

BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

Deelrapport 1

Zuurstofhuishouding

en

Nutriëntenhuishouding

rijkswaterstaat
dienst getijdewateren
bibliotheek
grenadiersweg 31 -
4338 PG middelburg

Werkgroep

Waterbeheer Westerschelde

April 1989

**Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg**

**Rijkswaterstaat Directie Zeeland
Postbus 5014, 4330 KA Middelburg**

INHOUDSOPGAVE

1 Samenvatting	1
2 Inleiding	3
3 De aanvoer van water en nutriënten	
3.1 De waterbelasting	5
3.1.1 De afvoer van de Schelde	5
3.1.2 De overige bronnen	6
3.2 Jaarvrachten van nutriënten en andere stoffen	7
3.2.1 De Schelde	8
3.2.2 Jaarvrachten uit overige bronnen	9
3.3 De belasting vanuit het Zoommeer	11
3.4 Antropogeniteit	12
3.4.1 De antropogene fractie van de fosfor- en stikstofbelasting	12
3.4.2 De antropogene belasting aan inwonersequivalenten	13
4 Ruimtelijke variatie, trends en processen	
4.1 Inleiding	15
4.2 Algemene parameters	16
4.2.1 Chloride	16
4.2.2 Watertemperatuur	16
4.2.3 Zwevend stof	17
4.3 Biochemisch zuurstofverbruik	19
4.4 Stikstofverbindingen	20
4.5 Zuurstof	23
4.6 Fosfaat	25
4.7 Primaire productie in de Westerschelde	26
4.7.1 Het verloop van de fytoplanktonbiomassa	26
4.7.2 Nutriënten	27
4.7.3 De beschikbaarheid van licht	28
4.7.4 Fytoplanktonproductie in de Westerschelde	29
4.8 De waterkwaliteit aan de hand van bacteriologische gegevens	30
4.9 Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde	33
5 Troebelheid en zout-zoetgradiënt	
5.1 Zout-zoetgradiënt en troebelheidsmaximum	35
5.2 De lozing vanuit het Zoommeer	35
5.2 De verdieping van de Westerschelde naar 43'/48'	36
6 Flora en fauna	
6.1 De invloed van het zoutgehalte op de verspreiding van organismen	37
6.1.1 Fytoplankton	37
6.1.2 Zoöplankton	37
6.1.3 Macrowieren	38

6 Flora en fauna (vervolg)

6.1.4	Schorrevegetaties	39
6.1.5	Bodemfauna	40
6.1.6	Zeekreeft en Noordzeekrab	43
6.1.7	Vissen	43
6.1.8	Vogels	44
6.2	De invloed van het zuurstofgehalte op de fauna	46
6.3	De invloed van het nutriëntenaanbod op het fytoplankton	47
6.3.1	De relatie tussen eutrofiëring en algenbloei	47
6.3.2	De eutrofiëring van de kustzone	48
6.3.3	De eutrofiëring van de Noordzee	48
6.3.4	Effecten van eutrofiëring op bodemdieren	49

7 Sanering van de belasting aan zuurstofbindende stoffen

7.1	Het saneringsprogramma voor de Nederlandse lozingen	51
7.2	Het saneringsprogramma voor de Belgische lozingen	52
7.3	Vergelijking met de saneringsinspanning voor de Rijn	52
7.4	Voorgenomen saneringen en hun betekenis voor de Westerschelde	53
7.4.1	Het Rijn-Actieplan	53
7.4.2	De Noordzee-Ministersconferentie	54
7.4.3	Toelichting op onderdelen die voor de Westerschelde van belang zijn	55
7.4.4	Gewenste ontwikkelingen	55

8 De effecten van verdergaande sanering

8.1	Modellering van de zuurstofhuishouding	57
8.1.1	Globale beschrijving van het model	57
8.1.2	Randvoorwaarden voor het model	58
8.1.3	De resultaten van de modelberekeningen	60
8.1.4	Vergelijking met ontwikkelingen in de Rijn	60
8.2	Effecten van de sanering van zuurstofbindende stoffen	61
8.3	Effecten op de bacteriologische belasting	63
8.4	Effecten op de zwevend-stofgehalten	63
8.5	Effecten op de stikstof- en fosfaatbelasting	63

9 Beleidsontwikkeling

9.1	Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid	65
9.2	Internationale afspraken	65
9.3	Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde	66
9.3.1	Algemeen	66
9.3.2	Doelen	67
9.3.3	Voorwaarden	67
9.3.4	Maatregelen	68
9.3.5	Nader onderzoek	68

Geciteerde literatuur	69
Overzicht van figuren	73
Overzicht van tabellen	75
Overzicht van bijlagen	77
Colofon	78
Bijlagen en figuren	

1 SAMENVATTING

Van de totale watertoevoer naar de Westerschelde wordt 78% direct aangevoerd door de rivier de Schelde. Deze rivier levert tevens de grootste bijdrage aan de belasting met nutriënten en zuurstofbindende stoffen. De concentraties van deze verbindingen in het Schelde-estuarium worden daarom in grote mate bepaald door de belasting van de Schelderivier en de processen die zich in deze rivier voltrekken.

Als resultaat van een eerste saneringsinspanning zijn de ammonium- en totaal-koolstofgehalten in het oostelijk deel van het estuarium afgenomen in de periode 1975-1986. Dit is gepaard gegaan met een verbetering van het zuurstofgehalte van 0,9 tot 4,6 mg O₂/l.

In de rapportageperiode 1981-1986 voldoet het zuurstofgehalte te Schaar van Ouden Doel echter nog niet aan de in deze nota geformuleerde waterkwaliteitsdoelstelling van $\geq 5,5$ mg O₂/l. Van ammonium en orthofosfaat zijn de concentraties in het gehele estuarium nog te hoog: Aan de waterkwaliteitsdoelstellingen, $\leq 0,2-0,8$ mg N/l voor ammonium en $\leq 0,03-0,08$ mg P/l voor orthofosfaat, wordt in géén van de jaren voldaan.

Ondanks het hoge nutriëntenaanbod is de primaire productie van het fytoplankton laag, door het ongunstige lichtklimaat onder water. De troebelheid wordt vooral veroorzaakt door anorganisch slib en detritus. De zomergemiddelde zichtdiepte varieert van slechts 0,34 m te Schaar van Ouden Doel tot 1,03 m te Vlissingen. In het kustgebied echter, kan de fytoplanktongroei in het voorjaar beperkt worden door de beschikbaarheid van fosfaat. Eutrofiëringseffecten zullen in deze zône kunnen optreden.

De samenstelling van de bodemfauna is afhankelijk van het zoutgehalte. Kokkel, Mossel en Alikruik worden vrijwel uitsluitend in het zoute deel van de Westerschelde gevonden. Nonnetje, Zeeduizendpoot en Slijkgarnaal dringen door in het brakke gedeelte. In dit oostelijk deel hebben de lage zuurstofgehalten, in combinatie met de belasting aan microverontreinigingen en een geleidelijke verzanding van de slikken, geleid tot een verarming van de bodemfauna, zowel in soortenaantal als in biomassa. Volwassen exemplaren van Strandgaper lijken volledig te ontbreken. Vermoedelijk is de achteruitgang van de bodemfaunabiomassa verantwoordelijk voor de afname van het aantal overwinterende steltlopers (Bonte strandloper, Scholekster, Tureluur) in het oostelijk deel; in het westelijk deel zijn de aantallen vrijwel gelijk gebleven.

Een verdergaande sanering van de belasting aan zuurstofbindende stoffen en nutriënten zal de zuurstofhuishouding in het oostelijk deel van de Westerschelde moeten verbeteren. Met de beoogde handhaving van de bestaande zout-zoetgradiënt is dit een voorwaarde voor het herstel van de estuariene soortenrijkdom van de bodemfauna, voor een versterking van de kinderkamerfunctie voor platvis en garnalen en voor de terugkeer van anadrome vissoorten als Elft, Fint, Houting en Zalm. Door reductie van de nutriëntenbelasting zal de kans op het optreden van eutrofiëringseffecten in de kustzône verminderd moeten worden. De jaargemiddelde nutriëntengehalten in het kustgebied zullen op middellange termijn de referentiewaarden moeten benaderen.

2 INLEIDING

Deze nota is opgesteld ter onderbouwing van het beleid voor de Westerschelde met betrekking tot de belasting aan zoetwater, nutriënten en zuurstofbindende stoffen. Dit beleid is verwoord in het integrale beleidsplan Westerschelde.

In tegenstelling tot de andere Zeeuwse rijkswateren wordt de Westerschelde sterk beïnvloed door lozingen van gemeentelijk en industrieel afvalwater. Deze lozingen vinden plaats op zowel het Belgische als het Nederlandse deel van het hydrografische bekken. Tot in de zeventiger jaren ging het in vrijwel alle gevallen om de emissie van ongezuiverd afvalwater, wat resulteerde in een hoge belasting met afbreekbare organische stof, nutriënten, zware metalen en organische microverontreinigingen. Een eerste planmatige sanering van de Nederlandse lozingen werd uitgewerkt in het in 1979 verschenen "Waterkwaliteitsplan Zuidelijke Deltawateren 1979, periode 1980-1984". Een belangrijke sanering werd in 1983 gerealiseerd door de ingebruikname van de rwzi te Bath. Hiermee werd een omvangrijke bron van zuurstofbindende stoffen geëlimineerd. In hoofdstuk 3 van deze nota wordt de belasting met zoetwater, nutriënten en zuurstofbindende stoffen in de periode 1981-1987 gerapporteerd. Hiermee wordt aangesloten op een eerdere rapportage, over de periode 1964-1981 [26]. Onderscheid wordt gemaakt tussen verschillende categorieën belastingsbronnen. Alleen de vrachten vanuit de Schelde zijn over de gehele periode bekend.

In hoofdstuk 4 wordt de ruimtelijke variatie en de ontwikkeling van de waterkwaliteit beschreven, met betrekking tot de genoemde parameters. De beschrijving is gebaseerd op tweewekelijkse waarnemingen op vier meetpunten langs de lengteas van het estuarium.

Tijdens de rapportageperiode is de laatste fase van de Deltawerken afgesloten: de bouw van de compartimenteringsdammen in de Oosterschelde, waardoor het zoete Zoommeer is ontstaan. In hoofdstuk 5 wordt aandacht besteed aan de consequenties hiervan voor de troebelheid en de zout-zoetgradiënt in de Westerschelde. Zo'n grootschalige zout-zoetgradiënt wordt in Nederland verder alleen nog gevonden in het Eems-Dollard estuarium, waar zij de oorzaak is van een geleidelijke verschuiving in de samenstelling van plankton en bodemfauna. Met de ontwikkeling van de systeembenadering in de komende Derde Nota Waterhuishouding, is het eens te meer van belang om inzicht te hebben in het functioneren van dergelijke ecosystemen. In het bijzonder vormt de beïnvloeding van het mariene fytoplankton in het kustgebied van het estuarium een actueel probleem, sinds de rampzalige gevolgen van algenbloei in Scandinavische kustwateren. In hoofdstuk 6 wordt een beeld geschetst van de flora en fauna van de Westerschelde en aandacht besteed aan de ecologische gevolgen van verontreiniging.

In de hoofdstukken 7 en 8 worden de geplande en voorgestelde saneringen met hun effecten op de waterkwaliteit besproken. In hoofdstuk 9 tenslotte, worden voorstellen geformuleerd voor het toekomstig waterkwaliteitsbeleid in de Westerschelde.

Verantwoording van de rapportage

Deze nota maakt deel uit van een rapportage van onderzoek waarin de ecologische ontwikkeling van de Westerschelde wordt beschreven ter onderbouwing van het beleid voor dit estuarium. Om praktische redenen is de rapportage opgesplitst in vier deelnota's, getiteld :

- 1 Zuurstof- en nutriëntenhuishouding
- 2 Microverontreinigingen
- 3 Slibhuishouding en bodemkwaliteit
- 4 Morfologische structuur en dynamiek

Deze nota's zijn vervaardigd door de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, een samenwerkingsverband tussen de Dienst Getijdewateren (DGW) en de Directie Zeeland van de Rijkswaterstaat.

Samenstelling van de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde

Directie Zeeland :	L. Bijlsma (voorzitter) W. Iedema J.P. Swart
Dienst Getijdewateren :	J. Coosen A.M.B. Holland T. Pieters (vanaf juni 1988) F. Steyaert (tot juni 1988) J. Stronkhorst T. Walhout (secretaris) C.J. van Westen
RDD Aquatic Ecosystems :	R. Bijkerk (redactionele ondersteuning; vanaf augustus 1988)

3 DE AANVOER VAN WATER EN NUTRIENTEN

3.1 De waterbelasting

Van de totale watertoevoer naar de Westerschelde, tussen de Nederlands-Belgische grens en de lijn Vlissingen-Breskens, wordt ongeveer 80% direct via de Schelde aangevoerd. Neerslag, kanalen en poldergemalen dragen bij aan de resterende belasting. Het overgrote deel van het aangevoerde water is zoet. Brak water wordt alleen via sommige sluizen op de Westerschelde gebracht. De afvoer van de Schelde en de bijdrage van de overige bronnen worden in deze paragraaf gekwantificeerd in termen van debieten.

3.1.1 De afvoer van de Schelde

Op grond van de herkomst van het afgevoerde water moeten de Schelde en haar bijrivieren tot de zogenaamde regenrivieren gerekend worden. Het afwateringsgebied is aangegeven in figuur 1. De totale oppervlakte hiervan bedraagt ongeveer 1.900.000 ha.

Sinds 1947 verrichten de Antwerpse Zeediensten metingen om de afvoer van de Schelde te bepalen. Figuur 2 geeft het jaargemiddelde debiet ter hoogte van Schelle over de periode 1950-1987. De gehanteerde berekeningsmethodiek [3] is in dit tijdvak vrijwel gelijk gebleven. Wel zijn werken uitgevoerd die verdere wijzigingen van het rivierregiem teweeg hebben gebracht, zoals de dijkwerken in de Kleine Nete in 1986, maar deze hebben niet geleid tot veranderingen in de afvoer.

De jaarafvoer te Schelle, gemiddeld over het tijdvak 1950-1987, bedraagt $3.4 \cdot 10^9 \text{ m}^3$. De laagste afvoer, $1.7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$, werd gemeten in 1976, de hoogste, $6.5 \cdot 10^9 \text{ m}^3$, in 1966.

De periode 1980-1987 wordt gekenmerkt door relatief-hoge debieten (tabel 1). Deze kunnen toegeschreven worden aan het eveneens relatief-hoge neerslagoverschot. Figuur 3 toont het seizoensverloop in de afvoer, gemiddeld over deze periode.

Ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel overschrijdt de Beneden-Zeeschelde de grens met Nederland. Vanaf dat punt wordt de rivier over het algemeen Westerschelde genoemd. Deze grensovergang heeft geen directe betekenis voor het estuarium, maar is van essentieel belang door verschillen in beleid die tussen België en Nederland met betrekking tot oppervlaktewater bestaan.

Voor de bepaling van grensoverschrijdende vrachten uit gemeten concentraties te Schaar van Ouden Doel, moet de afvoer van de Schelde op dit punt berekend worden uit de afvoer te Schelle. Tot en met 1987 verhoogden zijdelingse belastingen op het traject Schelle-Schaar van Ouden Doel deze afvoer met gemiddeld 12%. Hierin zijn de waterverliezen in het sluisstelsel van het Albertkanaal begrepen, waardoor ongeveer $8 \text{ m}^3/\text{s}$ aan Maaswater wordt afgevoerd naar het Scheldebekken. De afvoer te Schaar van Ouden Doel is dan ook berekend door die te Schelle met een factor 1,12 te vermenigvuldigen (tabel 1). Sinds medio 1988 wordt indirect uit het Zoommeer ongeveer $6 \text{ m}^3/\text{s}$ zoetwater (Rijnwater) op de Schelde gebracht

via het systeem Kreekraksluizen-Antwerps Havenbekken-Zandvlietssluizen. Hierdoor kan deze factor toenemen tot maximaal 1,32. Het water dat bij Doel de grens overschrijdt bestaat door deze belastingen voor $\pm 85\%$ uit Scheldewater (tabel 2), 8% uit Maaswater en 6% uit Rijnwater. Door het Kanaal Gent-Terneuzen en het Afleidingskanaal van de Leie wordt water aan de Bovenschelde onttrokken.

TABEL 1 *De afvoer van de Schelde te Schelle en Schaar van Ouden Doel, in de periode 1980 - 1987.*

Locatie	Jaargemiddelde afvoer in m ³ /s							
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Schelle	120	141	111	107	131	107	113	149
Schaar van Ouden Doel	134	158	124	120	147	120	127	167

Bron: Antwerpse Zeediensten; de afvoer te Schaar van Ouden Doel is berekend door de afvoer te Schelle met een factor 1,12 te vermenigvuldigen (zie tekst).

3.1.2 De overige bronnen

Op diverse punten langs de Westerschelde wordt water op het estuarium gebracht via poldergemalen en afvalwaterleidingen en via de sluizen bij Vlissingen, Terneuzen en Hansweert (bij Hansweert en Vlissingen wordt ook water aan het estuarium onttrokken om het peil in de kanalen door Zuid-Beveland en Walcheren te handhaven). Daarnaast levert de neerslag een bijdrage aan de waterbelasting. De jaargemiddelde debieten van deze bronnen zijn berekend over de periode 1981-1986 en worden gepresenteerd in tabel 2. Uit deze tabel kan het relatieve belang van elk worden afgelezen. Hieronder wordt per bron aangegeven hoe deze debieten zijn berekend.

Polderuitslag

Polderwater wordt via gemalen of uitwateringssluizen op de Westerschelde geloosd. Alleen van gemalen zijn de uitgeslagen hoeveelheden bekend. Deze uitslagen zijn gebruikt om de afwatering per hectare te berekenen. Vervolgens is dit gegeven toegepast op het polderoppervlak dat via een uitwateringssluus loost. De totale polderuitslag is opgenomen in tabel 2.

Neerslag

De hoeveelheid zoetwater die als gevolg van neerslag direct op de Westerschelde terecht komt, is van vergelijkbare grootte als de polderuitslag (tabel 2). Op een aantal stations langs de Westerschelde wordt de neerslag geregistreerd. De verschillen tussen deze stations zijn klein, zodat de gegevens van Vlissingen als maat voor het gehele gebied zijn gekozen.

Kanalen

De Westerschelde is door sluizen verbonden met het Kanaal Gent-Terneuzen, het Kanaal door Zuid-Beveland en het Kanaal door Walcheren. De debieten vanuit de kanalen kunnen berekend worden uit de waterbalansen die voor deze sluizen worden bijgehouden. De bijdrage van de kanalen is voor zo'n 92% afkomstig uit het Kanaal Gent-Terneuzen (tabel 2); voor een deel betreft dit Scheldewater.

Industriële lozingen

De hoeveelheden bedrijfsafvalwater die in 1985 direct op de Westerschelde zijn geloosd, zijn als uitgangspunt voor de berekeningen genomen. Het totale, jaargemiddelde debiet van zowel gezuiverd als ongezuiverd water komt op 2,5 m³/s. Er is verondersteld dat dit debiet gedurende het tijdvak 1981-1986 gelijk is gebleven (tabel 2).

TABEL 2 De wateraanvoer naar de Westerschelde in de periode 1981 - 1986.

Belastingsbron	Jaargemiddelde debiet in m ³ /s					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schelde-afvoer ¹⁾	158	124	120	147	120	127
Polderuitslag	12,9	8,5	8,5	11,9	10,1	10,1
Neerslag	8,8	7,7	7,3	7,9	7,4	7,6
Kanaal door Z-Beveland ²⁾	0,4	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3
Kanaal door Walcheren ²⁾	0,9	0,9	0,7	0,9	0,8	1,2
Kanaal Gent-Terneuzen ³⁾	19,0	15,8	16,7	15,9	13,6	14,8
Industriële lozingen	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Totale zoetwateraanvoer	202,5	159,7	156,0	186,5	154,7	163,5

1) Bepaald voor het grenspunt Schaar van Ouden Doel;

2) De wateronttrekking voor het peilbeheer in de kanalen is niet in de berekening betrokken;

3) Grotendeels Scheldewater.

3.2 Jaarvrachten van nutriënten en andere stoffen.

Wanneer de debieten en de concentraties van nutriënten en andere stoffen bekend zijn, kunnen jaarvrachten berekend worden. De jaarvrachten aangevoerd door de Schelde zijn berekend over de periode 1981-1987. De jaarvrachten vanuit andere belastingsbronnen zijn alleen berekend voor 1985, omdat dit jaar als peiljaar gebruikt is.

3.2.1 De Schelde

Tabel 3 geeft een overzicht van de grensoverschrijdende jaarvrachten over de verslagperiode. Hieronder wordt uiteengezet hoe deze vrachten berekend zijn. In tabel 4 worden de vrachten van stikstof, fosfaat en zuurstofbindende stoffen uit de Schelde vergeleken met die uit de overige belastingsbronnen.

De waterkwaliteitsparameters worden gemeten op het meetpunt Schaar van Ouden Doel (boei 87). De metingen vinden plaats tijdens laagwater, met een gemiddelde frequentie van éénmaal per twee weken.

TABEL 3 Grensoverschrijdende jaarvrachten te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1987.

Stof	Jaarvracht in 10 ³ kg						
	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Zuurstof	18400	16500	18300	22881	19835	22568	24471
BZV ₅ ¹⁾	25670	17964	11800	21896	17449	15625	21930
Zwevend-stof ²⁾	-	262800	315840	429968	436016	461412	412139
Zwevend-stof _{zm} ^{2,5)}	275408	328048	204400	392672	375648	351128	432659
Gloeirest ²⁾	-	215600	105800	339808	347424	385078	331453
Organisch-C _{totaal} ²⁾	73300	58856	34900	66024	54432	-	-
Ammonium-N	13742	13148	9142	15332	13988	12575	12841
Nitriet-N	1400	1206	800	1173	1101	1006	1034
Nitriet+nitraat-N	26857	19555	21683	22915	19420	22407	27293
Kjeldahl-N ³⁾	22400	18745	16486	24684	22960	20790	23885
Orthofosfaat-P ⁴⁾	3920	2824	2615	3007	2452	2530	2508
Fosfaat-P _{totaal}	7229	5202	4529	5853	5101	5168	5437
Silicium _{opgelost}	28235	16700	20529	28817	23184	23348	27944
Natrium _{totaal}	301420	43370	54431	84389	91621	120700	77082
Kalium _{totaal}	-	39723	42445	56373	86062	86860	83812
Sulfaat	-	1994824	1756007	2085488	1604767	1796535	167807
Fluor	5779	4376	3992	4589	6673	4100	3665
Chlorofyl-a	222	72	86	72	52	15	60

1) Biochemisch Zuurstofverbruik, bepaald via een vijfdaagse incubatie bij 20°C.

