



Effecten van beleids- alternatieven op de kwaliteit van water en bodem van de Westerschelde.

Auteurs:

F.O.B. Lefèvre

G.T.M. van Eck

A.M.B. Holland

B.J. Kater

Rapport RIKZ-95.026

Inhoudsopgave

Samenvatting	5
1 Inleiding en probleemstelling	9
2 De beleidsalternatieven	11
3 Werkwijze	15
3.1 Het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium	15
3.2 Onzekerheidsanalyse	17
3.3 Verwerking, toetsing en presentatie modelresultaten	17
4 Resultaten	23
4.1 Algemeen	23
4.2 Totaal concentraties in water	24
4.3 Gehaltes in de waterbodem	26
4.4 Uniforme gehaltetoets	27
4.5 Beleidstekorten	28
5 Conclusies en aanbevelingen	29
6 Literatuur	33
6.1 Gebruikte literatuur	33
6.2 Overzicht literatuur met achtergronden of toepassingen van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium	34
Bijlagen	
I Overzicht gebruikte water(bodem)kwaliteitsdoelstellingen	37

Samenvatting

De waterkwaliteit van de Westerschelde laat te wensen over. Zowel in Nederland als in België is daarom beleid geformuleerd om de toevoer van stoffen naar het Schelde-estuarium te verminderen en zodoende de waterkwaliteit te verbeteren. Voor de Westerschelde is het beleid met betrekking tot de reductie van lozingen onder andere neergelegd in het beleidsplan Westerschelde. Voor de Zeeschelde is dit gedaan in het Vlaamse MINA-plan. De vraag is of met het huidige beleid de gewenste waterkwaliteit in de Westerschelde wordt bereikt. Om dit te onderzoeken zijn door RIKZ samen met Directie Zeeland een zestal alternatieven geformuleerd. Als doel voor de te bereiken waterkwaliteit van de Westerschelde is voor de korte termijn gekozen het bereiken van de Nederlandse grenswaarde en voor de lange termijn het bereiken van de Nederlandse streefwaarde.

De volgende alternatieven, in volgorde van toenemende emissiereducties, zijn onderzocht:

- het nulalternatief, geen emissiereducties
- het slibalternatief, slibverwijdering uit de Zeeschelde
- het zuurstofalternatief, met alleen emissiereducties van zuurstofbindende stoffen en stikstof volgens de twee beleidsplannen
- het planalternatief, emissiereducties voor alle stoffen volgens de twee beleidsplannen
- het bodemalternatief, gelijk aan het planalternatief aangevuld met een schone waterbodem
- het BBT-alternatief, gelijk aan het planalternatief aangevuld met de best bestaande technieken in speerpuntbedrijven en RWZI's.

Van de zes alternatieven is het nulalternatief de referentie. Het planalternatief is afgeleid uit de twee beleidsplannen. Het zuurstof- en bodemalternatief zijn varianten daarvan. Het slib- en BBT-alternatief hebben een andere achtergrond. Het slibalternatief is afkomstig uit de WVO vergunning voor het onderhoudsbaggerwerk in de Zeeschelde. In het slibalternatief is nagegaan wat het effect is van een permanente verwijdering van slib uit de Zeeschelde op de waterkwaliteit van de Westerschelde. Het BBT-alternatief is afgeleid uit de emissiereducties die gehaald kunnen worden als bij de speerpuntbedrijven langs de Westerschelde de best bestaande technieken (BBT) zijn geïntroduceerd.

De volgende stoffen zijn beschouwd: zuurstof, stikstof, de vier spoor-metalen cadmium, koper, chroom en zink, PCB-52 en PCB-153, de twee PAKs fluorantheen en benzo(a)pyreen en het bestrijdingsmiddel γ -HCH.

De water- en waterbodembodemkwaliteit die de Westerschelde bereikt in de zes alternatieven is berekend met het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. De door het model berekende concentraties en gehalten zijn daarna behandeld als ware het monitorgegevens. De in CUWVO- en WSV-verband ontwikkelde methoden voor verwerking, normtoetsing en presentatie van monitorgegevens konden daardoor gebruikt worden. Verder is bij de verwerking van de resultaten zoveel mogelijk gebruik gemaakt van de op dit moment bekende onzekerheden van het model.

De belangrijkste conclusie uit de studie is dat 10 jaar na realisatie van het BBT-alternatief in de hele Westerschelde de Nederlandse grenswaarde van stikstof, cadmium, koper, fluorantheen, PCB-153 en γ -HCH niet wordt bereikt. De grenswaarde van zuurstof, chroom, zink, PCB-52 en benzo(a)pyreen wordt wel bereikt. Van geen enkele stof wordt binnen 25 jaar in hele Westerschelde de Nederlandse streefwaarde bereikt. Deze conclusie geldt ook voor het planalternatief omdat dit niet wezenlijk van het BBT-alternatief verschilt.

Omdat met de emissiereductiedoelstellingen en andere maatregelen uit het huidige beleid de waterkwaliteits- of immissiedoelstellingen, dit zijn de grens- en streefwaarden, uit het huidige beleid niet worden gehaald is er sprake van beleidstekorten. Voor de groep stoffen die de grenswaarde niet in 10 jaar bereikt is sprake van een beleidstekort voor de korte termijn. Voor alle stoffen is er een beleidstekort voor de lange termijn omdat de streefwaarde niet wordt bereikt. Dat voor stoffen met de emissiedoelstellingen uit het huidige beleid de immissiedoelstellingen uit het huidige beleid niet worden gehaald is overigens niet specifiek voor de Westerschelde. Voor vele andere zout- en zoetwatersystemen gelden dezelfde conclusies.

Andere conclusies uit de uitgevoerde studie zijn:

Permanente slibverwijdering uit de Zeeschelde verbetert de waterkwaliteit. De verbetering ten opzichte van het nulalternatief is echter niet groot. De verbetering is bovendien beperkt tot het oostelijke deel van de Westerschelde.

Het zuurstofalternatief verschilt voor de microverontreinigingen niet wezenlijk van het nulalternatief. Dit betekent niet dat er in de toekomst bij sanering geen nadelige zogenaamde "chemische tijdbom" effecten zullen ontstaan. Het model is namelijk (nog) niet in staat om dit soort effecten te reproduceren.

Bij emissiereductie vertraagt de nalevering van stoffen uit de waterbodem de verbetering van de waterkwaliteit. De resultaten van het bodem- en planalternatief laten zien dat dit effect in 10 jaar is verdwenen. In het algemeen heeft de Westerschelde dus ongeveer 10 jaar nodig om zich aan te passen aan een veranderde toevoer (emissies) van stoffen.

Toetsing van de berekende waterbodemkwaliteit aan de uniforme gehaltetoets laat zien dat na realisatie van het planalternatief sediment uit het westelijke deel van de Westerschelde vrijelijk verspreid mag worden. Dit geldt niet voor sediment uit het meest oostelijke deel van de Westerschelde. Voor het middendeel blijft het onzeker of sediment vrijelijk verplaatst mag worden.

De beleidstekorten zijn bepaald op basis van de huidige normen. Het zal duidelijk zijn dat bovenstaande conclusies veranderen als de huidige normen veranderen.

Aanbevelingen voor nader onderzoek zijn:

- Het vaststellen van de omvang van de beleidstekorten en bij welke emissiereducties ze verdwijnen.
- Het berekenen van de water(bodem)kwaliteit met de werkelijk na 1985 gerealiseerde emissiereducties.
- Het bepalen van de invloed van een aantal (mogelijke) toekomstige ingrepen en maatregelen in de Westerschelde als de komende verdieping en het meer westelijk storten van onderhoudsbaggerspecie op de water(bodem)kwaliteit.

- Het bepalen van de invloed van mogelijke "chemical time bomb" processen op de water(bodem)kwaliteit.
- Het opnieuw doorrekenen van de alternatieven met de onzekerheids-module die recentelijk aan het model is toegevoegd. Hierdoor kunnen de beleidstekorten nog duidelijker bepaald worden.
- Het opnieuw calibreren van het model op de negentiger jaren omdat het Schelde-estuarium in de afgelopen jaren langzamerhand is veranderd.

1 Inleiding en probleemstelling

Vanaf de zestiger jaren is in geïndustrialiseerde gebieden de toevoer van stoffen naar watersystemen enorm toegenomen. Dit betrof zowel afbreekbare (zuurstof-vragende) als niet-afbreekbare stoffen (nutriënten en (micro)verontreinigingen). Oorzaken hiervan waren de snelle groei van de bevolking, de stijgende welvaart, de toename van verkeer, vervoer en industriële activiteiten en de industrialisatie van de landbouw. Ook in het stroomgebied van de Schelde heeft dit plaatsgevonden. De toevoer met afbreekbare stoffen was en is zelfs zo groot dat het zelfreinigende vermogen in delen van het stroomgebied sterk is afgenomen, met zuurstofloosheid tot gevolg.

Door de grote toevoer van stoffen zijn de oorspronkelijke natuurwaarden van het estuarium sterk aangetast. De huidige water- en waterbodempkwaliteitsdoelstellingen worden op veel plaatsen in het stroomgebied overschreden.

Om de water- en waterbodempkwaliteit te verbeteren is beleid geformuleerd. Voor de Westerschelde is dit vastgelegd in het Beleidsplan Westerschelde (Directie Zeeland, 1991), voor België in het MINA-plan (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990). Het beleid in het beleidsplan komt overeen met het beleid neergelegd in nota's als de Derde Nota Waterhuishouding (NW3, 1989), de Evaluatie Nota Water (ENW, 1994) en het Noordzee- en Rijnactieplan. Het beleid is vooral gericht op het reduceren van lozingen aan de bron.

Uit het beleidsplan Westerschelde en het MINA-plan heeft RIKZ samen met Directie Zeeland van Rijkswaterstaat (de waterkwaliteitsbeheerder van de Westerschelde) een aantal beleidsalternatieven opgesteld. Deze dekken de volledige range in mogelijke beleidsinspanningen. Van niets doen via alleen waterbodemsanering tot realisering van de voorgenomen emissiereducties in de beleidsplannen eventueel aangevuld met toepassing van de best bestaande technieken (BBT). Dit rapport geeft per alternatief alsmede voor de referentie aan in hoeverre in de Westerschelde de huidige water- en waterbodempkwaliteitsdoelstellingen worden bereikt, binnen de daarbij gestelde periode. Doel van het rapport is het aangeven van mogelijke beleidstekorten: voor welke stoffen is aanvullend (emissiereductie) beleid nodig om de waterkwaliteitsdoelstellingen uit de Evaluatie Nota Water binnen de gestelde periode te bereiken.

