Sanering 1.3 Mt	Reductie & Saneren
PCB52	1995	-	+	*	*
	2010	-	+	-	+
PCB153	1995	-	-	*	*
	2010	-	+	-	+
Fluorantheen	1995	-	-	*	*
	2010	-	+	-	+
Benzo(a)pyreen	1995	-	-	*	*
	2010	-	-	-	-
Lindaan	1995	-	+	*	*
	2010	-	+	-	+

In deze tabel is: - Vlaamse basiskwaliteit wordt niet bereikt
 + Vlaamse basiskwaliteit wordt wel bereikt
 * Geen gegevens (sanering vanaf 1 januari 1996)

Voor Benzo(a)pyreen is een intensievere waterbodemsanering doorgevoerd, waarbij in 1995, in 2000 en in 2005 waterbodemsaneringen zijn uitgevoerd. Telkens wordt een hoeveelheid van 1.3 miljoen ton slib weggebaggerd. Het blijkt dat de Vlaamse basiskwaliteit voor Benzo(a)pyreen wel bereikt kan worden in 2010 (zie diagram 31 [bijlage III blz 17]).

Lozingenreductie & haalbaarheid Vlaamse basiskwaliteit

In onderstaande tabel worden de beleidscenario's getoetst op het al dan niet bereiken van de MILBOWA-grenswaarde. MILBOWA geeft geen grenswaarde voor de totaalconcentratie van individuele PCB's.

Modelstof:	0-scenario	Reductie conform plan	Sanering 1.3 Mt	Reductie & Saneren
PCB52 1995 2010			*	*
PCB153 1995 2010			*	*
Fluorantheen 1995 2010	- -	+ +	* -	* +
Benzo(a)pyreen 1995 2010	- -	- -	* -	* -
Lindaan 1995 2010	- -	- -	* -	* -

In deze tabel is: - MILBOWA-Grenswaarde wordt niet bereikt
+ MILBOWA-Grenswaarde wordt wel bereikt
* Geen gegevens (sanering vanaf 1 januari 1996)

De MILBOWA-grenswaarden voor Lindaan worden alleen in compartiment 6 (Grens - Bath) overschreden. Dit is toe te schrijven aan het reductiepercentage van de Vlaamse lozingen. Dit zou 90% moeten zijn voor het bereiken van de grenswaarde, in plaats van de 85% die nodig is om voor het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit. Het verschil in deze percentages zit in het verschil in toetssysteem van de normen (België hanteert de jaarmediaan, Nederland het 90-percentiel).

9. Literatuurlijst

- Eck, G.M.T. van,
Projectplan SAWES
DGW-nota GWA0-87.103, DGW Middelburg 1987
 - Eck, G.T.M van,
De ontwikkeling van een waterkwaliteitsmodel voor het Schelde estuarium
Water nr. 61, november 1991
 - Everts, J.W. & Jonkers, D.A.
Zeewaardig, afleiding van risiconiveaus voor microverontreinigingen in
Noordzee en Waddenzee
Den Haag, februari 1992
 - Gabriëlse, G.A. Project aan de Hogeschool Zeeland
Pesticide contaminatie van het abiotische milieu
Vlissingen, december 1992
 - Groskamp, H.; Smit, T.; Vries, A. de; Wulffraat, K.J.
De belasting van de Noordzee met verontreinigende stoffen
Rapport DGW-93.037, Den Haag 1993
 - Holland, A.M.B. & Westen, C.J. van
Projectplan SCHOON
Werkdocument GWWS-93.812x, DGW Middelburg, juni 1993
 - Hogeschool Zeeland
Dictaat Waterbodems
Vlissingen, 1992
 - Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie
De chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en de Zeeschelde
Brussel, 1989
 - Jong, H. de
Berekening van inhouden en oppervlakten van de Schelde en de Westerschelde
ten behoeve van SAWES
Notitie GWA0-88.1314, DGW Middelburg 1988
 - Kater, B.J.
Projectschets OPERAWES
Notitie GWWS-91.13055, DGW Middelburg 1991
 - Kater, B.J.
Operationalisatie waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium
concept rapport, DGW Middelburg 1993a
 - Kater, B.J.
Werkplan beleidscenario's waterkwaliteit
concept, DGW Middelburg 1993b
 - Maldegem, D.C. van
De slibbalans van het Schelde-estuarium
Nota GWA0-91.081, DGW Middelburg 1991
-

- Ministerie van Verkeer & Waterstaat
Indicatief Meerjaren Programma water (1985 t/m 1989)
Den Haag, 1984
 - Ministerie van Verkeer & Waterstaat
Derde Nota Waterhuishouding
Den Haag, 1989
 - Ministerie van Verkeer & Waterstaat
Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water
Den Haag, februari 1991a
 - Ministerie van Verkeer & Waterstaat, Directie Zeeland
Beleidsplan Westerschelde
Middelburg, maart 1991b
 - Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (België)
Besluit van de Vlaamse Executieve tot vaststelling van de kwaliteitsdoelstellingen voor alle oppervlaktewateren en tot aanduiding van de oppervlaktewateren bestemd voor drinkwater, zwemwater, viswater en schelpdierwater
Brussel, 21 oktober 1987
 - Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap (België)
Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen;
voorstellen voor 1990 t/m 1995
Brussel, 1990
 - Pieters, J. & Eck, B. van
Calibratie van IMPAQT
Notitie GWA0-92.875x, DGW Middelburg 1992
 - Plasman, H.H.
Bepalen van de temperatuursafhankelijkheid van de constante van Henry van chloorbenzenen en de interacties van deze stoffen met opgeloste humuszuren
DBW/RIZA Notitie 87-042X, Lelystad 1987
 - Raad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor produktie van drinkwater in de Lid-Staten (75/440/EEG)
Brussel, juni 1975
 - Raad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van het zwemwater in de Lid Staten (76/160/EEG)
Brussel, december 1976
 - Raad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn betreffende de kwaliteit van zoet water dat bescherming of verbetering behoeft ten einde geschikt te zijn voor het leven van vissen (78/659/EEG)
Brussel, juli 1978
 - Raad van de Europese Gemeenschappen
Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van schelpdierwater (79/923/EEG)
Brussel, oktober 1979
-

-
- Schouwenaar, A.
Cijfers achter de belasting van het Schelde estuarium over de periode 1980 t/m 1991
GWWS-93.817x, DGW Middelburg 1993
 - Swertz, O.
Rekenregels Chemie voor de Watersysteemverkenningen
Werkdocument WSVCHEM017, april 1993
 - Verschueren, K.
Handbook of environmental data on organic chemicals
Van Nostrand Reinhold Company Inc. 2nd edition, 1983
 - Vlaamse Milieumaatschappij, bestuur Meetnetten en Planning
Inventarisatie waterkwaliteitstoestand van het stroomgebied van de Schelde
Aalst, september 1991
 - Waterloopkundig laboratorium
Manual DELWAQ, User's Manual version 3.0
Delft, november 1988
 - Waterloopkundig Laboratorium
Waterkwaliteitsmodel Westerschelde
Concept Sawesnota 9101, rapport T257, Delft 1991
 - Zoest, R. van & Eck, G.T.M. van
Behaviour of polychlorinated biphenyls in the Scheldt estuary
Intern DGW rapport, DGW Middelburg 1987
 - Zoest, R. van
organische microverontreinigingen modellering in het Schelde estuarium
DGW-notitie GWA0-88.2212, DGW Middelburg 1988
 - Zoest, R. van
Gehalten, gedrag en modellering van organische microverontreinigingen in het Schelde estuarium
GWA0-89.023, DGW Middelburg 1989
-

10. Lijst van afkortingen

AMK.....	Algemene Milieu Kwaliteit
Aq.....	Opgeloste fractie
BAP.....	Benzo(a)pyreen
DELWAQ.....	DELft Water Quality
DOC.....	Dissolved Organic Carbon
ds.....	Droge Stof
EEG.....	Europese Economische Gemeenschap
FLA.....	Fluorantheen
IBC.....	Isoleren, Beheersen en Controleren
IHE.....	Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie
IMPAQT.....	Integral Modelling of the Pollution of Aquatic systems by Toxic chemicals
IMP.....	Indicatief Meerjaren Programma
MILBOWA.....	Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water
MINA.....	Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelings plan voor Vlaanderen
MTR.....	Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau
NAP.....	Normaal Amsterdams Peil
NOEC.....	No Observed Effect Concentration
OC.....	Organic Carbon
OPERAWES.....	OPERationalisering WESTerschelde instrumentarium
SAWES.....	Systeem Analyse WESTerschelde
SENECA.....	Simulation ENVironment for ECological Applications
PAK.....	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PCB.....	Poly Chloor Bifenyyl
PCB28.....	2,4,4'-trichloorbifenyyl
PCB52.....	2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl
PCB101.....	2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl
PCB118.....	2,3',4,4',5-pentachloorbifenyyl
PCB153.....	2,2',4,4',5,5'-hexachloorbifenyyl
PCB180.....	2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl
POC.....	Particulate Organic Carbon
VBK.....	Vlaamse BasisKwaliteit
VR.....	Verwaarloosbaar Risiconiveau
V&W.....	Verkeer en Waterstaat (Ministerie)
WL.....	Waterloopkundig Laboratorium
WORSRO.....	Waterkwaliteitsgegevens Opslag en Retrieval System voor Routinematig Onderzoek
WSV.....	Water Systeem Verkenningen

Bijlagen bij verslag

Reductie lozingen en haalbaarheid Vlaamse basiskwaliteit

Deze bijlage bevat vier onderdelen:

Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

Bijlage II Waterbodemsanering en haalbaarheid VBK

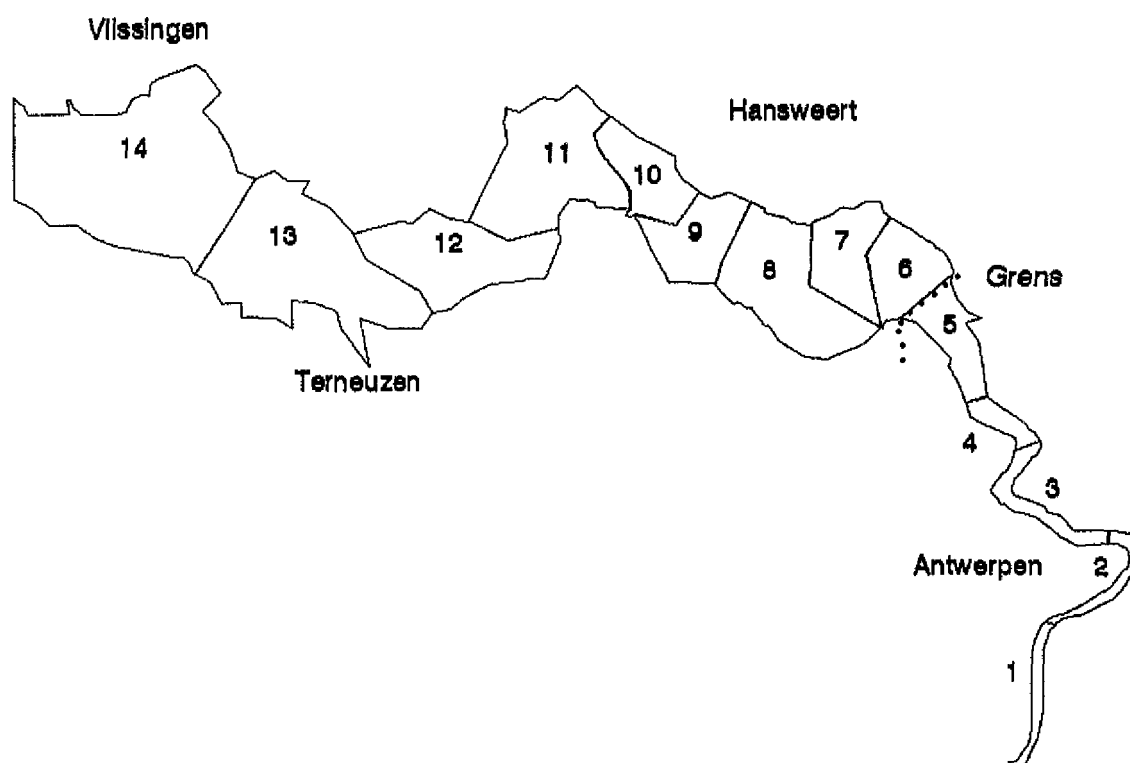
Bijlage III Reductie lozingen en haalbaarheid MILBOWA

Bijlage IV Beleidsscenario's

Najaar 1993

**G.A. Gabrielse, stagiair van Hogeschool Zeeland
Afdeling Aquatische ecotechnologie**

Compartimenten in het waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium



1. Rupelmonde - Burcht

2. Burcht - Oosterweel

3. Oosterweel - Meest

4. Meest - Lillo

5. Lillo - Grens

6. Grens - Bath

7. Bath - Zimmerman

8. Zimmerman - Baalhoek

9. Baalhoek - Perkpolder

10. Perkpolder - Hansweert -

11. Hansweert - Ossensisse

12. Ossensisse - Griete

13. Griete - Hoofdplaat

14. Hoofdplaat - Vilssingen

Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

In deze bijlage vindt u de diagrammen die betrekking hebben op de hoofdpdracht;
Ze geven antwoord op de vraag:

'met welk percentage moeten de lozingen in België worden gereduceerd om in 1995
de Vlaamse basiskwaliteit te kunnen bereiken ?'