2) Bij particuliere stoffen moet rekening gehouden worden met een overschatting van de vracht.

3) De Kjeldahl-bepaling geeft de concentratie van totaal stikstof, exclusief nitriet en nitraat.

4) Orthofosfaat bepaald door analyse van de fractie oplosbaar reactief fosfaat (SRP).

5) Zwevend-stofgehalte bepaald door filtratie over 0,45 µm, ten behoeve van de analyse van zware metalen.

De cursief gedrukte waarden zijn berekend uit jaargemiddelde concentraties en debieten

- = niet geanalyseerd.

De berekening van de grensoverschrijdende jaarvrachten vindt in drie stappen plaats.

Ter hoogte van Schaar van Ouden Doel is het Scheldewater al verdund met zeewater. Het berekenen van de jaarvrachten van de Schelde door vermenigvuldiging van gemeten concentraties met het debiet is daarom niet toepasbaar. Van stoffen die in zeewater in hogere concentraties voorkomen dan in het rivierwater zouden op deze wijze te hoge vrachten berekend worden. Van stoffen die gekenmerkt zijn door lagere concentraties in zeewater zouden de vrachten onderschat worden. Met deze effecten is rekening gehouden door te veronderstellen dat de concentraties in de zijdelingse belasting op het traject Schelle-Schaar van Ouden Doel, gelijk zijn aan de concentraties in het rivierwater dat Schelle passeert. Op basis van deze veronderstelling worden de waargenomen gehalten te Schaar van Ouden Doel gecorrigeerd.

Als tweede stap zijn de gemiddelde concentraties te Schaar van Ouden Doel per decade bepaald. Hiertoe wordt een grafiek gemaakt met op de y-as de concentratie en op de x-as de 36 decaden. In deze grafiek worden de gecorrigeerde waarnemingen op de juiste datum uitgezet en de punten met elkaar verbonden. De decadegemiddelden kunnen vervolgens afgelezen worden.

De derde stap is het berekenen van de jaarvracht, V . Deze wordt per decade berekend volgens de formule :

$$V = D \cdot t \cdot C_K$$

waarin D de decadegemiddelde afvoer te Schaar van Ouden Doel is in m^3/s , t de tijdsduur van een decade in seconden en C_K de decadegemiddelde, gecorrigeerde concentratie van de betreffende stof.

Bij deze benadering moet het volgende opgemerkt worden. De correctie voor verdunning veronderstelt dat de stoffen zich conservatief gedragen. Dit betekent dat de concentratie van deze stoffen omgekeerd evenredig is met het chloridegehalte, waarvan het verloop in het estuarium is aangegeven door de verdunningslijn in figuur 4. Bij de berekeningen is aangenomen dat de correctie van toepassing is op zowel opgeloste als particuliere stoffen geldt. Welke stoffen zich anders verspreiden is niet precies bekend. De jaarvrachten van deze zullen een beperkte nauwkeurigheid hebben, ofschoon de grootte-orde correct zal zijn.

3.2.2 Jaarvrachten uit overige bronnen

Voor het jaar 1985 zijn de vrachten aan Kjeldahl-stikstof, totaal-fosfaat en biochemisch-zuurstofverbruik samengevat in tabel 4. Hieronder wordt per bron een verantwoording gegeven van de gebruikte meetresultaten.

Polderlozingen

Berekeningen van het biochemisch zuurstofverbruik en van de concentraties Kjeldahl-stikstof en totaal-fosfaat zijn uitgevoerd door de Technologische Dienst voor de Waterschappen, als onderdeel van een breder bemonsterings-

programma. De berekende jaarvrachten door polderlozingen op de Westerschelde staan in tabel 4.

Neerslag

Op het meetstation Braakman zijn het Kjeldahl-stikstof- en het totaal-fosfaatgehalte van regenwater bepaald in de periode 1978-1982 [31].

Bij de berekening van de resulterende jaarvrachten (tabel 4) is uitgegaan van de hoeveelheid neerslag die direct op het buitendijkse gebied van de Westerschelde terecht komt, tussen de Belgisch-Nederlandse grens en de lijn Vlissingen-Breskens. Door verdamping wordt weliswaar eenzelfde hoeveelheid water weer aan het bekken onttrokken, maar de aan regenwater gebonden stoffen kunnen in principe niet verdampen.

Kanalen

Het Kanaal van Gent naar Terneuzen is verantwoordelijk voor ruim 90% van de zoetwaterbelasting vanuit de gezamenlijke kanalen. Ook de concentraties van stikstof, fosfaat en zuurstofbindende stoffen zijn in dit kanaal het hoogst. Daarom wordt volstaan met het geven van de jaarvracht van deze stoffen door het Kanaal Gent-Terneuzen (tabel 4). De gehalten zijn bepaald op het meetpunt Sas van Gent, als onderdeel van de routinemetingen van de waterkwaliteit. Tussen Sas van Gent en Terneuzen vinden minimale lozingen van deze stoffen plaats.

TABEL 4 *De belasting van de Westerschelde door nutriënten en zuurstofbindende stoffen in 1985.*

Bron	Stikstof Kjeldahl 10 ³ kg N	Fosfaat Totaal 10 ³ kg P	BZV ₅ 10 ³ kg O ₂	i.e. 10 ⁶
Schelde	22960	5101	17449	2,2
Polderlozingen	970	272	2070	0,15
Neerslag	602	80	nihil	0,04
Kanaal Gent-Terneuzen	2598	596	1072	0,22
Directe lozingen	1840	1520	1390	0,18
Totaal	28970	7569	20591	2,8
Tessenderlo (proef 1988)	138-850 ¹⁾	36-51	75-288	0,01-0,07

1) Als ammonium-stikstof; bron gegevens Tessenderlo : [1].

Directe lozingen

De belangrijkste bijdragen worden geleverd door de persleiding bij Waarde, de afvalwaterleiding van de kanaalzone bij Terneuzen, het industriegebied Sloe en de plaatsen Middelburg, Vlissingen en Goes. In de nabije toekomst komt hier wellicht nog de afvalwatercollector van Tessenderlo-Chemie bij. De bijdrage van deze leiding, een schatting op basis van een proefneming in 1988 [1], is apart vermeld in tabel 4.

Ook de grensoverschrijdende baggerspeciéstortingen moeten tot de categorie directe lozingen gerekend worden. De vrachten hiervan zijn echter alleen op een aantal zware metalen onderzocht, waarover gerapporteerd wordt in deelrapport 2 "Microverontreinigingen".

3.3 De belasting vanuit het Zoommeer

In april 1987 werd de Philipsdam voltooid, waardoor het Volkerak/Zoommeer-systeem definitief gescheiden werd van het mariene Oosterscheldebekken. Overeenkomstig het beheersplan Zoommeer [42] is tussen mei 1987 en februari 1988 een snelle ontzilting van dit systeem bewerkstelligd. In deze periode is een relatief grote hoeveelheid water op de Westerschelde gebracht, via de Bathse Spuisluis (zie figuur 5). Een aantal malen is de kwaliteit van het gespuide water onderzocht. Uit de resultaten zijn vrachten aan totaal-stikstof en orthofosfaat berekend, die samengevat zijn in tabel 5. Deze belasting aan stikstof en fosfaat bedraagt ongeveer 10% van de bijdrage van de Schelde.

TABEL 5 *De belasting van de Westerschelde vanuit het Bathse Spuikanaal in 1987.*

Tijdvak in 1987 maand	Debiet m ³ /s	Totaal-stikstof 10 ³ kg N	Orthofosfaat 10 ³ kg P
mei	29	164	7
juni	39	230	2
juli	52	356	34
augustus	59	268	54
september	38	137	34
oktober	40	153	33
november	42	170	29
december	32	143	20

Na de ontziltingsfase zal het spuidebiet te Bath gemiddeld 14 m³/s bedragen. Daarbij komen nog de lozingen via de Kreekrak- en Zandvlietsluizen van gemiddeld 6 m³/s. De afvoer vanuit het Zoommeer verhoogt de totale zoetwaterbelasting op de Westerschelde met 8%, uitgaande van de belastings-

situatie in 1985. De resulterende belasting op de Westerschelde aan stikstof en fosfaat, zal dan naar schatting 5, respectievelijk 3% van de belasting via de Schelde bedragen.

3.4 Antropogeniteit

3.4.1 De antropogene fractie van de fosfor- en stikstofbelasting.

De belasting van de Westerschelde met fosfor en stikstof is hierboven gekwantificeerd. In deze paragraaf wordt onderzocht welk deel van deze belasting antropogeen is en welk deel "natuurlijk". Hiertoe is de referentieconcentratie in de Westerschelde berekend op basis van de "natuurlijke" concentraties van het water dat instroomt vanuit de Schelde en het Kanaal. Tabel 6 geeft een overzicht van deze gehalten. Daarnaast is de nutriëntenverspreiding voor de belastingssituatie in het jaar 1985 berekend.

TABEL 6 *De natuurlijke concentraties van fosfor en stikstof.*

	Totaal-fosfor mg/l	Totaal-stikstof mg/l
Noordzee	0,025	0,2
Schelde	0,15	1,0
Kanaal Gent-Terneuzen en polderuitslag	0,13	1,9
Vlissingen-Breskens	0,025	0,2

Gegevens afkomstig of afgeleid uit [23, 43].

De berekeningen zijn uitgevoerd met het model VEDWAM. Bij het vergelijken van berekende en gemeten concentraties zijn een aantal eigenschappen van dit model van belang. Op de eerste plaats is bij de berekeningen aangenomen dat de stoffen zich conservatief gedragen. Hierdoor mag verwacht worden dat in het algemeen een te hoge concentratie zal worden berekend. Op de tweede plaats berekent VEDWAM de gehalten voor de getijgemiddelde situatie, terwijl de metingen meestal worden uitgevoerd rond de hoog- of laagwaterkering. Op de derde plaats geeft het model de concentraties gemiddeld over de verticaal; de metingen daarentegen, zijn representatief voor de bovenste halve meter van de waterkolom. Uit onderzoek is gebleken dat de slibconcentratie gemiddeld over de verticaal een factor één tot drie maal groter kan zijn dan die van de bovenste halve meter. Voor locaties buiten het hoofdwater kan dit verschil zelfs oplopen tot een factor tien.

Bij een vergelijking met de meetgegevens blijken de ranges van de jaargemiddelden elkaar redelijk te overlappen (zie tabel 7), al zullen de berekende concentraties gemiddeld 30 à 50% hoger kunnen zijn dan de waargenomen.

De antropogene fractie, A , is bepaald met behulp van de relatie :

$$A = \frac{C_{85} - C_{ref}}{C_{85}}$$

waarin C_{ref} de met VEDWAM berekende referentieconcentratie voorstelt en C_{85} het berekende gehalte voor de belastingssituatie in het jaar 1985.

De antropogene fractie is bepaald voor de punten Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Lamswaarde en voor het Belgisch-Nederlandse grenspunt. De berekeningen geven aan dat 80 à 90% van de waargenomen concentraties van totaal-fosfor en totaal-stikstof in de Westerschelde, door menselijke activiteiten tot stand komt.

De bijdrage van de diverse belastingsbronnen aan de antropogene fractie is nader geanalyseerd. De resultaten zijn weergegeven in figuur 6. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de invloed van de Schelde overheersend is. Ook de bijdrage van het Kanaal Gent-Terneuzen is voor beide nutriënten van belang.

TABEL 7 *De ranges van waargenomen en berekende, jaargemiddelde concentraties van fosfor en stikstof in de Westerschelde.*

	Totaal-fosfor mg/l	Totaal-stikstof mg/l
Waargenomen (1985)	0,2 - 0,9	1,0 - 3,2
Berekend (VEDWAM)	0,4 - 1,1	1,7 - 4,8

3.4.2 De antropogene belasting aan inwoners-equivalenten

De belasting aan zuurstofbindende stoffen in inwoners-equivalenten (i.e.), is berekend uit de vrachten van de parameters BZV₅ en Kjeldahl-stikstof (zie tabel 4). De omvang van de natuurlijke, grensoverschrijdende jaarvracht is geschat op $0,6 \cdot 10^6$ i.e. De antropogene fractie van de huidige belasting bedraagt dan 73%.

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de ontwikkeling in de waterkwaliteit van de Westerschelde beschreven over de periode 1981-1986. Hiermee wordt aangesloten op een eerdere rapportage [26], die het tijdvak 1964-1981 behandelde. Het jaar 1987 is buiten beschouwing gelaten in verband met de invloed van de geforceerde doorspoeling van het Zoommeer. Waar nodig wordt wel ingegaan op de effecten hiervan.

De beschrijving van de waterkwaliteit is gebaseerd op het WAKWAL-bestand. In deze dataset worden de routinematig ingewonnen waterkwaliteitsgegevens van de Nederlandse oppervlaktewateren verwerkt. De parameters die in dit meetprogramma zijn opgenomen staan in bijlage 1. Voor de Westerschelde zijn de monsterpunten Schaar van Ouden Doel, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen gebruikt.

Van de gemeten parameters wordt de variatie in ruimte en tijd beschreven. Het meerjarig verloop van een aantal parameters, zoals het zuurstofgehalte en het biochemisch zuurstofverbruik, is nader onderzocht door middel van een trendanalyse. De methode van trendanalyse wordt hieronder besproken. Hier en daar wordt aandacht besteed aan onderliggende processen, om inzicht te geven in het ontstaan van de beschreven variatie. Een proces als nitrificatie bijvoorbeeld, beïnvloedt het concentratieverloop van stikstofverbindingen.

Trendanalyse

De dataset van de onderzochte parameters is onderworpen aan een trendanalyse met behulp van het rekenmodel TREND [12]. Met dit model kan een lineaire trend worden bepaald, waarbij zo nodig gecorrigeerd wordt voor afhankelijkheden binnen een meetreeks (via correctievariabelen) en voor seizoenseffecten (via Fouriertransformatie). In bijlage 1 is aangegeven bij welke parameters deze correcties zijn toegepast.

De trendberekeningen hebben in het algemeen betrekking op de periode 1975 t/m 1985. Het model vereist echter een voldoende groot en consistent gegevensbestand. Consistent betekent in deze context, dat de meetfrequentie over het gehanteerde tijdvak constant is. Niet voor alle parameters is de meetfrequentie gelijk gebleven. De periode waarover de analyse toegepast kan worden, de trendperiode, kan daarom per parameter verschillen.

De trendanalyse is uitgevoerd met de gegevens voor de monsterpunten Schaar van Ouden Doel, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen. De berekende trends zijn al of niet rekenkundig significant. Alleen de significante trendlijnen worden gepresenteerd. Een aparte categorie vormen de trends die weliswaar significant zijn, maar niet realistisch. Dit kan optreden bij een te korte trendperiode, of bij parameters waarvan de metingen regelmatig op de detectiegrens uitkomen, terwijl de detectielimieten in de loop van de periode zijn aangepast. Ook deze resultaten worden buiten beschouwing gelaten.

Tenslotte moet men zich realiseren dat de gepresenteerde trends alleen een uitspraak rechtvaardigen over de beschouwde trendperiode. Extrapolatie

naar aansluitende perioden is in principe ongeoorloofd, omdat buigpunten in het langjarig verloop van de meetwaarden worden versluierd door de lineaire trendbenadering.

4.2 Algemene parameters

4.2.1 Chloride

Het verloop van de chloridegehalten in de Westerschelde vertoont een duidelijk seizoensafhankelijk patroon (zie figuur 7). Dit patroon ontstaat door de wisselende rivierafvoer, die het gevolg is van de seizoensmatige variatie in de neerslaghoeveelheden en mate van verdamping. In de winter zijn de chlorideconcentraties relatief laag door de hoge afvoer van de rivier de Schelde. Dit effect van een wisselende zoetwaterbelasting is tot op het meetpunt Vlissingen merkbaar.

De jaargemiddelde chloridegehalten op de vier meetpunten zijn weergegeven in tabel 8.

Om een indruk te krijgen van de zoutgradiënt in het estuarium zijn in figuur 4 drie lengteprofielen van het jaargemiddelde chloridegehalte weergegeven voor, respectievelijk, een nat, een "gemiddeld" en een relatief droog jaar. De chloriniteit neemt af van 16 g Cl⁻/l bij Vlissingen tot rond de 4 g Cl⁻/l bij Doel. De afname is het sterkst op het traject Kruiningen-Doel.

TABEL 8 *Chloride in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde gehalte in mg Cl ⁻ /l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	2981	4125	4470	3837	4376	4230
Hansweert	8300	9593	9732	9485	9560	10144
Terneuzen	12280	13270	13284	13192	12981	13645
Vlissingen	15774	16203	16371	16552	16378	16625

4.2.2 Watertemperatuur

Figuur 8 toont het tijdsverloop van de watertemperatuur over de verslagperiode. De absolute norm voor de basiskwaliteit van 25 °C is in deze periode op géén van de vier meetpunten overschreden. De jaargemiddelden staan in tabel 9. In het oostelijk deel van de Westerschelde is de jaargemiddelde watertemperatuur hoger dan in het westelijk deel. Vooral de zomerwaarden dragen bij aan het ontstaan van dit verschil. Het temperatuursverloop is

het grootst tussen Schaar van Ouden Doel en Hansweert, wat veroorzaakt wordt door het mengproces van rivierwater met het relatief koudere zeewater. Daarnaast is de warmtecapaciteit van het water op het traject Ouden Doel-Hansweert waarschijnlijk lager dan tussen Hansweert en Vlissingen, waardoor het oostelijk deel in de zomer (bij een lage afvoer) sneller opwarmt.

De watertemperatuur is van invloed op de snelheid van allerlei biologische en chemische processen. Processen die zelf het concentratieverloop van diverse stoffen beïnvloeden. De mineralisatiesnelheid bijvoorbeeld, neemt toe met de temperatuur waardoor de verbruikssnelheid van zuurstof stijgt. Omdat de oplosbaarheid van zuurstof in water bij toenemende temperatuur juist lager wordt, kan het zuurstofgehalte vervolgens sterk afnemen.

TABEL 9 *Watertemperatuur in de Westerschelde; jaargemiddelden in de periode 1981 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde watertemperatuur in °C					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	12,7	13,0	12,2	12,6	11,6	11,9
Hansweert	11,2	11,3	10,9	11,4	9,8	10,2
Terneuzen	10,8	11,0	10,6	11,1	9,6	9,8
Vlissingen	10,5	10,7	10,3	10,7	9,5	9,5

4.2.3 Zwevend stof

Het zwevend-stofgehalte van water is een belangrijke parameter. Op de eerste plaats is dit gehalte mede bepalend voor het lichtklimaat onder water. Op de tweede plaats bestaat er een sterke relatie tussen het zwevend-stofgehalte en de verspreiding van microverontreinigingen, die voornamelijk aan de fijne slibfractie gebonden zijn. Het zwevend stof bestaat bijna uitsluitend uit fijn-particulair materiaal, dat als slib kan worden aangemerkt. Zwevend stof, i.c. slib, speelt op de derde plaats een rol in de ophoging van sedimentatiegebieden en het verondiepen van geulen. Bij de baggerwerkzaamheden, die om nautische redenen worden uitgevoerd, doen zich problemen voor omdat het slib zo verontreinigd blijkt dat er speciale maatregelen nodig zijn om de baggerspecie te bergen. Deze problematiek is dermate belangrijk voor de beleidsnota dat er een apart deelrapport, 3, aan wordt gewijd. In deze paragraaf zal alleen aandacht worden besteed aan het verloop van de zwevend-stofgehalten in de Westerschelde.

Bepaling van het zwevend-stofgehalte

Aanvankelijk is het zwevend-stofgehalte uitsluitend bepaald als onderdeel van de analyse van het totaalgehalte en de opgeloste fractie van zware metalen. Hierbij wordt een watermonster van één liter gefiltreerd over een cellulosenitraatfilter met een poriewijde van 0,45 μm . Vervolgens wordt dit filter met het afgefilterde materiaal gedroogd bij een temperatuur van 105 °C, waarna het drooggewicht van het zwevend stof gemeten wordt. Sinds 1982 wordt het zwevend-stofgehalte tevens als zelfstandige parameter bepaald. Alleen wordt bij deze analyse gebruik gemaakt van een glasfiberfilter met een poriewijde van 1,0 μm .

Bij de trendberekeningen is gebruik gemaakt van de zwevend-stofgehalten voor de zware-metalenanalyse, omdat deze bepaling over een langere periode is uitgevoerd. Bovendien kunnen deze gegevens vergeleken worden met de zwevend-stofgehalten uit de periode 1964-1981 [26]. In het algemeen verschillen de resultaten van beide analysemethoden niet opvallend, zoals mag blijken uit figuur 11 en uit een vergelijking van de tabellen 10 en 11.

Verloop van het zwevend-stofgehalte

Figuur 9 laat het concentratieverloop op de vier meetpunten in de Westerschelde zien. Het patroon is grillig wat een gevolg is van de invloed van stroming en golven op de gehalten. Windsnelheid en -richting en het tijdstip van bemonstering ten opzichte van de getijfase veroorzaken een belangrijk deel van de variatie. Ook door baggerwerkzaamheden wordt particulier materiaal gesuspenderd. De berekende jaargemiddelden staan in tabel 10 en zijn grafisch weergegeven in figuur 10. Ter vergelijking geeft tabel 11 de corresponderende gehalten bepaald via de 1,0 μm filtratiemethode.

De zwevend-stofgehalten zijn het hoogst te Schaar van Ouden Doel, maar tussen de overige meetpunten is geen duidelijke gradiënt te onderscheiden, zoals bij het chloridegehalte wel het geval is. Vergeleken met Hansweert zijn de jaargemiddelden bij Terneuzen steeds hoger.