Het effect van elk van de onderzochte alternatieven op de water- en waterbodempkwaliteit is berekend met het "Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium" (WKMSE). Het model is in het project Systeemanalyse Westerschelde (SAWES) ontwikkeld (WL, 1991) en in het project OPERAWES (Operationalisatie Systeemanalyse Westerschelde; Kater 1994a) verder geoperationaliseerd. De modelresultaten zijn daarna zoveel mogelijk verwerkt volgens de methoden ontwikkeld in CUWVO (Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater; CUWVO, 1990) en WSV*SYSTEEM (Watersysteemverkenningen; van Eck et al., 1994). Daarbij is tevens rekening gehouden met de resultaten van eerder uitgevoerde onzekerheidsanalyses met het waterkwaliteitsmodel. De resultaten zijn tenslotte getoetst aan de waterkwaliteitsdoelstellingen uit de Evaluatie Nota Water (ENW, 1994).

Het rapport is geschreven in het kader van het project SCHOON. De doelstelling van het project is het adviseren van belanghebbenden inzake beleid en beheer op het gebied van de water- en waterbodembodemkwaliteit van het Schelde-estuarium. Het concept van dit rapport is besproken in de Coördinatiegroep SCHOON onder voorzitterschap van ir. E. Turkstra van Directie Zeeland. De interne kwaliteitsborging is geschiedt door H. Smit (ABD), K.J. Wulffraat (ABN), M. Waltmans (ABN) en H.G. Evers (OSC). De vormgeving in RWS-huisstijl is verzorgd door T. Westerveld (ABB).

2 De beleidsalternatieven

Uit het vigerende beleid, neergelegd in het beleidsplan Westerschelde (Directie Zeeland, 1991) en het MINA-plan (Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990), zijn in samenwerking met Directie Zeeland in volgorde van toenemende emissiereductie de volgende zes beleidsalternatieven geformuleerd.

Het nulalternatief, geen emissiewijzigingen t.o.v. 1985.

In dit alternatief is de belastingsituatie van 1985 (Lefèvre, 1992) doorgerekend tot 2010. Dit alternatief dient als 'referentie-alternatief'. De resultaten van de andere alternatieven kunnen ermee vergeleken worden. Het geeft tevens antwoord op de vraag welke concentraties en gehalten uiteindelijk worden bereikt in de evenwichtssituatie bij een belasting- en hydrologische situatie van het jaar 1985. In tabel 1 wordt een overzicht van de belasting in 1985 gegeven, die het uitgangspunt van de alternatieven vormt.

Tabel 1 De belasting van het Schelde-estuarium vanaf Rupelmonde in 1985. N en BZV zijn uitgedrukt in kiloton, spoormetalen in ton en organische microverontreinigingen in kg.

	BZV	N	Cd	Cr	Cu	Zn	Fla	B(a)P	PCB-52	PCB-153	γ -HCH	
Rupelmonde	26,0	34,2	5,6	93,6	131,2	241,8	2400	530	16	19	250	Rupelmonde
België	24,2	10,6	4,6	46,8	17,8	66,3	0	0	0	0	0	België
Kanaal G-T	1,2	5,0	0,2	3,0	1,6	50,7	350	80	1,5	2	75	Kanaal G-T
Nederland	10,6	6,2	0,6	7,6	11,4	31,2	90	15	0	0	0	Nederland
Totaal	62	56	11	151	162	390	2840	625	17,5	21	325	Totaal

Toelichting

BZV = Biochemisch Zuurstof Verbruik

N = Stikstof

Cd = Cadmium

Cr = Chroom

Cu = Koper

Zn = Zink

Fla = Fluorantheen

B(a)P = Benzo(a)pyreen

PCB-52 = Polychloorbiphenyl nr. 52

PCB-153 = Polychloorbiphenyl nr. 153

γ -HCH = gamma-Hexachloorcyclohexaan, of lindaan

Het slibalternatief, alleen slibverwijdering uit de Zeeschelde, geen emissiereducties t.o.v. 1985.

In de Zeeschelde is vanaf 1991 in drie jaar tijd ongeveer 1,3 miljoen ton vervuild slib uit de toegangsgeul naar de Kallosluis verwijderd. Het slib is in diepe punten in de Waaslandhaven op de linkeroever opgeslagen (Spronk, 1994). Het doel van deze onttrekkingen is, om naast vermindering van verontreiniging door een brongericht beleid, ook een verbetering van de waterkwaliteit via een waterbodemsanering in de Beneden-Zeeschelde te bewerkstelligen. In het slibalternatief is daarom de slibbalans van het waterkwaliteitsmodel vervangen door een balans met daarin een slib-onttrekking van ongeveer 400.000 ton per jaar in de modelsegmenten

4 en 5 (Vereeke, 1994). Doel van dit alternatief is dus het aangeven van het effect van deze slibonttrekkingen op de water- en waterbodembodemkwaliteit van de Westerschelde.

Het zuurstofalternatief, alleen emissiereducties t.o.v. 1985 van stikstof en BZV volgens de beleidsplannen.

In dit alternatief is aangenomen dat alleen de lozingen van stikstof-verbindingen en zuurstofbindende stoffen worden teruggebracht met de percentages vermeld in de twee beleidsplannen. Doel van dit alternatief is het effect na te gaan van alleen een reductie van stikstof en zuurstofbindende stoffen op het gedrag van microverontreinigingen.

Het planalternatief, emissiereducties t.o.v. 1985 volgens de beleidsplannen.

In dit alternatief vinden in België en Nederland emissiereducties plaats volgens het MINA-plan en het Beleidsplan Westerschelde. Dit alternatief beantwoordt de vraag wat de water- en waterbodembodemkwaliteit zal worden bij emissiereducties volgens de twee beleidsplannen.

Het bodemalternatief, emissiereducties volgens de beleidsplannen uitgaande van een schone waterbodem.

Een aanvulling op het planalternatief is het bodemalternatief. In dit alternatief wordt, naast emissiereducties conform de beleidsplannen, als uitgangssituatie een volledig schone bodem aangenomen. Dit alternatief geeft inzicht in de oplaadtijd van de waterbodem en in de effecten van nalevering van stoffen uit de bodem bij sanering.

Het BBT-alternatief, met emissiereducties volgens de beleidsplannen, aangevuld met de Best Bestaande Technieken (BBT) voor speerpuntbedrijven en RWZI's.

In dit alternatief vinden reducties plaats bij speerpuntbedrijven en rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) gebruik makend van de beste bestaande technieken. In het algemeen wordt hieronder verstaan: 'het toepassen van de beste beschikbare technologieën en de meest milieuvrije handelswijzen ter vermindering van de lozingen van gevaarlijke stoffen vanuit puntbronnen en diffuse bronnen, onder economisch aanvaardbare voorwaarden'. Alle andere emissies worden in dit alternatief gereduceerd met de percentages van het planalternatief. Lefèvre (1994) geeft een overzicht van de reductie van de lozingen op de Westerschelde bij toepassing van BBT.

Tabel 2 geeft een overzicht van de reductiepercentages in de diverse alternatieven. Deze tabel laat zien dat de beschouwde alternatieven in enkele groepen zijn te verdelen. In die zin dienen de resultaten later dan ook bekeken te worden. Voor stikstof en zuurstofbindende stoffen zijn dit twee groepen, het nul en slib alternatief zonder reducties en de overige alternatieven met vrijwel dezelfde emissiereducties. Uitzonderingen in de laatste groep zijn nitraat met 45 i.p.v. 50% reductie en BZV met 70% reductie in België en Nederland in het BBT-alternatief. Voor de spoormetalen en organische microverontreinigingen zijn er drie groepen. Het nul- en zuurstofalternatief zonder reducties, het slibalternatief met alleen slibverwijdering en geen reducties en het plan, bodem- en BBT-alternatief met vrijwel gelijke emissiereducties. Afwijkingen in de laatste groep zijn in het plan- en bodemalternatief de afwijkende omvang van de Belgische reducties en de fractioneel hogere spoormetaal en PAK reducties in Nederland in het BBT-alternatief. De reductiepercentages voor België in het plan- en bodem-alternatief zijn de door Gabriëls (1993) berekende percentages. Deze berekeningen bleken noodzakelijk omdat in

het MINA-plan geen reductiepercentages voor organische microverontreinigingen staan vermeld. De berekende percentages zijn gebaseerd op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit in 1995, wat wel staat aangegeven in het MINA-plan. Deze percentages zijn hoger dan in het BBT-alternatief omdat in dit alternatief voor België de percentages uit Nederland zijn overgenomen. Het resultaat van dit alles is dat de reductiepercentages voor organische microverontreinigingen voor België in het plan- en bodemalternatief zeer hoog zijn, hoger zelfs dan in het BBT-alternatief.

Tabel 2: Reductiepercentages emissies in de zes beleidsalternatieven.

STOF	nul alternatief		slib ¹ alternatief		zuurstof ² alternatief		plan ³ alternatief		bodem ⁴ alternatief		BBT ⁵ alternatief	
	B	NL	B	NL	B	NL	B	NL	B	NL	B	NL
Ammonium	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	50	50
Nitraat	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	45	45
Org. stikstof	0	0	0	0	50	50	50	50	50	50	50	50
BZV	0	0	0	0	50	70	50	70	50	70	70	70
Totaal cadmium	0	0	0	0	0	0	50	80	50	80	80	80
Totaal koper	0	0	0	0	0	0	50	50	50	50	52	52
Totaal zink	0	0	0	0	0	0	50	50	50	50	54	54
Totaal chroom	0	0	0	0	0	0	50	50	50	50	57	57
B(a)P	0	0	0	0	0	0	100 ⁶	80	100 ⁶	80	93	93
Fla	0	0	0	0	0	0	100 ⁶	80	100 ⁶	80	93	93
PCB-52	0	0	0	0	0	0	100 ⁶	80	100 ⁶	80	80	80
PCB-153	0	0	0	0	0	0	100 ⁶	80	100 ⁶	80	80	80
γ-HCH	0	0	0	0	0	0	85 ⁶	80	85 ⁶	80	80	80

Toelichting:

- 1 alternatief met alleen verwijdering van slib uit de Beneden-Zeeschelde, geen belastingreducties,
- 2 alternatief met alleen reductie van stikstof en zuurstofbindende stoffen,
- 3 alternatief met reducties volgens vigerende beleidsplannen,
- 4 alternatief met reducties volgens vigerende beleidsplannen plus initieel een volledig schone waterbodem,
- 5 alternatief uitgaande van BBT met voor België dezelfde reductiepercentages als voor Nederland.
- 6 In het MINA-plan zijn geen reductiepercentages voor organische microverontreinigingen vermeld; de in Gabriëls (1993) berekende percentages zijn hier aangehouden. Deze zijn gebaseerd op het bereiken van de Vlaamse basiskwaliteit in 1995 zoals aangegeven in het MINA-plan.