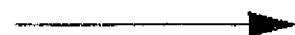
Voor de volledigheid zijn ook de bodemconcentraties in aparte diagrammen
weergegeven. In het onderzoek wordt hier niet verder naar gekeken.
De diagrammen met bodemconcentraties dienen meer als naslagwerk voor
geïnteresseerden.

In de legenda staan een aantal benamingen namelijk:

nominaal
25% reductie
50% reductie
75% reductie
80% reductie
85% reductie
90% reductie
100% reductie

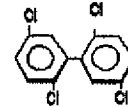
Het moge duidelijk zijn dat de percentages corresponderen met het
betreffende reductiepercentage van de lozingen.

De term nominaal is voor het 0-scenario (0% reductie) gebruikt.



Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

Jaarmediaan 1995



Totaal Concentratie PCB52

2,2',5,5' Tetrachloorbifenyyl (PCB 52)

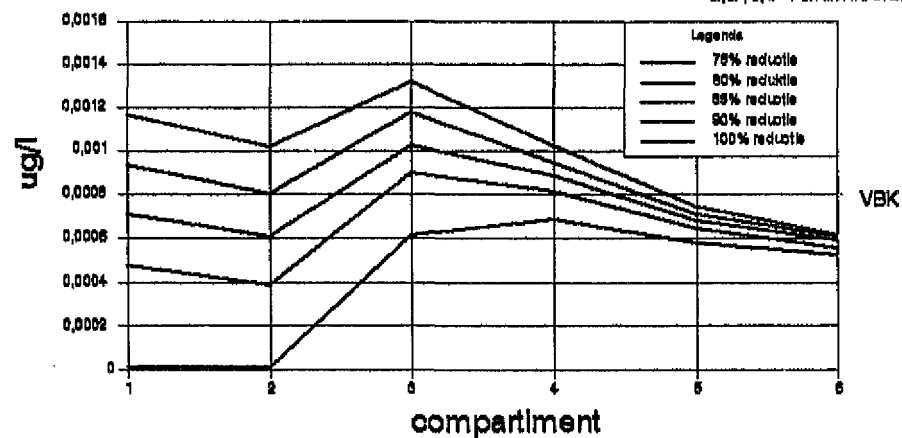


Diagram 1: Totaalconcentratie PCB52

Jaarmediaan 1995

Bodemconcentratie voor PCB52

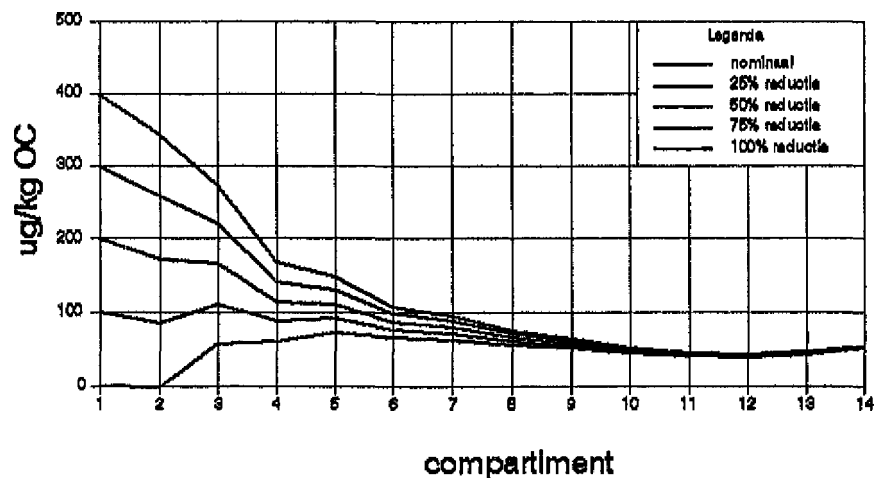


Diagram 2: Bodemconcentratie PCB52

Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

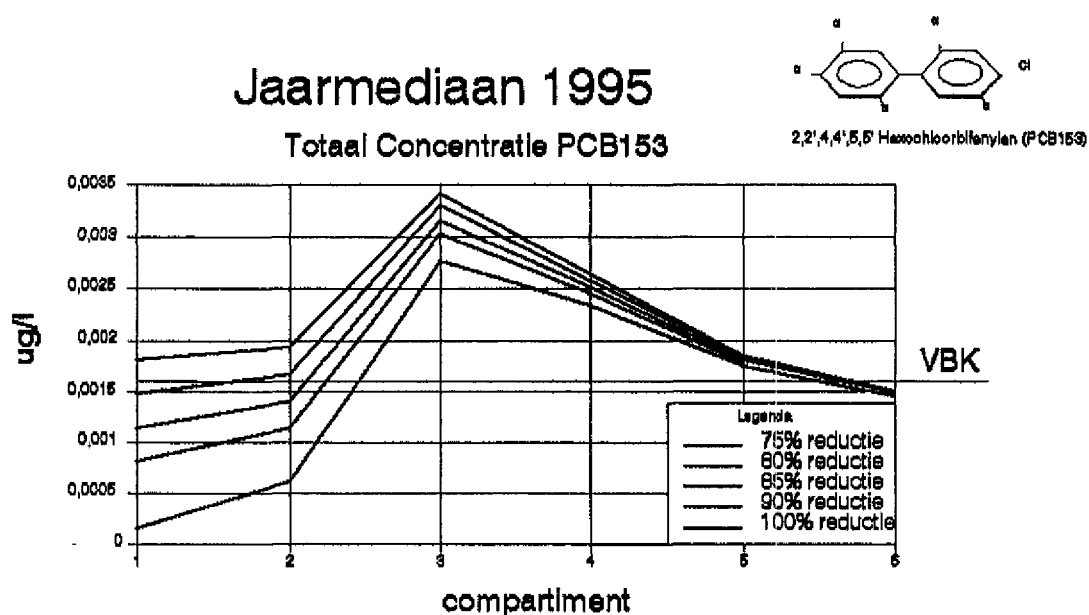


Diagram 3: Totaalconcentratie PCB153

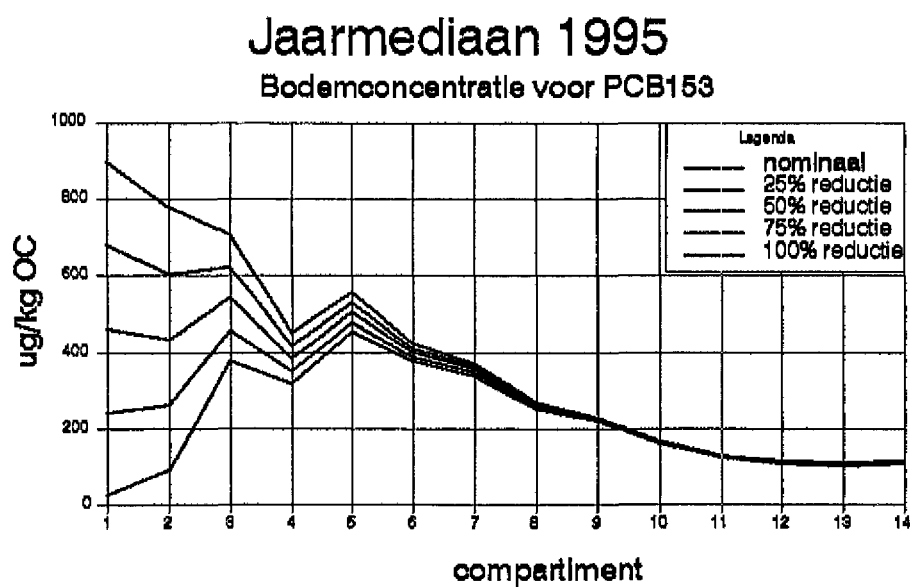


Diagram 4: Bodemconcentratie PCB153

Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

Jaarmediaan 1995

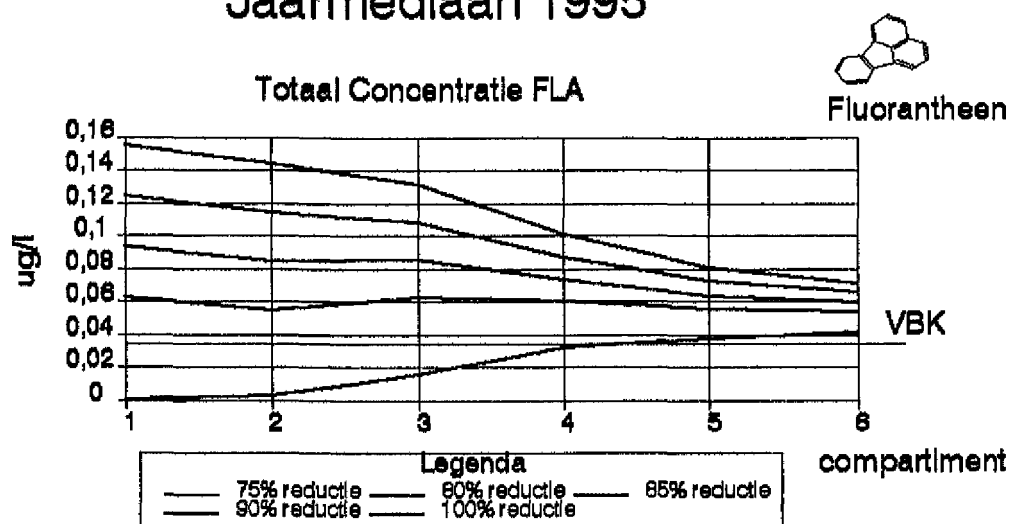


Diagram 5: Totaalconcentratie Fluorantheen

	1	2	3	4	5	6
75%	0,15575	0,14447	0,13213	0,10107	0,08135	0,07189
80%	0,12486	0,115	0,1091	0,08763	0,07293	0,06598
85%	0,09396	0,08531	0,08608	0,07418	0,06452	0,06008
90%	0,06306	0,05562	0,06289	0,06074	0,05611	0,05417
100%	0,00129	0,00349	0,01627	0,03299	0,03826	0,04233