TABEL 10 *Zwevend stof (0,45 μm)¹⁾ in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde gehalte in mg/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	72,4	62,3	54,1	65,3	77,5	61,8
Hansweert	47,1	42,4	37,4	39,4	50,2	55,5
Terneuzen	73,6	90,7	48,2	53,7	58,5	55,8
Vlissingen	64,4	66,8	47,2	50,9	39,4	41,8

1) Bepaald via filtratie over 0,45 μm , voor de analyse van zware metalen.

TABEL 11 *Zwevend stof ($1,0 \mu\text{m}$)¹⁾ in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1982 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde gehalte in mg/l				
	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	67,0	58,9	73,2	90,6	84,5
Hansweert	46,4	40,4	44,1	57,0	33,3
Terneuzen	73,5	48,3	59,8	66,9	35,5
Vlissingen	56,0	46,7	47,5	35,2	26,7

1) Bepaald via filtratie over $1,0 \mu\text{m}$.

4.3 Biochemisch zuurstofverbruik

De bepaling en achtergrond van het biochemisch zuurstofverbruik

Het biochemisch zuurstofverbruik van water wordt bepaald door het meten van de afname van het zuurstofgehalte in een afgesloten en met zuurstof verrijkt watermonster, dat vijf dagen in het donker wordt bewaard bij een constante temperatuur van 20°C . De aldus bepaalde parameter wordt aangeduid als BZV_5 (Eng. BOD_5), met de dimensie $\text{mg O}_2/\text{l}$. Gesproken wordt van BZV_5 -vrachten, of -gehalten, als maat voor de vracht of het gehalte aan zuurstofbindende stoffen. Hoe hoger de concentratie van zuurstofbindende stoffen, hoe groter het BZV_5 . Zuurstofbindende stoffen die in de Westerschelde van belang zijn, zijn organische verbindingen als eiwitten, aminozuren en suikers en diverse gereduceerde, anorganische stoffen, zoals ammonium, ijzer(II)zouten en zwavelwaterstof. Het overgrote deel van deze verbindingen komt in het estuarium door de lozing van ongezuiverd afvalwater in de Schelde.

De variatie in het biochemisch zuurstofverbruik

De maandelijks bepaalde BZV_5 -gehalten fluctueren als gevolg van seizoensvariaties van uiteenlopende aard; figuur 12 toont het tijdsverloop op de vier meetpunten. De pieken die 's zomers vooral te Vlissingen worden geconstateerd, worden veroorzaakt door ontbinding van plankton, dat zich in de voorjaars- en zomermaanden in het mondingsgebied en de Noordzee ontwikkelt.

Te Schaar van Ouden Doel zijn de BZV_5 -jaarvrachten in de periode 1976-1986 niet duidelijk verbeterd, zoals tabel 12 laat zien. Wel lijkt het jaargemiddelde BZV_5 -gehalte hier te zijn afgenomen in de periode 1975-1980 en wel van 6 tot een niveau van 3 à 4 $\text{mg O}_2/\text{l}$ [26]. In de daaropvolgende jaren blijven de gemiddelden op dit niveau schommelen (tabel 13). Vergelijkt men de gehalten uit de periode 1981-1986 met de corresponderende zuurstofconcentraties in tabel 15, dan blijken deze sterk negatief-gerelateerd: In de jaren dat het BZV_5 -gehalte relatief laag is, is het zuurstofge-

halte relatief hoog. In deze periode is tevens sprake van een duidelijker, positief verband tussen zowel vracht als gehalte van zuurstofbindende stoffen en de Schelde-afvoer.

TABEL 12 *BZV₅-jaarvrachten en jaargemiddelde Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1976 - 1986.*

	Jaar in de periode 1976-1986										
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
Afvoer m ³ /s	67	110	97	116	134	158	124	120	147	120	127
Vracht 10 ⁶ kg O ₂ /jaar	22	17	14	23	16	26	18	15	22	17	16

Alleen voor het meetpunt Vlissingen kan een significante trend over de periode 1975-1985 worden afgeleid: het BZV₅-gehalte stijgt hier van 1,7 naar 2,2 mg O₂/l (zie figuur 13). Deze stijging is vermoedelijk veroorzaakt door een toename van de fytoplanktonbiomassa in het mondingsgebied (een tendens die zich voordoet in kustwateren van de Noordzee; zie bijv. [26] en hoofdstuk 6 van dit rapport), of door een toename van de belasting via de afvalwaterlozingen bij Ritthem.

TABEL 13 *Biochemisch zuurstofverbruik (BZV₅) in de Westerschelde; jaargemiddelden in de periode 1980 - 1986.*

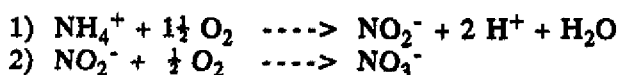
Meetpunt	Jaargemiddeld verbruik in mg O ₂ /l						
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	3,3	4,0	3,6	3,1	3,7	3,4	3,0
Hansweert		1,9	1,7	2,1	1,7	2,0	
Terneuzen		1,8	1,7	1,9	1,6	1,6	
Vlissingen	1,7	2,2	2,4	2,4	2,0	2,1	

4.4 Stikstofverbindingen

Nitrificatie

Sterk gerelateerd aan het biochemisch zuurstofverbruik zijn de stikstofverbindingen ammonium (NH₄), nitriet (NO₂) en nitraat (NO₃). Ammonium is een belangrijk tussenproduct bij de afbraak van organische stof. In wateren

die belast worden met rioolwater of detritus is de concentratie relatief hoog. Bepaalde bacteriën zijn in staat om ammonium in de aanwezigheid van zuurstof om te zetten in nitriet. Dit nitriet kan door andere bacteriën verder geoxideerd worden tot nitraat. Het gehele proces wordt nitrificatie genoemd en is voor de Westerschelde uitvoerig beschreven [24]. De vergelijkingen van de twee stappen zien er als volgt uit :



De tweede stap verloopt in het algemeen zeer snel, waardoor het nitrietgehalte altijd laag is ten opzichte van het nitraatgehalte. De concentratie van beide wordt doorgaans als somparameter, $\text{NO}_2/\text{NO}_3\text{-N}$, opgegeven. De zuurstof benodigd voor de nitrificatie, wordt onttrokken aan het water. Experimenteel is vastgesteld dat voor de omzetting van 1 mg stikstof 4.3 mg zuurstof nodig is. Daarmee levert het nitrificatieproces de belangrijkste bijdrage aan het biochemisch zuurstofverbruik.

In afwezigheid van zuurstof kan nitraat door denitrificerende bacteriën worden omgezet in gasvormige stikstofverbindingen (N_2 , N_2O), waardoor stikstof uit het systeem kan ontsnappen.

Gedrag en concentratie van stikstofverbindingen

De belasting van de Schelde met stikstof is hoog en daarmee ook de vracht die bij Schaar van Ouden Doel het Westerschelde-estuarium binnenstroomt. In tabel 14 is een overzicht gegeven van deze vrachten in de periode 1976-1986.

TABEL 14 *Jaarvrachten van stikstofverbindingen en jaargemiddelde Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1976 - 1986.*

	Jaar in de periode 1976-1986										
	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
Afvoer m^3/s	67	110	97	116	134	158	124	120	147	120	127
Vracht 10^6 kg N/jaar											
NH_4	14	18	13	20	14	14	13	9	15	14	13
NO_2/NO_3	8,6	9,8	21,5	25,1	19,2	26,9	19,6	21,7	22,9	19,4	22,4
Totaal-N	22,6	27,8	34,5	45,1	33,2	40,9	32,6	30,7	37,9	33,4	35,4

Er bestaat een positief verband tussen de afvoer en de totale vracht aan stikstof in de vorm van nitriet + nitraat en ammonium. Enerzijds is dit een

gevolg van de stikstofbelasting op de rivier; door neerslag neemt zowel de afvoer als de uitloging van landbouwgebieden toe. Anderzijds is dit een gevolg van de rol van denitrificatie; bij een lagere afvoer kent het water een langere verblijftijd waardoor de hoeveelheid stikstof die via dit proces uit het systeem verdwijnt groter wordt.

Het verloop van de concentratie van deze stikstofverbindingen in de periode 1981-1986 is weergegeven in de figuren 14 (ammonium) en 16 (nitriet + nitraat). Uit een vergelijking van de corresponderende tijdgrafieken blijkt dat een daling van de ammoniumconcentratie in de zomerperiode gepaard gaat met een evenredige stijging van het nitriet+nitraatgehalte. Dit is een gevolg van nitrificatie. Te Schaar van Ouden Doel zijn de verschillen in de ammoniumconcentratie over een jaar het grootst. De seizoensmatige variatie van het zuurstofgehalte in het aangevoerde Scheldewater speelt hierbij een rol. In de richting van de monding nemen zowel de seizoensverschillen als de concentratie van ammonium af. Het nitriet+nitraatgehalte neemt eveneens af in de richting van de Westerscheldemonding, maar deze afname is minder sterk dan bij ammonium. Ook uit de jaargemiddelden blijkt dat nitrificatie het meest belangrijk is tussen Schaar van Ouden Doel en Hansweert (zie figuur 15 en 17). Op dit traject is zowel de afname van ammonium-stikstof, als de toename van nitriet+nitraat-stikstof het grootst.

Als de concentratie van een stof in een estuarium evenredig is met het chloridegehalte, dan spreekt men van een stof die zich conservatief gedraagt. Wordt de concentratie van deze stof op een aantal punten in het estuarium gemeten en uitgezet tegen het chloridegehalte, dan ontstaat een rechte lijn. Een dergelijk verloop kan men verwachten wanneer de concentratie uitsluitend verandert als gevolg van het mengproces van rivierwater en zeewater (verdunding van de afvoer). Het ontstaan van een rechte lijn kan echter ook betekenen dat er evenveel van de stof bijkomt als verdwijnt, tijdens het transport door het estuarium.

Wat de Westerschelde betreft ontstaat zo'n rechte lijn wanneer de concentraties ammonium-stikstof en nitriet+nitraat-stikstof, gemiddeld over de periode 1981-1986, worden opgeteld en uitgezet (zie figuur 18); deze combinatie gedraagt zich hier conservatief. Uit dezelfde figuur blijkt dat ammonium-stikstof op zich niet conservatief is, want de concentratie ligt lager dan uit verdunning alléén verklaard kan worden. Nitraat-stikstof is evenmin conservatief, want het gehalte daarvan komt hoger uit dan op grond van verdunning verwacht mag worden. Ammonium wordt omgezet in nitraat (nitrificatie) en opgeteld geven beide stikstofverbindingen blijkbaar een concentratieverloop dat door verdunning wel verklaard wordt.

Naast ammonium, nitriet en nitraat komt stikstof nog organisch gebonden voor, in opgeloste en particuliere vorm. Organisch-stikstof gedraagt zich niet conservatief; de concentratie is lager dan men zou verwachten op grond van verdunning met zeewater. Een deel van het organisch-stikstof zal door mineralisatieprocessen worden omgezet in ammonium en vervolgens in nitriet en nitraat.

Denitrificatie, de omzetting van nitraat of nitriet in gasvormige stikstofverbindingen, verloopt onder anaerobe omstandigheden, meestal uitsluitend in de bodem. Momenteel wordt verondersteld dat de stikstofaanvoer via de zijdelingse belastingen en de mineralisatie van organisch-stikstof, ongeveer

gecompenseerd wordt door denitrificatie. Deze zijdelingse stikstofbelasting bedraagt ongeveer 24% van de stikstofbelasting via de Schelde.

In de toekomst zal de belasting met zuurstofbindende stoffen op de Schelde afnemen. Het directe gevolg daarvan is een afname van de ammoniumconcentratie en een toename van het nitraatgehalte. Verwacht wordt dat er een hogere nitraatflux naar de bodem van de Schelde zal ontstaan. Daar vindt denitrificatie plaats, waardoor de stikstof als gas naar de atmosfeer verdwijnt. Als gevolg hiervan zal de nitraatvrucht die het estuarium opkomt voorlopig niet toenemen. Op den duur echter, zal de denitrificerende capaciteit van de bodem kunnen afnemen, wanneer een verhoging van de zuurstofflux naar de bodem gepaard gaat met een afname van het bodemzuurstofverbruik. Het is niet ondenkbaar dat het nitraatgehalte in de Westerschelde hierdoor zal toenemen.

Significante trends

Het ammoniumgehalte vertoont op alle vier de meetpunten een significante afname over de periode 1975-1984/1985 :

Schaar van Ouden Doel	: Van 4,1 naar 1,5 mg N/l over 1975-1985 (figuur 19).
Hansweert	: Van 1,4 naar 0,5 mg N/l over 1975-1984 (figuur 20).
Terneuzen	: Van 0,6 naar 0,3 mg N/l over 1975-1984 (figuur 21).
Vlissingen	: Van 0,3 naar 0,1 mg N/l over 1975-1984 (figuur 22).

De trend van het nitriet/nitraat-gehalte over de periode 1975-1985 kan alleen te Schaar van Ouden Doel berekend worden; de concentratie neemt toe van 2,8 naar 4,3 mg N/l (figuur 23).

Het gehalte Kjeldahl-stikstof (totaal-stikstof excl. nitriet/nitraat) vertoont een dalende trend, voor zover kon worden berekend :

Schaar van Ouden Doel	: Van 5,0 naar 3,5 mg N/l over 1975-1985 (figuur 24).
Hansweert	: Van 1,9 naar 1,4 mg N/l over 1975-1984 (figuur 25).

4.5 Zuurstof

De toestandkoming van het zuurstofgehalte

In het water en het sediment wordt zuurstof verbruikt bij de chemische oxidatie van gereduceerde verbindingen en bij biologische processen als mineralisatie en ademhaling. Aan het wateroppervlak wordt zuurstof aan het systeem toegevoerd via reëratie en in de waterkolom door primaire productie [58]. Door menging en diffusie vindt transport van zuurstof uit het water naar de bodem plaats. Het zuurstofgehalte in oppervlaktewater wordt bepaald door de oplosbaarheid van zuurstof en door de snelheid waarmee zuurstof door genoemde processen wordt toegevoerd c.q. onttrokken.

De snelheid waarmee deze processen verlopen is afhankelijk van de concentratie van de procesvariabelen, zoals zuurstofbindende stof en fytoplankton en van de procesomstandigheden. De invloed van de watertemperatuur werd hiervoor al aangestipt. Om de rol van enkele andere condities te

belichten: Dichtheidsverschillen in de waterkolom, een gevolg van zoutgradiënten, veroorzaken een vertraging in de uitwisseling tussen de zuurstofrijke bovenlaag en de zuurstofarme onderlaag. De zuurstoftoevoer door reëratie is afhankelijk van de windkracht, de strijklengte van de wind over het oppervlak en van de watertemperatuur. De zuurstoftoevoer door primaire productie is vooral afhankelijk van de concentratie fytoplankton en van de hoeveelheid licht die doordringt.

De variatie van het zuurstofgehalte

Het water dat door de Schelde wordt aangevoerd heeft een laag zuurstofgehalte. Dat is een gevolg van de grote belasting met zuurstofbindende stoffen op deze rivier. Het jaargemiddelde gehalte te Schaar van Ouden Doel is lager dan 5 mg O₂/l (zie figuur 28), terwijl de absolute norm voor de basiskwaliteit van zoetwater is vastgesteld op 5 mg/l.

In figuur 27 is het tijdsverloop van de zuurstofconcentratie op de vier meetpunten weergegeven. De duidelijke seizoensfluctuaties worden veroorzaakt door de variatie in watertemperatuur en Schelde-afvoer. 's Zomers is de verbruikssnelheid van zuurstof hoger en het verzadigingsgehalte lager. Ook de afvoer van de Schelde is 's zomers lager, waardoor de concentratie zuurstofbindende stoffen hoger kan zijn. Voor de periode 1964-1980 geeft Van der Kooij [26] een verband tussen de afvoer en het zuurstofgehalte, gebaseerd op jaargemiddelde concentraties en belastingscijfers. De toename van het zuurstofgehalte in deze periode wordt gedeeltelijk toegeschreven aan de verhoging van de Schelde-afvoer.

TABEL 15 *Jaargemiddelde zuurstofgehalten en Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1973 - 1986.*

		Jaar in de periode 1973-1986													
		73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86
Afvoer	m ³ /s	76	156	112	67	110	97	116	134	158	124	120	147	120	127
Zuurstof	mg/l	1,0	1,8	1,2	1,8	1,6	1,8	2,3	2,1	3,6	4,2	4,9	3,8	4,3	4,5

Bron: Gegevens over de periode 1973 t/m 1980 uit [26].

Vergelijkt men de jaargemiddelde zuurstofgehalten te Schaar van Ouden Doel uit de periode 1973-1986 (zie tabel 15), dan blijken deze vanaf 1981 aanmerkelijk hoger te zijn, zonder dat dit kan worden toegeschreven aan de hoogte van de Schelde-afvoer.

Tabel 16 geeft de jaargemiddelde zuurstofgehalten op de vier meetstations, in de periode 1980-1986. De grootste verbetering in de waterkwaliteit door een verhoging van het zuurstofgehalte treedt op te Schaar van Ouden Doel en Hansweert. Voor beide punten geeft de trendanalyse een significante toename van het zuurstofgehalte : Te Schaar van Ouden Doel van 0,9 tot

4,6 mg O₂/l over het tijdvak 1975-1985 (figuur 26), te Hansweert van 7,4 tot 8,3 mg O₂/l over de periode 1975-1984 (figuur 33). Deze stijging van het zuurstofgehalte is zeer waarschijnlijk het gevolg van een verminderde nitrificatie, door een afname van de organisch-stofbelasting. Op de eerste plaats neemt het gehalte totaal-organische koolstof te Schaar van Ouden Doel af met 4,9 mg/l over de periode 1978-1985. Op de tweede plaats vertoont het ammoniumgehalte op dit punt een trendmatige afname van 2,6 mg N/l over 1975-1985, waarbij zich in 1980 een plotselinge daling van het jaargemiddelde concentratieniveau voordoet (zie figuur 19).

Een mogelijk effect van een verhoging van het zuurstofgehalte is een toename van de vracht aan opgeloste metalen. Wanneer de zuurstofflux naar het sediment toeneemt kan dit leiden tot een afname van de hoeveelheid sulfide, die beschikbaar is voor immobilisatie van zware metalen. Een verbetering van het zuurstofgehalte door een verminderde organisch-stofbelasting gaat echter meestal samen met een verhoging van de zuurgraad. Bij een hogere pH is een kleinere fractie van de metalen in oplossing. Onzeker is welk van beide processen in de Schelde een overheersende invloed zal hebben op de beschikbaarheid van metalen.

TABEL 16 *Zuurstof in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1980 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddeld gehalte in mg O ₂ /l						
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	2,1	3,6	4,2	4,9	3,8	4,3	4,5
Hansweert		7,9	8,3	8,5	8,1	8,8	8,6
Terneuzen		8,7	8,8	8,8	8,6	9,2	8,9
Vlissingen	9,2	9,3	9,2	9,2	9,0	9,4	9,2

4.6 Fosfaat

Het verloop van de concentratie orthofosfaat is weergegeven in figuur 34. Door verdunning van de Schelde-afvoer met zeewater zijn de gehalten bij Vlissingen lager dan bij Schaar van Ouden Doel. Interessant is het verschil tussen deze stations wat betreft het seizoensverloop van de orthofosfaatconcentratie. Bij Vlissingen is het gehalte in de zomermaanden lager dan 's winters, door de opname van fosfaat door fytoplankton. Te Schaar van Ouden Doel daarentegen, nemen de concentraties 's zomers toe. Dit is vermoedelijk een gevolg van fosfaatafgifte door de bodem; onder invloed van de lage zuurstofgehalten wordt het fosfaat in de bodem mobiel, waardoor het naar de waterkolom kan diffunderen. Tussen 1972 en 1981 is het jaargemiddelde orthofosfaatgehalte toegenomen van 0,39 tot 0,60 mg P/l [26]. Uit tabel 17 blijkt dat er sinds 1981 sprake is van een geleidelijke daling.

TABEL 17 *Jaargemiddelde orthofosfaatgehalten te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1981 - 1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde gehalte in mg P/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	0,60	0,59	0,50	0,52	0,53	0,48

Trendberekeningen aan de orthofosfaatgehalten over de periode 1975-1984/1985, laten op alle punten nog een toename zien :

Schaar van Ouden Doel : Van 0,48 naar 0,59 mg P/l over 1975-1985 (fig. 29).
 Hansweert : Van 0,35 naar 0,45 mg P/l over 1975-1984 (fig. 30).
 Terneuzen : Van 0,21 naar 0,28 mg P/l over 1975-1984 (fig. 31).
 Vlissingen : Van 0,10 naar 0,12 mg P/l over 1975-1984 (fig. 32).

Het afwijkende beeld van deze trendberekeningen kan worden veroorzaakt door het feit dat bij de analyse rekening wordt gehouden met de afvoer en het zwevend-stofgehalte. Eventuele trendbreuken worden echter niet gesignaleerd, waardoor een nadere analyse in sommige gevallen gewenst is.

4.7 Primaire productie in de Westerschelde

Het seizoensverloop van de nutriënten stikstof en fosfaat kwam hiervoor al even aan de orde. In deze paragraaf wordt een verband gelegd met de primaire productie van het fytoplankton. Onder primaire productie verstaat men de productie van organische stof uit anorganische koolstofverbindingen en voedingsstoffen (stikstof, fosfaat, silicium) onder invloed van zonlicht. Deze productie wordt uitgedrukt in de hoeveelheid geassimileerde koolstof per tijdseenheid en oppervlakte-eenheid.

Op basis van de routinematige waterkwaliteitsmetingen wordt het seizoensverloop van de fytoplanktonbiomassa, de nutriënten en de uitdoving van licht in de waterkolom besproken.

4.7.1 Het verloop van de fytoplanktonbiomassa

Chlorofyl-a

De fytoplanktonbiomassa wordt routinematig gemeten door het bepalen van het gehalte chlorofyl-a in watermonsters. Chlorofyl-a is een fotosynthesepigment, dat een zekere kwantitatieve relatie vertoont met de fytoplanktonbiomassa uitgedrukt in koolstof.