3 Werkwijze

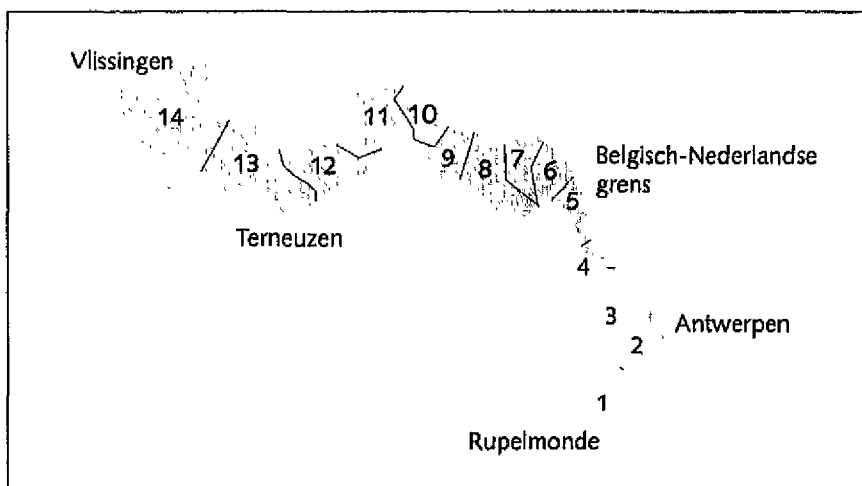
In de onderstaande paragrafen wordt kort de gevolgde werkwijze beschreven. Achtereenvolgens komen aan de orde het waterkwaliteitsmodel van het Schelde-estuarium, dat gebruikt is om de toekomstige waterkwaliteit te berekenen, de wijze waarop de uitvoer van het model is verwerkt en vervolgens is getoetst aan de waterkwaliteitsdoelstellingen uit de Evaluatie Nota Water en op welke wijze de resultaten worden gepresenteerd.

3.1 Het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium

Het 'Waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium' is een computermodel dat concentraties en fluxen van een aantal stoffen in het Schelde-estuarium berekent. Het gebruikte model is door het Waterloopkundig Laboratorium samen met de voormalige Dienst Getijdewateren in het project SAWES ontwikkeld (WL, 1991). Het is daarna door het Rijksinstituut voor Kust en Zee in het project OPERAWES geschikt gemaakt voor het doorrekenen van beleidsvragen (Kater, 1994a). Het waterkwaliteitsmodel bestaat uit twee modules. In de ene module zijn ammonium, nitraat, organisch stikstof, zuurstof en biologisch zuurstofverbruik, chlorofyl en de spoor-metalen cadmium, koper, zink en chroom gemodelleerd. De module is een combinatie van de modellen DELWAQ (WL, 1988) en CHARON (WL, 1990). De organische microverontreinigingen PCB-52, PCB-153, benzo(a)pyreen, fluorantheen en γ -HCH zijn gemodelleerd in de tweede module. Deze module is een toepassing voor het Schelde estuarium van het model IMPAQT. IMPAQT zelf is weer een DELWAQ applicatie gericht op het modelleren van organische microverontreinigingen. In onderhavige studie is de versie van IMPAQT gebruikt die is beschreven in Ouboter en van Eck (1994).

Het gemodelleerde gebied omvat een groot gedeelte van het Schelde-estuarium. Stroomopwaarts is de grens gelegd bij Rupelmonde, de plaats waar de Rupel en de Schelde samenvloeien. De westelijke grens wordt gevormd door de denkbeeldige lijn tussen Vlissingen en Breskens. Onderstaande figuur geeft de veertien modelsegmenten weer waarin het estuarium tussen Rupelmonde en Vlissingen is verdeeld.

Figuur 1
Segment-indeling van het
waterkwaliteitsmodel Schelde-
estuarium.



Het model is een één-dimensionaal, getijgemiddeld, deterministisch, dynamisch model. Dit wil zeggen dat het model concentraties en gehalten in de tijd in de 14 volledig homogeen veronderstelde segmenten van het model berekent. Dit gebeurt op basis van formuleringen van de belangrijkste processen die het gedrag van een stof in het Schelde-estuarium bepalen.

Het transport van opgeloste stof wordt berekend met een advectie-diffusievergelijking. Het advectieve deel is het transport door stroming (zoetwaterdebieten). Het diffuse deel is het transport door verschillen in concentratie. Dit laatste deel is nodig om de menging en het (dispersieve) transport van opgeloste stoffen als gevolg van het getij te simuleren. Omdat veel van de gemodelleerde stoffen zich sterk aan sediment of organisch materiaal hechten dient naast het transport via water ook het transport via sediment te worden beschouwd. Dit transport van particuliere stoffen gebeurt in het model met een slibbalans waarmee de seizoensgemiddelde netto transporten van zowel fluviatiel als marien slib door het estuarium worden gesimuleerd.

De modellering van waterkwaliteitsprocessen heeft plaatsgevonden aan de hand van bron- en puttermen in de advectie-diffusievergelijking. Met name geldt dit voor de zuurstof- en stikstofhuishouding en voor de fytoplanktonmodellering. Dit zijn de langzaam verlopende processen. Processen die zich op veel kleinere tijdschalen afspelen, met name adsorptie en desorptie van stoffen aan zwevend materiaal, worden met het chemische evenwichtsmodel CHARON berekend.

Aan het waterkwaliteitsmodel is een database gekoppeld waarin de beschikbare basis informatie is omgevormd naar tijdreeksen met een tijdstap van een maand. Uit deze database worden de emissies, de watertransporten (debieten), de randvoorwaarden en de immissiegegevens gelezen. De emissies zijn de lozingen op het estuarium, de immissies de gemeten concentraties of gehalten in het estuarium. De immissie gegevens worden gebruikt om het model te calibreren en te valideren.

Het model (versie 2.12) is gecalibreerd met de analyseresultaten van acht vaartochten over het gehele modelgebied, uitgevoerd in 1987/88. De parameters uit het zuurstof- en stikstofmodel zijn automatisch gecalibreerd. Hiervoor is de koppeling tussen het programmapakket SENECA (Scholten et al., 1990) en het waterkwaliteitsmodel gebruikt welke in OPERAWES tot stand is gebracht (WL, 1992). De overige parameters in het model zijn handmatig gecalibreerd met uitzondering van de verdelingscoëfficiënten tussen water en sediment van de vier gemodelleerde metalen. Hiervoor is de automatische calibratie procedure van CHARON gebruikt (Ouboter and de Rooij, 1990).

De beleidsalternatieven zijn berekend uitgaande van het jaar 1985. De reductiepercentages van elk alternatief zijn dus toegepast op de belasting in het startjaar 1985. Hydrologisch en meteorologisch gezien was 1985 een gemiddeld jaar, al was de verdamping wat groter dan gemiddeld. De reductiepercentages uit het MINA-plan zijn opgelegd aan de lozingspunten in de modelsegmenten 1 tot en met 5. Dit is het deel tussen Rupelmonde en de Belgisch-Nederlandse grens. De reductiepercentages uit het Beleidsplan Westerschelde gelden voor de lozingspunten in de modelsegmenten 6 tot en met 14. Dit is het deel gelegen tussen de grens en Vlissingen.

3.2 Onzekerheidsanalyse

Door middel van onzekerheidsanalyse (Biersteker, 1994; Kater, 1994b) is getracht een deel van de onzekerheid in de uitkomsten van het waterkwaliteitsmodel voor zuurstof, stikstof en de spoormetalen te kwantificeren. Deze analyse is niet uitputtend geweest, maar gericht op twee belangrijke bronnen van onzekerheid: de waarde van de modelparameters en de grootte van de emissies. De uitkomst van deze onzekerheidsanalyse is weergegeven in tabel 3. De tabel laat zien dat de onzekerheid per stof varieert. De vermelde waarden in tabel 3 zijn gebruikt bij het maken van de scorekaarten (zie 3.3), figuur 2, 4 en 6 in de Appendix.

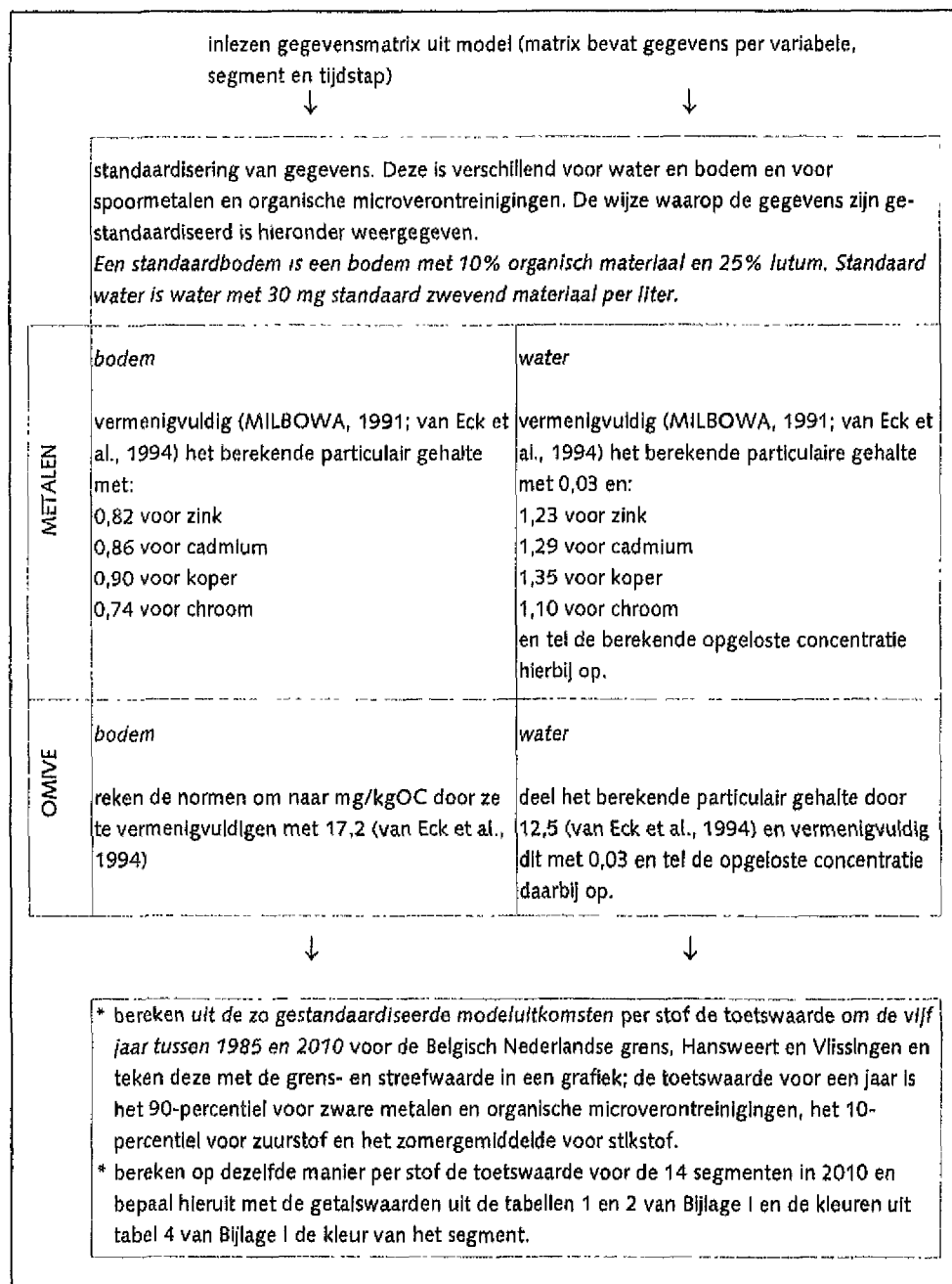
Tabel 3 Overzicht onzekerheid waterkwaliteitsmodel Schelde estuarium voor zuurstof, stikstof en spoormetalen als gevolg van onzekerheid in de emissies en onzekerheid in de waarde van de modelparameters.
Uit: Kater, 1994b