Diagram 6: Jaarmedianen Fluorantheen van 1995

Jaarmediaan 1995

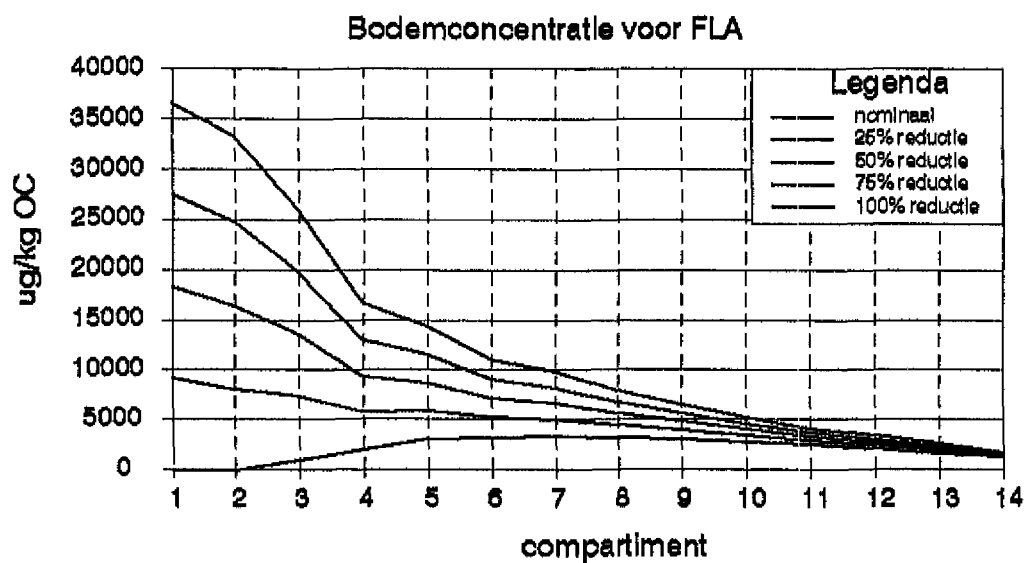


Diagram 7: Jaarmediaan Fluorantheen

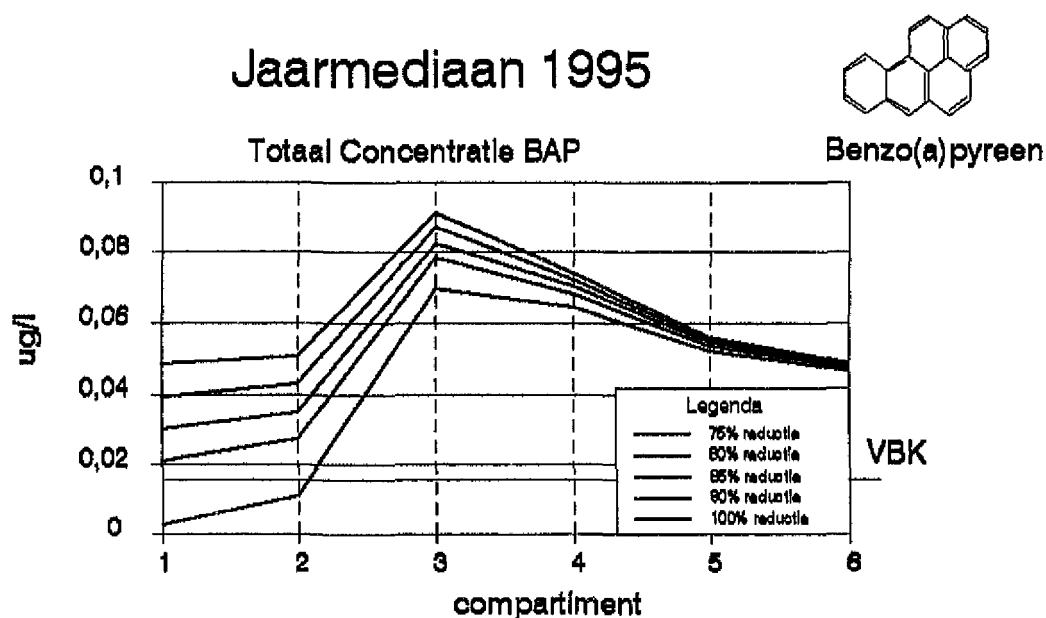


Diagram 8: Jaarmediaan Benzo(a)pyreen

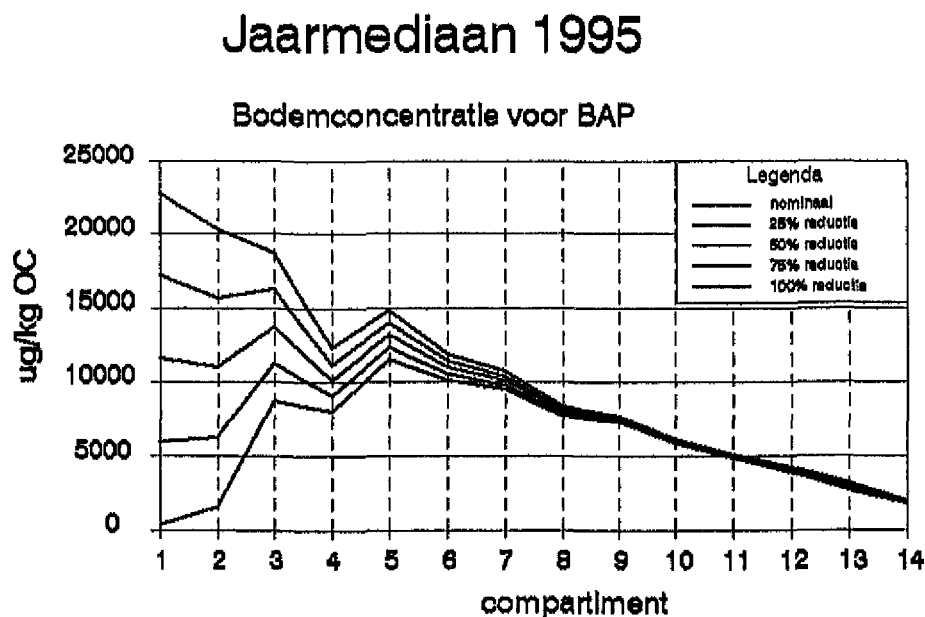


Diagram 9: Bodemconcentratie BAP

Bijlage I Reductie lozingen en haalbaarheid VBK

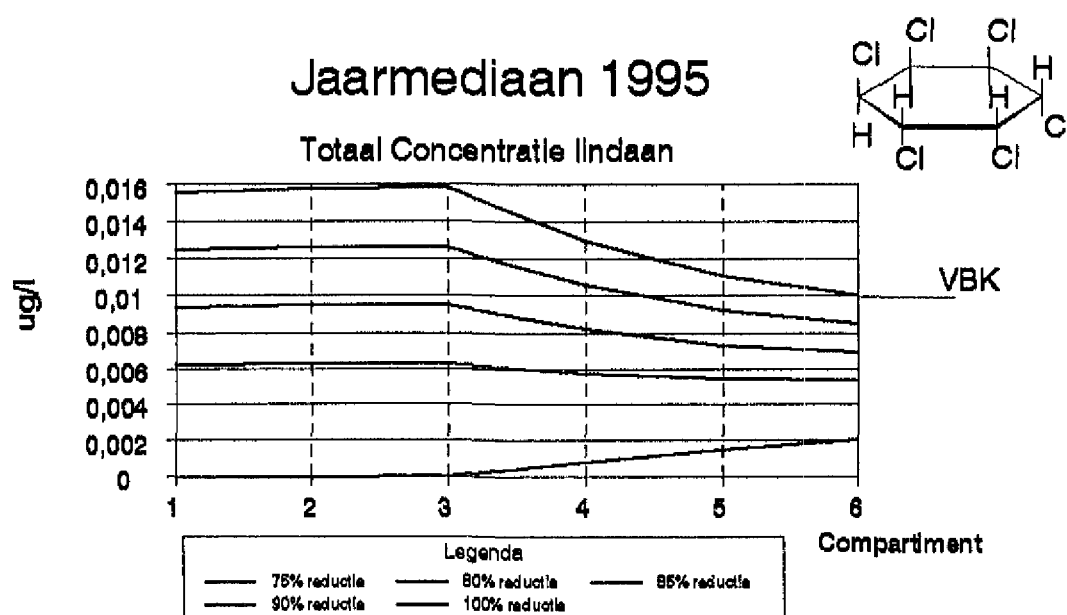


Diagram 10: Jaarmediaan lindaan

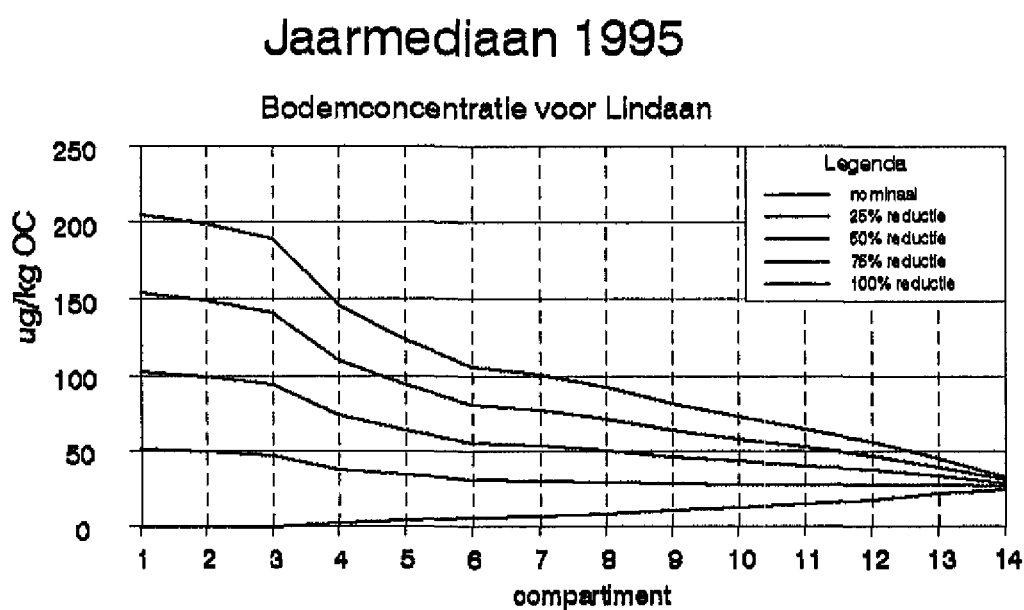


Diagram 11: Bodemconcentratie lindaan

Bijlage II Waterbodemsanering en haalbaarheid VBK

In deze bijlage vindt u de diagrammen waarmee een antwoord gezocht wordt op de vraag:

'heeft waterbodemsanering effect op de totaalconcentratie, en op deze wijze op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit?'

De totaalconcentraties na saneren worden vergeleken met de totaalconcentraties zonder saneren.

In de legenda staan een aantal benamingen namelijk:

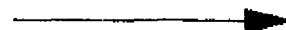
nominaal
25%
50%
75%
80%
85%
90%
100%

Het moge duidelijk zijn dat de percentages corresponderen met het betreffende reductiepercentage van de lozingen.

De term nominaal is voor het 0-scenario (0% reductie) gebruikt.

Verder staat er achter het percentage af en toe de term 'en saneren'

Dit duidt er dan op dat de betreffende lijn de totaalconcentratie na saneren weergeeft.