In het voorjaar neemt het chlorofylgehalte toe als gevolg van een stijging van de lichtinstraling (zie figuur 35). Bij Vlissingen vindt deze toename van

de chlorofylconcentratie eerder plaats dan bij Schaar van Ouden Doel. Dit wordt verklaard door een snellere toename van het doorzicht bij Vlissingen en door de aanvoer van fytoplankton vanuit de Noordzee. Maximale chlorofylgehalten worden gevonden in de maanden mei-juli. Bij Vlissingen worden pieken geconstateerd tot 25 $\mu\text{g/l}$, bij Schaar van Ouden Doel en Hansweert tot 110 $\mu\text{g/l}$. In de jaren 1981-1984 is een tweede piek aangetroffen in augustus-september.

De ruimtelijke variatie in het chlorofylgehalte is niet van jaar tot jaar gelijk. In 1982, 1983 en 1984 zijn de concentraties te Schaar van Ouden Doel hoger dan op de overige meetpunten. In 1986 echter, komt de waargenomen maximale concentratie hier niet boven 25 $\mu\text{g/l}$, zonder duidelijke oorzaak. Opgemerkt moet worden dat een piek in het chlorofylgehalte over het algemeen slechts korte tijd voorkomt, zodat de reële, maximale concentratie bij de veertiendaagse bemonstering niet altijd wordt gedetecteerd.

De zomergemiddelde chlorofylgehalten, gemiddeld over de periode 1981-1986, staan in tabel 18. In mei 1987 werd bij Vlissingen een opvallend hoog chlorofylgehalte van 61 $\mu\text{g/l}$ gemeten, tijdens een bloei van *Rhizosolenia delicatula* en *Phaeocystis pouchetii*.

4.7.2 Nutriënten

Stikstof

Voor de groei van het fytoplankton zijn minerale stikstofverbindingen nodig (NH_4 , NO_2 , NO_3). De concentratie anorganische stikstof is weergegeven in figuur 36. Uit deze grafiek blijkt dat de concentratie tijdens de zomermaanden afneemt. Dit is een gevolg van de opname door het fytoplankton, maar ook van het denitrificatieproces, dat 's zomers vooral in het oostelijk deel van de Westerschelde optreedt wanneer de watertemperatuur hoog is en het zuurstofgehalte laag. De zomergemiddelden (tabel 18) vertonen een afname in westelijke richting, door de verdunning van de Schelde-afvoer met zeewater (zie paragraaf 4.6). De laagste concentraties, ongeveer 0,3 mg N/l, worden aangetroffen in het mondingsgebied, in de maanden juli-augustus.

Fosfaat

Naast anorganische stikstofverbindingen is orthofosfaat een belangrijk en potentiëel-groeibeperkend nutriënt voor fytoplankton. Uit het seizoensverloop van de orthofosfaatconcentratie blijkt dat minimale concentraties in het algemeen eerder in het jaar bereikt worden dan bij stikstof het geval is. Te Schaar van Ouden Doel neemt de orthofosfaatconcentratie in de loop van de voorjaars- en zomermaanden alweer aanzienlijk toe, vermoedelijk als gevolg van fosfaataflevering door de bodem. Op de overige meetpunten stijgt de concentratie pas in de tweede helft van het jaar en veel geleidelijker. Evenals bij stikstof nemen de zomergemiddelde orthofosfaatconcentraties in het estuarium af van oost naar west (zie tabel 18).

TABEL 18 *Zichtdiepte en concentratie van chlorofyl-a, anorganische stikstof, orthofosfaat en silicium in de Westerschelde; zomerwaarden, gemiddeld over de periode 1981-1986.*

Meetpunt	Chl-a µg/l	NH ₄ +NO ₂ +NO ₃ mg N/l	Orthofosfaat mg P/l	Silicium mg/l	Doorzicht dm
Schaar van OD	22	5,7	0,56	3,44	3,4
Hansweert	14	3,7	0,35	1,62	6,1
Terneuzen	12	2,3	0,23	0,83	7,1
Vlissingen	12	1,0	0,09	0,30	10,3

Silicium

Silicium, in de vorm van opgeloste SiO₂ (silicaat), is een essentiële voedingsstof voor diatomeeën (kiezelwieren). Silicium wordt aangevoerd met het zoete water dat het estuarium bereikt; de zomergemiddelde concentratie neemt af van oost naar west (zie tabel 18). Figuur 37 toont het seizoensverloop van de silicaatconcentraties op de vier meetpunten in de periode 1981-1986. In de zomermaanden dalen de gehalten tot minimale waarden, die bij Terneuzen en Vlissingen ongeveer 0,03 mg/l bedragen. Net als bij fosfaat stijgen de concentraties weer in de tweede helft van het jaar. Over de genoemde jaren treedt geen duidelijke verandering op in de jaargemiddelde concentratie.

4.7.3 De beschikbaarheid van licht

De bepaling van de daglichtverzwakking

Het zonlicht dat op het wateroppervlak valt wordt met toenemende diepte in de waterkolom zwakker als gevolg van verstrooiing en adsorptie door opgeloste en particuliere stof, van zowel organische als anorganische aard. De mate van uitdoving langs de verticaal bepaalt de gemiddelde beschikbaarheid van licht voor primaire productie in de waterkolom. Een maat voor deze daglichtverzwakking is de extinctie-coëfficiënt, k_d in m⁻¹, die met behulp van een quantumsensor op verschillende diepten bepaald wordt.

Een traditionele en eenvoudige manier om een indruk te krijgen van deze mate van uitdoving, is de bepaling van het doorzicht. Hiertoe laat men een zogenaamde Secchi-schijf in het water zakken, een witte schijf met een diameter van 20 à 25 cm en meet de diepte waarop deze juist uit het zicht verdwijnt.

Variatie in het doorzicht

Zoals tabel 18 laat zien neemt het zomergemiddelde doorzicht af in de richting van Schaar van Ouden Doel. Op dit punt bedraagt de zichtdiepte

gemiddeld slechts 3,4 dm. Uit het tijdsverloop in figuur 38 blijkt duidelijk dat het doorzicht in de Westerschelde het grootst is in de zomermaanden, maar dat de seizoensverschillen te Schaar van Ouden Doel relatief gering zijn. Ook in het moment waarop het doorzicht toeneemt verschilt dit station. Op de meetpunten Vlissingen, Terneuzen en Hansweert neemt het doorzicht toe vanaf april. Te Schaar van Ouden Doel is pas vanaf juli sprake van een (lichte) stijging.

Oorzaken van daglichtverzwakking in de Westerschelde

De bijdrage van de belangrijkste veroorzakers van daglichtverzwakking, te weten anorganisch slib, detritus, chlorofyl en opgeloste kleurstoffen als humuszuren, kan onderzocht worden volgens een methode beschreven door Stronkhorst [48]. Figuur 39 toont de resultaten van een dergelijke analyse voor de punten Vlissingen en Schaar van Ouden Doel, over het jaar 1984. In dit jaar bedraagt de jaargemiddelde extinctie-coëfficiënt bij Vlissingen $2,7 \text{ m}^{-1}$ en te Schaar van Ouden Doel $5,2 \text{ m}^{-1}$. 's Winters zijn de extinctie-coëfficiënten hoog door resuspensie van eerder bezonken detritus en anorganisch slib. Het chlorofyl-a zorgt alleen in de zomer voor een geringe bijdrage van maximaal 15% van de totale uitdoving. De opgeloste kleurstoffen, afkomstig van rivier- en polderwater, leveren door het jaar heen een vrij constante bijdrage. Bij Doel is deze bijdrage groter dan bij Vlissingen: respectievelijk circa 1,4 en $0,2 \text{ m}^{-1}$.

4.7.4 Fytoplanktonproductie in de Westerschelde

Over de primaire productie in de Westerschelde is weinig bekend. De indruk bestaat dat de productie in het westelijk deel hoger is dan in het oostelijk.

De primaire productie van het fytoplankton vindt in de Westerschelde grotendeels plaats in de maanden juni, juli en augustus [11]. De productiviteit van de Westerschelde is niet hoog en vergelijkbaar met die van het Eems-Dollard estuarium (zie tabel 19). Bij deze vergelijking moet echter bedacht worden dat de productieschattingen gebaseerd zijn op verschillende methoden van berekening en betrekking hebben op verschillende perioden.

Het zeer lage doorzicht in de Westerschelde maakt het aannemelijk dat de primaire productie in het estuarium in het algemeen beperkt zal worden door de factor licht. Mogelijk kan in het mondingsgebied een nutriëntenlimitatie optreden tijdens de voorjaarsbloei. Op 27 april 1987 werd bij Vlissingen een relatief hoog chlorofyl-a-gehalte gemeten van $60,5 \mu\text{g/l}$. De concentratie orthofosfaat was lager dan de detectielimiet ($< 0,01 \text{ mg P/l}$), terwijl het doorzicht 1,6 m bedroeg. Dergelijke lage orthofosfaatconcentraties zijn vaker waargenomen voor de Zeeuwse en Zuidhollandse kust, op het hoogtepunt van de bloei van de flagellaat *Phaeocystis pouchetii* [54].

TABEL 19 *Schattingen van de jaargemiddelde primaire productie van fytoplankton in enkele zoutwatersystemen.*

Gebied	Periode	Primaire productie (g C m ⁻² jaar ⁻¹)	Bron
Oosterschelde <i>middendeel</i>	1980-1984	220-340	DGW Middelburg
<i>westelijk deel</i>	1982-1984	240-450	DGW Middelburg
Eems-Dollard <i>troebel deel</i>	1976-1980	40-80	[4]
<i>zeewaarts deel</i>	1976-1980	400-500	[4]
Noordzeekust	1974	100-150	[5]
Grevelingenmeer (<i>stagnant zout</i>)	1976-1977	100	[48]
Veerse Meer (<i>stagnant brak</i>)	1982-1983	300-310	[11]
Westerschelde <i>oostelijk deel</i>	1983	100	DGW Middelburg
<i>westelijk deel</i>	1983	220	DGW Middelburg

4.8 De waterkwaliteit aan de hand van bacteriologische gegevens

De bacteriologische analyses

Voor een beoordeling van de bacteriologische kwaliteit van water worden de volgende parameters bepaald :

- Bacteriën van de coligroep (t-Coli in aantal per ml);
- Thermotolerante bacteriën van de coligroep (th-Coli in aantal per ml);
- Faecale streptococci (groep D-streptococci; FaecStr in aantal per ml).

De bacteriën van de coligroep, met *Escherichia coli* als belangrijkste vertegenwoordiger, zijn normale bewoners van het darmkanaal van warmbloedige dieren, inclusief de mens. Op zich zijn deze colibacteriën niet ziekteverwekkend. Ziekteverwekkend zijn wel de faecale streptococci, die eveneens afkomstig zijn uit het darmkanaal. Het gehalte aan bacteriën van de coligroep, inclusief de thermotolerante, wordt als maat gebruikt voor de concentratie faecale streptococci in het oppervlaktewater. De schatting van dit gehalte, een indirecte bepaling van het meest-waarschijnlijke aantal (MPN) per ml, is weinig nauwkeurig, zeker in zoutwater. Een zoutwaternorm ontbreekt. Geen van de genoemde parameters is over de gehele rapportageperiode op alle monsterpunten in de Westerschelde bepaald.

Thermotolerante coli's

Figuur 40 geeft het verloop van het gehalte thermotolerante bacteriën van de coligroep op de vier meetpunten, over het tijdvak 1981-1984. Te Vlissingen en Terneuzen zijn de waargenomen concentraties over het algemeen lager dan bij Hansweert en Schaar van Ouden Doel. Blijkbaar heeft de afvoer van de Schelde een belangrijke invloed op de verdeling van thermotolerante coli's in het estuarium; door verdunning daalt de concentratie in de richting van de Westerscheldemonding.

De kwartaalgemiddelden te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen staan in tabel 20 en 21. Sinds 1981 maken zogenaamde bevestigingsreacties deel uit van de bepaling van th-Coli [26]. Het is niet onwaarschijnlijk dat daardoor de gehalten sinds 1981 lager zijn.

Trendberekeningen laten een daling zien van het gehalte thermotolerante bacteriën :

Schaar van Ouden Doel : Van 64 naar 14 ml⁻¹ over 1975-1984 (figuur 41).
Hansweert : Van 9 naar 2,5 ml⁻¹ over 1982-1984 (figuur 43).

TABEL 20 *Thermotolerante bacteriën van de coligroep; kwartaalgemiddelde gehalten te Schaar van Ouden Doel.*

Jaar	Gemiddeld aantal per kwartaal in ml ⁻¹			
	1 ^e kwartaal	2 ^e kwartaal	3 ^e kwartaal	4 ^e kwartaal
1978	47	39	23	43
1979	60	58	74	29
1980	52	88	24	26
1981	31	28	5	7
1982	4	10	172	5
1983	3	7	11	13
1984	3	42	18	13

TABEL 21 *Thermotolerante bacteriën van de coligroep; kwartaalgemiddelde gehalten te Vlissingen.*

Jaar	Gemiddeld aantal per kwartaal in ml ⁻¹			
	1 ^e kwartaal	2 ^e kwartaal	3 ^e kwartaal	4 ^e kwartaal
1981	3,5	19,7	0,1	3,1
1982	0,9	0,1	0,1	0,8
1983	2,6	8,5	0,1	3,8
1984	1,5	0,5	1,1	0,6

Faecale streptococcen

Het beeld van de verspreiding van faecale streptococcen in de Westerschelde is vergelijkbaar met dat van de thermotolerante coli's; de gehalten nemen af van oost naar west. Anders dan bij de coli's vertoont het verloop te Schaar van Ouden Doel en Hansweert een seizoensvariatie, met minimale concentraties in de zomermaanden (zie figuur 42). Tabel 22 geeft de kwartaalgemiddelden te Schaar van Ouden Doel.

TABEL 22 *Faecale streptococcen; kwartaalgemiddelde gehalten te Schaar van Ouden Doel.*

Jaar	Gemiddeld aantal per kwartaal in ml ⁻¹			
	1 ^e kwartaal	2 ^e kwartaal	3 ^e kwartaal	4 ^e kwartaal
1981	8,0	3,4	0,5	7,1
1982	4,5	3,2	0,2	4,8
1983	7,7	1,8	0,8	6,1
1984	10,5	3,1	2,4	4,1
1985	16,8	1,5	0,7	4,9
1986	6,9	0,6	2,9	2,7

De beoordeling van de waterkwaliteit

Het bacteriologisch onderzoek van oppervlaktewater is op de eerste plaats van belang voor het beoordelen van de geschiktheid als zwemwater en schelpdierwater. De bacteriologische normen die voor zwem- en schelpdierwater worden gehanteerd zijn aangegeven in tabel 23.

Ter hoogte van Schaar van Ouden Doel en Hansweert wordt soms aan de zwemwaterkwaliteit voldaan, bij Terneuzen wat vaker en bij Vlissingen in de meeste gevallen. Doorgaans wordt de Westerschelde niet als zwemwater verboden wanneer de norm wordt overschreden; wel wordt in zo'n geval het zwemmen ontraden. Infecties, opgelopen tijdens het zwemmen in de Westerschelde, zijn volgens de Provinciale Waterstaat Zeeland in de rapportageperiode nooit gemeld.

Aan de schelpdierwaterkwaliteit wordt alleen te Vlissingen voldaan, maar slechts voor een deel van het jaar. Vis en visproducten uit de Westerschelde worden aan dezelfde kwaliteitsbeoordeling onderworpen als die uit andere wateren. De bacteriologische norm voor vis en visproducten is afhankelijk van de methode van verwerking, conservering en opslag. Hierdoor kan de schelpdierkwaliteit ook aan het schelpdiervlees of het vocht uit de schelp worden beoordeeld.

TABEL 23 *De bacteriologische normering voor zwem- en schelpdierwater.*

Parameter	Voor zwemwater		Voor schelpdierwater	
th-Coli	absoluut mediaan	10 ml ⁻¹ 3 ml ⁻¹	absoluut ¹⁾	0,3 ml ⁻¹
t-Coli	absoluut mediaan	50 ml ⁻¹ 15 ml ⁻¹		
FaecStr	absoluut mediaan	10 ml ⁻¹ 3 ml ⁻¹		
Salmonella's	niet aantoonbaar			

1) Deze norm heeft betrekking op het oppervlaktewater; de norm voor schelpdier vlees en de vloeistof binnen de schelp is 3 ml⁻¹.

4.9 Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde

De basiskwaliteitsnormen die gepresenteerd zijn in het Indicatief Meerjaren Programma (IMP) Water 1985-1989 [40] en het Rijks Waterkwaliteitsplan (RWKP) [41] zijn ontwikkeld voor zoetwater, als toetsingskader voor een reductie van de antropogene belasting. Om de kwaliteit van de zoetwaterfractie in een estuarium te kunnen toetsen is een aparte benadering nodig, die is uitgewerkt in deelrapport 2. De werkwijze wordt hieronder kort toegelicht.

Bij de afvoer naar zee zullen de antropogene fracties geleidelijk afnemen door de verdunning met zeewater. De formulering van een basiskwaliteit voor zoutwater in het algemeen, volgens de benadering voor zoetwater, is daarom zinloos. Een beoordeling van de kwaliteit van zoutwater kan alleen refereren aan de natuurlijke concentraties in zee. Voor een intermediair systeem als het Schelde-estuarium kunnen normen worden afgeleid die het midden houden tussen de basiskwaliteitsnormen voor zoetwater en de referentiewaarden voor zoutwater. Deze normen zijn locatie-afhankelijk, omdat de invloed van de zee landinwaarts afneemt. Door een relatie te leggen met het chloridegehalte kan voor elke locatie en voor elke relevante parameter een norm worden berekend. Deze normen zullen worden beschouwd als waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde, afgeleid van het IMP Water 1985-1989 en het RWKP.

In tabel 24 zijn de waterkwaliteitsdoelstellingen voor zuurstof en nutriënten gepresenteerd. Hieraan zijn de absolute gehalten in de jaren 1981-1986 getoetst (tabel 25). Van de parameter nitriet+ nitraat zijn alleen de gehalten in het zomerhalfjaar bestudeerd. Voor ammonium en faecale coli's is de toetsing uitgevoerd op basis van jaargemiddelden en voor orthofosfaat op basis van zomergemiddelden. Met deze toetsing wordt niet méér beoogd dan het controleren van veranderingen gedurende de onderzoeksperiode.

TABEL 24 *Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde, met de gebruikte referentiewaarden "zout" en basiskwaliteitsnormen "zoet".*

locatie		"zout"	"zoet"	Terneuzen	Ouden Doel
chloride	g Cl⁻/l	19,37	0	13,11	4,00
parameter	mg/l				
zuurstof		7,6	5	6,8	5,5
ammonium - N		0,003	1	0,3	0,8
nitriet+nitraat - N		0,105	10	3,3	8,0
orthofosfaat - P		0,017	0,1	0,04	0,08
parameter	MPN/ml				
faecale coli's		3	20	8	16

TABEL 25 *Toetsing van de waterkwaliteit over de periode 1981-1986¹⁾.*

Parameter	Terneuzen						Ouden Doel					
	81	82	83	84	85	86	81	82	83	84	85	86
zuurstof	+	-	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
ammonium	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nitriet+nitraat	-	+	-	+	-	-	+	+	+	+	+	+
orthofosfaat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
faecale coli's	+	+	+	+			+	-	+	-		

1) + = aan de waterkwaliteitsdoelstelling werd in het gehele jaar voldaan;

- = aan de waterkwaliteitsdoelstelling werd niet voldaan; De meetfrequentie bedroeg 26/jaar.

5 TROEBELHEID EN ZOUT-ZOETGRADIËNT

5.1 Zout-zoetgradiënt en troebelheidsmaximum

De zout-zoetgradiënt in de Westerschelde wordt direct beïnvloed door de verdieping van de vaargeul en de zoetwateraanvoer vanuit het Zoommeer. De troebelheid, die afhankelijk is van de hydraulische processen en weersomstandigheden, wordt indirect beïnvloed door het chloridegehalte. Daarnaast beïnvloedt de chloriniteit het zuurstofgehalte in het water.

In een riviermonding is een troebelheidsmaximum aanwezig in een zone met een chloridegehalte van 0,5-3 g Cl⁻/l. Dit maximum ontstaat door de flocculatie van het slib dat aangevoerd wordt door de rivier en de zee. Het sedimentierend materiaal wordt stroomopwaarts verplaatst door de dichtheidsstroming. In zeewaartse richting neemt het zwevend-stofgehalte vervolgens geleidelijk af.

Ook in de Westerschelde neemt de troebelheid sterk toe beneden een chloridegehalte van circa 3 g Cl⁻/l (zie figuur 44). Een verschuiving in de zout-zoetgradiënt kan dan ook leiden tot een verschuiving van de zone met het troebelheidsmaximum.

5.2 De lozing vanuit het Zoommeer

De geforceerde doorspoeling van het Zoommeer via het Bathse Spuikanaal is in 1987 van invloed geweest op de zout-zoetgradiënt, de troebelheid en het zuurstofgehalte in het oostelijk deel van de Westerschelde. De spuidebieten zijn gerapporteerd in hoofdstuk 3. Het verloop van het chloridegehalte in het spuikanaal en in de Westerschelde te Schaar van Ouden Doel is weergegeven in figuur 45.

In een onderzoek van de Dienst Getijdewateren naar de effecten van de geforceerde doorspoeling op de Westerschelde, wordt het volgende geconcludeerd :

- Het zoete water uit het Bathse Spuikanaal wordt in de Westerschelde volledig gemengd.
- Bij Lamswaarde is in de periode augustus-november 1987 een verlaging van het chloridegehalte opgetreden van ongeveer 2 g Cl⁻/l; figuur 46 geeft de resultaten van de berekeningen waarop deze conclusie is gebaseerd.
- Tijdens het hoge spuidebiet is het zwevend-stofgehalte nabij de Belgisch-Nederlandse grens vermoedelijk toegenomen, door het opschuiven van het troebelheidsmaximum; stroomafwaarts is het gehalte verlaagd door verdunning.
- Wanneer de zuurstofconcentratie in de Schelde laag is treedt er in de omgeving van de Bathse Spuisluis een verbetering op van het zuurstofgehalte.