stof	onzekerheid (%)
ammonium	72
nitraat	44
Kjeldahl-stikstof	61
totaal stikstof	50
zuurstof	31
<u>opgelost</u>	
cadmium	102
koper	105
zink	129
chromium	139
<u>particulair</u>	
cadmium	53
koper	57
zink	44
chromium	47

3.3 Verwerking, toetsing en presentatie modelresultaten

Tabel 4 geeft een overzicht van de wijze waarop de modelresultaten voor de Westerschelde worden gestandaardiseerd, getoetst en gepresenteerd. Essentieel daarbij is dat de modelresultaten zijn beschouwd als ware het monitorgegevens. Voor de verwerking, toetsing en presentatie van de modelresultaten konden hierdoor de procedures voor monitorgegevens zoals vastgelegd door CUWVO (CUWVO, 1990) en ontwikkeld in WSV*SYSTEEM (van Eck et al., 1994) worden gebruikt. In de volgende paragrafen wordt nader ingegaan op de verwerking, toetsing en presentatie van de model-uitkomsten.

Tabel 4: Verwerking, toetsing en presentatie modelresultaten per alternatief.



Verwerking modeluitvoer

Het waterkwaliteitsmodel van het Schelde-estuarium genereert veel uitvoer. Het is niet zinnig alle modeluitvoer te presenteren. Daarom is allereerst een beperking gemaakt in totaal concentratie in water en gehalte in de waterbodem. Uit de modeluitvoer, die voor elk van de 14 segmenten wordt gegenereerd met een tijdstap van enkele dagen, worden daarom allereerst gestandaardiseerde totaal concentraties in water of gehalten in de standaardbodem berekend (zie tabel 4). Deze zijn samengesteld uit particuliere en/of opgeloste fracties. De standaardisatie is verschillend voor water en bodem en voor spoormetalen en organische microverontreinigingen. Per jaar wordt hieruit voor elk segment en elke stof één

gestandaardiseerde totaal concentratie of gehalte in de standaardbodem berekend. Dit wordt de toetswaarde genoemd. De toetswaarde dient overigens niet verward te worden met de toetsingswaarde, de gehaltes van de uniforme gehalte toets. Voor zware metalen en organische microverontreinigingen is de toetswaarde het 90-percentiel van de modeluitkomsten in het jaar, voor zuurstof de 10-percentielwaarde, voor stikstof wordt de zomer gemiddelde concentratie berekend.

Toetsing van de modelresultaten aan de waterkwaliteitsdoelstellingen.
In dit rapport zijn de berekende toetswaarden voor water en waterbodem getoetst aan de doelstellingen vermeld in de Evaluatie Nota Water. Ook voor de segmenten in België zijn deze gebruikt. Strikt genomen is dit onjuist omdat België en Vlaanderen eigen doelstellingen hebben. Deze zijn niet gebruikt omdat het doel van dit rapport het bepalen van de beleidstekorten voor de Westerschelde is. De Belgische en Vlaamse doelstellingen zijn overigens veel minder scherp dan de Nederlandse. De berekende waterkwaliteit wordt hierbij vergeleken met de grens- en streefwaarden, de kwaliteit van de waterbodem wordt ondergebracht in vijf klassen, genummerd van 0 t/m 4. De 5 klassen gelden overigens niet voor alle stoffen, omdat voor sommige stoffen minder dan 5 klassen worden onderscheiden. De tabellen 1 en 2 in Bijlage I geven een overzicht van de gebruikte kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem. Verder waren de gestelde doelen voor water het bereiken van de grenswaarde vóór 1995 en van de streefwaarde vóór 2010. Voor de waterbodem waren de gestelde doelen het bereiken van klasse 1 vóór 1995 en van klasse 0 vóór 2010. De periode 1985-1995 is de planperiode van de Noordzeeministerconferentie. De periode 1985-2010 is de periode die Nederland nodig denkt te hebben om duurzame watersystemen te bereiken.

Tenslotte is de uniforme gehaltetoets gebruikt. Deze toets geeft aan of baggerspecie vrij verplaatst of verspreid mag worden. Aan de uniforme gehalte toets wordt voldaan als alle gehaltes van de bij de uniforme gehalte toets vermelde stoffen onder de vermelde toetsingswaarden blijven. Omdat niet alle stoffen, vermeld in de uniforme gehalte toets, zijn gemodelleerd wordt in dit rapport echter voor elke gemodelleerde stof afzonderlijk aangegeven of er voor die stof aan de vermelde getalswaarde wordt voldaan. Wanneer dit zo is kan enkel geconcludeerd worden dat betreffende stof verplaatsing of verspreiding niet zal belemmeren. Of de baggerspecie aan de uniforme gehalte toets in zijn geheel voldoet, is en kan nogmaals niet bepaald worden omdat niet alle stoffen uit de toets gemodelleerd zijn.

De toetsingswaarden voor de stoffen uit de uniforme gehalte toets die gemodelleerde zijn, staan in tabel 3 van Bijlage I.

De doelstellingen in de Evaluatie Nota Water gelden voor zoet water. Jonkers & Everts (1992) toonden echter aan dat de zoet water normen ook bruikbaar zijn voor zout water. Tenslotte kan niet onvermeld blijven dat op dit moment in MILBOWA II wordt gewerkt aan een herziening van de normen. Het resultaat kan in 1996 een bijstelling van de normen naar boven of beneden zijn en daarmee tot andere conclusies leiden dan hier getrokken.

Presentatie van de berekeningsresultaten.

Eerst zijn van elke gemodelleerde stof, waarvan de resultaten worden gepresenteerd voor 3 modelsegmenten om de vijf jaar de berekende toetswaarde geselecteerd beginnend in 1985 en eindigend in 2010. Deze drie segmenten zijn de Belgisch-Nederlandse grens (segment 5), Hansweert (segment 10) en Vlissingen (segment 14).

Dit gebeurt zowel voor de waterfase (totaal concentratie) als voor de waterbodem (het gehalte in de waterbodem). De aldus verzamelde toetswaarden worden weergegeven in de figuren 7 t/m 25. Figuur 7 t/m 17 geeft de resultaten voor de 11 gemodelleerde stoffen in water. Figuur 18 t/m 25 geeft de resultaten voor 8 van de 11 gemodelleerde stoffen in de waterbodem. De figuren voor zuurstof, stikstof en linaan in de waterbodem zijn niet gemaakt omdat deze stoffen voor de waterbodempromblematiek niet relevant zijn.

In elk van de figuren 7 t/m 25 wordt per stof voor alle zes de alternatieven in een grafiek allereerst de 6 toetswaarden voor de periode 1985-2010 op de drie lokaties weergegeven. Tevens zijn in deze grafiek in kleur de grens- en streefwaarden van de beschouwde stof opgenomen.

Van de toetswaarde per stof voor totaal concentratie en waterbodemgehalte voor 2010 van de 14 segmenten is vervolgens met de getalswaarden van Tabel 1, 2 en 4 van Bijlage I aan elk segment een kleur toegekend. Over de precieze kleurstelling bestaat daarbij in de literatuur geen overeenstemming. Tabel 4 van bijlage I vermeldt de hier gebruikte klasse-indeling en de daarbij behorende kleurstelling.

Deze 14 segmentkleuren voor elk alternatief zijn ook in de figuren 7 t/m 25 vermeld en wel door middel van een kaart van het modelgebied. Deze kaart geeft een beeld van de evenwichtsconcentraties of gehalten die vanaf ongeveer 10 jaar, in 1995 dus, worden bereikt en gelden tot 2010.

Naast de figuren 7 t/m 25 zijn scorekaarten gemaakt voor standaard water, standaard bodem en voor de uniforme gehaltetoets. De scorekaart voor water, figuur 1, geeft per stof weer bij welk alternatief en in welk segment de concentraties onder respectievelijk boven grens- en streefwaarde vallen. Figuur 1 is daarbij de samenvatting van de kaarten in figuur 7 t/m 17. Voor waterbodem wordt in figuur 3 de bodemklasse 0 t/m IV aangegeven. Figuur 3 is de samenvatting van de kaarten in figuur 18 t/m 25. De scorekaart voor de uniforme gehaltetoets, figuur 5, geeft per stof, alternatief en segment aan of de stof al dan niet vrij verplaatst mag worden.