Vergelijken saneren & doorstarten

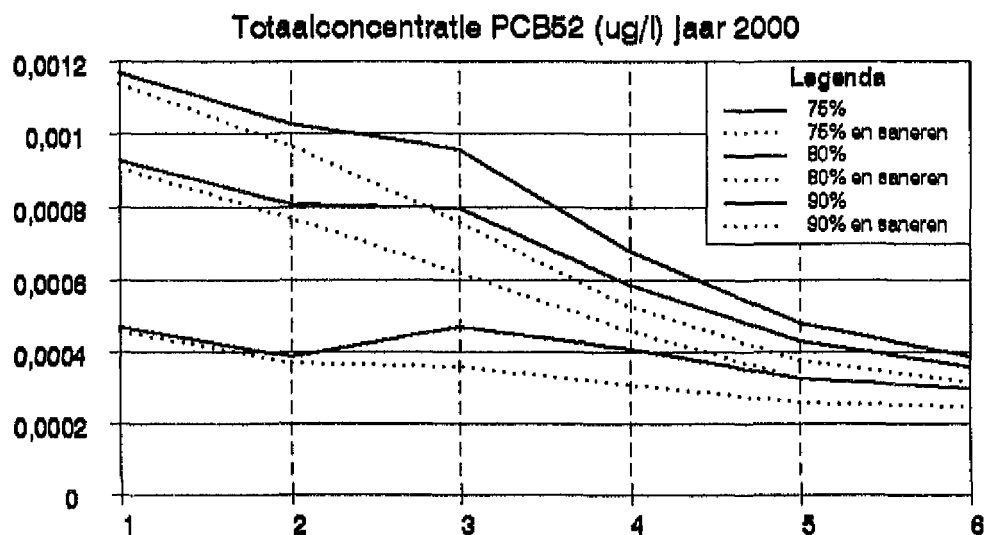


Diagram 12: Vergelijking Jaarmediaan 2000 voor PCB52

Vergelijking saneren & doorstarten

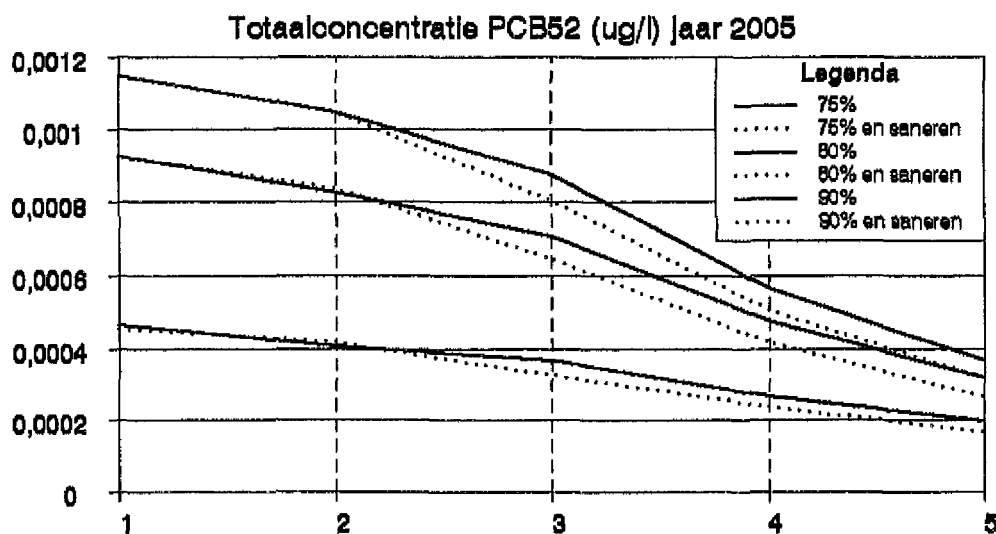


Diagram 13: Vergelijken Jaarmediaan 2005 voor PCB52

Vergelijking saneren & doorstarten

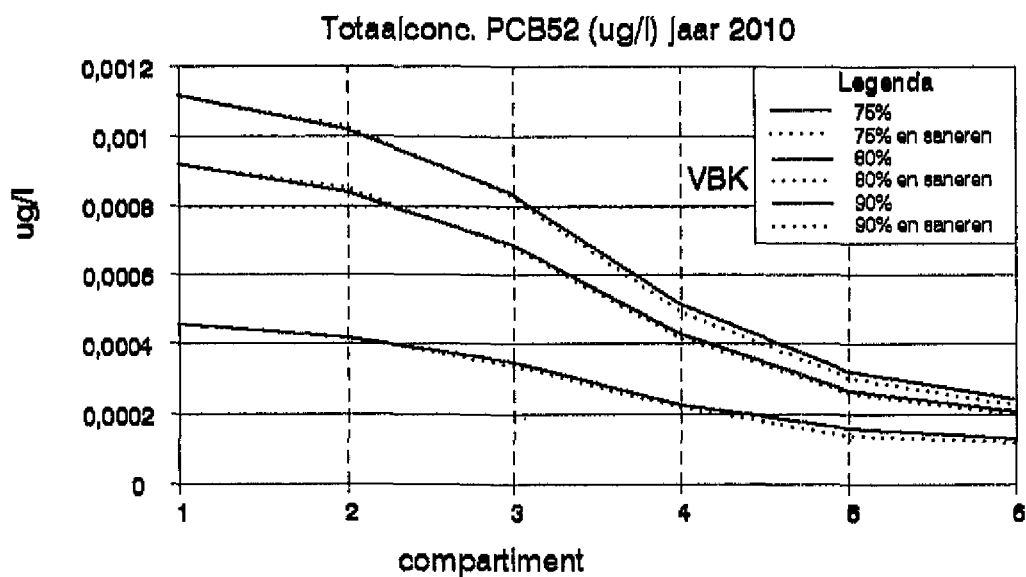


Diagram 14: Vergelijken jaarmediaan 2010 voor PCB52

Vergelijking saneren & doorstarten

Totaalconcentratie PCB153 (ug/l) jaar 2005

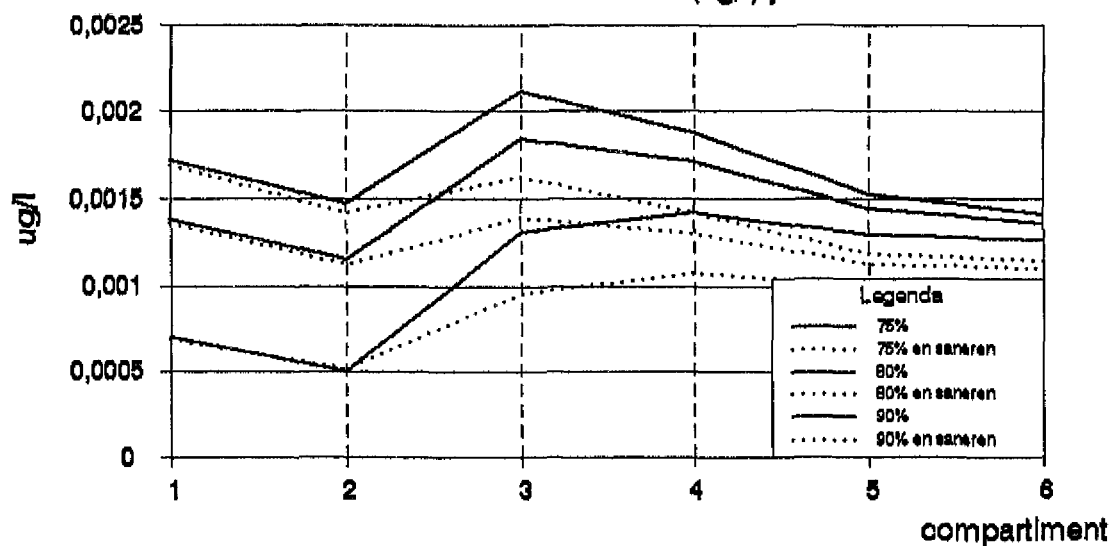


Diagram 15: Vergelijken jaarmediaan 2005 voor PCB153

Vergelijking saneren & doorstarten

Totaalconc. PCB153 (ug/l) jaar 2010

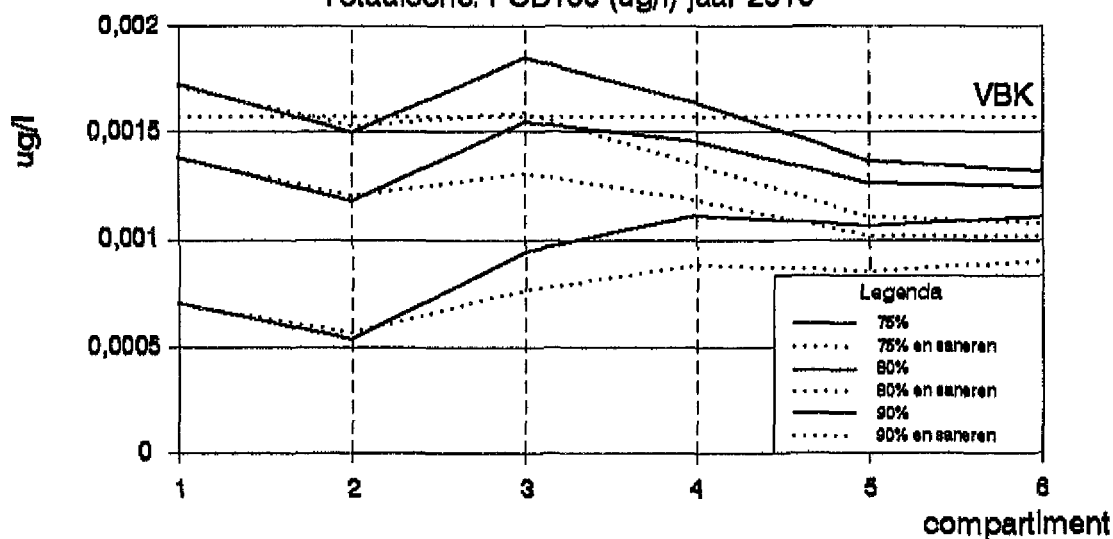


Diagram 16: Vergelijken jaarmediaan 2010 voor PCB153

Bijlage II Waterbodemsanering & haalbaarheid VBK

Vergelijken saneren & doorstarten

Totaalconcentratie Fluorantheen (ug/l) in 2005

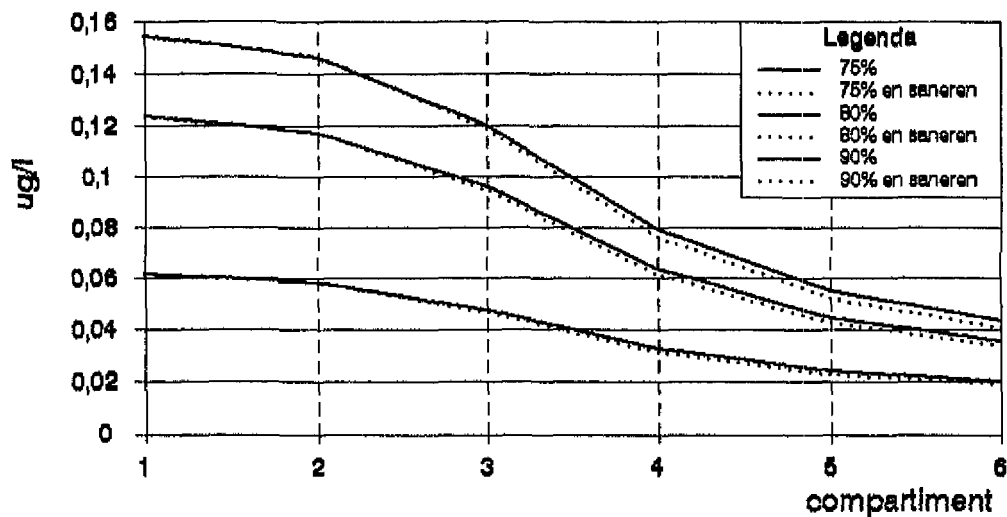


Diagram 17: Jaarmediaan 2005 voor Fluorantheen

Jaarmediaan 2010

Totaalconcentratie Fluorantheen (ug/l)

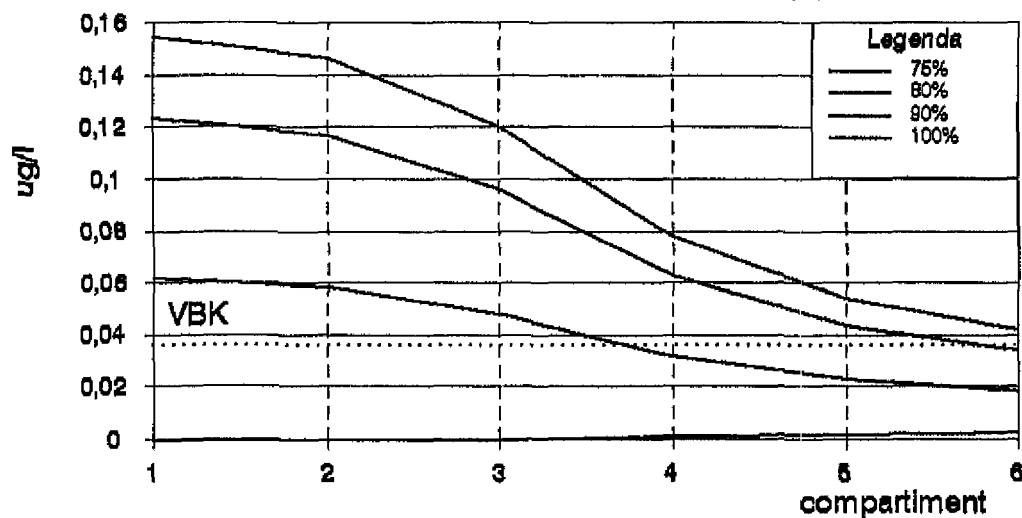


Diagram 18: Jaarmediaan 2010 voor Fluorantheen

Vergelijken saneren & doorstarten

Totaalconcentratie Benzo(a)pyreen (ug/l) Jaar 2005

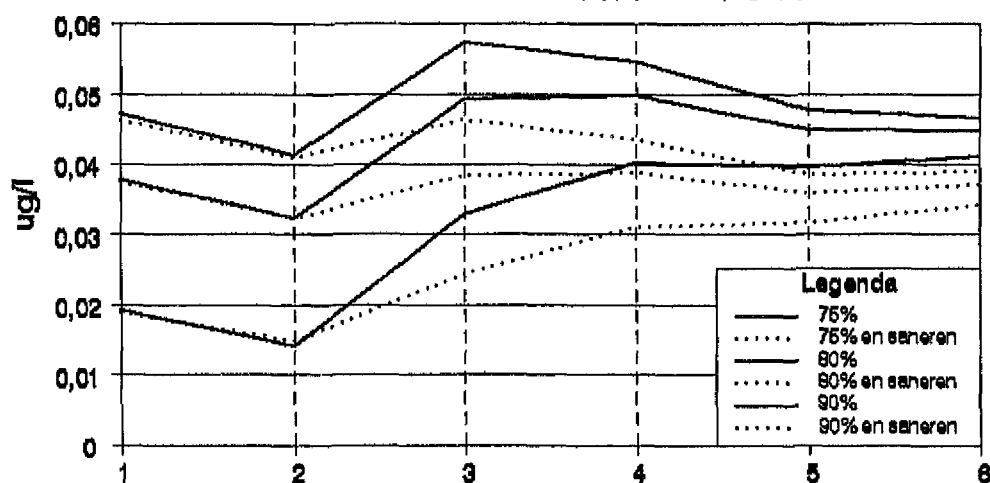


Diagram 19: Jaarmediaan 2005 voor Benzo(a)pyreen Compartimenten

Jaarmediaan 2010

Totaalconcentratie Benzo(a)pyreen (ug/l)