Sinds februari 1988 wordt er gemiddeld 6 m^3 water/s uit het Zoommeer geloosd via Kreekrak- en Zandvlietsluizen. Het jaargemiddeld debiet uit het Bathse Spuikanaal zal naar verwachting $14 \text{ m}^3/\text{s}$ bedragen, voor doorspoeling en peilbeheer. Uit modelberekeningen volgt dat deze lozingen zullen leiden tot een daling van het chloridegehalte in de Westerschelde. De verlaging bij Lamswaarde wordt geschat op $1 \text{ g Cl}^-/\text{l}$, die bij Vlissingen op $0,4 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ [47]. In de winter zal de veroorzaakte daling in absolute zin hoger zijn dan in de zomermaanden, omdat de lozing via de Bathse Spuisluis 's zomers wordt beperkt. De lozing via de Kreekraksluizen zal daarentegen het gehele jaar continu blijven.

5.3 De verdieping van de Westerschelde naar 43'/48'

De effecten van het verdiepingsprogramma 43'/48' op het chloridegehalte in de Westerschelde, zijn moeilijk te kwantificeren. Modelberekeningen hebben aannemelijk gemaakt dat er uiteindelijk een geringe verzilting van de Westerschelde kan optreden [28]. Deze toename van het chloridegehalte wordt geschat op $1,5 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ te Schaar van Ouden Doel en op $0,4 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ bij Hansweert.

In dit hoofdstuk wordt de verspreiding van organismen in de Westerschelde besproken. Achtereenvolgens wordt aandacht besteed aan fyto- en zoöplankton, macrowieren, schorrevegetaties, bodemfauna, vissen en vogels. In een estuarium is het zoutgehalte van nature één van de belangrijkste factoren, die de verspreiding van organismen bepalen. Zoetwaterorganismen vertonen echter een zekere mate van tolerantie voor zout en ook het omgekeerde is het geval. Voor de fauna van de Westerschelde is daarnaast de zuurstofconcentratie en het voedselaanbod van belang. Door eutrofiëring kan een belangrijke voedselbron, fytoplankton, toenemen.

6.1 De invloed van het zoutgehalte op de verspreiding van organismen

6.1.1 Fytoplankton

Het aantal fytoplanktonsoorten neemt van west naar oost sterk af als gevolg van de gradiënt in het zoutgehalte [4, 5] (zie tabel 26). Tussen Vlissingen en Hansweert bestaat het fytoplankton voornamelijk uit mariene soorten, zoals *Rhizosolenia* spp. en *Chaetoceros* spp. Verder landinwaarts, tussen Hansweert en Schaar van Ouden Doel, domineren autochtone brakwatersoorten, zoals *Coscinodiscus commutatis*. In het brakwatertraject vindt afsterving plaats van het mariene en het zoetwaterplankton. Enkele zoetwateralgen, zoals *Scenedesmus* en *Pediastrum* kunnen nog ter hoogte van Vlissingen gevonden worden.

6.1.2 Zoöplankton

In de Westerschelde vormen de roeipootkreeftjes (copepoden) de belangrijkste groep in het zoöplankton, gemeten naar biomassa. Van deze groep is *Eurytemora affinis* de meest karakteristieke brakwatersoort. Het dier bezit een zeer brede zouttolerantie. Het trilhaardierte *Tintinnopsis fimbriata* is een kensoort voor het mesohaliene overgangsgebied. Meroplanktische larven van bodemdieren worden vooral in de mond van de Westerschelde aangetroffen.

De diversiteit van het zoöplankton neemt af in oostelijke richting. Dit hangt niet alleen met het zoutgehalte samen, maar ook met het afnemende zuurstofgehalte. Voor een aantal zoöplanktonsoorten in de Westerschelde is de aanwezigheid van gebieden beschut tegen golven en turbulentie, van essentieel belang. In het mondingsgebied vormt fytoplankton het belangrijkste voedsel voor roeipootkreeftjes; de ontwikkeling van zoöplankton en fytoplankton loopt hier parallel. Daarentegen is in het oostelijk deel detritus met aanhangende bacteriën een belangrijker voedselbron dan het fytoplankton. Dit blijkt onder andere uit het feit dat *Eurytemora affinis* hier gedurende het gehele jaar, dus ook in de winter, in grote aantallen voorkomt. De biomassa van de copepode-populatie bedraagt in het oostelijk deel ongeveer 0,850 mg natgewicht/l [6]. Van het westelijk deel zijn geen biomassagegevens beschikbaar.

TABEL 26 *Globale samenstelling van het fytoplankton in de Westerschelde in 1987.*

Taxon	Frequentie op monsterpunt		
	Doel	Hansweert	Vlissingen
Diatomeeën			
<i>Coscinodiscus commutatis</i>	+++	+++	++
<i>Melosira sulcata</i>	+	++	+++
<i>Skeletonema costatum</i>	+	++	+++
<i>Dytilum brightwelli</i>	+	+	++
<i>Rhizosolenia setigera</i>	+	+	++
<i>Rhizosolenia shrubsolei</i>		+	+
<i>Chaetoceros</i> spp.		++	+++
<i>Thalassionema nitzschioides</i>		++	+++
<i>Biddulphia aurita</i>		+	++
<i>Thalassiosira</i> spp.		+	+++
<i>Biddulphia sinensis</i>		+	+++
<i>Plagiogramma brockmanni</i>		+	+++
<i>Eucampia zoodiacus</i>			++
<i>Rhizosolenia delicatula</i>			++
<i>Rhizosolenia stolterfothii</i>			++
<i>Coscinodiscus concinnus</i>			++
Groenwieren			
<i>Scenedesmus</i> sp.	+++	+++	+
<i>Pediastrum</i> sp.	+++	++	+
Dinoflagellaten			
<i>Exuviaella</i> sp.	+	+	+
<i>Prorocentrum micans</i>		+	+
<i>Dinophysis acuminata</i>			+
Haptoflagellaten			
<i>Phaeocystis pouchetii</i>			++

Frequentie uitgedrukt als het aantal maandelijkse bemonsteringen in 1987 waarbij het taxon werd waargenomen : + = 1-2, ++ = 3-5, +++ = 6-12.

Bron: DGW Middelburg; de incidenteel waargenomen taxa zijn niet in deze tabel opgenomen.

6.1.3 Macrowieren

De verspreiding van macrowieren wordt vooral bepaald door de aanwezigheid van geschikt substraat. In Nederland vormen dijkglooiingen kunstmatige rotskusten, die potentiële groeiplaatsen zijn voor deze wieren. Andere verspreidingsfactoren zijn het zoutgehalte en de expositie aan golfslag. Van west naar oost neemt de soortenrijkdom af [34]. Op dijkglooiingen in het mariene gebied vind men, vanaf de hoogwaterlijn naar de laagwater-

lijn, Klein Darmwier (*Blidingia minima*), Plat Darmwier (*Enteromorpha compressa*), Blaaswier (*Fucus vesiculosus*) en Hoorntjeswier (*Ceramium rubrum*). Verder oostelijk overheersen in het litoraal Knotswier (*Ascophyllum nodosum*) en Gezaagde Zeeëik (*Fucus serratus*). Ook onder de laagwaterlijn treft men een uitgebreide wervevegetatie aan, met onder andere Viltwier (*Codium fragile*).

In het middengebied van de Westerschelde is de wervevegetatie sterk verarmd. Ten opzichte van het mondingsgebied is het aantal soorten met meer dan de helft afgenomen. De wieren onder de laagwaterlijn zijn nagenoeg afwezig, als gevolg van de hoge troebelheid.

In het brakke gebied zijn de grote bruinwieren verdwenen, met uitzondering van Blaaswier. Hier nemen cyanobacteriën ("blauwwieren") een dominante positie in. Zij groeien ook op het slik dat in dit gebied grotendeels de harde substraten bedekt.

Een heel ander wier is het Nopjeswier (*Vaucheria compacta*), dat in brakwatergebieden zoals het verdrinken land van Saeftinge, grote oppervlakten bedekt als glanzende, donkergroene kussens. Dit wier hecht zich met fijne draadjes in de modder vast, maar kan zich snel boven gesedimenteerd slib uitwerken.

De bijdrage van de macrowieren in de totale primaire productie in de Westerschelde is gering. Anders dan in de Oosterschelde worden op de droogvallende slikken en zandplaten geen uitgestrekte darmwervevegetaties (*Enteromorpha* spp.) gevonden. Vermoedelijk ligt de oorzaak in het hoge slibgehalte van het Westerscheldewater.

6.1.4 Schorvegetaties

Zoutwaterschorren

Gebieden van dit type worden gekenmerkt door een karakteristieke begroeiing van zoutplanten. Op de laagste gedeelten vindt men pioniersvegetaties van Engels Slijkgras en Zeekraal. Op de oeverwallen langs de kreken treft men onder andere Gewone Zoutmelde en Zeeaster aan. Op de hoger gelegen schorren zijn de kreken duidelijker gedimensioneerd en is er sprake van een meer gedifferentieerd systeem van oeverwallen en kommen. De vegetaties zijn hier soortenrijker en behoren voornamelijk tot het Kweldergrasverbond. In botanisch opzicht zijn deze zoutwaterschorren te vergelijken met de schorren van de Oosterschelde. Dit schortype beslaat in de Westerschelde ongeveer 100 ha.

Brakwaterschorren

In botanisch opzicht wijken deze schorren af van de zoutwaterschorren door de aanwezigheid van onder andere Riet- en Zeebiesvegetaties. Verder komen planten voor als Echt Lepelblad en Heemst.

De brakwaterschorren liggen in het oostelijk deel van de Westerschelde (Saeftinge). Met een oppervlakte van ongeveer 2500 ha vormen zij het voornaamste schortype in het estuarium. Dergelijke brakwaterschorren treft men in Nederland alleen nog aan in het Eems-Dollard-estuarium (ca. 900 ha).

6.1.5 Bodemfauna

Bodemfauna van zachte substraten

De verspreiding van deze bodemdieren wordt in estuaria voornamelijk bepaald door twee variabelen: Het zoutgehalte en de sedimentsamenstelling. De relatie tussen het chloridegehalte en het aantal soorten bodemdieren in de Deltawateren is onderzocht door Smidt-Van Dorp [44]. Zij constateerde dat bij een chloriniteit van ongeveer 4 tot 9 g Cl⁻/l het aantal soorten op een relatief laag, maar constant niveau ligt; bij chloridegehalten tussen 9 en 20 g Cl⁻/l neemt het aantal soorten lineair toe.

In het voormalige Biesbosch-Hollandsch-Diep-Volkerak-estuarium was een rijk geschakeerde bodemfauna aanwezig, waarbij de gradiënten in bodemtype en zoutgehalte, alsmede de fluctuaties in het zoutgehalte, voor een geleidelijk verloop in soortensamenstelling zorgden [57] (zie bijlage 2). Ook in het Eems-Dollard-estuarium is een duidelijke gradiënt in soortenaantal geconstateerd [20] (zie bijlage 3). In de Westerschelde is van een dergelijke faunistische overgang slechts een zwakke afspiegeling te vinden: Vooral het brakke en zoetere deel (de Zeeschelde) bezitten een sterk verarmde bodemfauna.

In de bodemfauna van de Westerschelde domineren de detritus-eters, zoals blijkt uit een inventarisatie in de intergetijdezone, uitgevoerd in september 1987 (zie figuur 47; [32]). Wormen zijn veruit het meest algemeen met dichtheden tot 7 à 12000 per m². De gemiddelde biomassa van de bodemfauna is bepaald op 10 g asvrij drooggewicht (adw) per m². Alleen op de slikken bij het Paulinaschor is een hogere waarde van 50 g adw per m² geconstateerd. Onder de tweekleppigen, voor een groot deel suspensie-eters, worden opvallend weinig volwassen dieren gevonden. De populaties van Strandgaper (*Mya arenaria*), Nonnetje (*Macoma balthica*) en Kokkel (*Cerastoderma edule*), bereiken daardoor geen hoge biomassa's.

Het aantal macrofaunasoorten (bodemdieren groter dan 1 mm) neemt af van west naar oost, maar varieert toch sterk langs de gradiënt. De slikken van Saeftinghe en die ten noorden en ten oosten van Terneuzen zijn het armst, de slikken in het westelijk deel het rijkst.

Ook het aantal meiofaunasoorten (bodemdieren kleiner dan 1 mm) neemt af in oostelijke richting.

De biomassa per oppervlakte-eenheid van de macrofauna, is eveneens het hoogst in het mariene gebied. Het ecosysteem in dit gedeelte lijkt op dat van de Oosterschelde. De diversiteit en de gemiddelde dichtheid van de meiofauna zijn er hoger dan in de rest van het estuarium.

In het middengebied neemt het aantal macrofaunasoorten af; Kokkel, Schelpkokerworm (*Lanice conchilega*) en Alikruik (*Littorina* sp.) komen niet, of nog slechts sporadisch voor.

In het brakke deel van het estuarium, waar de chloriniteit varieert tussen 1 en 10 ‰ Cl⁻/l, daalt het aantal soorten tot een minimum. Nonnetje, Zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*) en Slijkgarnaal (*Corophium* sp.) komen veel voor. Volwassen individuen van de Strandgaper lijken volledig te ontbreken in het oostelijk deel van de Westerschelde. Wel komen kleine exemplaren van gemiddeld 2,5 mm lengte voor, in dichtheden van 60 tot 300 per m². Toch is de Strandgaper een karakteristieke soort voor modderige substraten, die ook in brakke wateren doordringt, zoals het voormalige

Volkerak. In het brakke deel van de Westerschelde komen harpacticoïde copepoden slechts zeer sporadisch of in vrijwel monotypische associaties voor; in het meso- en oligohaliene gebied, vanaf Valkenisse, is de harpacticoïde fauna volkomen verdwenen [53].

De beschikbare gegevens voor het meest oostelijke deel, ter hoogte van de Belgische grens, wijzen op een laag soortenaantal in de jaren vijftig [29] en tachtig [21, 52]. Tabel 27 geeft een overzicht van soorten en dichtheden.

TABEL 27 *Dichtheden van bodemdieren rond de Belgisch-Nederlandse grens, in aantal individuen per m².*

Species	Galgeschoor en Groot Buitenschoor			Slikken van Appelzak	Soort
	1952-53	1982-84	1987	1987	
borstelwormen					
<i>Nereis diversicolor</i>	700	2300-3500	230	63	Zeeduizendpoot
<i>Capitella capitata</i>	100	-	280	70	
<i>Spio filicornis</i>	600	-	-	-	
<i>Pygospio elegans</i>	100	-	140	130-210	
<i>Heteromastus filiformis</i>	100	-	-	1750-3580	
<i>Polydora ligni</i>	3000	-	460-9800	210-570	
oligochaete wormen					
<i>Tubifex costatus</i>	500-100000	?	400-13600	140-1320	
schelpdieren					
<i>Macoma balthica</i>	250	0-400	550	380-490	Nonnetje
<i>Hydrobia ulvae</i>	?	40-200	-	-	Wadslakje
kreeftachtigen					
<i>Corophium volutator</i>	100-600	1600-7900	-	230	Slijkgarnaal
<i>Carcinus maenas</i>	?	+	+	-	Strandkrab
<i>Bathyporeia pilosa</i>	?	-	+	+	

+ = aanwezig; ? = vermoedelijk aanwezig; - = niet waargenomen.

Bronnen: 1952-53 : [29]; 1982-84 : [52]; 1987 Galgeschoor : [21]; 1987 Appelzak : [32].

Wat de algemene soorten betreft komt de bodemfauna overeen met die van het brakke gedeelte van het Eems-Dollard-estuarium (zie bijlage 3, sectie III en IV). Daarentegen ontbreken in de Westerschelde een groot aantal minder-algemene soorten. Uit de waarnemingen van Leloup en Konietzko [29] blijkt dat deze situatie al in de vijftiger jaren bestond. Uit dit overzicht kan men concluderen dat de bodemfauna in de oostelijke

Westerschelde maar ten dele overeenkomt met wat men zou verwachten op grond van het beeld in andere estuaria, met een vergelijkbare zoutgradient. Op de mogelijke oorzaken van deze afwijking wordt nader ingegaan in paragraaf 6.2.1 en in deelrapport 2.

Bodemfauna van harde substraten

Over de bodemfauna van harde substraten (dijkglooingen, palen, stenen), zijn voornamelijk gegevens uit de getijdezone beschikbaar. Braber en Borghouts [14] geven de verspreidingsgrenzen van een tiental soorten zee-anemonen en verwanten (Anthozoa) in de Westerschelde. Dodemansduim (*Alcyonium digitatum*) en Viltkokeranemoon (*Cerianthus lloydii*) komen voor in het mondingsgebied tot de lijn Vlissingen-Breskens. De Weduwroos (*Sagartiogeton undatus*) komt iets verder landinwaarts voor, tot 15 ‰ Cl⁻. De Zeedahlia (*Tealia felina*) en de Zeeanjelier (*Metridium senile*) dringen door tot 11 ‰ Cl⁻, terwijl de Golfbrekeranemoon (*Diadumene cincta*) wordt aangetroffen tot 8 à 10 ‰ Cl⁻.

In 1972 is door medewerkers van het Delta Instituut een kwalitatieve inventarisatie van een aantal diersoorten uitgevoerd in Zeeuwse wateren, waarbij vijf plaatsen in het sublitoraal van de Westerschelde-monding waren betrokken [13]. De resultaten staan in tabel 28.

De monding van de Westerschelde staat vanouds bekend als een goede vindplaats van allerlei diersoorten die hard substraat bewonen (zie diverse excursieverslagen in *Het Zeepaard*). Veranderingen in het vóórkomen van soorten zijn in veel gevallen te relateren aan veranderingen in het substraat, of aan de verzanding van nollen.

TABEL 28 *Vóórkomen van enkele diersoorten op hard substraat in het sublitoraal van de Westerschelde-monding in de zomer van 1972.*

Species	Locatie					Soort
	1	2	3	4	5	
<i>Alcyonium digitatum</i>	+	+	+			Dodemansduim
<i>Cerianthus lloydii</i>	+					Viltkokeranemoon
<i>Tealia felina</i>	+	+	+	+	+	Zeedahlia
<i>Acanthodoris pilosa</i>			+			Egelslak
<i>Dendronotus frondosus</i>	+					Boompjesslak
<i>Facelina coronata</i>			+			
<i>Janolus cristatus</i>					+	Blauwtipje
<i>Onchidoris bilamellata</i>					+	Rose sterslak
<i>Patella vulgata</i>		+				Schaalhoorn

Aanduiding locaties :

3 = Vlissingen (Walch.)

Bron : [13].

1 = Westkapelle (Walch.)

4 = Nummer Eén (Z-Vl.)

2 = Nieuwesluis (Z-Vl.)

5 = Fort Zoutman (Z-Bev.)

6.1.6 Zeekreeft en Noordzeekrab

Bij het bovengenoemde inventarisatie-onderzoek zijn tevens waarnemingen aan hogere kreeftachtigen verzameld (tabel 29). Opvallend is dat de Zeekreeft (*Homarus gammarus*) op de locaties in de Westerschelde niet werd aangetroffen; in de Oosterschelde en de Grevelingen werd het dier wel gevonden [13].

TABEL 29 *Vóórkomen van enkele kreeftachtigen in het sublitoraal van de Westerschelde-monding in de zomer van 1972.*

Species	Locatie					Soort
	1	2	3	4	5	
<i>Homarus gammarus</i>						Zeekreeft
<i>Cancer pagurus</i>	+	+	+	+	+	Noordzeekrab
<i>Liocarcinus puber</i>	+				+	Fluwelen zwemkrab
<i>Hyas araneus</i>	+		+	+	+	Gewone spinkrab

Aanduiding locaties : 1 = Westkapelle (Walch.) 2 = Nieuwsluis (Z-Vl.)
 3 = Vlissingen (Walch.) 4 = Nummer Eén (Z-Vl.) 5 = Fort Zoutman (Z-Bev.)
 Bron : [13].

In de vijftiger jaren was het voor beroepsvissers commercieel aantrekkelijk om als nevenactiviteit deze krabben en kreeften te vangen. Door de strenge winter van 1962/1963 werd het bestand van beide soorten echter sterk gereduceerd, waardoor de vangsten wegvielen. Inmiddels komen deze dieren wel weer voor. De omvang van het bestand werd vroeger geschat op basis van de beroepsmatige vangsten, maar tegenwoordig is er nauwelijks aanvoer van Noordzeekrab op de vismijn te Breskens. Waarschijnlijk is de vangst als nevenactiviteit minder lonend dan voorheen. Binnen het Rijks Instituut voor Visserij Onderzoek bestaat echter de indruk dat het huidige bestand van de Noordzeekrab (*Cancer pagurus*) en de Zeekreeft in het mondingsgebied van de Westerschelde kleiner is dan in de jaren vóór 1963.

6.1.7 Vissen

Rond 1945 waren ruim 70 vissoorten uit de Westerschelde gemeld. Over de ontwikkeling van de visfauna sindsdien is vrijwel niets bekend. Een vergelijking met soortenlijsten uit de vorige eeuw toont dat een aantal soorten ook in 1945 al niet meer voorkwam. Afgezien van de Schelvis zijn dit allemaal anadrome soorten, die om te paaien van zee naar het zoete water trekken. Voorbeelden zijn Steur, Elft en Houting. Ook de Zeeprik is waarschijnlijk sterk achteruitgegaan. Overigens zijn de genoemde soorten ook uit de Oosterschelde verdwenen, door het afsnijden van de verbinding met de grote rivieren. Het blokkeren van de toegang tot rivieren door de aanleg van dammen is voor vis vergelijkbaar met een blokkade in de vorm van een slechte waterkwaliteit, door met name een laag zuurstofgehalte.

Standvissoorten als Zeedonderpad, Botervis en Puitaal zijn in de Westerschelde minder talrijk dan in de Oosterschelde [7]. In beide gebieden lijkt de stand van Zeedonderpad en Puitaal toe te nemen, terwijl de aantallen van Pitvis, Harnasmannetje, Slakdolf en Bot in de afgelopen twintig jaar niet duidelijk veranderd zijn. Op grond van hun tolerantie voor zoetwater zouden van Puitaal en Bot hogere aantallen verwacht mogen worden in het oostelijk deel van de Westerschelde. Het Dikkopje, een kortlevende trekvis, is sinds de zeventiger jaren talrijker geworden in de Westerschelde.