De berekende modelresultaten zijn echter omgeven met een onzekerheidsmarge (zie 3.2). Daarom zijn naast de figuren 1, 3 en 5 nog drie andere figuren, figuur 2, 4 en 6, gemaakt waarbij rekening is gehouden met de bekende modelonzekerheid. Voor de stoffen waarvoor deze bekend is, zuurstof, stikstof en de spoormetalen, is vanuit de eerste scorekaart een tweede scorekaart gemaakt waarop nu per stof, alternatief en segment wordt aangegeven of de grenswaarde voor water (figuur 2) of klasse 2 voor standaardbodem (figuur 4) zeker wel, zeker niet of mogelijk gehaald wordt. Voor de uniforme gehalte toets is tenslotte in figuur 6 aangegeven of het slib zeker wel, zeker niet of mogelijk verplaatst mag worden.

De figuren 1 t/m 25 bestaande uit de scorekaarten (figuur 1 t/m 6) en de figuren met grafieken en kaarten (figuur 7 t/m 25) zijn gebundeld in de separaat bijgevoegde appendix.

Beoordeling van de modelresultaten: de constatering van beleidstekorten
Voor iedere stof is voor de Westerschelde nagegaan of er op korte termijn of lange termijn sprake is van een beleidstekort. Hiervoor is voor alle stoffen het BBT-alternatief als uitgangspunt genomen. Levert dit alternatief niet op korte termijn de grenswaarde en op lange termijn de streefwaarde, dan wordt een beleidstekort gesignaleerd.

Tenslotte een voorbeeld om de gehele procedure te illustreren: de Cd totaal concentratie in water op de Belgisch-Nederlandse grens in 2010 in het nul alternatief (zie figuur 9 van de Appendix). Hiervoor worden allereerst uit de modelresultaten voor het nul alternatief om de tien dagen de berekende particuliere Cd gehalten in 2010 in segment 5, dit is de Belgisch-Nederlandse grens, gelezen. Deze 36 particuliere Cd modelresultaten worden vermenigvuldigd met 1,29 en 0,03 (zie Tabel 4) waarna de berekende opgeloste concentratie erbij wordt opgeteld. Uit deze 36 gestandaardiseerde totaal concentraties wordt vervolgens het 90-percentiel bepaald. Dit is de toetswaarde voor 2010. Deze is in dit geval, zie figuur 9, 1,2 µg/l. Deze 1,2 µg/l is groter dan 5 maal de grenswaarde voor totaal cadmium van 0,2 µg/l (bijlage I, tabel 1). Hierdoor wordt de kleur van segment 5 in het nul alternatief in figuur 9 rood (zie bijlage I, tabel 4; C>5GW) net als in figuur 1.

4 Resultaten

4.1 Algemeen.

Uit de figuren 1 t/m 25 in de Appendix zijn de volgende algemene resultaten af te lezen:

- Voor zuurstof en stikstof zijn de beschouwde alternatieven in twee groepen te verdelen. Zie hiervoor ook de tekst bij tabel 2. Het nul- en slibalternatief zonder emissiereducties en de overige alternatieven met vrijwel gelijke emissiereducties. In de rest van dit hoofdstuk worden daarom nog maar twee groepen alternatieven onderscheiden.
- Voor de microverontreinigingen zijn er drie verschillende groepen. Zie hiervoor ook weer de tekst bij tabel 2. Het nul- en zuurstofalternatief zonder emissiereducties, het slibalternatief met alleen waterbodemsanering en de plan-, bodem- en BBT-alternatieven met vrijwel gelijke emissiereducties. Daarom worden in de rest van dit hoofdstuk alleen nog maar deze drie groepen onderscheiden.
- De reactietijd van het systeem voor opgeloste stoffen is erg kort omdat het sediment in water en bodem hierin geen grote rol speelt. De zuurstof-, de stikstof- en γ -HCH-concentraties bereiken daardoor in de verschillende alternatieven na korte tijd al hun evenwichtskoncentraties (concentratie waarbij het systeem zich heeft aangepast aan de veranderde belasting).
- De modelresultaten laten zien dat de gehalten aan slibgebonden microverontreinigingen na ongeveer 10 jaar een nieuw evenwicht bereiken. De door het model berekende concentraties en gehalten in 1995 zijn daardoor gelijk aan die voor 2010. De toetsing van de berekende concentraties en gehalten aan de grenswaarde in 1995 en de streefwaarde in 2010 vindt dus met dezelfde toetswaarden plaats.
- De invloed van alleen een vermindering van de belasting met zuurstofbindende stoffen en nutriënten op de totaalgehalten aan spoormetalen en organische microverontreinigingen blijkt gering in de modelresultaten. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze conclusie in hoge mate wordt beïnvloed door de beperkingen van het model. Met name de eenvoudige wijze waarop de bodem in het model is opgenomen is hier debet aan. Dit betekent dus dat het onduidelijk blijft of de opgeloste metaalconcentraties in de toekomst na sanering van de BZV belasting veel hoger zullen worden dan nu door de oxydatie van opgewerkte metaalsulfiden in de waterkolom door het dan weer aanwezige zuurstof. Dit soort "chemical time bomb" processen worden op dit moment onvoldoende in het model beschreven. Experimenteel onderzoek naar de oxydatie van opgewerkte metaalsulfiden vindt overigens op dit moment plaats aan de Vrije Universiteit Brussel. Een tweede proces dat in de toekomst aanleiding kan geven tot hogere opgeloste metaalconcentraties en daardoor tot hogere gehalten in organismen is een mogelijk lagere verdelingscoëfficiënt tussen zwevend materiaal en water. Uit een vergelijking van het Schelde-estuarium met andere estuaria blijkt namelijk dat het gedeeltelijk zuurstofloze c.q. arme Schelde-estuarium hogere verdelingscoëfficiënten heeft voor spoormetalen dan andere zuurstofrijke estuaria. Ook dit is in de hier beschreven modeloefening niet verdisconteerd. Uitgebreide informatie is te vinden in Van Eck and De Rooij (1993).

- Het plan- en bodemalternatief geven dezelfde resultaten. Dit komt omdat na tien jaar pas aan de grenswaarde wordt getoetst en de opgeloste en aan slib gebonden stoffen dan al hun nieuwe evenwichtsconcentraties of gehalten bereikt hebben. De eerste tien jaar zijn de resultaten voor het plan- en bodemalternatief wel verschillend. Dit komt omdat de bodem in het planalternatief dan nog niet in evenwicht is met de waterfase en dus nog nalevert en de bodem in het bodemalternatief nog moet worden opgeladen.

In de drie volgende paragrafen worden de resultaten voor water, water-bodem en de toetsing aan de uniforme gehaltetoets nader besproken. Bij het bespreken van de resultaten is het accent gelegd op de Westerschelde. De uitspraken over de Zeeschelde zijn gebaseerd op de Nederlandse waterkwaliteitsdoelstellingen.

4.2 Totaal concentraties in water

Figuur 1 in de Appendix geeft de scorekaarten voor totaal concentraties van stoffen in standaard water weer. In figuur 2 is rekening gehouden met de resultaten van de uitgevoerde onzekerheidsanalyse van het model. Uit figuur 1 en 2 en figuur 7 t/m 17 uit de Appendix blijkt per stof het volgende:

Zuurstof

Zonder reductie van zuurstofbindende stoffen ten opzichte van 1985 (nul- en slibalternatief) is het is het zeker dat in segment 1 t/m 4 de grenswaarde niet wordt bereikt. Voor de segmenten 5 t/m 11 blijft dit onzeker terwijl in de segmenten 12 t/m 14 de grenswaarde zeker zal worden bereikt. Met reducties van 50 tot 70%, zoals in het zuurstof-, plan- of bodemalternatief, wordt vanaf segment 8 zeker voldaan aan de grenswaarde. In de andere segmenten blijft dit onzeker. Met BBT wordt, met reducties van 70%, vanaf segment 7 zeker de grenswaarde gehaald. In de andere segmenten blijft dit weer onzeker.

Stikstof

De totaal stikstofconcentratie blijft in alle alternatieven hoger dan de grenswaarde. De laagste concentraties die in de Westerschelde bereikt worden zijn tweemaal de grenswaarde.

Cadmium

Bij het nul-, zuurstof- en slibalternatief valt op dat de berekende concentraties vanaf 1985 eerst nog toenemen. In de andere alternatieven is dit niet het geval. Zonder belasting reductie wordt de grenswaarde in de Westerschelde zeker niet gehaald. Dit geldt ook voor het plan- en bodemalternatief met 50% reductie, met uitzondering wellicht van segment 12 t/m 14. Bij sanering van de belasting met 80% (BBT-alternatief) wordt de grenswaarde zeker in segment 13 en 14 en wellicht ook in de rest van de Westerschelde gehaald. Voor de Zeeschelde, segment 1 t/m 5, is het zeker dat de (Nederlandse) grenswaarde in geen enkel alternatief wordt bereikt.

Chroom

Bij een belastingniveau gelijk aan het huidige wordt in de Westerschelde de grenswaarde bereikt, al is dit niet zeker voor de segmenten 1 t/m 8. Bij reductie van de belastingen met 50 tot 60% verbetert de kwaliteit. In de

Westerschelde wordt dan zeker de grenswaarde gehaald, in de Zeeschelde blijft dit echter onzeker. De streefwaarde wordt echter nog nergens bereikt.

Koper

De grenswaarde van koper is gelijk aan de streefwaarde. In het nul-, zuurstof- en slibalternatief nemen de concentraties in segment 6 t/m 9 eerst nog toe. In het nul- en slibalternatief wordt in segment 14 zeker de grens- of streefwaarde gehaald, in de rest van het gebied zeker niet. In het plan-, bodem en BBT-alternatief met 50% reductie verbetert de kwaliteit maar wordt de grens- of streefwaarde slechts in segment 14 zeker gehaald, in segment 13 wellicht en in de rest zeker niet.

Zink

Zonder belastingreducties ten opzichte van 1985 wordt in segment 13 en 14 zeker en in de rest van de Westerschelde misschien de grenswaarde bereikt. Saneringen van de belastingen met 50 tot 55% resulteert in meer segmenten waarin de grenswaarde zeker wordt bereikt, namelijk segment 11 t/m 14. Voor de rest van het gebied blijft het halen van de grenswaarde onzeker. De streefwaarde wordt echter nog nergens bereikt.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

Bij het uitvoeren van het nul-, slib- of zuurstofalternatief zullen de fluorantheen- en benzo(a)pyreen concentraties nergens onder de grenswaarde komen, behalve fluorantheen in segment 13 en 14. Toepassing van BBT leidt in segment 12, 13 en 14 tot de streefwaarde en in de overige segmenten tot de grenswaarde behalve in de Zeeschelde voor benzo(a)pyreen. De resultaten van het plan- en bodemalternatief worden verder niet besproken omdat deze niet realistisch zijn door het gebruik van een berekende 100 % emissiereductie voor België in deze alternatieven.