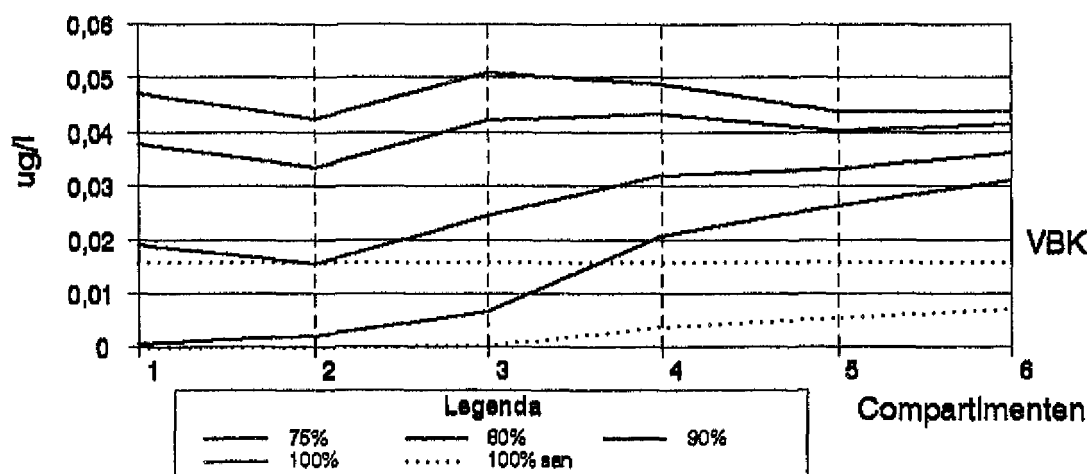


Diagram 20: Jaarmediaan 2010 voor Benzo(a)pyreen

Jaarmediaan 2010

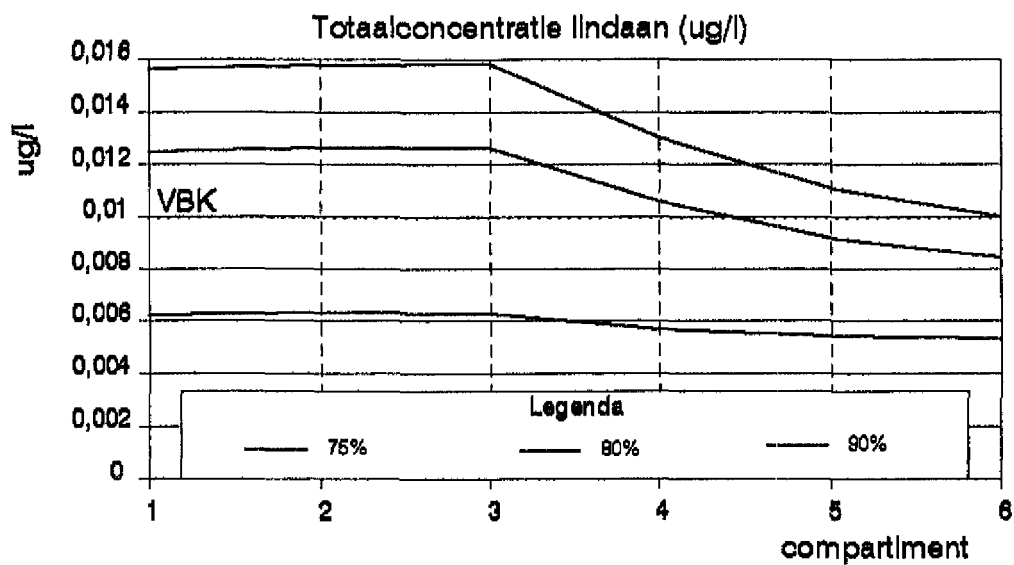


Diagram 21: Jaarmediaan 2010 voor llnaan

Bijlage III reductie lozingen en haalbaarheid MILBOWA

In deze bijlage vindt u de diagrammen waarmee een antwoord gezocht wordt op de vraag:

'Met welk percentage moeten de lozingen in België worden gereduceerd om de MILBOWA-normen te kunnen bereiken ?'

Ook worden de totaalconcentraties na waterbodemsanering vergeleken met de totaalconcentraties zonder saneren.

In de legenda staan een aantal benamingen namelijk:

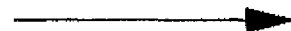
nominaal
25%
50%
75%
80%
85%
90%
100%

Het moge duidelijk zijn dat de percentages corresponderen met het betreffende reductiepercentage van de lozingen.

De term nominaal is voor het 0-scenario (0% reductie) gebruikt.

Verder staat er achter het percentage af en toe de term 'san'

Dit duidt er dan op dat de betreffende lijn de totaalconcentratie na saneren weergeeft.