Het oostelijk deel van de Westerschelde vervult een belangrijke rol als kinderkamer, in het bijzonder voor Tong. In mei/juni paaien de volwassen Tongen in kustgebieden en ondiepe gedeelten van de Noordzee. Een klein deel paait in het estuarium zelf. De larven trekken vooral naar het oostelijk deel van de Westerschelde, waar beschutte, slibrijke gebieden gevonden worden. In het voorjaar vindt men hier de hoogste dichtheden. In het najaar verlaten de jonge Tongen het estuarium om het daaropvolgende voorjaar weer terug te keren. Gemiddeld over de periode 1969-1978 verbleef 22% van alle jonge Tong in het Nederlandse kinderkamergebied, in het voorjaar in de Zeeuwse wateren, met name in de Westerschelde. De spreiding in dit gemiddelde is echter groot: 3 tot 62%.

Vergeleken met de Oosterschelde heeft de Westerschelde een grotere betekenis als kinderkamer voor garnalen; vergeleken met de Waddenzee is deze echter kleiner. Er is in het algemeen sprake van een positieve relatie tussen de kraamkamerfunctie en de oppervlakte aan ondiepe, slibrijke gebieden.

6.1.8 Vogels

De vogelstand in de Westerschelde wordt niet direct beïnvloed door het zoutgehalte of de zuurstofconcentratie van het water. Het voedselaanbod voor vogels is wel van deze parameters afhankelijk. Steltlopers en eenden fourageren op de droogvallende platen en slikken, op schelpdieren, wormen en kleine kreeftachtigen.

In een reeks van jaren zijn vogeltellingen uitgevoerd in het Westerscheldegebied, waardoor er een goed beeld is ontstaan van het gebruik dat de verschillende vogelsoorten van het estuarium maken. Het aantal aanwezige vogels neemt tijdens de zomer en de herfst toe en bereikt een maximum in de maand januari (zie figuur 48). Naar schatting zijn dan 112.000 vogels in het gebied aanwezig, waarna dit aantal afneemt. In mei, tijdens de voorjaarstrek, doet zich een tweede aantalspiek voor van naar schatting 96.000 vogels.

Maandelijkse tellingen tijdens laagwater, uitgevoerd op het Groot Buitenschoor (aan de Belgische kant van de grens op de oostelijke Schelde-oever), wijzen op een afname van de aantallen van Bonte strandloper, Scholekster en Tureluur in de tachtiger jaren [49]. Deze achteruitgang is vermoedelijk het gevolg van een afname van de bodemfaunabiomassa, met name van Slijkgarnaal, door een geleidelijke verzanding van de slikken. Het westelijk deel van het estuarium vertoont een ander beeld; de aantallen van Bonte strandloper zijn hier minder sterk gedaald. De Scholekster, waarvan de aantallen na de strenge winter van 1978/1979 sterk waren afgenomen, heeft zich in het westelijk deel hersteld, maar in het oostelijk deel niet. Voorkeur voor bepaalde gebiedsdelen speelt mogelijk een rol.

Bij soorten als de Bonte strandloper en de Tureluur zijn cultuurtechnische ingrepen in de broedgebieden oorzaak van teruglopende aantallen van de Noordwesteuropese populaties [19]. De in het Westerscheldegebied overwinterende strandlopers broeden echter vooral in het noorden van Scandinavië en het noordwesten van de Sovjet-Unie, waar dergelijke ingrepen vermoedelijk niet van belang zijn.

De internationale betekenis van de Westerschelde voor watervogels

Om de ornithologische betekenis van waterrijke gebieden aan te geven zijn criteria ontwikkeld in het kader van de Wetlands-Conventie en de EEG-richtlijn inzake het behoud van de vogelstand [35, 36]. Voor doortrekkers en overwintelaars wordt de 1%-norm gehanteerd. Volgens deze norm is een gebied van internationaal belang wanneer het regelmatig 1% of meer van een populatie van een soort herbergt. Naast dit percentage is een aantalsnorm van toepassing, die voor steltlopers op 20.000 is gesteld en voor zwanen, ganzen en eenden op 10.000 individuen [45].

TABEL 30 *Belangrijkste pleistermaanden en gemiddelde, maximale aantallen van niet-broedende watervogels in de Westerschelde.*

Soort	Pleistermaanden							Aantallen	
	j	a	s	o	n	d	j	Gemidd.	Norm
Fuut							+	2.000	1.000
Rietgans							+	≥ 5.000	1.200
Kolgan							+	≥ 20.000	2.000
Grauwe gans							+	9.000	400
Bergeend	+	+	+				+	3.500	1.250
Smient							+	17.700	5.000
Wintertaling							+	2.600	2.000
Pijlstaart							+	4.500	750
Wilde eend							+	11.000	10.000
Scholekster							+	15.000	7.500
Kluut	+	+	+	+	+		+	700	260
Bontbekplevier	+	+						2.000	1.000
Strandplevier	+	+						1.200	250
Zilverplevier	+	+	+				+	3.600/5.200 ¹⁾	800
Kanoetstrandloper		+	+				+	3.600/5.000	3.500
Bonte strandloper							+	35.000	20.000
Drieteenstrandloper	+						+	2.000/3.000	500
Rosse grutto	+	+					+	3.500/5.600	5.500
Regenwulp							+	1.500	1.500
Wulp	+	+	+	+	+	+	+	4.500/2.000	3.000
Zwarte ruiter	+	+						1.100	(500)
Tureluur	+	+						2.000	2.000
Steenloper							+	650	500

1) Gemiddelde maxima tijdens voorjaars- en najaarstrek, of tijdens trek en overwintering; bron : [16].

Volgens de huidige inzichten is de Westerschelde voor 21 à 23 vogelsoorten van internationale betekenis. Van deze soorten geeft tabel 30 de gemiddelde, maximale aantallen en de periode van vóórkomen in de Westerschelde.

Zoals deze tabel laat zien doen veel vogelsoorten het Westerscheldegebied aan in de perioden april-mei en augustus-oktober, op hun trek van de noordelijke broedgronden naar de zuidelijke overwinteringsgebieden en vice versa. Vooral het mariene deel van de Westerschelde is van belang voor deze doortrekkers, wat samenhangt met het relatief hoge voedselaanbod in de vorm van macrobenthos. Enkele tienduizenden vogels overwinteren in de Westerschelde. In strenge winters functioneert het estuarium tevens als overloophoofgebied voor steltlopers uit de Waddenzee.

Wilde eend en Bergeend ruïen in het gebied. Tijdens de rui is het vliegvermogen van de vogels beperkt, zodat de fourageer- en rustgebieden dicht bij elkaar moeten liggen. Het Land van Saeftinghe en de Hooge Platen voldoen aan deze eis. De Hooge Platen is één van de weinige locaties in West-Europa waar Bergeenden hun slagpenrui volbrengen [10].

De platen en schorren worden verder als slaappleats gebruikt door ganzen en eenden, die overdag voedsel zoeken in de polders van Zuid-Beveland en Zeeuws-Vlaanderen.

6.2 De invloed van het zuurstofgehalte op de fauna

In het oostelijk deel van de Westerschelde leidt een hoge organische belasting in combinatie met eutrofiëring, tot een verhoogd zuurstofverbruik. Als gevolg hiervan treden lage tot zeer lage zuurstofgehalten op, die negatieve effecten zullen hebben op de ontwikkeling en het functioneren van de aquatische levensgemeenschap. Vanaf Rupelmonde, waar het rioolwater van de agglomeratie Brussel in de rivier de Schelde stroomt, tot over de Belgisch-Nederlandsche grens is de rivier nagenoeg zuurstofloos (zie hoofdstuk 4). Verder zeewaarts stijgt het zuurstofgehalte weer; bij Hansweert wordt een zuurstofverzadiging van 70-80% gemeten.

Bodemfauna

De soortenarmoede onder de bodemfauna in het oostelijk deel van de Westerschelde werd al in de vijftiger jaren geconstateerd [29]. Deze kan veroorzaakt zijn door een geleidelijke verslechtering van de zuurstofhuishouding, maar microverontreinigingen kunnen evenzeer aan een achteruitgang hebben bijgedragen. De kwaliteit van het zwevend stof was in dit deel van het estuarium al in de vijftiger jaren slecht, door de adsorptie van zware metalen. Ook de oplading van de bodem met zware metalen had al een aanvang genomen (zie deelrapport 3). In de deelrapporten 2 en 3 wordt aandacht besteed aan de effecten van microverontreinigingen.

Zuurstof is voor deze bodemdieren echter een primaire levensbehoefte. Bij lage zuurstofgehalten of nog erger, anaërobie, worden zij in hun voortbestaan bedreigd. De kans op overleving is afhankelijk van hun tolerantie voor lage zuurstofgehalten en van de duur van de periode waarover deze zich voordoen.

Onder de ongewervelde dieren zijn er een aantal dat een relatief hoge tolerantie heeft voor zuurstoftekort en de daarmee gepaard gaande hoge

sulfidegehalten (H_2S , HS^-) [50, 51]. Deze dieren treft men aan in verschillende systematische groepen, zoals Nematoda, Polychaeta, Gastropoda, en Crustacea. Van enkele bodemorganismen die in de Westerschelde voorkomen geeft figuur 49 een indicatie van hun tolerantie voor zuurstofarm en sulfiderijk water. Garnalen zijn zeer gevoelig voor lage zuurstofgehalten en sterven al na korte tijd, bij een experimentele temperatuur van 10 °C. Mossel, Slijkgaper en Strandgaper blijven het langst in leven; 50% van de Strandgapers bijvoorbeeld, sterft pas na ongeveer 600 uur. De afwezigheid van volwassen Strandgapers in het oostelijk deel (o.a. Saeftinghe) kan dus het gevolg zijn van langdurige periodes van anaërobie. Volwassen Strandgapers leven ingegraven op een diepte van 20 à 40 cm. Anders dan volwassen Slijkgapers en Nonnetjes zijn zij niet meer in staat zich te verplaatsen. De Zeeduizendpoot is minder tolerant voor lage zuurstofgehalten, maar zal zich als relatief mobiele bewoner van slikken nooit gedurende langere tijd laten blootstellen aan zuurstofloosheid. Bovendien is dit dier zeer tolerant voor zware metalen. De Zeeduizendpoot is aanwezig op de slikken van het Groot Buitenschoor, het Galgenschoor en Saeftinghe.

Vissen

Bodemgebonden vissen als Tong, Bot en Schol zijn gevoelig voor lange periodes van zuurstofloosheid. Weliswaar kunnen zij actief uit gebieden met lage zuurstofconcentraties ontsnappen, maar als die gebieden het hele voedselareaal beslaan, is een negatief effect onvermijdelijk.

Een lage zuurstofconcentratie in het water vermindert de weerstand van vissen voor allerlei ziekten. Bovendien zijn de groeimogelijkheden voor ziekteverwekkende organismen in geëutrofiëerd en organisch belast water gunstig, waardoor de infectiekans zal toenemen [30, 55]. In het oostelijk deel van de Westerschelde geeft de hoge prevalentie van huidinfecties bij Bot een indicatie van vervuilingsschade [30].

6.3 De invloed van het nutriëntenaanbod op het fytoplankton

6.3.1 De relatie tussen eutrofiëring en algenbloei

Voor de productie van fytoplankton zijn voedingsstoffen nodig, met als belangrijkste stikstof, fosfor en silicium. Wanneer de beschikbaarheid van nutriënten in oppervlaktewater toeneemt als gevolg van menselijke activiteiten, spreekt men van eutrofiëring. In geëutrofiëerd water zal de primaire productie van het fytoplankton hoger kunnen zijn dan in de natuurlijke situatie. Daarnaast zal de soortensamenstelling van het fytoplankton verschillen. Een in het oog lopend gevolg van eutrofiëring is de overmatige groei van één of enkele soorten.

Algenbloei is niet persé een gevolg van eutrofiëring. Evenmin leidt eutrofiëring in alle gevallen tot een sterke toename van de primaire productie en algenbiomassa. In troebel water kan de beperkte hoeveelheid licht die doordringt in de waterkolom de productie limiteren. In een andere situatie is de productie weliswaar hoog, maar kan een toename van de graasdruk de algenbiomassa op een laag niveau houden.

De biomassa, maar ook de soortensamenstelling van de algengemeenschap

worden mede bepaald door de verhouding waarin nutriënten beschikbaar zijn. Als de factor "licht" geen rol speelt kan fosfor-, stikstof-, of silicium-limitatie optreden tijdens een algenbloei, afhankelijk van de aanvoer van voedingsstoffen en de behoeften van de algen in kwestie. In de loop van het jaar kunnen verschillende nutriënten afwisselend de algengroei beperken.

In de Westerschelde is het onderwaterlichtklimaat door de hoge troebelheid zodanig dat er sprake is van lichtlimitatie. Daardoor treden er geen excessieve algenbloeien op, ondanks de eutrofiëring. Dit betekent echter niet dat de biomassa en soortensamenstelling van het fytoplankton overeen zal komen met die van een onbelast Schelde-estuarium. In het kustgebied van de Westerschelde, waar het doorzicht toeneemt, kunnen de aangevoerde nutriënten alsnog worden omgezet in algenbiomassa.

6.3.2 De eutrofiëring van de kustzone

In het kustgebied dat tot het plangebied behoort van het beleidsplan Westerschelde, hebben zich tot dusverre geen excessieve algenbloeien met rampzalige gevolgen ontwikkeld, zoals in de Noorse en Zweedse kustwateren in mei 1988. De kans dat dergelijke verschijnselen in het mondingsgebied zullen optreden is echter wel aanwezig. Het gehalte aan nutriënten in het kustwater van de Westerschelde is immers 10 tot 30 maal hoger dan de natuurlijke achtergrondconcentratie van het Kanaalwater, als gevolg van de belasting vanuit het estuarium. In het mondingsgebied zullen mariene algen als een wolk heen en weer pendelen met de getijbeweging. Voorjaarsmetingen in een dergelijke watermassa tonen hoge chlorofyl-a-gehalten, in combinatie met lage nutriëntengehalten (vgl. 4.7.4). Deze hoge biomassa's kunnen het gevolg zijn van een zuiver fysische accumulatie langs de grens tussen water met een hogere en water met een lagere dichtheid. Toevoer van nutriënten echter, zal in principe kunnen leiden tot een (verdere) biomassa-toename door groei, van algen die aangevoerd worden door de Noordzee.

6.3.3 De eutrofiëring van de Noordzee

De nutriënten die via de Westerschelde naar zee worden afgevoerd, worden door de overheersende reststroom noordwaarts getransporteerd, in een smalle strook langs de kust. Effecten van rivierafvoeren kunnen dan ook ver van de bron optreden. Ter illustratie toont figuur 53 de verspreiding van nitraat in de Zuidelijke Bocht. Tabel 31 geeft een overzicht van de nutriëntenafvoer van enkele Westeuropese wateren.

Delen van de Noordzee waar de zuurstoftoevoer beperkend kan zijn, zoals de diepere (Oestergronden) en de periodiek gestratificeerde delen (Duitse Bocht), zijn speciaal gevoelig voor de aanvoer van grote hoeveelheden organisch materiaal, bijvoorbeeld in de vorm van een dichte algenbloei [8]. Met name in de Duitse Bocht zijn de gevolgen van eutrofiëring verstrekkend geweest. Tijdens een bloei van de dinoflagellaat *Ceratium* sp. trad hier in de zomers van 1981, 1982 en 1983, in de periode van stratificatie, over grote gebieden zuurstofloosheid in de onderste waterlaag op. Dode vissen en bodemdieren waren het directe resultaat [56]. Over langere termijn is een verarming van de lokale fauna vastgesteld [38, 39]. In de

gebieden eromheen is de productie van de bodemfauna toegenomen, als gevolg van de gestegen primaire productie.

TABEL 31 *De gemiddelde afvoer van zoetwater en nutriënten door enkele Westeuropese wateren naar het Kanaal en de Zuidelijke Bocht.*

Rivier/Meer	Zoetwater m ³ /s	Silicium 10 ⁶ kg/jaar	Stikstof 10 ⁶ kg/jaar	Fosfor 10 ⁶ kg/jaar
Yser	5		4	
Somme	60		12	
Scheldt	105	42	35	2,2
Ems	120		42	3
Weser	500		42	8,5
IJsselmeer	450		66	4
Seine	440		90	
Elbe	1150		250	14
Rijn	2500	410	408	50

Bron: [18].

In de Nederlandse kustzone van de Noordzee heeft in de afgelopen 10 tot 20 jaar, kort samengevat, het volgende plaatsgevonden [9] :

- De concentraties van fosfor- en stikstofverbindingen zijn toegenomen met een factor drie tot vijf.
- De primaire productie is toegenomen met een factor twee tot drie. Wat de fytoplanktongemeenschap betreft zijn de gemiddelde aantallen diatomeeën per liter zeewater nauwelijks veranderd, terwijl die van andere vertegenwoordigers, met name flagellaten, is vertienvoudigd.

De toename van flagellaten komt tot uiting in de voorjaarsbloei van *Phaeocystis pouchetii*. De duur van de bloei is in het Marsdiep (het zeegat tussen Texel en Noord-Holland) sinds 1973 verviervoudigd en bedroeg in 1985 drie maanden (onder bloei wordt hier een concentratie van meer dan 10⁶ cellen per liter verstaan) [17]. De laatste jaren gaat de bloei van deze flagellaat gepaard met de opeenhoping van dikke lagen schuim op Nederlandse en Duitse stranden. Door de overmatige groei van *Phaeocystis* komen andere algensoorten niet tot ontwikkeling en wordt het zoöplankton geconfronteerd met een éézijdig, moeilijk opneembaar voedselpakket. Vermoed wordt dat de bloei van deze alg een negatief effect heeft op de Mosselpopulatie in de westelijke Waddenzee [37].

6.3.4 Effecten van eutrofiëring op bodemdieren

Eutrofiëring heeft positieve en negatieve kanten. Door een hogere primaire productie kan de biomassa van bodemdieren in eerste instantie toenemen. Ondanks de aanwezigheid van hoge concentraties van microverontreinigingen

is het bodemdierenbestand in de Waddenzee sterk toegenomen; de productie en biomassa van de macrofauna is verdubbeld. De groeisnelheid van het Nonnetje is gestegen. Ook de garnalenstand in de Waddenzee is toegenomen [9]. Tijdens het afsterven van de algenbloei en mineralisatie van de vrijkomende organische stof, kan het zuurstofgehalte in systemen waar onvoldoende menging plaatsvindt zo laag worden, dat vele organismen sterven.

In een verontreinigd maar niet eutroof systeem, accumuleren bodemdieren meer metalen dan soortgenoten in een verontreinigd en eutroof systeem. In het algemeen gaat eutrofiëring gepaard met een verlaging van de biologische beschikbaarheid van metalen in de waterfase.

7 SANERING VAN DE BELASTING AAN ZUURSTOFBINDENDE STOFFEN

7.1 Het saneringsprogramma voor de Nederlandse lozingen

De sanering van de Nederlandse lozingen van zuurstofbindende stoffen op de Westerschelde gaat nog steeds door. In tabel 32 is de saneringsplanning voor de Westerschelde geschematiseerd, zoals deze is opgenomen in het Rijks Waterkwaliteitsplan 1986 [41]. De sanering in de periode 1985-1990 wordt gerealiseerd door onder andere een uitbreiding van de zuiveringscapaciteit van communale installaties. Tabel 33 geeft een overzicht van deze uitbreiding.

TABEL 32 *Saneringsplanning voor de lozing van zuurstofbindende stoffen op het Nederlandse deel van de Westerschelde.*

Jaar	Omschrijving	Hoeveelheid 10 ³ i.e.
1980	ongezuiverd gemeentelijk afvalwater	785
	gezuiverd gemeentelijk afvalwater	2
	rechtstreekse industriële lozingen	147
1985	ongezuiverd gemeentelijk afvalwater	325
	gezuiverd gemeentelijk afvalwater	25
	rechtstreekse industriële lozingen	145
1990	ongezuiverd gemeentelijk afvalwater	0
	gezuiverd gemeentelijk afvalwater	41
	rechtstreekse industriële lozingen	57

TABEL 33 *Uitbreiding van de zuiveringscapaciteit van communale installaties in de periode na 1985.*

Naam installatie	Gesaneerd gebied	Capaciteit 10 ³ i.e.	Realisatie jaartal
Ritthem	Walcheren	140	1988
Willem Annapolder	Goes en omstreken	76	1988
Breskens	Breskens/Hoofdplaat/IJzendijke	23	1988
Terneuzen	Terneuzen en omstreken		1990

7.2 Het saneringsprogramma voor de Belgische lozingen

Het overgrote deel van de Belgische lozingen van zuurstofbindende stoffen en fosfaat, kan gesaneerd worden via de ingebruikstelling van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's). Uit een verkenning van Sibbles en Verduin [46] blijkt dat sommige gemeenten in de beginjaren tachtig weliswaar een rwzi gereed hadden, maar hun rioleringsstelsel hier nog niet op hadden aangesloten.

Inmiddels is de Vlaamse Waterzuiverings Maatschappij sinds 1984 bezig om de gemeentelijke installaties over te nemen en is door het Vlaamse Gewest een Algemeen Waterzuiveringsprogramma (AWP) opgesteld. Dit AWP kwam in 1984 gereed. Het dient als beleidsinstrument om prioriteiten te kunnen stellen en nieuwe investeringen in de waterzuivering zo efficiënt mogelijk te laten zijn. In het AWP zijn de volgende prioriteiten gesteld :

- De gemeentelijke rioleringsplannen worden versneld uitgevoerd en de bestaande rwzi's rendabeler gemaakt;
- In grote bevolkingsconcentraties worden rwzi's aangelegd;
- Voor landelijke gebieden wordt gezocht naar kleinschalige oplossingen;
- De waterwingebieden worden beschermd.

In 1986 waren grote, stedelijke projecten (Gent, Brugge, Kortrijk en Dendermonde) voltooid of in uitvoering. Voor het uitvoeren van de nog openstaande plannen ontbreekt een tijdsschema.

Daarnaast heeft de Vlaamse overheid kwaliteitsdoelstellingen vastgesteld voor alle oppervlaktewateren van het openbare, hydrografische net. Besloten is om de bestemming vast te leggen van oppervlaktewateren met de functies drinkwater, zwemwater, viswater en/of schelpdierwater. Op basis van een inventarisatie werden de Belgische waterlopen geklassificeerd. Deze klassificatie loopt van 0-2 (zwaar verontreinigd), tot 9-10 (weinig tot niet verontreinigd). De Vlaamse waterlopen zouden binnen tien jaar in de klasse 7-8 (weinig verontreinigd) moeten komen. Geaccepteerd is de basiskwaliteitsnormering. De daarin opgenomen normen voor de gehalten van zuurstof en nutriënten komen overeen met de Nederlandse basiskwaliteitsnormen.