De polychloorbifenylen, PCB-52 en PCB-153.

Voor PCB-153 zijn grens- en streefwaarde gelijk. Bij het nul-, slib- of zuurstofalternatief komen de concentraties van PCB-153 niet onder de grenswaarde, terwijl dit voor PCB-52 alleen in segment 11 t/m 14 gebeurt. Het invoeren van BBT met 80% emissiereductie heeft tot gevolg dat in segment 10 t/m 14 voor beide PCB's de streefwaarde wordt bereikt. In segment 6 t/m 9 blijft PCB-153 dan nog hoger dan de grens/streefwaarde, terwijl PCB-52 dan onder de grenswaarde daalt. In de Zeeschelde blijven beide stoffen met het BBT-alternatief boven de (Nederlandse) grenswaarde. Om in het gehele gemodelleerde gebied de streefwaarde te bereiken moet het planalternatief of bodemalternatief worden uitgevoerd wat natuurlijk weer niet erg realistisch is vanwege het gebruik van de berekende 100% emissiereducties voor de Zeeschelde in deze alternatieven.

γ -HCH

Met het uitvoeren van het nul-, slib- of zuurstofalternatief zal de concentratie γ -HCH bijna nergens onder de grenswaarde dalen. Hiervoor moet minimaal het BBT-alternatief met 80% reductie worden uitgevoerd. Hierdoor zal in het grootste gedeelte van de Westerschelde aan de grenswaarde worden voldaan. Het uitvoeren van het planalternatief of bodemalternatief met 80 tot 85% emissiereductie zorgt ervoor dat in de hele Westerschelde de grenswaarde wordt gehaald. Voor het halen van de streefwaarde zijn echter verdergaande maatregelen nodig. In de Zeeschelde wordt de (Nederlandse) grenswaarde in geen enkel alternatief bereikt.

4.3 Gehaltes in de waterbodem

Figuur 3 in de Appendix geeft de scorekaarten voor gehalten van stoffen in de waterbodem weer. Ook deze resultaten zijn omgeven met een onzekerheidsmarge, welke voor de spoormetalen bekend is. In figuur 4 is rekening gehouden met de resultaten van de uitgevoerde onzekerheidsanalyse van het model. Uit figuur 3 en 4 en figuur 18 t/m 25 van de Appendix blijkt het volgende:

Cadmium

Zonder belastingreductie ten opzichte van de situatie in 1985 wordt slechts in segment 13 en 14 zeker aan de grenswaarde voldaan. Bij 50% reductie is dit vanaf segment 12 zeker het geval en bij uitvoering van BBT met 80% reductie zeker vanaf segment 10. In de rest van de Westerschelde blijft het onzeker of de grenswaarde in het BBT-alternatief wordt gehaald. De gehalten in de Zeeschelde blijven in alle alternatieven zeker boven de (Nederlandse) grenswaarde.

Chroom

Zonder sanering ten opzichte van 1985 voldoet de hele Westerschelde al zeker aan de grenswaarde en wordt vanaf segment 11 al de streefwaarde bereikt. Bij reductie van de belastingen met 50 tot 60% wordt in het hele gebied zeker de grenswaarde bereikt en in vrijwel de hele Westerschelde de streefwaarde. De gehalten in de Zeeschelde blijven daar echter nog boven.

Koper

Zonder belastingreducties ten opzichte van 1985 wordt in segment 14 zeker en in segment 13 wellicht al de grens- of streefwaarde bereikt. Met een belastingreductie van 50% wordt in segment 13 en 14 zeker en in segment 11 en 12 wellicht voldaan aan de grens- of streefwaarde. De gehalten in de rest van de Westerschelde en in de gehele Zeeschelde blijven in alle alternatieven zeker boven de grenswaarde.

Zink

Zonder belastingreductie ten opzichte van 1985 wordt in de hele Westerschelde zeker de grenswaarde bereikt en in segment 13 en 14 al de streefwaarde. Bij een emissiereductie van 50-55% wordt in de hele Westerschelde zeker de grenswaarde en vanaf segment 11 al de streefwaarde bereikt. Voor de hele Zeeschelde blijft het in alle alternatieven onzeker of de (Nederlandse) grenswaarde wordt bereikt.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen

Het uitvoeren van het nul-, slib- of zuurstofalternatief leidt nergens in het estuarium tot gehalten onder de grenswaarde in de waterbodem. Om deze wel te bereiken moet minimaal het BBT-alternatief met meer dan 90% emissiereductie worden uitgevoerd. Dit leidt voor benzo(a)pyreen vanaf segment 12 tot de streefwaarde en in vrijwel de rest van de Westerschelde tot de grenswaarde. In de Zeeschelde blijft het gehalte dan nog boven de grenswaarde. Voor wat betreft fluorantheen leidt het BBT-alternatief tot de grenswaarde vanaf segment 10 en wordt alleen in segment 14 de streefwaarde bereikt. In de rest van het gebied wordt in dit alternatief de grenswaarde niet gehaald. Om voor beide stoffen in het gehele estuarium de streefwaarde te halen moet het niet erg realistische plan-of het bodemalternatief met 100% reductie voor de Zeeschelde worden uitgevoerd.

Polychloorbifenylen

Het uitvoeren van het nul- of zuurstofalternatief leidt nagenoeg nergens in het estuarium tot het halen van de grenswaarde. Het uitvoeren van het BBT-alternatief met 80% reductie leidt voor PCB-52 tot het halen van de grenswaarde in de Westerschelde terwijl vanaf segment 11 zelfs de streefwaarde wordt gehaald. Vanaf segment 11 wordt in het BBT-alternatief de grenswaarde voor PCB-153, die gelijk is aan de streefwaarde, gehaald, in de rest van de Westerschelde niet. In de Zeeschelde blijven de gehalten van beide PCB's in alle alternatieven boven de grenswaarde, behalve PCB-52 in segment 3 en 4. Om in het gehele estuarium de streefwaarde te halen moet het niet erg realistische plan- of bodemalternatief met 100% reductie in de Zeeschelde worden uitgevoerd.

4.4 Uniforme gehaltetoets

Het resultaat van de toetsing van de berekende gehalten aan metalen en organische microverontreinigingen in de waterbodem aan de (Nederlandse) uniforme gehalte toets is weergegeven in figuur 5. Met de uniforme gehaltetoets wordt bepaald of baggerspecie verspreid mag worden. Figuur 5 geeft voor de segmenten 1 t/m 14 voor alle alternatieven aan, of het berekende gehalte vanaf 1995 voldoet (groen) of niet voldoet (rood) aan de gehaltetoets.

Figuur 6 is gelijk aan figuur 5, maar nu is de kennis m.b.t. de onzekerheden in de berekende modelresultaten voor de spoormetalen verwerkt in figuur 5.

Figuur 5 laat zien dat de spoormetalen maatgevend zijn voor de vraag of slib al dan niet verplaatst mag worden. Er zijn in figuur 5 drie situaties te onderscheiden:

- 1 Uit segment 11 t/m 14 mag baggerspecie altijd verplaatst worden.
- 2 Uit segment 1 t/m 7 mag baggerspecie vanwege de gehalten aan cadmium en vooral koper nooit verplaatst worden.
- 3 Uit segment 8 t/m 10 mag baggerspecie niet verplaatst worden als er geen emissiereducties worden doorgevoerd en mag de specie wel verplaatst worden als er wel reducties worden doorgevoerd.

Het is van belang nogmaals op te merken dat in de praktijk meer stoffen dan alleen spoormetalen, PAKs en PCBs getoetst moeten worden. Deze drie groepen zijn echter wel de belangrijkste zodat het resultaat na toetsing voor "alle" stoffen vaak niet veel zal verschillen van het resultaat van een toetsing aan alleen spoormetalen, PAKs en PCBs.

Figuur 6 laat zien dat de resultaten van figuur 5 op de volgende punten dienen te worden aangepast:

- 1 Het gebied waarvoor het zeker is dat baggerspecie altijd verplaatst mag worden, wordt kleiner. Het was segment 11 t/m 14, het wordt segment 13 en 14.
- 2 Ook het gebied waarvoor het zeker is dat de specie niet mag worden verplaatst wordt kleiner. Het was segment 1 t/m 7 en het wordt segment 1 t/m 6 vanwege de gehalten aan cadmium en vooral koper.
- 3 Voor het tussengebied worden de uitspraken onzeker. Als geen emissiereducties worden doorgevoerd mag baggerspecie, vanwege de gehalten aan koper en cadmium, zeker niet uit segment 7 t/m 10 worden verplaatst terwijl dit onzeker is voor segment 11 en 12. Als reducties worden doorgevoerd mag specie zeker wel verplaatst worden uit segment 11 en 12 maar blijft het onzeker of dit, vanwege de koper- en cadmiumgehalten, mag uit segment 7 t/m 10.

4.5 Beleidstekorten.

De geconstateerde beleidstekorten voor de Westerschelde zijn samengevat in Tabel 5. Hierbij is uitgegaan van het BBT-alternatief en van figuur 1 en 3. Er is dus geen rekening gehouden met de modelonzekerheden. In Tabel 5 is voor de gemodelleerde stoffen aangegeven of er sprake is van een beleidstekort voor de korte dan wel voor de lange termijn. Als na realisatie van de emissiereductie percentages van het BBT-alternatief de grenswaarde niet wordt bereikt in de Westerschelde dan is er sprake van een beleidstekort voor de korte termijn. Wordt de streefwaarde niet gehaald dan is er een beleidstekort voor de lange termijn.

Tabel 5 Overzicht van noodzaak tot aanvullend beleid voor de Westerschelde bij uitvoering van het BBT-alternatief.

	BBT-alternatief	
	Grenswaarde	
	Zeeschelde	Westerschelde
O ₂		
N		
Cd		
Cr		
Cu		
Zn		
B(a)P		
Fla		
PCB-52		
PCB-153		
γ-HCH		

Toelichting: N.B. = niet beschikbaar

 Aan doelstelling wordt voldaan

 Aanvullend beleid noodzakelijk

Tabel 5 laat zien dat er voor de Westerschelde voor de korte termijn beleidstekorten zijn voor de volgende stoffen: stikstof, cadmium, koper, fluorantheen, PCB-153 en γ-HCH. Voor deze stoffen worden in de hele Westerschelde na realisatie van de emissiereducties in het Beleidsplan Westerschelde en het MINA plan aangevuld met de introductie van best bestaande technieken bij speerpuntbedrijven en RWZI's de Nederlandse grenswaarden niet bereikt. Voor de andere stoffen in Tabel 5 wordt de grenswaarde wel bereikt. Voor de lange termijn, dit is het bereiken van de streefwaarden in de hele Westerschelde, zijn er beleidstekorten voor alle stoffen. Er bestaat blijkbaar wrijving tussen emissiereductie en waterkwaliteits (immissie) doelstellingen. Als emissiedoelstellingen zijn gerealiseerd wordt niet automatisch voldaan aan de immissie-doelstellingen.