Jaargemiddelde 1995

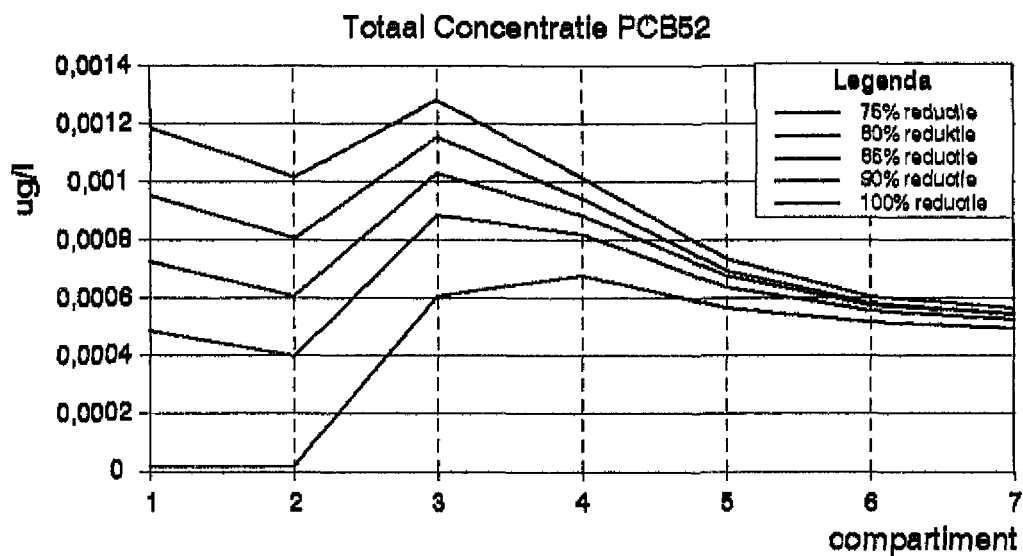


Diagram 22: Jaargemiddelden 1995 voor PCB52

Jaargemiddelde 2010

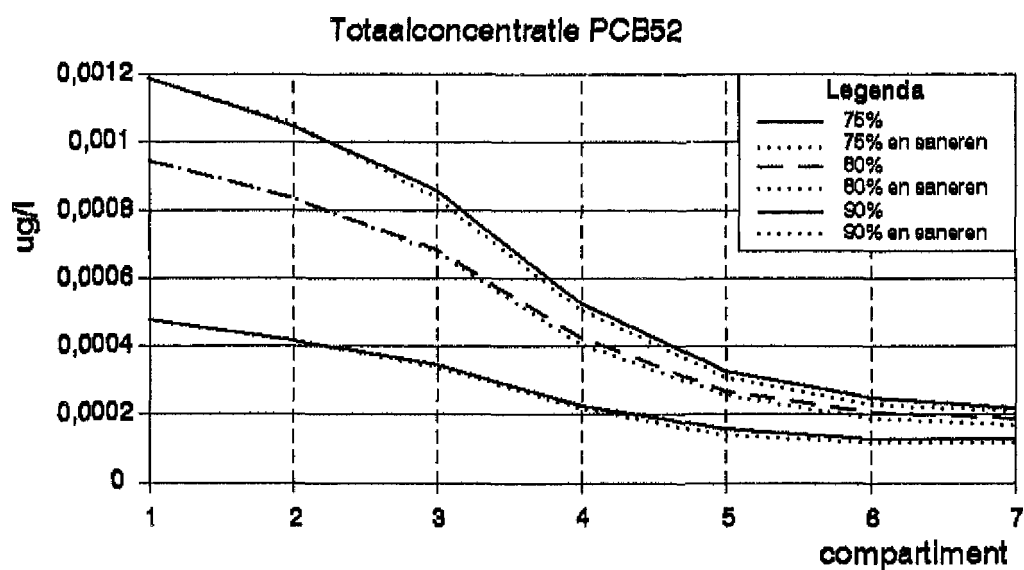


Diagram 23: Jaargemiddelden 2010 voor PCB52

Bijlage III reductie lozingen & haalbaarheid MILBOWA

Jaargemiddelde 1995

Totaal Concentratie PCB153

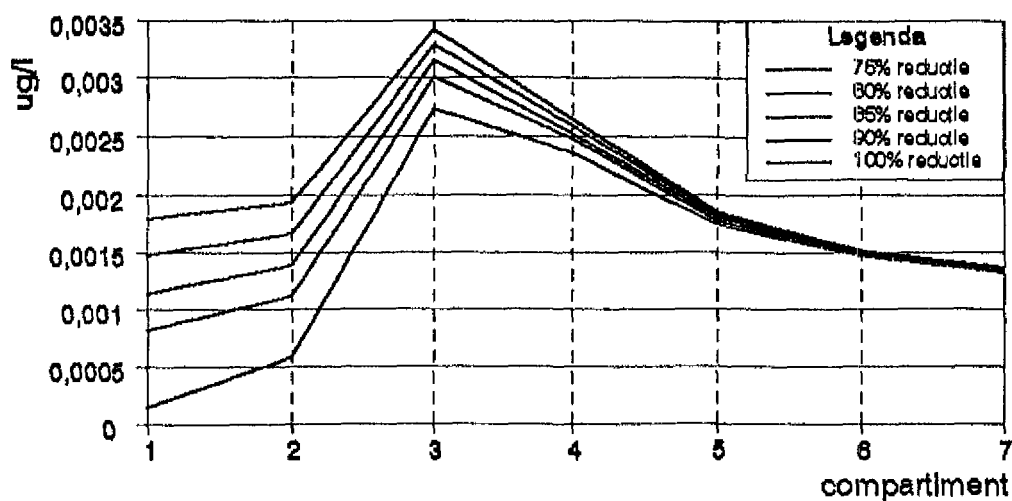


Diagram 24: Jaargemiddelden 1995 voor PCB153

Jaargemiddelde 2010

Totaalconcentratie PCB153

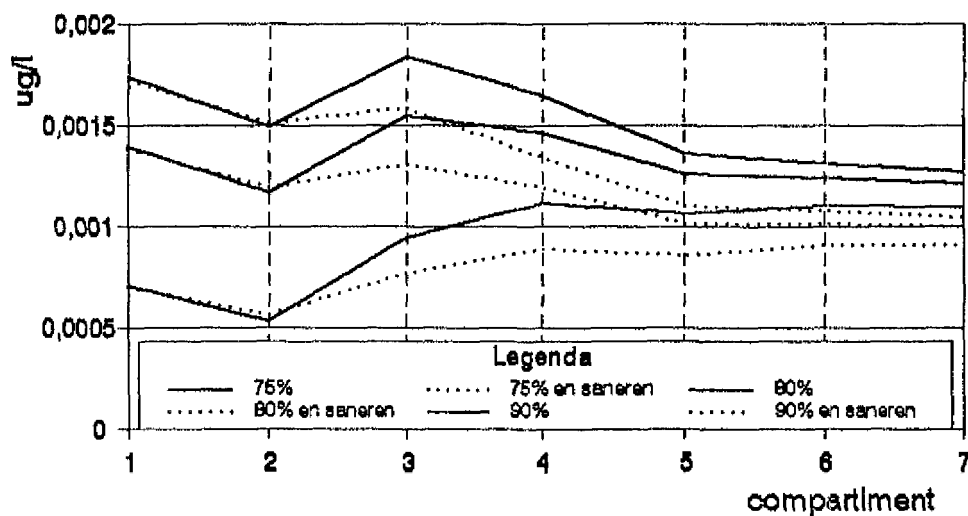


Diagram 25: Jaargemiddelden 2010 voor PCB153

Bijlage III reductie lozingen & haalbaarheid MILBOWA

Jaargemiddelde 1995

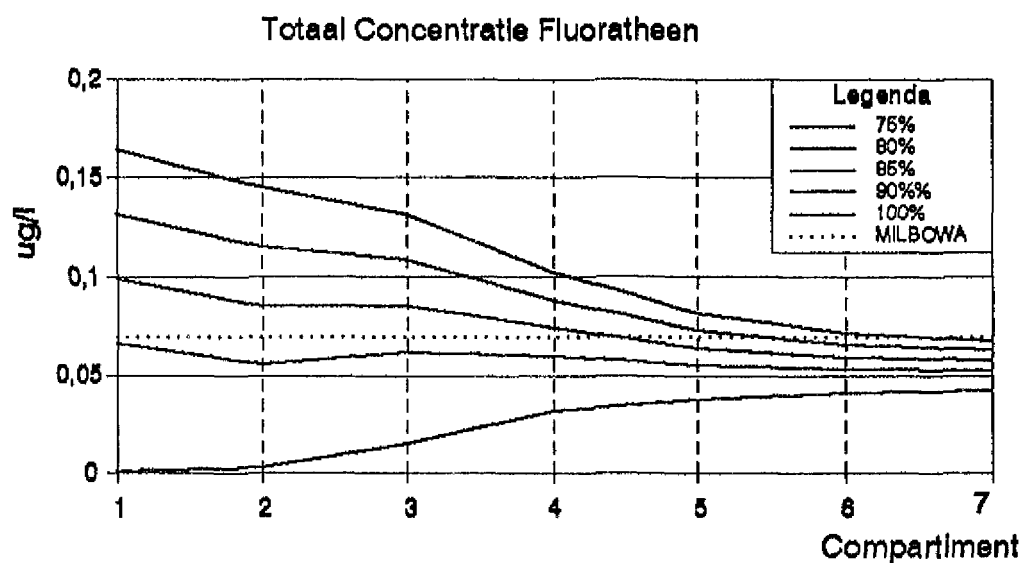


Diagram 26: Jaargemiddelden 1995 voor Fluorantheen

Jaargemiddelde 1995

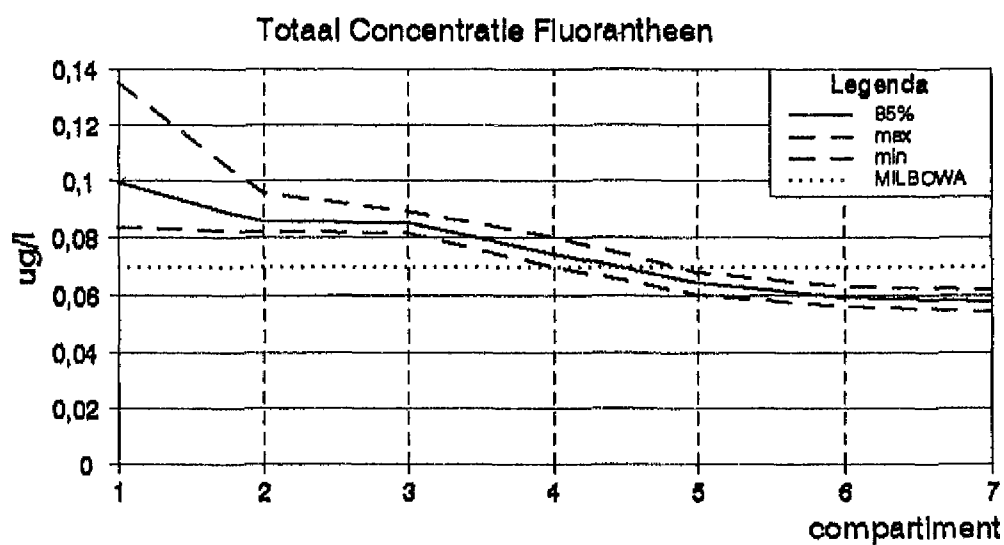


Diagram 27: Jaargemiddelde bij 85% reductie van de lozingen

Bijlage III reductie lozingen & haalbaarheid MILBOWA

Jaargemiddelde 2010

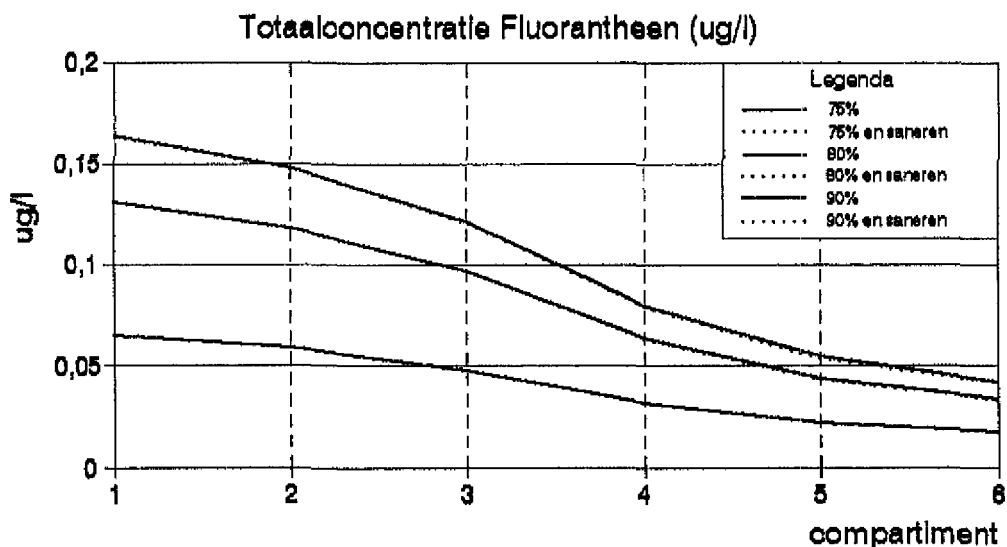


Diagram 28: Jaargemiddelden 2010 voor Fluorantheen

Jaargemiddelde 2010

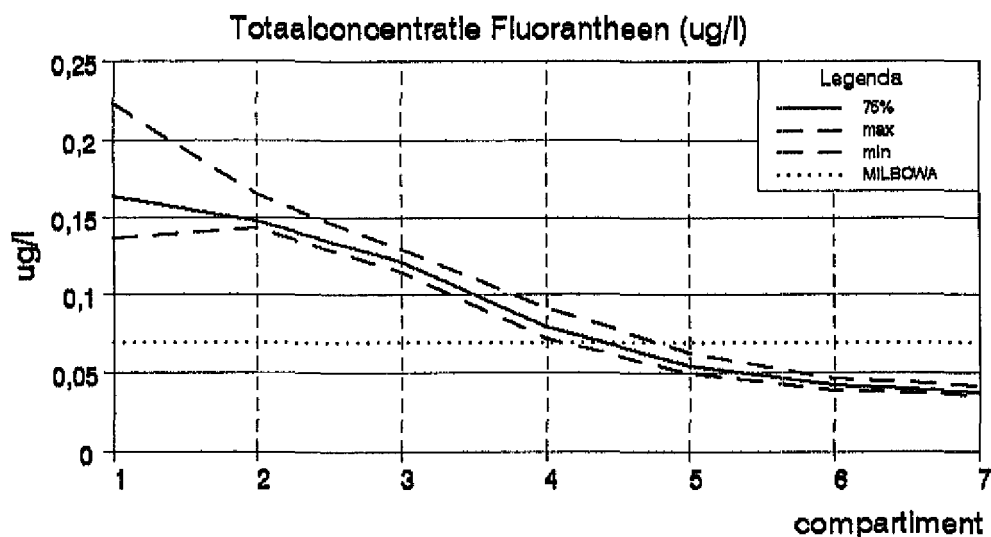


Diagram 29: Jaargemiddelde bij 75% reductie van de lozingen

Bijlage III reductie lozingen & haalbaarheid MILBOWA

Jaargemiddelde 1995

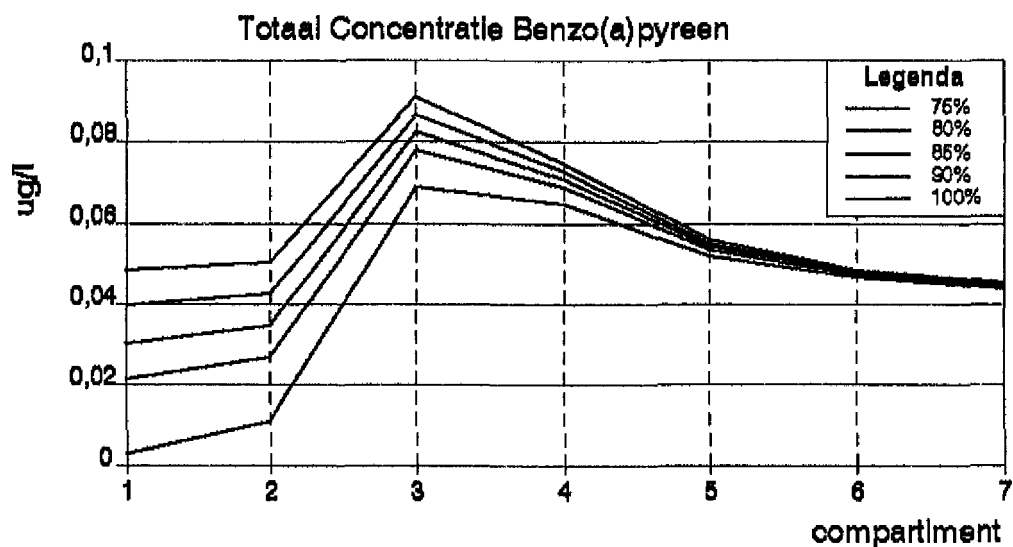


Diagram 30: Jaargemiddelden 1995 voor Benzo(a)pyreen

Jaargemiddelde 2010

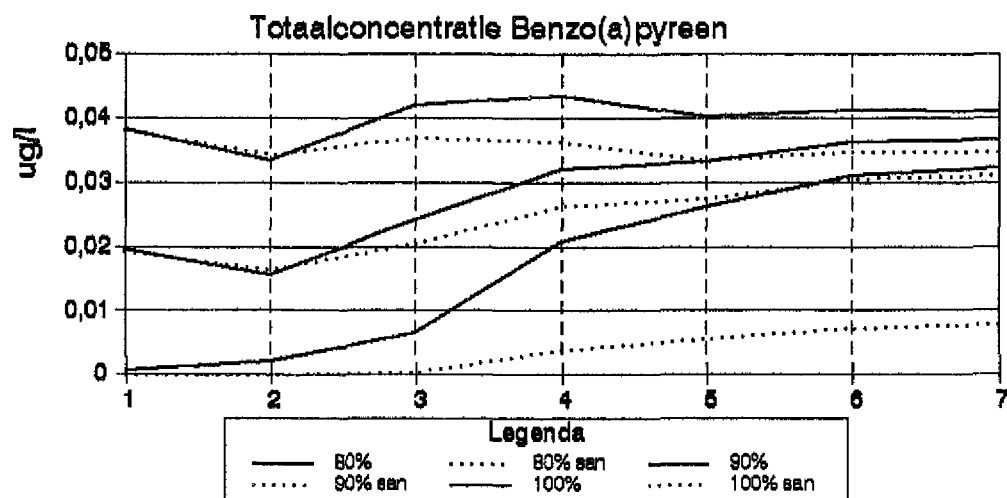


Diagram 31: Jaargemiddelden voor lozingenreductie en waterbodemsanering

Jaargemiddelde 2010

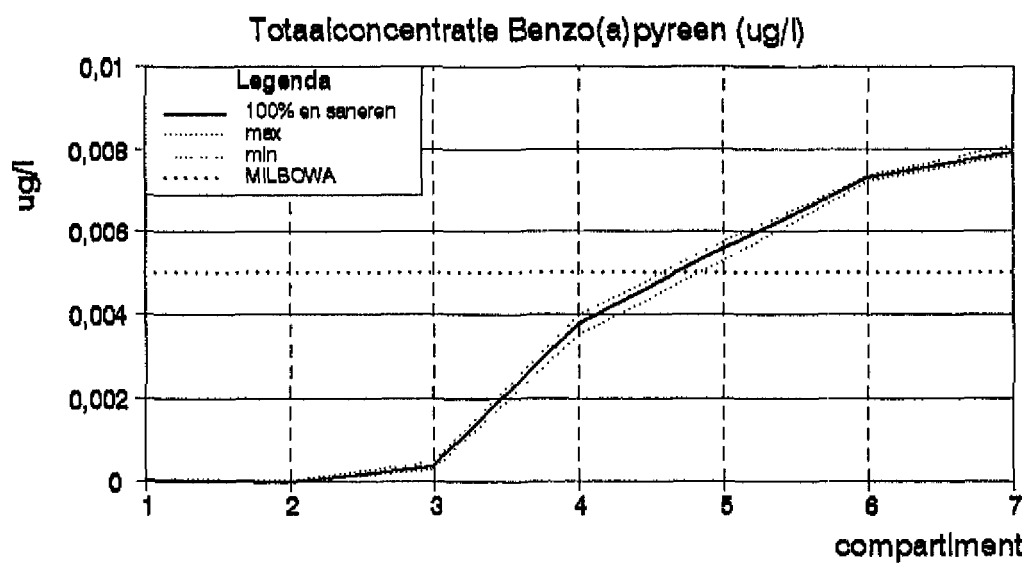


Diagram 32: Jaarmediaan bij 100% lozingenreductie

Jaargemiddelde 1995

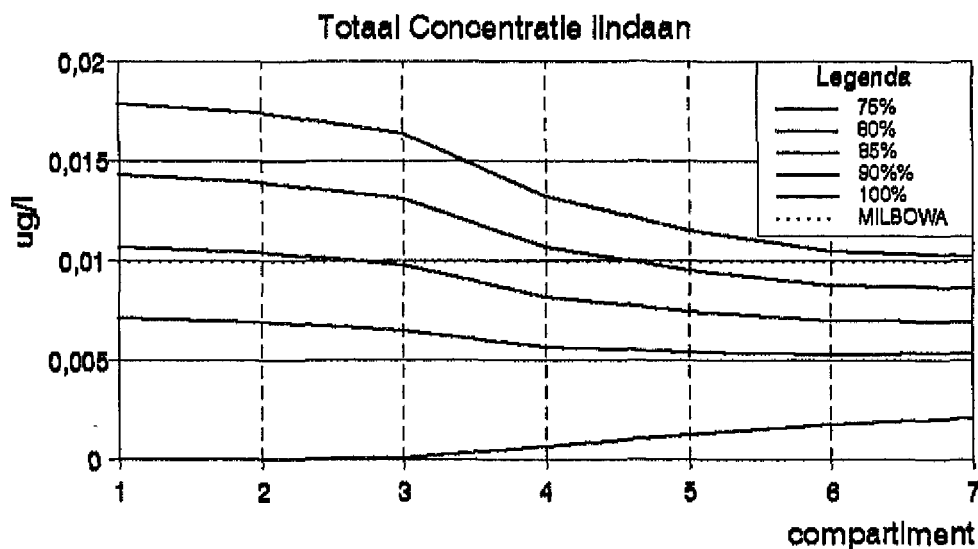


Diagram 33: Jaargemiddelden 1995 Lindaan