7.3 Vergelijking met de saneringsinspanning voor de Rijn

Aan de hand van de tabellen 32 en 34 kan de saneringsinspanning voor de Westerschelde vergeleken worden met die voor de Nederlandse Rijntakken, wat de belasting met zuurstofbindende stoffen betreft. Uit de tijdschema's blijkt dat de sanering van gemeentelijk afvalwater in het Nederlandse deel van de Westerschelde, sneller afgerond zal zijn dan in het Nederlandse deel van de Rijn. Dit komt door het verschil in omvang, van de te saneren afvalstromen. In 1980 werd op de Rijn bijna driemaal zoveel ongezuiverd, gemeentelijk afvalwater geloosd. De hoeveelheid directe, industriële lozingen was zelfs negenmaal groter dan die op de Westerschelde. De oorspronkelijke streefdatum voor de sanering van de Nederlandse Rijntakken, 1987, is niet gehaald en wordt vooruitgeschoven. Een aantal projecten, met name in het Benedenrivierengebied, zal pas na 1990 gerealiseerd kunnen worden.

TABEL 34 Saneringsplanning voor de lozing van zuurstofbindende stoffen op de Nederlandse Rijntakken.

Jaar	Omschrijving	Hoeveelheid 10 ³ i.e.		
		Boven rivieren	Beneden rivieren	Totaal
1980	ongezuiverd gem. afvalwater	610	1640	2250
	gezuiverd gem. afvalwater	60	100	160
	rechtstreekse ind. lozingen	190	1200	1390
1985	ongezuiverd gem. afvalwater	120	960	1080
	gezuiverd gem. afvalwater	160	140	300
	rechtstreekse ind. lozingen	70	470	540
1990	ongezuiverd gem. afvalwater	80	110	190
	gezuiverd gem. afvalwater	160	210	370
	rechtstreekse ind. lozingen	60	290	350

Het Bovenrivierengebied omvat: Boven-Rijn, Pannerdensch Kanaal, Nederrijn, Lek en IJssel

Het Benedenrivierengebied omvat: Stroomafwaartse takken van Waal en Lek.

7.4 Voorgenomen saneringen en hun betekenis voor de Westerschelde

7.4.1 Het Rijn-Actieplan

De Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn tegen Verontreiniging (ICR) heeft in 1987 voorstellen gedaan voor het "Actieprogramma Rijn". De uitvoering van dit programma zal omstreeks het jaar 2000 tot de volgende resultaten moeten leiden [25] :

- De vroeger aanwezige, hogere diersoorten, zoals de Zalm, moeten in de Rijn weer inheems kunnen worden op grond van de waterkwaliteit;
- Het gebruik van Rijnwater voor de drinkwatervoorziening moet (ook) in de toekomst mogelijk zijn;
- Het sediment in de Rijn moet niet belast zijn met schadelijke stoffen.

De voorgenomen maatregelen, die evenwel nog nader uitgewerkt moeten worden, beogen :

- Een versnelde vermindering van de permanente vervuiling als gevolg van rechtstreekse en diffuse lozingen;
- Een verkleining van de kans op ongevallen;
- Een verbetering van de hydrologische en morfologische omstandigheden.

Het feitelijke Actieprogramma omvat drie fasen :

- 1 Nadere uitwerking van het Actieprogramma; Fase 1 duurt tot 1989.
- 2 Uitvoering van de voorgenomen maatregelen; Fase 2 loopt door tot 1995.
- 3 Uitvoering van aanvullende maatregelen ingeval het beoogde doel niet kan worden bereikt met de maatregelen van Fase 2; Fase 3 moet vóór het jaar 2000 zijn aangevangen.

7.4.2 De Noordzee-Ministersconferentie

Op 24 en 25 november 1987 is in Londen de tweede internationale ministersconferentie inzake de bescherming van de Noordzee gehouden. De deelnemende landen hebben afspraken gemaakt over vraagstukken waarover in het ambtelijk overleg geen overeenstemming kon worden bereikt. In de slotverklaring wordt, wat deze vragen betreft, het volgende opgemerkt [33] :

Verbranding van afval op zee

Er worden stappen ondernomen die moeten leiden tot een vermindering van de hoeveelheid afval die op zee verbrandt wordt; overeengekomen is een reductie van 65% per 1 januari 1991. Als einddatum voor volledige stopzetting van de verbranding is 31 december 1994 gesuggereerd. Gestreefd zal worden om deze datum vast te stellen binnen het kader van het Verdrag van Oslo.

Dumping van afval in zee

De landen die op dit moment nog industriële afval in zee dumpen, zullen hiermee stoppen per 31 december 1989. Een uitzondering zal gemaakt worden voor afval dat geen schade toebrengt aan het zeemilieu; zulks mede ter beoordeling van de Oslo-Commissie.

Het Verenigd Koninkrijk zal actie ondernemen om de hoeveelheid schadelijke stoffen in zuiveringsslib te reduceren; na 1987 zal er geen toename van de dumping van zuiveringsslib plaatsvinden.

Oorzaken van de verontreiniging van baggerspecie zullen door de Noordzeelanden aangepakt worden; in de praktijk betekent dit een vermindering van de belasting aan verontreinigingen op rivieren en estuaria.

Met onmiddellijke ingang zullen de richtlijnen worden toegepast van de Oslo-Commissie voor baggerspecie.

Radio-actieve lozingen

De Noordzeelanden zullen de verontreiniging door nucleaire installaties minimaliseren door het toepassen van de "best-available technology".

Overige belangrijke punten

Het Verenigd Koninkrijk heeft het "voorzorgprincipe" aanvaard. Hierdoor is er een betere basis ontstaan voor gemeenschappelijke beleidsmaatregelen met betrekking tot de Noordzee.

Er is overeengekomen de verontreiniging van de Noordzee via rivierlozingen terug te dringen; zowel de vrachten van schadelijke stoffen als die van nutriënten zullen gehalveerd worden in de periode 1985-1995.

De Noordzee zal worden aangewezen als "special area" voor Annex V van het MARPOL-verdrag; deze annex heeft betrekking op huisvuil, verpakkingsmateriaal, plastics e.d.

Het belang van de Waddenzee voor de gehele Noordzee is door de overige Noordzeelanden nadrukkelijk onderkend.

België, de Bondsrepubliek Duitsland, Denemarken en Nederland zullen nauwer gaan samenwerken bij controle en opsporing vanuit de lucht, van illegale lozingen op zee.

7.4.3 Toelichting op onderdelen die voor de Westerschelde van belang zijn.

Volgens het "voorzorgprincipe" ("the principle of precautionary action") zijn stoffen schadelijk wanneer kan worden aangenomen dat ze nadelige effecten hebben op organismen, ook al is er geen wetenschappelijk bewijs geleverd van de relatie tussen emissies en effecten. De aanname wordt gebaseerd op de mate van giftigheid, persistentie en accumulatie. Tussen 1985 en 1995 moet de lozing van de totale hoeveelheid van deze stoffen met 50% gereduceerd zijn. Daarnaast moet getracht worden om de belasting door fosfor en stikstof te halveren in die gebieden waar het aannemelijk is dat deze belasting direct of indirect tot verontreiniging leidt.

7.4.4 Gewenste ontwikkelingen

De 50% reductie van de nutriëntenbelasting is een richtlijn voor de korte termijn (1995). In de periode daarna moet een verdere reductie worden nagestreefd, zodanig dat het natuurlijke niveau benaderd wordt. Bij de berekening van de antropogeniteitsfactoren (paragraaf 3.3) is een bepaald referentieniveau verondersteld. Onderzoek zal op korte termijn moeten leiden tot een nadere vaststelling van de achtergrondniveau's voor het gehele estuarium. Op basis van deze gegevens kan een planning gemaakt worden voor de gewenste saneringen. Deze saneringsinspanningen zullen moeten leiden tot een verminderde kans op eutrofiëringseffecten in de kustzone en tot een verdere verbetering van de zuurstofhuishouding in het oostelijk deel van de Westerschelde. Anadrome vissoorten zoals Zalm, Fint en Elft zullen terug moeten kunnen keren in het estuarium en de Schelde-rivier.

8 DE EFFECTEN VAN VERDERGAANDE SANERING

De effecten van sanering in termen van concentraties, vrachten en milieu-effecten, zijn afhankelijk van de omvang van de antropogene fracties van de belasting. Onder antropogene fractie verstaat men dat deel van de belasting dat direct kan worden toegeschreven aan menselijke activiteiten. Bij de synthetische microverontreinigingen is deze fractie dus altijd 100%, zodat een volledige sanering de concentraties van deze stoffen uiteindelijk tot nul zou kunnen reduceren.

Er zijn ook effecten die als zodanig niet direct opvallen, maar toch heel belangrijk zijn. Dat zijn effecten op het functioneren van het ecosysteem. In paragraaf 8.2 wordt aandacht besteed aan de mogelijke veranderingen in de stikstofhuishouding. Een ander effect van sanering, dat zich pas op langere termijn kan openbaren, is de geleidelijke toename van de soortenrijkdom binnen planktische en benthische gemeenschappen.

In dit hoofdstuk wordt nader ingegaan op de effecten van sanering. Vooral de invloed op de zuurstofconcentratie krijgt aandacht. Ten behoeve van het onderzoeksproject SAWES (Systeem Analyse Westerschelde) is de zuurstofhuishouding van de Westerschelde gemodelleerd door het Waterloopkundig Laboratorium, in samenwerking met de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat.

8.1 Modellerings van de zuurstofhuishouding

8.1.1 Globale beschrijving van het model

In het SAWES-zuurstofmodel is het gebied tussen Rupelmonde en Vlissingen verdeeld in 19 segmenten (zie figuur 54). De debieten van de waterbelasting zijn als volgt geschematiseerd :

- | | |
|-------------------------|---|
| 1 Scheldewater | Stroomt binnen via het 1 ^o segment;
Stroomt uit via het 19 ^o segment; |
| 2 Polderwater | Stroomt binnen in de segmenten 5, 8, 11, 16 en 19; |
| 3 Kanaal Gent-Terneuzen | Loost in segment 16; |
| 4 Neerslag/verdamping | De neerslag/verdampingsoverschotten op het vrije wateroppervlak zijn gebundeld in de segmenten 8, 11, 16 en 19; |
| 5 Afvalwaterlozingen | De lozingen in België op segment 3 en gespreid over het traject Antwerpen-Doel, de segmenten 4 t/m 8 (zie figuur 54). |

Het model houdt rekening met processen die van invloed zijn op de zuurstofhuishouding. Deze processen zijn temperatuurafhankelijk, waardoor een seizoensdynamiek ontstaat.

De processen die zuurstof verbruiken zijn :

- De afbraak van organische koolstofverbindingen;
- De oxidatie van ammonium (nitrificatie);
- De oxidatie van overige gereduceerde, anorganische verbindingen.

Zuurstof wordt aangevoerd door :

- Reëratie aan het wateroppervlak; deze aanvoer is afhankelijk van de turbulentie, stroming, windkracht en temperatuur;
- Primaire productie in de waterkolom.

In het model zijn deze processen geformuleerd, met uitzondering van de primaire productie. Het model is vervolgens gecalibreerd op de gegevens uit het jaar 1983. Met dit model kunnen verschillende saneringsscenario's worden doorgerekend. Een gegeven scenario wordt vertaald in randvoorwaarden voor het model. Op basis van deze condities berekent het model de waarde van een groot aantal variabelen voor elk segment van de Westerschelde, gedurende een modeljaar. Deze variabelen met de gebruikte afkortingen zijn opgesomd in tabel 35.

TABEL 35 *Overzicht van variabelen in het zuurstofmodel van de Westerschelde.*

Afkorting	Omschrijving
pH	Zuurgraad
O ₂	Zuurstofgehalte
Cl ⁻	Chloridegehalte
Alk.	Alkaliteit (concentratie HCO ₃ ⁻)
NO ₃	Concentratie van nitraat-stikstof
NH ₄	Concentratie van ammonium-stikstof
Ntot	Concentratie van totaal-stikstof
ANOX	Concentratie van anorganische, oxideerbare verbindingen
DOC	Concentratie opgeloste organische koolstof
BZV1	Biologisch zuurstofverbruik
BZVN	Biologisch zuurstofverbruik bij nitrificatie

Figuur 50 geeft een voorbeeld van de resultaten van een modelberekening, waarbij de concentratieverdeling van zuurstof in het estuarium berekend is. Door verschillende scenario's dóór te rekenen kan het effect op de concentratieverdeling van zuurstof, voor elk afzonderlijk onderzocht worden. De gesimuleerde verdelingen van het jaar 1983 dienen hierbij als referentie.

8.1.2 Randvoorwaarden voor het model

Door de Dienst Getijdewateren zijn de keuzemogelijkheden voor de modelrandvoorwaarden uitgewerkt. Hieronder worden deze beknopt weergegeven.

Gezien de ontwikkelingen met betrekking tot de geïnstalleerde zuiveringscapaciteit elders in Nederland en in het Duitse en Nederlandse deel van de Rijn, is het reëel om ook voor het stroomgebied van de Schelde uit te gaan van een bereikbare capaciteit van 60 à 80%. Zou een dergelijke zuiveringscapaciteit operationeel zijn, dan zou de belasting met zuurstofbindende stoffen op de Schelde anno 1983, met 40 à 70% gereduceerd worden.

Bij het doorrekenen van de scenario's zijn deze reductiepercentages als uitgangspunt gekozen en als volgt geïmplementeerd. Het toegepaste zuurstofmodel heeft een bovenstroomse rand te Schelle. Bij de berekeningen is aangenomen dat de instromende vracht aan zuurstofbindende stoffen (BZV, NH_4 , N-Kjeldahl) met achtereenvolgens, 40 en 70% afneemt ten opzichte van de vracht in 1983. De nitraatvracht wordt verondersteld gelijk te blijven. Voorts is aangenomen dat bij een vrachtreductie van 40% het zuurstofverzadigingspercentage van het instromende water 20 of 60% zal bedragen. Bij de vrachtreductie van 70% is een zuurstofverzadigingspercentage van 40 of 80% verondersteld. Dit levert dus al vier verschillende situaties op.

Tenslotte is de invloed van de Schelde-afvoer op de concentratieverdelingen voor elk van deze vier situaties onderzocht. Er is gerekend met een lage afvoer (1976: jaargemiddelde afvoer $55 \text{ m}^3/\text{s}$), een mediane (1983: $107 \text{ m}^3/\text{s}$) en een hoge (1966: $206 \text{ m}^3/\text{s}$). Met dit aspect erbij zijn in totaal 12 scenario's vastgesteld. Tabel 36 vat het onderscheid tussen deze samen.

TABEL 36 *Schematisch overzicht van de onderzochte scenario's met betrekking tot de zuurstofhuishouding in de Westerschelde.*

Scenario	Vrachtreductie te Schelle		Zuurstofverzadigingspercentage te Schelle				Schelde-afvoer		
	40%	70%	20%	40%	60%	80%	laag	mediaan	hoog
A1	+		+				+		
A2	+		+					+	
A3	+		+						+
A4	+				+		+		
A5	+				+			+	
A6	+				+				+
B1		+		+			+		
B2		+		+				+	
B3		+		+					+
B4		+				+	+		
B5		+				+		+	
B6		+				+			+

8.1.3 De resultaten van de modelberekeningen

Figuur 50 geeft de zuurstofgehalten die berekend zijn op basis van het referentiescenario en de scenario's A2 en B2 (mediane afvoer; vrachtreductie zuurstofbindende stoffen, respectievelijk 40 en 70%; zuurstofverzuuringspercentage te Schelle, respectievelijk 20 en 40%). De zuurstofgehalten zijn uitgezet in de vorm van Bose en Whisker plots, waarin de resultaten zijn verdeeld in kwartielen voor een aantal geselecteerde plaatsen in de Westerschelde, te weten Schelle, Schaar van Ouden Doel, Lamswaarde, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen.

De scenario's A2 en B2 geven tot en met Terneuzen een verbetering van het zuurstofgehalte ten opzichte van de referentiesituatie. Deze verbetering is het grootst voor B2, met de hoogste reductie van de vracht aan zuurstofbindende stoffen (70%). In dit scenario wordt al te Schaar van Ouden Doel voldaan aan de absolute norm voor de basiskwaliteit van zoetwater (zuurstofgehalte ≥ 5 mg O_2 /l).

De scenario's A5 en B5 (mediane afvoer; vrachtreductie, respectievelijk 40 en 70%; zuurstofverzuuringspercentage, respectievelijk 60 en 80%) geven met name bij Schelle een aanzienlijke verbetering van het zuurstofgehalte (de gehalten zijn niet in figuurvorm gepresenteerd). In het scenario met de grootste vrachtreductie (70%), wordt vanaf Schaar van Ouden Doel voldaan aan de absolute norm.

Variaties in de jaargemiddelde Schelde-afvoer blijken nauwelijks van invloed op de zuurstofgehalten in het Nederlands deel van het estuarium. Wel heeft deze variatie een duidelijk effect in de compartimenten tussen Schelle en Schaar van Ouden Doel.

Geconcludeerd kan worden dat een reductie van de vracht aan zuurstofbindende stoffen met 70% te Schelle, voor de Westerschelde zal resulteren in zuurstofgehalten die gedurende het gehele jaar boven de norm voor de basiskwaliteit liggen. De verbetering van het zuurstofgehalte zal zich het sterkst manifesteren in het oostelijk deel van de Westerschelde, tussen Schaar van Ouden Doel en Hansweert.

8.1.4 Vergelijking met ontwikkelingen in de Rijn.

De modelberekeningen van het zuurstofgehalte kunnen vergeleken worden met ontwikkelingen die zich hebben voorgedaan in de Rijn.

Voor de Rijn bovenstrooms van Lobith werd in 1973 ongeveer 30% van het afvalwater gezuiverd. In 1981 was dit percentage gestegen tot 80 à 90%.

In het Nederlandse deel van de Rijn tot aan Kampen, Vreeswijk en Gorkum, werd in 1981 ongeveer 80% van het afvalwater gezuiverd; voor de Rijn tot aan Kampen, Maassluis en de Haringvlietsluizen ongeveer 55% [22]. Figuur 55, overgenomen uit [15], geeft het verloop van de jaargemiddelde zuurstofgehalten op de Nederlandse Rijntakken in de periode 1970-1986. Te Lobith neemt het zuurstofgehalte toe van 4 mg O_2 /l in 1971 tot 8 mg O_2 /l in 1986; een toename van 4 mg O_2 /l. Te Schaar van Ouden Doel mag een vergelijkbare toename worden verwacht als scenario B2 wordt gerealiseerd (zie figuur 50). Dit scenario impliceert 70% reductie van de BZV-vracht en 40% zuurstofverzuuringspercentage te Schelle.

Overigens ontwikkelt het zuurstofgehalte in de Westerschelde zich de

laatste jaren al in positieve richting (zie paragraaf 4.5 van dit deelrapport). De situatie in de Westerschelde is echter niet geheel vergelijkbaar. Het jaargemiddelde zuurstofgehalte te Schaar van Ouden Doel was in de eerste helft van de zeventiger jaren veel lager dan dat te Lobith (respectievelijk, 1 mg O₂/l en 4 mg O₂/l in 1973). Dit komt omdat het gehalte in de Westerschelde veel sterker door de afvoer wordt bepaald. De saneringen in de Rijn, die te Lobith in 1985 tot een jaargemiddeld gehalte van 8 mg O₂/l leidden, moeten dan ook anders beoordeeld worden dan de saneringen in de Schelde, waar te Schaar van Ouden Doel in 1985 een jaargemiddeld zuurstofgehalte van 4,3 mg O₂/l werd bepaald.

In 1985 bedroeg de belasting op de Rijn bij Lobith $1430 \cdot 10^3$ inwonerequivalenten aan ongezuiverd gemeentelijk en industrieel afvalwater, bij een jaargemiddelde afvoer van 2200 m³/s. De Schelde kreeg in ditzelfde jaar nog $470 \cdot 10^3$ inwonerequivalenten aan dergelijk afvalwater te verwerken, bij een jaargemiddelde afvoer van 100 m³/s.

8.2 Effecten van de sanering van zuurstofbindende stoffen

Zuurstof

In de vorige paragraaf is geconcludeerd dat het zuurstofgehalte in de Westerschelde zal toenemen wanneer de belasting aan zuurstofverbruikende stoffen afneemt. Verbetering van de zuurstofhuishouding is een voorwaarde voor het terugkeren van een bodemfauna die qua zoutgehalte en morfologie bij het gebied past. Of daarmee alle oorzaken zijn weggenomen van de éénzijdig-opgebouwde, huidige gemeenschap, is zeer de vraag. De effecten van een langs deze weg verhoogd zuurstofgehalte, op de samenstelling en biomassa van de bodemfauna, zijn daarom alleen in globale termen aan te geven.

- In het oostelijk deel van de Westerschelde zal de diversiteit van de bodemdiergemeenschap toenemen en meer gaan lijken op de situatie in het Hollands Diep/Haringvliet in de zestiger jaren.
- Grotere individuen van het Nonnetje en de Strandgaper krijgen betere overlevingskansen.
- Vooral voor garnalen zullen de oostelijke laagwatergebieden aantrekkelijker worden als kinderkamer.
- Voor vissen zullen de maatregelen resulteren in een verminderde kans op infectieziekten en sterfte.

Vooraf op het traject Schelle-Lamswaarde kan een belangrijke toename van het aantal bodemdiersoorten en -individuen worden verwacht, indien het scenario met 70% reductie wordt doorgevoerd.

Naar verwachting zal ook het aantal roeipootkreeftjes in het plankton op dit traject toenemen. Hoewel de brakwaterzoöplanktonsoorten bestand zijn tegen lage zuurstofgehalten en een hoge troebelheidsgraad, is het waarschijnlijk dat de huidige, lage aantallen copepoden stroomopwaarts van Zandvliet, het gevolg zijn van het sterk verlaagde zuurstofgehalte [4].