Bovenstaande conclusies zijn niet specifiek voor de Westerschelde. Uit de risicobeoordeling van zowel de Nederlandse zoet (Eys, 1995) als overige zoutwatersystemen (van Eck et al., 1994) blijkt dat ook in het stroomgebied van Rijn en Maas als in de overige zoutwatersystemen vaak sprake is van beleidstekorten voor dezelfde stoffen.

5 Conclusies en aanbevelingen

Uit de uitgevoerde studie kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

Voor zuurstof en stikstof zijn er maar twee duidelijk verschillende resultaten. Die voor het nul- en slibalternatief zijn vrijwel hetzelfde, die voor het zuurstof-, plan-, bodem- en BBT-alternatief ook. Voor de spoormetaal en organische microverontreinigingen zijn er drie verschillende resultaten. Die voor het nul- en zuurstofalternatief, die voor het slibalternatief en die voor het plan-, bodem- en BBT alternatief. De reden hiervoor is dat de emissiereductie percentages in veel alternatieven vrijwel dezelfde zijn.

Voor de korte termijn zijn er voor de Westerschelde beleidstekorten voor de volgende stoffen: stikstof, cadmium, koper, fluorantheen, PCB-153 en γ -HCH. Voor deze stoffen wordt na realisatie van de emissiereducties van het BBT-alternatief hun grenswaarde in de hele Westerschelde niet bereikt. Voor zuurstofbindende stoffen, chroom, zink, benzo(a)pyreen en PCB-52 is op korte termijn geen aanvullend beleid nodig. Na realisatie van de emissiereducties van het BBT-alternatief wordt de grenswaarde van die stoffen in de hele Westerschelde bereikt. Beleidstekorten voor de lange termijn zijn er voor alle stoffen omdat met de emissiereducties van het BBT-alternatief voor geen enkele stof in de hele Westerschelde de streefwaarde wordt bereikt. Het meest scherpe emissiereductie alternatief voorkomt dus niet het ontstaan van beleidstekorten. Blijkbaar zijn emissiereductie- en immissiedoelstellingen (grens- en streefwaarden) niet op elkaar afgestemd. Bovenstaande conclusies zijn niet specifiek voor de Westerschelde. Voor vele andere zoet- en zoutwatersystemen zijn beleidstekorten aanwezig voor dezelfde stoffen.

De evenwichtstijd, de tijd die het systeem nodig heeft om zich aan te passen aan een nieuwe belasting, van 10 jaar betekent dat de resultaten voor het alternatief met huidige of schone bodem vrijwel hetzelfde zijn, omdat pas 10 en 25 jaar na start van de berekeningen wordt getoetst aan de normen.

De evenwichtstijd van ongeveer 10 jaar betekent dat de omvang van de emissies rond het jaar 2000 de situatie in 2010 bepaalt. Of: als een bepaalde emissiereductie in 2010 tot de streefwaarde leidt dan wordt deze gehaald als de emissiereductie rond 2000 is gerealiseerd. Er is dus nog tijd tot het jaar 2000 om aanvullend beleid te formuleren en te realiseren.

De evenwichtstijd van ongeveer 10 jaar betekent ook dat de waterkwaliteit die de komende jaren zal worden bereikt goed voorspelt kan worden uit de na 1985 werkelijk gerealiseerde emissiereducties. Het inventariseren van de emissiereducties die na 1985 werkelijk zijn gerealiseerd, is dus zinvol. Dit geldt ook voor het doorrekenen van het model met de werkelijk na 1985 gerealiseerde reductie percentages.

De resultaten voor het alternatief met alleen slibverwijdering uit de toegangsgeulen naar de Antwerpse havendokken zijn beter dan die van het nulalternatief. De slibverwijdering uit de toegangsgeulen verbetert de waterkwaliteit dus. De omvang van de verbetering is echter vrij gering ten

opzichte van het plan-, bodem- of BBT-alternatief. Ze is bovendien beperkt tot het deel stroomafwaarts van de Zeeschelde. Slibverwijdering is dus niet meer dan een aanvullende maatregel en geen vervanging voor emissiereducties.

De invloed van alleen een vermindering van de belasting met zuurstof-bindende stoffen en nutriënten op de gehalten aan spoormetalen en organische microverontreinigingen blijkt gering in de modelresultaten. Dit komt omdat het huidige model hiervoor eigenlijk niet geschikt is. De waterbodem is in het huidige model namelijk slechts schematisch opgenomen.

Uit de toetsing aan de uniforme gehalte toets blijkt dat, rekening houdend met de onzekerheid in de modelvoorspellingen, zonder emissiereducties ten opzichte van 1985 uit segment 1 t/m 10 geen specie mag worden gestort. Dit mag misschien ook niet uit segment 11 en 12 maar zeker wel uit segment 13 en 14. In de alternatieven met de grootste emissiereducties, het plan-, bodem of BBT-alternatief, mag het zeker niet uit segment 1 t/m 6, mag dit wellicht wel uit segment 7 t/m 10 en zeker wel uit segment 11 t/m 14. In geen enkel alternatief is het kortom zeker dat specie uit de gehele Westerschelde altijd vrijelijk mag worden verplaatst.

Uit de uitgevoerde studie zijn de volgende aanbevelingen voor vervolgonderzoek naar voren gekomen:

M.b.t. beleidsplannen en beleidstekorten

Het is zinvol om, samen met de Directie Zeeland, te inventariseren welke reductiepercentages daadwerkelijk voor de verschillende stoffen sinds 1985 zijn bereikt. Het resultaat kan gebruikt worden om het model door te rekenen met de werkelijk bereikte reductiepercentages na 1985. De ontwikkeling van de waterkwaliteit tot het jaar 2000 wordt dan beter in beeld gebracht en de beleidstekorten zijn beter te definiëren.

Omdat beleidstekorten niet voorkomen worden met het huidige BBT-alternatief is het nuttig om een nieuw BBT-alternatief te definiëren. In dit nieuwe BBT-alternatief worden de emissies gereduceerd met percentages die volgens de huidige technische inzichten op niet al te lange termijn haalbaar zijn. Gekeken kan dan worden of de beleidstekorten verdwijnen met het nieuwe BBT-alternatief.

In het rapport is alleen aangegeven voor welke stoffen er een beleidstekort is. Hoe groot het beleidstekort is, is niet vermeld. De omvang daarvan ten opzichte van de in het beleidsplan Westerschelde en MINA-plan vermelde reductiepercentages zou vastgesteld kunnen worden.

De Westerschelde zal de komende jaren door een aantal ingrepen veranderen. Genoemd kunnen worden het continueren van de slibverwijdering uit de toegangseulen naar de Antwerpse havendokken, de verdieping, het mogelijk storten van de onderhoudsbaggerspecie in het westen en de aanleg van potpolders. Met Directie Zeeland is al afgesproken dat de invloed van deze ingrepen op de waterkwaliteit zal worden nagegaan.

M.b.t. het model

Momenteel is alleen de modelonzekerheid ten opzichte van de emissies en enige modelparameters bepaald. Het kwantificeren van de onzekerheden van het model zou voortgezet moeten worden. Hierbij zijn drie groepen van onzekerheden aan te wijzen: de onzekerheid in het modelconcept, de onzekerheid in de modelinvoer en de onzekerheid in de waarde van de modelparameters.

Met betrekking tot de eerste vorm van onzekerheid kunnen milieu-chemische eigenschappen, die het estuarium zal kunnen krijgen na sanering, onderzocht worden door alternatieve procesformuleringen in het model aan te brengen en vervolgens de invloed daarvan na te gaan.

De onzekerheid in de modelinvoer bestaat uit diverse onzekerheden: de gebruikte emissies en de gekozen randvoorwaarden als waterbeweging, instraling van licht, slibbalans en modelcompartimentering.

De onzekerheid in de drie onderdelen kan in de toekomst geschat worden met de parameter analyse module die binnenkort aan het model wordt toegevoegd (WL, 1995). Als eerste aanzet zou het nuttig zijn om de parameterruimtes te verkennen van 1980, 1987 en 1991 en daarna met de resultaten van deze verkenningen de scenario's opnieuw door te rekenen.

M.b.t. de normen

Naar verwachting zullen in 1996 in MILBOWA II voor sommige stoffen de waterkwaliteitsdoelstellingen worden bijgesteld. Beleidstekorten kunnen dan verdwijnen of ontstaan. Het is zinvol om na herziening van de normen na te gaan welke beleidstekorten er dan nog resteren.

6 Literatuur

6.1 Gebruikte literatuur

Biersteker, G.J.A., 1994. Onzekerheidsanalyses van de modelresultaten van het waterkwaliteitsmodel voor het Schelde-estuarium. *Afstudeerverslag. Werkdocument RIKZ/AB-94.841x.*

CUWVO, 1990. Aanbevelingen voor het monitoren van stoffen van de M-lijst uit de derde Nota Waterhuishouding: aanbevelingen voor het bemonsteren, analyseren, beoordelen en presenteren van de kwaliteit van oppervlaktewater, waterbodems en zwevende stof. *Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO).*

Eck van, G.T.M., G. Groeneveld en G. Burger, 1994. Risicobeoordeling Nederlandse zoute watersystemen voor de watersysteemverkenningen. *Werkdocument RIKZ/AB-94.865x.*

Eck van, G.T.M. and N.M. de Rooij, 1993. Potential chemical time bombs in the Scheldt estuary. *Land Degradation & Rehabilitation*, 4, 317- 332.