Jaargemiddelde 1995

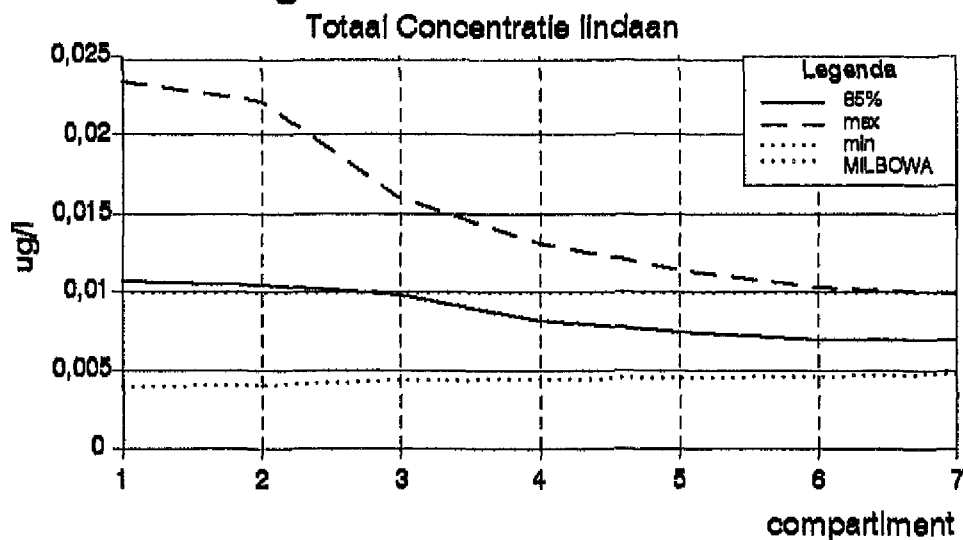


Diagram 34: Jaargemiddelde bij 85% lozingenreductie

Bijlage III reductie lozingen & haalbaarheid MILBOWA

Jaargemiddelde 1995

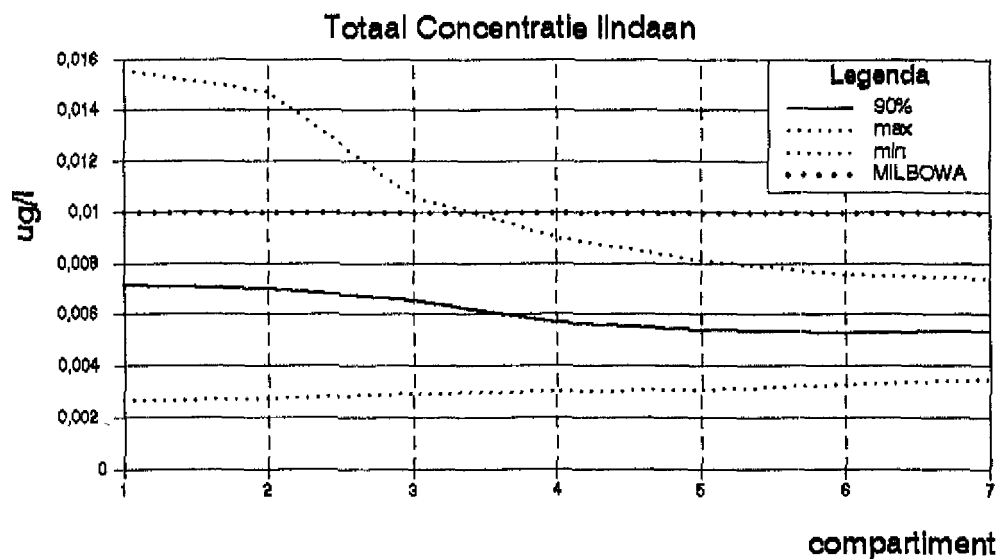


Diagram 35: Jaargemiddelde bij 90% lozingenreductie

Jaargemiddelde 2010

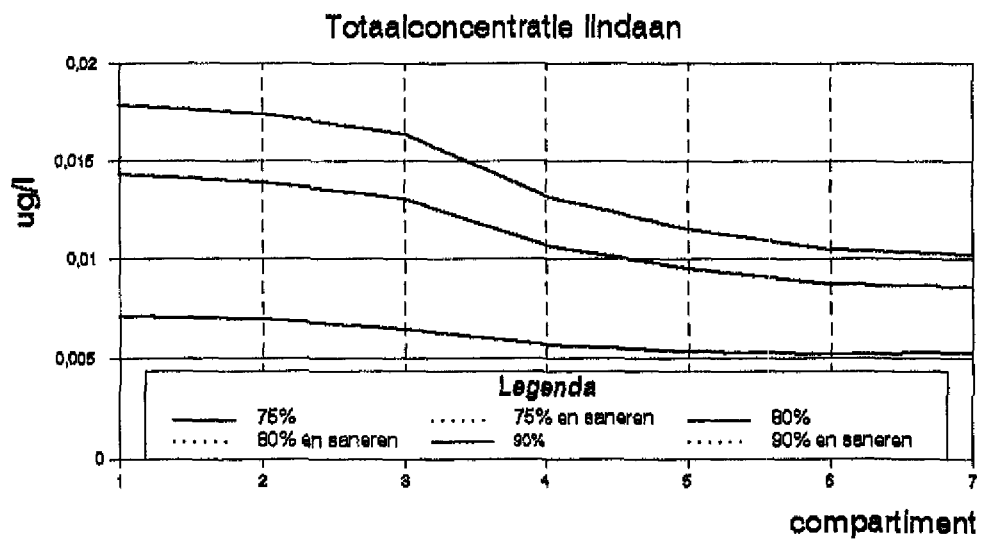


Diagram 36: Jaargemiddelden 2010 voor Lindaan

Bijlage IV Beleidsscenario's

In deze bijlage vindt u de diagrammen waarmee een antwoord gezocht wordt op de beleidsvragen (zie hoofdstuk 8).

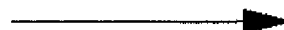
In de legenda staan een aantal benamingen namelijk:

0-scen
red-plan
san-plan
red-san

0-scen betekent natuurlijk het 0-scenario. Red-plan betekent reductie conform MINA en Beleidsplan Westerschelde.

San-plan betekent sanering van 1.3 Mt slib uit het Belgische deel.

Red-san is dan de combinatie van reductie conform de plannen en sanering van die 1.3 Mt slib.



Bijlage IV Beleidsscenario's

Beleidsscenario 1995

Jaarmedianen en maxima voor PCB52

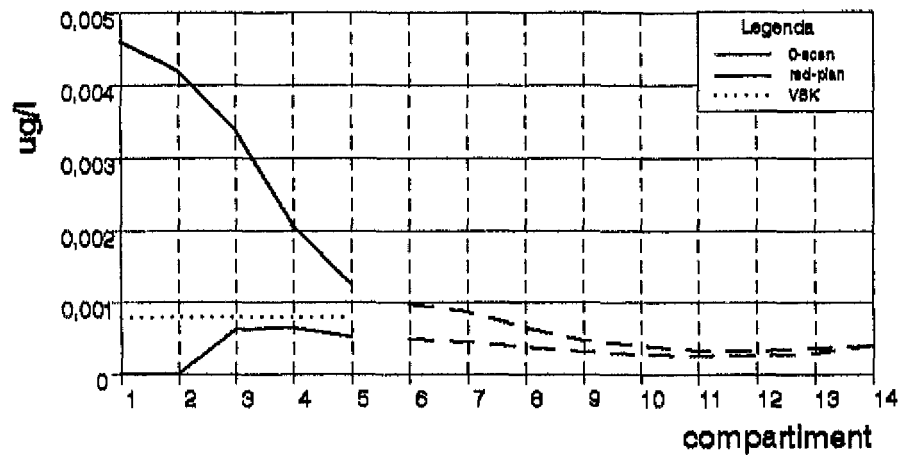


Diagram 37: o-scenario en reductie conform plannen

Beleidsscenario 2010

Jaarmedianen en maxima voor PCB52

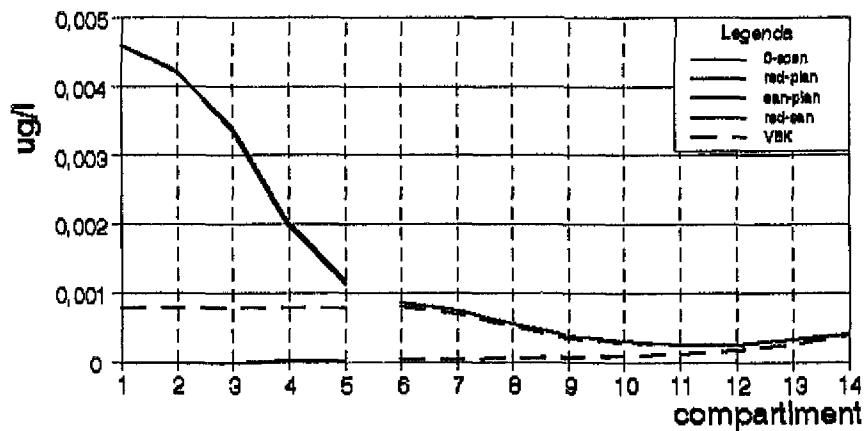


Diagram 38: Reductie conform plannen en waterbodemsanering (1.3Mt)

Bijlage IV Beleidsscenario's

Beleidsscenario 1995

Jaarmedianen en maxima voor PCB153

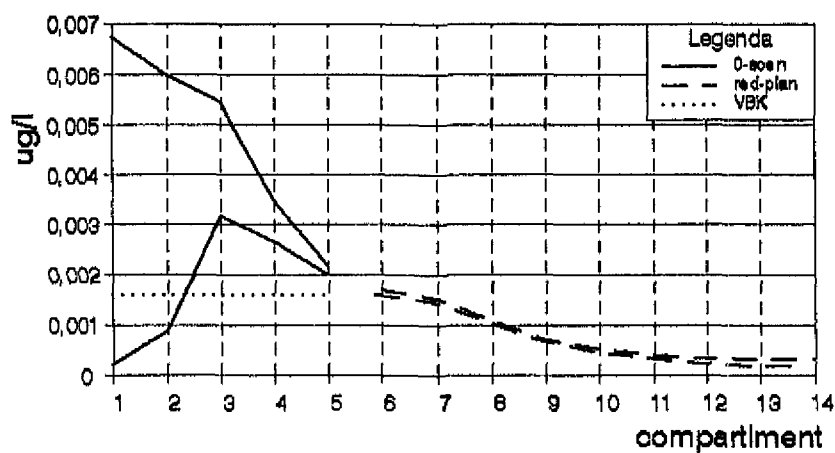


Diagram 39: 0-scenario en reductie conform plannen

Beleidsscenario 2010

Jaarmedianen en maxima voor PCB153

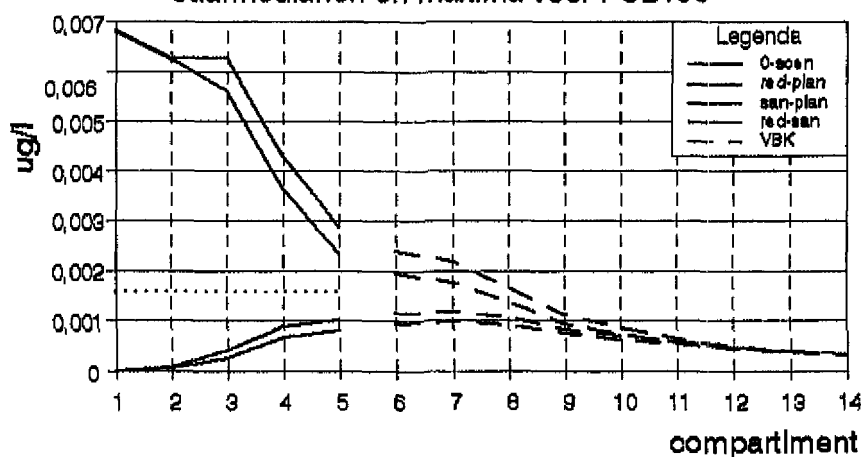


Diagram 40: Reductie conform plannen en waterbodemsanering (1.3 Mt)

Bijlage IV Beleidsscenario's

Beleidsscenario 1995

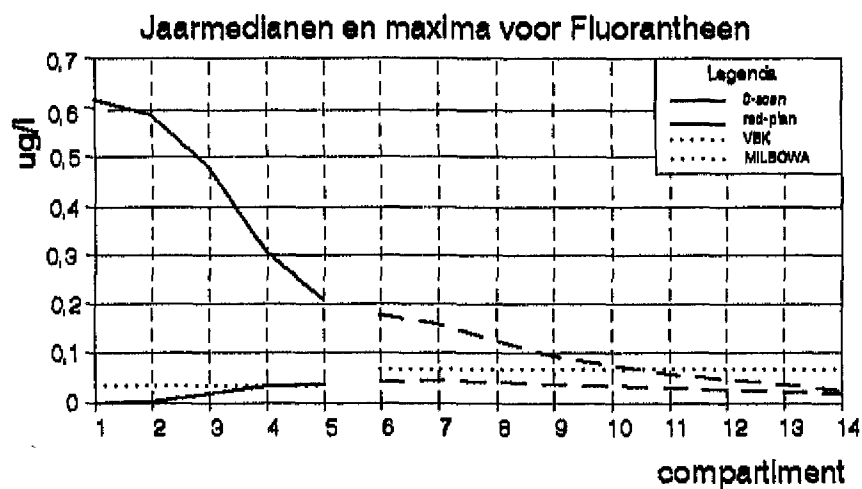


Diagram 41: 0-scenario en reductie conform plannen

Beleidsscenario 2010

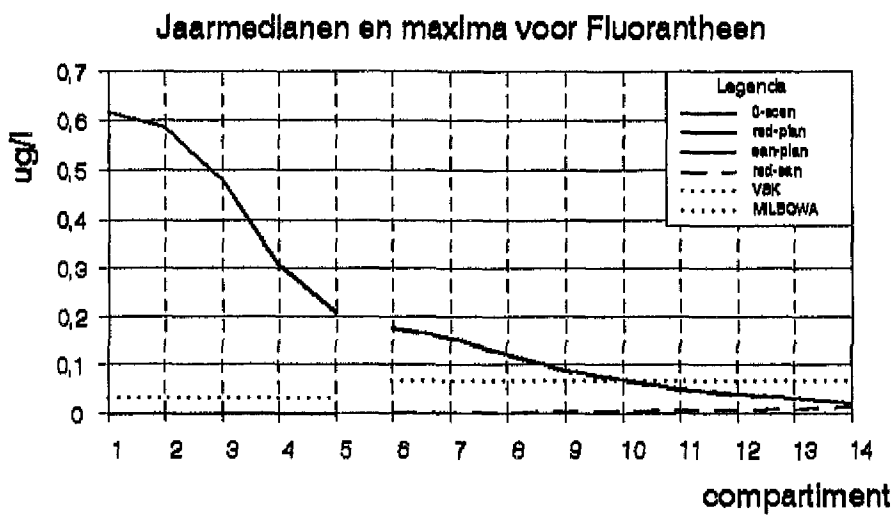


Diagram 42: Reductie conform plannen en waterbodemsanering (1.3Mt)

Bijlage IV Beleidsscenario's

Beleidsscenario 1995

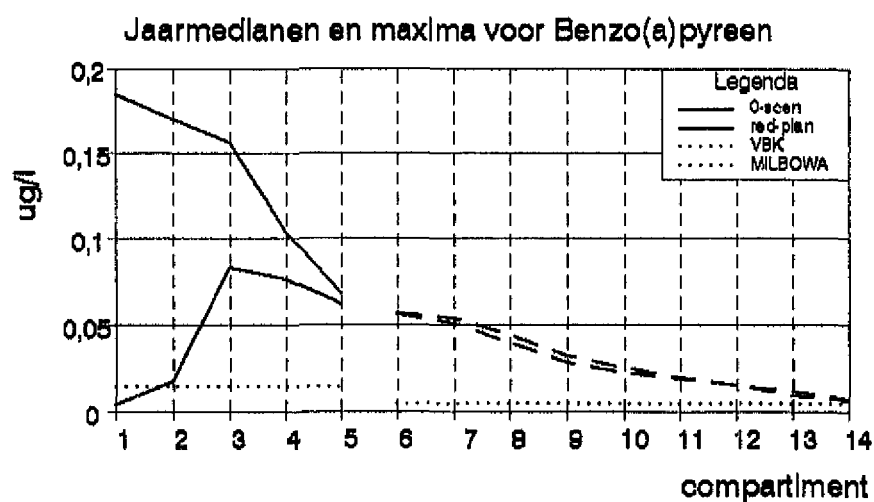


Diagram 43: 0-scenario en reductie conform plannen

Beleidsscenario 2010

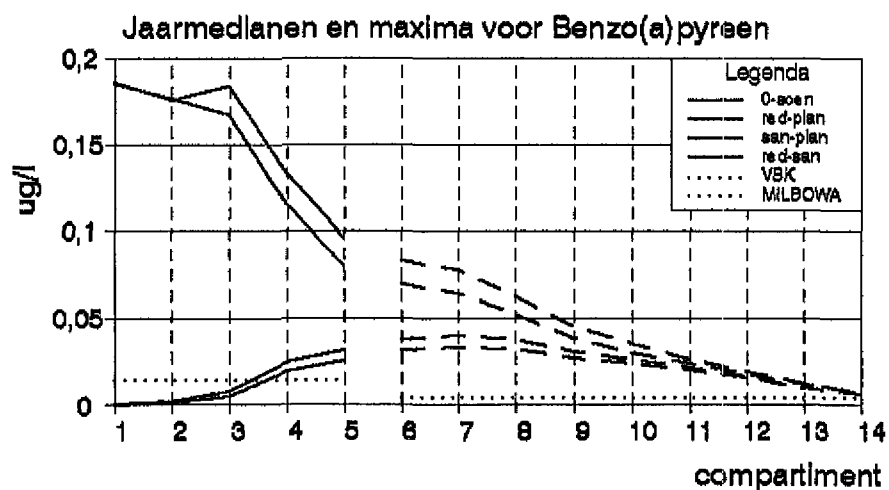


Diagram 44: Reductie conform plannen en waterbodemsanering (1.3Mt)

Bijlage IV Beleidsscenario's

Beleidsscenario 1995

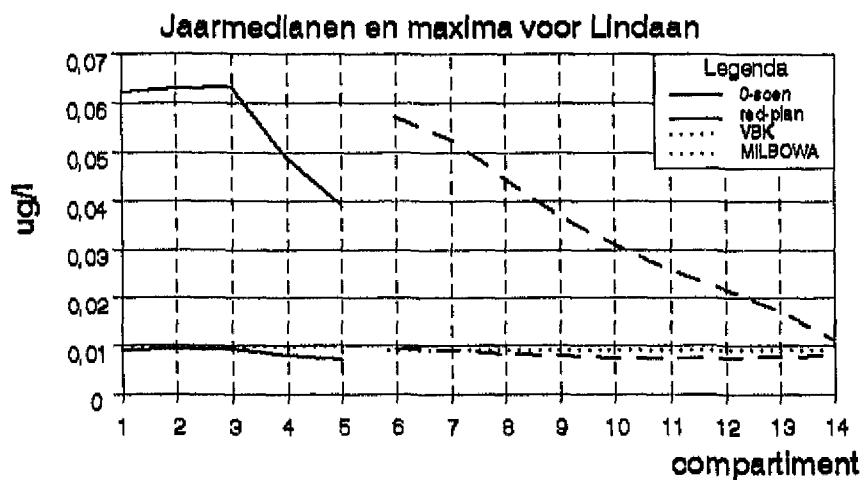


Diagram 45: 0-scenario en reductie conform plannen

Beleidsscenario 2010

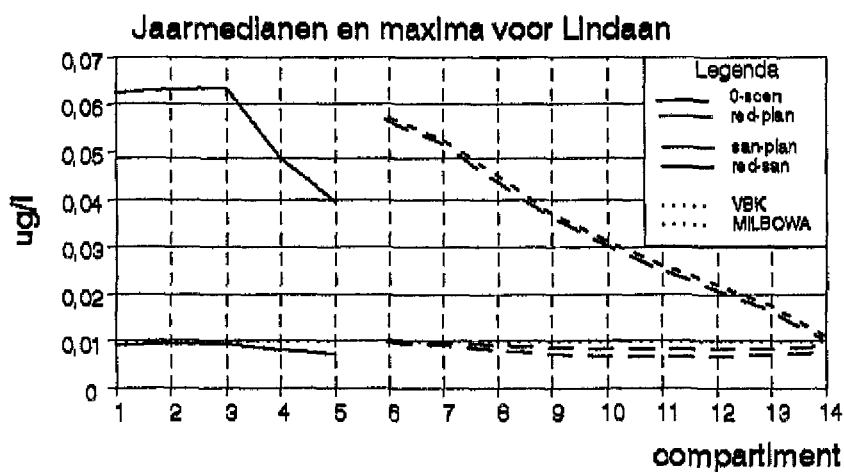


Diagram 46: Reductie conform plannen en waterbodemsanering (1.3Mt)



Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Dienst Getijdewateren

Aan
geadresseerde

Contactpersoon
drs. B.J. Kater
Datum
30. november 1993
Ons kenmerk
Onderwerp
stageverslag

Doorkiesnummer
72299
Bijlage(n)
Uw kenmerk
PROJECT SCHOON

Hierbij zend ik u het stageverslag van Guus Gabriëlse, student Aquatische ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland. Hij heeft gedurende drie maanden stage gelopen bij de Dienst Getijdewateren/RIKZ, en zich bezig gehouden met het Schelde-estuarium, in het bijzonder lozingsreducties. Doel van de stage was na te gaan met welk percentage de lozingen van enige organische microverontreinigingen in België zouden moeten worden gereduceerd om in 1995 aan de Vlaamse basiskwaliteit voor oppervlaktewateren te kunnen voldoen. Het MINA-plan, het Belgische beleidsplan voor waterkwaliteit, geeft hier namelijk geen uitsluitsel over, maar stelt dat in 1995 de Vlaamse basiskwaliteit bereikt moet zijn. De berekeningen zijn uitgevoerd met het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Naast bovenstaande opdracht is het effect berekend van een sanering van de waterbodem in de Zeeschelde. Ook is bepaald met welke reductie van Belgische lozingen de Nederlandse norm wordt bereikt. Tenslotte zijn een aantal beleidscenario's gedraaid. De resultaten van de stage zullen gebruikt worden voor het berekenen van enige beleidscenario's, waarin onder meer de gestelde reducties in het Nederlandse Beleidsplan Westerschelde en het Belgische MINA-plan worden doorgerekend. Dit rapport is naar verwachting eind 1994 gereed. In het stageverslag vindt u de resultaten en conclusies van het stageproject. Het stageverslag heeft de status van werkdokument. Dit betekent dat de conclusies geen standpunt van de dienst weergeven en het verslag bedoeld is voor intern gebruik bij DGW/RIKZ.

De Hoofdingenieur-Directeur,
1.HID,



ir. H. Smit

Vestiging Middelburg
Postadres postbus 8039, 4330 EA Middelburg
Bezoekadres Grenadierweg 31

Telefoon 01180-11851
Telefax 01180-16500

De Dienst
Getijdewateren

heet per 1 januari 1994

Rijksinstituut
voor
Kust en Zee/RIKZ

Verzendlijst bij het stageverslag "Lozingsreducties en haalbaarheid Vlaamse basiskwaliteit" van Guus Gabriëlse, student Aquatische Ecotechnologie aan de Hogeschool Zeeland.

DGW/RIKZ Middelburg

Bert van Eck
Albert Holland
Jan Pieters
Bram Schouwenaar
Henk Smit
Belinda Kater
Frits Lefèvre
Bibliotheek
Schelde Informatie Centrum

DGW/RIKZ Den Haag

Aad Bavelaar (WSV*analyse)
Luitzen Bijlsma
Henk de Kruik (WSV*analyse)
Mike Waltmans (WSV*analyse)
Bibliotheek

DGW/RIKZ Haren

Frank Steyaert (WSV*analyse)
Joop Bakker (WSV*analyse)
Bibliotheek

Directie Zeeland

Frans de Bruijkere
Eelke Turkstra

Hogeschool Zeeland

D. Evenberg
Guus Gabriëlse
Archief