ENW, 1994. Evaluatie nota Water. Derde Nota waterhuishouding. Regeringsbeslissing. Aanvullende beleidsmaatregelen en financiering 1994-1998. *Tweede Kamer, vergaderjaar 1993-1994, 21 250, nr. 27-28.*

Eys, Y.A., 1995. Huidige chemische kwaliteit van de zoete rijkswatersystemen. *RIZA werkdocument 95.056x.*

Gabriëls, G.A., 1993. Lozingenreductie en haalbaarheid Vlaamse basiskwaliteit. Stageverslag. *Werkdocument GWW-93.877x.*

Jonkers, D. en J. Everts, 1992. Zeewaardig. Afleiding van risico niveaus voor microverontreinigingen in Noordzee en Waddenzee. *Min. VROM en Min. V en W. Rapport 1992/2.*

Kater, B.J., 1994a. De operationalisatie van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. *Rapport RIKZ-94.006.*

Kater, B.J., 1994b. Modelonzekerheden. *Werkdocument RIKZ/AB-94.840x.*

Kater, B.J., 1994c. Toepassingen waterkwaliteitsmodel II. *Werkdocument RIKZ/AB-94.882x.*

Lefèvre, F.O.B., 1992. Ontwikkeling in de belasting en de waterkwaliteit van het Schelde-estuarium in de periode 1980-1991. *Rapport DGW-92.042.*

Lefèvre, F.O.B., 1994. Reductie lozingen op de Westerschelde bij toepassing van de 'best bestaande technieken'. *Werkdocument RIKZ/AB-94.849x.*

MILBOWA, 1991. Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water. VROM, *Kamerstuk Tweede Kamer der Staten Generaal, vergaderjaar 1990-1991, 20990, nr. 1.*

Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 1990 (MINA-PLAN 2000, 1989). Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen; voorstellen voor 1990 t/m 1995. Brussel, 1990.

NW3, 1989. Derde nota waterhuishouding. "Water voor nu en later". *Kamerstuk Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1988-1989, 21250, nr. 1-2.*

Ouboter, M.R.L. and N.M. de Rooij, 1990. Use of an autocalibration to evaluate the consistency of a data set in relation to geochemical model formulations. In: K. Kovar, Ed. *Calibration and reliability in ground water modelling*. IAHS Press, Wallingford (UK), p. 195-202.

Ouboter, M.R.L. en G.T.M. van Eck, 1994. Evaluatie modellering organische microverontreinigingen Schelde-estuarium. *Waterloopkundig Laboratorium. Rapport T1244.*

Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, Middelburg, 1991. Beleidsplan Westerschelde.

Scholten, H., B.J. de Hoop en P.M.J. Herman, 1990. SENECA 1.2. A Simulation environment for ecological application. Manual. *Delta Institute for Hydrobiological Research. Yerseke.*

Spronk, G., 1994. Invloed van slibonttrekking Beneden Zeeschelde op de waterkwaliteit op de Belgisch-Nederlandse grens. *Werkdocument RIKZ/AB-94.883x.*

Vereeke, S.J.P., 1994. Geactualiseerde slibbalans Schelde-estuarium. Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, afdeling AXW, Middelbrg. *Nota AX 95.065.*

WL, 1988. DELWAQ Users manual, version 3.0, final draft. *Delft Hydraulics.*

WL, 1990. Manual CHARON, JSBACH, FUN. *Delft Hydraulics.*

WL, 1991. Waterkwaliteitsmodel Westerschelde. *Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Rapport T257.*

WL, 1992. Operationalisatie van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium. Koppelingen SENECA-DELWAQ-CHARON en SENECA-IMPACT. *Rapport T941.*

WL, 1995. Parameter-analyse module ten behoeve van het LIFE-Instrumentarium Schelde estuarium. *Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Rapport T1496.*

6.2 Overzicht literatuur met achtergronden of toepassingen van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium

Gehaltes, gedrag en modellering van organische microverontreinigingen in het Schelde-estuarium, R. van Zoest, nota GWAO-89.023, 29 december 1989.

Eerste schatting gevolgen sanering Schelde-estuarium voor O₂, N en Cd (conclusies), J.P.G. van de Kamer, notitie GWWS-90.13139, 16 augustus 1990.

Eerste schatting gevolgen sanering Schelde-estuarium voor O₂, NH₄, N-tot en Cd (methode/analyse), J.P.G. van de Kamer, notitie GWWS-90.13140, 16 augustus 1990.

Waterkwaliteitsmodel Westerschelde, Waterloopkundig Laboratorium, rapport T-257, januari 1991 (concept).

Zuurstofgehalten 1989 bij Schaar van Ouden Doel, A.M.B. Holland en K. Kramer, nota GWWS-91.085, 10 oktober 1991, voorloper model.

Een voorlopige berekening van de belasting van de Noordzee door de Westerschelde en een eerste schatting van de nauwkeurigheid daarvan, F. Lefevre, notitie GWWS-91.13053, 29 januari 1992.

Resultaten reductiescenario's uitgevoerd met het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium, B.J. Kater, A. Schouwenaar & F. Lefevre, werkdocument GWWS-92.826x, 15 april 1992.

Effectberekeningen, B.J. Kater, werkdocument GWWS-92.884x, 26 oktober 1992.

Calibratie van het algemene waterkwaliteitssysteem op de resultaten van de SAWES-vaartrachten 1987, B.J. Kater, werkdocument GWWS-92.893x, 25 november 1992

Effectberekeningen, B.J. Kater, werkdocument GWWS-93.806x, 13 januari 1993.

Potential chemical time bombs in the Scheldt Estuary, G.T.M. van Eck & N.M. de Rooij, Land Degradation & Rehabilitation (vol. 4), mei 1993.

Chloridegehalten, memo, juni 1993.

Lozingsreductie en haalbaarheid Vlaamse basiskwaliteit, G.A. Gabriëls, stageverslag (Aquatische Ecotechnologie Hogeschool Zeeland), werkdocument GWWS-93.877x.

Modelsimulaties met lozingen zoals vastgesteld door de Vlaamse Milieu-maatschappij, en zoals vastgesteld door de Dienst Getijdewateren/Rijksinstituut voor Kust en Zee, B.J. Kater, werkdocument RIKZ/AB-94.812x, 14 februari 1994.

Reductiescenario's spoormetalen en zuurstof- en stikstofhuishouding, G.J.A. Blersteker, stageverslag (Aquatische Ecotechnologie Hogeschool Zeeland), werkdocument RIKZ/AB-94.814x, 16 februari 1994.

De operationalisatie van het waterkwaliteitsmodel Schelde-estuarium, B.J. Kater, rapport RIKZ-94.006, februari 1994.

Prognoses huidig beleid, B.J. Kater & F.O.B. Lefevre, werkdocument RIKZ/AB-94.813x, 22 maart 1994.

Gevoeligheidsanalyses, B.J. Kater, werkdocument RIKZ/AB-94.819x, 18 april 1994.

Modelonzekerheden, B.J. Kater, werkdocument RIKZ/AB-94.840x, 10 mei 1994.

Onzekerheidsanalyses reductiescenario's, G.J.A. Blersteker, afstudeerverslag (Aquatische Ecotechnologie Hogeschool Zeeland), werkdocument RIKZ/AB-94.841x, 19 mei 1994.

Zoet water in het Schelde-estuarium; veranderingen in de saliniteit, A. Holland & H. Smit, rapport DGW-93.057, 30 juni 1994.

Evaluatie modellering organische microverontreinigingen Schelde-estuarium, verbeterde toepassing van SAWES-IMPAQT, M.R.L. Ouboter & G.T.M. van Eck, WL-rapport T1244, augustus 1994.

Zuurstof en zuurtegraad op de modelrand, B.J. Kater, werkdocument RIKZ/AB-94.833x, 3 januari 1995.

Bijlage I Overzicht gebruikte water(bodem)-kwaliteitsdoelstellingen

Tabel 1 Waterkwaliteitsdoelstellingen standaard water (MILBOWA, 1991; ENW, 1994).

stof	totaal concentratie	
	grenswaarde	streefwaarde
zuurstof	5 mg/l	--
stikstof	2,2 mg/l	--
cadmium	0,2 µg/l	0,05 µg/l
chrom	20 µg/l	5 µg/l
koper	3 µg/l	3 µg/l
zink	30 µg/l ¹	9 µg/l
benzo(a)pyreen	0,005 µg/l	0,003 µg/l
fluorantheen	0,070 µg/l	0,006 µg/l
PCB-52	*	
PCB-153	*	
γ-HCH	0,010 µg/l	0,0002 µg/l

¹ correctie op MILBOWA,

* oude basiskwaliteit : som 7 PCB's = 0,007 µg/l.

Tabel 2 Waterkwaliteitsdoelstellingen standaard bodem (ENW, 1994).

STOF	KLASSE 0	KLASSE I	KLASSE II	KLASSE III	KLASSE IV
cadmium (mg/kg)	0 - 0,8	0,8 - 2,0	2,0 - 7,5	7,5 - 12	> 12
chrom (mg/kg)	0 - 100	100 - 380	-	-	> 380
koper (mg/kg)	0 - 36	-	36 - 90	90 - 190	> 190
zink (mg/kg)	0 - 140	140 - 480	480 - 720	-	> 720
benzo(a)pyreen (µg/kg)	0 - 25	25 - 50	-	-	-
fluorantheen (µg/kg)	0 - 15	15 - 30	-	-	-
PCB-52 (µg/kg)	0 - 1	1 - 4	4 - 30	-	-
PCB-153 (µg/kg)	0 - 4	-	4 - 30	-	-

klasse 0: nul - streefwaarde;

klasse I: streefwaarde - grenswaarde;

klasse II: grenswaarde - toetsingswaarde;

klasse III: toetsingswaarde - interventiewaarde;

klasse IV: interventiewaarde en hoger.

Tabel 3 Gehalte baggerspecie (ENW, 1994).

stof	uniforme gehaltetoets in mg/kg
cadmium	4
chromium	120
koper	60
zink	365
benzo(a)pyreen	0,8
fluorantheen	2
PCB-52	0,03
PCB-153	0,03

Tabel 4 Klasse-indeling en kleurstelling toetsingsresultaat ten behoeve van de presentatie (CUWVO, 1990).

Kleurcode	Standaard water klassegrenzen	Standaard bodem klassegrenzen	Zuurstof	Stikstof
Donkerblauw	$C \leq SW$	$C \leq SW$	$C \geq 7$	$C \leq GW$
Lichtblauw	--	--	$6 \leq C < 7$	--
Groen	$SW < C \leq GW$	$SW < C \leq GW$	$GW \leq C < 6$	$GW < C \leq 2GW$
Geel	$GW < C \leq 2GW$	$GW < C \leq TW$	--	$2GW < C \leq 5GW$
Oranje	$2GW < C \leq 5GW$	$TW < C \leq IW$	--	--
Rood	$C > 5GW$	$> IW$	$C < GW$	$C > 5GW$

C: toetswaarde; SW: streefwaarde; GW: grenswaarde; TW: toetsingswaarde;
IW: interventiewaarde.