Vissen zijn door hun grotere mobiliteit in staat om minimale zuurstofgehalten te ontwijken. Een verhoging van de minimumconcentraties zal een positieve invloed hebben op het voorkomen, de ontwikkeling en de conditie van vis.

Juist de jonge platvis, die in het brakke deel van estuaria over het algemeen massaal voorkomt, heeft baat bij een milieu met een goede zuurstofhuishouding, onder andere omdat hun voedsel vooral bestaat uit kleine kreeftachtigen. Verwacht mag worden dat de sanering tot een gunstige ontwikkeling van de kinderkamerfunctie van de Westerschelde leidt.

Een heel ander, mogelijk effect van een verhoging van het zuurstofgehalte is een toename van de vracht aan opgeloste metalen (bij een hogere oxidatiegraad van water en bodem gaan meer metalen in oplossing). Met betrekking tot microverontreinigingen zou dit een verslechtering van de waterkwaliteit betekenen. Microverontreinigingen mogen in een saneringsprogramma dus niet ontbreken (zie deelrapport 2).

Biochemisch zuurstofverbruik

Een hoog biochemisch zuurstofverbruik (BZV₅) leidt in het algemeen tot lage zuurstofgehalten. De ecologische effecten van een verbeterd zuurstofgehalte zijn hierboven aangegeven. Daarnaast is het BZV₅ gerelateerd aan het gedrag van stikstofverbindingen. De hoogte van het BZV₅ wordt voor een belangrijk deel bepaald door de omvang van het nitrificatieproces, waarbij ammonium via nitriet wordt omgezet in nitraat (zie paragraaf 4.4). Lager in de waterkolom en in het sediment waar de zuurstofconcentratie nihil is, wordt nitraat door denitrificatie omgezet in moleculaire stikstof, dat uit het systeem kan ontsnappen. Wanneer het BZV₅ afneemt is er weliswaar sprake van een geringere productie van nitraat door nitrificatie, maar zal het optreden van denitrificatie beperkt blijven tot de anaerobe delen van het sediment.

Stikstofverbindingen

De afname van de belasting aan stikstofverbindingen door een sanering van de vracht aan zuurstofbindende stoffen wordt geschat op 30%. Het is nog onduidelijk in hoeverre de omvang van het denitrificatieproces in de Schelde dusdanig zal afnemen, dat er per saldo een toename van de nitraatbelasting op de Westerschelde moet worden verwacht. De zienswijzen lopen uiteen van een toename van de stikstofbelasting tot 250% (G. Billen in [11]), tot een afname tot 30% (SAWES). Wanneer de primaire productie beperkt blijft door de factor licht (zie paragraaf 8.4), zullen deze verschillen in stikstofbelasting in het Schelde-estuarium vermoedelijk geen effect hebben op deze productie.

Wel verwacht men eutrofiëringseffecten in de kustzone, indien de stikstofbelasting op de Westerschelde stijgt. Op meetpunten vanaf 2 km uit de kust wordt 's zomers vaak een lage troebelheid gemeten, zodat hier van lichtlimitatie geen sprake zal zijn. Vooralsnog gaat Rijkswaterstaat er vanuit dat een vermindering van de vracht aan zuurstofbindende stoffen te Schelle, de kans op eutrofiëringseffecten in deze kustzone doet afnemen.

Figuur 52b geeft de berekende concentratieverdeling van totaal-stikstof, voor een vrachtreductie van 70%, een zuurstofverzadigingspercentage te Schelle van 80% en een hoge jaargemiddelde afvoer (scenario B6). In vergelijking met de referentieverdeling (Figuur 52a) veranderen de concentraties totaal-stikstof aan de Noordzeerand van het model niet noemenswaard.

8.3 Effecten op de bacteriologische belasting

Met het in gebruik nemen van rioolwaterzuiveringsinstallaties binnen de grote agglomeraties in het stroomgebied van de Schelde zal de belasting aan bacteriologische verontreinigingen teruglopen. Verwacht wordt dat de bacteriologische norm voor de zwemwaterkwaliteit te Schaar van Ouden Doel en verder stroomopwaarts niet langer overschreden zal worden.

8.4 Effecten op de zwevend-stofgehalten

De sanering van de belasting aan zuurstofverbruikende stoffen en bacteriologische verontreinigingen, zal een verlaging van de gemiddelde zwevend-stofgehalten tot gevolg hebben. De lichte verbetering van het doorzicht die hierdoor optreedt, zal in principe resulteren in een toename van de primaire productie van slechts enkele procenten.

8.5 Effecten op de stikstof- en fosfaatbelasting

In paragraaf 3.3 werd de antropogene fractie in de belasting aan stikstof en fosfor berekend. In figuur 51 is het effect van sanering op deze fracties weergegeven. In de Rijn zijn de concentraties van stikstof en fosfor tussen 1975 en 1985 gedaald met 60 à 90%. Als dergelijke percentages ook voor de Westerschelde gehaald kunnen worden, komt wat deze nutriënten betreft, de natuurlijke toestand binnen handbereik.

9 BELEIDSONTWIKKELING

In dit hoofdstuk worden voorstellen gedaan voor het toekomstig waterbeheer in de Westerschelde, toegespitst op de troebelheid, de zout-zoetgradiënt en op de systeemeigen stoffen die bepalend zijn voor de zuurstof- en nutriëntenhuishouding. Deze voorstellen hangen samen met reeds geformuleerde beleidsuitgangspunten van het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid en reeds gemaakte internationale afspraken. Tegelijkertijd echter, wordt met deze voorstellen vooruitgelopen op het waterbeleid zoals dat in de Derde Nota Waterhuishouding (NW3) zal worden verwoord.

9.1 Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid

Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid is in hoofdlijnen weergegeven in het Indicatief Meerjaren Programma (IMP) Water 1985-1989 [40]. Hierin zijn twee belangrijke beleidsuitgangspunten geformuleerd :

- Het stand-still beginsel;
- Het verminderen van de verontreinigingen.

Wat het tweede uitgangspunt betreft stelt het IMP dat de vermindering van de belasting aan relatief-onschadelijke stoffen, zoals chloride, nutriënten en zuurstofbindende stoffen, moet worden afgestemd op de waterkwaliteitsdoelstellingen die aan het watersysteem zijn toegekend. Uitgaande van dit IMP en het Rijks Waterkwaliteitsplan [41] zijn waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde afgeleid, die rekening houden met de verdunning door zeewater in het estuarium (paragraaf 4.9). Getoetst aan deze doelstellingen blijken zowel het zuurstof- als het nitriet+nitraatgehalte, in de periode 1981-1986 niet te voldoen in een deel van de Westerschelde. De concentraties van orthofosfaat en ammonium zijn in het gehele estuarium te hoog.

In de Derde Nota Waterhuishouding zullen watersysteemdoelstellingen worden ontwikkeld, die betrekking hebben op de gebruiksfuncties van het systeem, inclusief de natuurfunctie [2]. Deze doelstellingen monden uit in een verzameling van eisen aan de fysische, chemische en biologische eigenschappen van een watersysteem, om de gewenste situatie op termijn zo goed mogelijk te kunnen benaderen. Onder watersysteem wordt het oppervlaktewater verstaan, met inbegrip van oever, waterbodem en grondwater.

9.2 Internationale afspraken

Voor de Westerschelde zijn van belang de Noordzee-Ministersconferentie en het Actieprogramma Rijn. Daarnaast aanvaardt de Nederlandse overheid de verantwoordelijkheid om de ecologische waarden met internationale betekenis te beschermen en waar mogelijk te verhogen. Wat de Westerschelde betreft gaat het hierbij om de kinderkamerfunctie voor de Noordzee, de pleisterfunctie voor vogels uit arctische en subarctische broedgebieden en

om het Land van Saeftinge als grootste aanéengesloten brakwaterschorgebied van West-Europa.

Op de Ministersconferentie ter bescherming van de Noordzee, die plaatsvond in november 1987, zijn afspraken gemaakt die van belang zijn voor het waterkwaliteitsbeleid inzake de Westerschelde. Deze afspraken moeten gezien worden als toezeggingen van de ministers van de deelnemende landen, met mandaat van hun regeringen. De regering van Nederland heeft zich daarop verplicht om de toezegging van de eigen minister gestand te doen. Op de volgende conferentie, die in 1990 in Den Haag wordt gehouden, zal geëvalueerd worden of de inspanningen van de betrokken landen voldoen aan de verwachtingen.

Wat de belasting van de Noordzee aan nutriënten betreft, is het volgende overeengekomen [2] :

- Neem effectieve, nationale maatregelen ter vermindering van de nutriëntenbelasting naar die gebieden, waarvan mag worden aangenomen dat deze belasting direct of indirect verontreiniging veroorzaakt;
- Probeer een aanzienlijke reductie te bereiken van de belasting aan stikstof en fosfor op deze gebieden, in de orde van 50% tussen 1985 en 1995;
- Stel met spoed actieplannen op om de hierboven gestelde doelen te bereiken. Werk maatregelen die de nutriëntenbelasting zouden kunnen verminderen gedetailleerd uit, volgens de uitgangspunten opgesteld door de Sectie Nutriënten van de Commissie van Parijs en neem de benodigde maatregelen op in de nationale beleidsplannen.

In Nederland zijn deze afspraken nader uitgewerkt in het Actieprogramma Noordzee. Het Actieprogramma Rijn heeft ten grondslag gelegen aan de saneringsinspanning die reeds in het stroomgebied van de Rijn heeft plaatsgevonden (zie paragraaf 7.4) en kan derhalve dienen als maat voor de relatieve achterstand in de saneringsinspanning in het stroomgebied van de Schelde anno 1985, het peiljaar voor de afspraken van de Noordzeeconferentie.

9.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde

9.3.1 Algemeen

Bij het formuleren van de beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde is onderscheid gemaakt in doelen, voorwaarden en maatregelen. Bovendien is aangegeven welke aspecten nader onderzoek behoeven.

De doelen zijn vastgelegd in doelstellingen voor de korte termijn (het jaar 1995) en doelstellingen voor de middellange termijn (het jaar 2000).

De doelstellingen voor de korte termijn zijn in eerste instantie geënt op het functioneren van het Nederlandse deel van het estuarium. Voor de doelstellingen op middellange termijn zijn aanvullende eisen gesteld aan het functioneren van de Schelde zelf.

Het is nog niet mogelijk om voor alle doelstellingen de voorwaarden te kwantificeren waaraan voldaan moet worden om de doelen te bereiken. In

de meeste gevallen zijn deze voorwaarden dan ook richtinggevend geformuleerd. De te nemen maatregelen vloeien slechts ten dele voort uit reeds vastgesteld beleid. Aanvullende maatregelen zijn geformuleerd, gericht op de gestelde doelen.

9.3.2 Doelen

Korte termijn (1995)

- Handhaving van de bestaande zout-zoetgradiënten in het water en op de schorren van de Westerschelde;
- Herstel van de bodemfauna die past bij de bestaande zout-zoetgradiënt;
- Terugdringing van de kans op visziekten;
- Versterking van de kinderkamerfunctie van het oostelijk deel, voor garnalen en platvis;
- Herstel van de populaties van Noordzeekrab en Zeekreeft in het mariene deel;
- Vermindering van de troebelheid;
- Vermindering van de eutrofiëring van de kustzone;
- Bereiken van de zwemwaterkwaliteit in het gehele estuarium.

Middellange termijn (2000)

- Terugkeer van anadrome vissoorten, zoals Elft, Fint, Houting en Zalm;
- Prevalentie van visziekten die niet hoger is dan van nature voor de Westerschelde verwacht mag worden;
- De belasting van de Westerschelde met nutriënten moet zodanig gereduceerd worden, dat door verdunning alléén, de concentraties in de kustzone in het groeiseizoen het referentieniveau benaderen.

9.3.3 Voorwaarden

Korte termijn (1995)

- Absolute ondergrens voor het zuurstofgehalte te Schaar van Ouden Doel van 5 mg O₂/l;
- Reductie van het zwevend-stofgehalte en biochemisch zuurstofverbruik;
- Reductie van stikstof- en fosfaatgehalten;
- Vermindering van de bacteriologische verontreiniging.

Middellange termijn (2000)

- Zuurstofgehalten in de Schelde die de natuurlijke referentiewaarden van de rivier benaderen;
- Verdere reductie van zwevend-stofgehalte en biochemisch zuurstofverbruik, voor zover nodig om de gestelde doelen te bereiken;
- Eventuele verdere reductie van stikstof- en fosfaatgehalten;
- Eventuele verdere vermindering van de bacteriologische verontreiniging.

9.3.4 Maatregelen

Korte termijn (1995)

- Afronding van het Nederlandse zuiveringsprogramma voor het Westerscheldegebied;
- Toepassing van het 70%-reductiescenario met betrekking tot de belasting aan zuurstofbindende stoffen in het stroomgebied van de Schelde;
- Een reductie van fosfaat- en stikstoflozingen met 50%, conform de afspraken van de Noordzee-Ministersconferentie. Voor zuiveringsinstallaties in het Scheldegebied betekent dit het aanbrengen van een tweede en derde trap. Deze verdergaande reductie is nodig omdat bij de conventionele zuivering van afvalwater slechts een beperkt deel van deze nutriënten wordt achtergehouden. Ook voor enkele industriële lozingen zal een 50%-reductie van nutriëntenlozingen doorgevoerd moeten worden;
- Inventarisatie van de Belgische industriële lozingen en het opstellen van een reductieschema voor fosfaat en stikstof;
- Doorspoeling van het Zoommeer op een zodanige wijze, dat de fluctuaties in de chloridegradiënt binnen een aanvaard traject blijven; Dit geldt ook voor de zoetwaterbelasting via de Antwerpse havens, vanuit het Zoommeer en het Albertkanaal;
- Beperking van het storten van materiaal afkomstig van ontgroningen ten behoeve van de verbreding van kanalen, aanleg van havens, e.d. De berging van deze grond moet zodanig plaatsvinden dat de verspreiding van slib wordt geminimaliseerd;

Middellange termijn (2000)

- Het toekennen van een hogere ecologische doelstelling aan de rivier de Schelde, afgestemd op het belang voor het estuarium en de kustzone in de situatie na 1995;
- Het opstellen van een actieplan voor het gehele afwateringsgebied van Schelde en Westerschelde om de ecologische doelstellingen te realiseren.

9.3.5 Nader onderzoek

Modellen moeten ontwikkeld worden om de effecten van verschillende saneringsscenario's op de nutriëntenbelasting van de Noordzee te onderzoeken.

Op de tweede plaats is onderzoek gewenst naar de oorzaak van visziekten in het estuarium.

Op de derde plaats is onderzoek nodig om een zo gedetailleerd mogelijke beschrijving te kunnen maken van de referentiesituatie van het Schelde-estuarium. Deze beschrijving moet gericht zijn op zowel de natuurlijke gehalten c.q. vrachten aan nutriënten en zuurstofbindende stoffen, als op de potentiële samenstelling van levensgemeenschappen.

GECITEERDE LITERATUUR

- 1 ANONYMUS (1988) Evaluatierapport lozing afvalwater NV Tessenderlo Chemie. Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappij, Herentals.
- 2 ANONYMUS (1988) Een gegist bestek. Hoofdlijnen van beleid Derde Nota Waterhuishouding. Eerste concept, 30 mei 1988.
- 3 ANTWERPSE ZEEDIENSTEN (ongedateerd) Debieten van het Scheldebekken, periode 1959-1972. Antwerpse Zeedielen.
- 4 BAKKER C (1982) Het plankton van de brakwaterzone. *Zeeuws Nieuws* over natuur, landschap en milieu 8(2) : 29-33.
- 5 BAKKER C en PAUW N DE (1974) Comparison of brackish water plankton assemblages of identical salinity ranges in an estuarine tidal (Westerschelde) and stagnant (Lake Veere) environment (SW-Netherlands). I. Phytoplankton. *Hydrobiol Bull* 8 : 179-189.
- 6 BAKKER C, PHAFF WJ, EWIJK-ROSIER M VAN en PAUW N DE (1977) Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the SW Netherlands. *Hydrobiologia* 52 : 3-13.
- 7 BEEK SA en RINK GJ (1987) Aantalsfluctuatie en verspreiding van enkele vissoorten in het Schelde-estuarium. RIVO-rapport 2F87-103.
- 8 BEUKEMA JJ (1987) Eutrophication of the North Sea. p 27-36 in : *Proceedings of the 2nd North Sea Seminar*, Rotterdam, October 1-3, 1986. Volume 2. Peet G (red). Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- 9 BEUKEMA JJ en CADÉE GC (1987) De eutrofiëring van ons kustwater: Genoeg of al te veel? *Vakbl Biol* 67(9) : 153-157.
- 10 BEYERSBERGEN R, ZWART J DE en LANGEVELD B (1979) De Hooge Platen - Refugium voor watervogels in ons laatste open estuarium. *Watervogels* 4(5) : 192-201.
- 11 BILLEN G *et al.* (1983) Etablissement d'un modèle prédictif de la qualité de l'eau de l'estuaire de L'Escaut. Université Libre de Bruxelles.
- 12 BITTER G (1988) Trendanalyse waterkwaliteit Westerschelde over de periode 1975 t/m 1985. Nota GWWS-88.405, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren.
- 13 BOGAARDS RH, KOEYER P DE, SANDEE AJJ, BORGHOUTS CH en WOLFF WJ (1973) Inventarisatie van enkele macrobenthossoorten in het Oosterscheldegebied in 1972. *Rapporten en Verslagen* nr 1973-7, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- 14 BRABER L en BORGHOUTS CH (1977) Distribution and ecology of Anthozoa in the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Hydrobiologia* 52 : 15-21.

- 15 BROEKHOVEN ALM VAN (1987) De Rijn in Nederland, toestand en ontwikkelingen anno 1987. Nota 87.061, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA.
- 16 BUISE MA en TOMBEUR KLL (red) (1988) Vogels tussen Zwin en Saeftinghe - De avifauna van Zeeuws-Vlaanderen. Stichting Natuur- en Recreatie-informatie, Middelburg. 360 p.
- 17 CADÉE GC en HEGEMAN J (1986) Seasonal and annual variation in *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the westernmost inlet of the Wadden Sea during the 1973 to 1985 period. *Neth J Sea Res* 20 : 29-36.
- 18 Consultation meeting on nutrients in the eastern and southern North Sea, Skagerrak and Kattegat under article 9 of the Paris Convention, Copenhagen, November 28-29, 1985.
- 19 CRAMP S en SIMMONS KEL (red) (1983) *The Birds of the Western Palearctic*, Volume III, Waders to Gulls. Oxford University Press, Oxford. 913 p.
- 20 DANKERS N, KUHLE H en WOLFF WJ (red) (1981) Invertebrates of the Wadden Sea. *Report 4 of the Wadden Sea Working Group*. AA Balkema, Rotterdam.
- 21 DEVELTER D en KUIJKEN E (1987) De inplanting van een containerkaai op de slikken van het natuurgebied "Galgenschoor" te Antwerpen. Instituut voor Natuurbehoud, Gent.
- 22 DIJKZEUL A (1982) De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970-1981. Nota 82.061, Rijkswaterstaat/RIZA.
- 23 ECK B VAN, TURKSTRA E, SANT H VAN 'T (1983) Voorstel referentiewaarden Nederlandse zoute wateren. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Leidschendam.
- 24 HENDRIKSMA J (1981) Waterkwaliteitsaspecten van de Westerschelde. Nota 81.049, Rijkswaterstaat/RIZA.
- 25 ICR (1987) Actieprogramma "Rijn". Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn tegen Verontreiniging. (Verkorte Nederlandse editie van: Das Aktionsprogramm "Rhein" des ICR).
- 26 KOOIJ LA VAN DER (1982) De kwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. Nota 82.063, Rijkswaterstaat/RIZA.
- 27 LANCELOT C, BILLEN G, SOURNIA A, WEISSE T, COLLIN F, VELDHUIS MJW, DAVIES A en WASSMAN P (1987) *Phaeocystis* blooms and nutrient enrichment in the continental coastal zones of the North Sea. *Ambio* 16 : 38-46.
- 28 LEFÈVRE F (1984) Het effect van lozingen van het Zoommeer op de chloridegehalten in de Westerschelde (voorlopige lozingsscenario's). Nota WWKZ-84.009, Rijkswaterstaat Adviesdienst Vlissingen.
- 29 LELOUP E en KONIETZKO B (1956) Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. *Verh Kon Belg Inst Natuurwetenschappen* 132 : 1-99.

- 30 MARQUENIE JM en VETHAAK AD (in druk) Effecten in zoutwaterecosystemen. Aangeboden aan H_2O .
- 31 MEBNT D VAN DE, OOSTERWIJK J en ALDENBERG T (1984) Meetnet regenwater 1978-1982. RIVM-rapport *Ecowad-84-01*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.
- 32 MEIRE P en DEVELTER D (1988) Macrozoöbenthos van de Westerschelde: Een eerste overzicht van de resultaten van de bemonsteringen, najaar 1987. Project SAWES.
- 33 Ministerial Declaration of the Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, November 24-25, 1987.
- 34 NIENHUIS PH (1980) The epilithic algal vegetation of the SW Netherlands. *Nova Hedwigia* 23 : 1-94.
- 35 OSIECK ER (1982) Belangrijke waterrijke vogelgebieden in Nederland. *Limosa* 55 : 43-55.
- 36 OSIECK ER en BRAAKHEKKE WG (1986) Aanvullingen en verbeteringen op de lijst van belangrijke waterrijke vogelgebieden in Nederland. *Limosa* 59 : 75-81.
- 37 PIETERS H, KLUYTMANS JH, ZANDEE DI en CADEE GC (1980) Tissue composition and reproduction of *Mytilus edulis* in relation to food availability. *Neth J Sea Res* 14 : 349-361.
- 38 RACHOR E (1980) The inner German Bight - an ecologically sensitive area as indicated by the bottom fauna. *Helgol Meeresunters* 33 : 522-530.
- 39 RACHOR E (1985) Eutrophierung in der Nordsee. Bedrohung durch Sauerstoffmangel. *Abh Naturwiss Verein Bremen* 40 : 283-292.
- 40 RIJKSWATERSTAAT (1986a) De waterkwaliteit van Nederland - Indicatief meerjarenprogramma water 1985-1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Staatsuitgeverij.
- 41 RIJKSWATERSTAAT (1986b) Rijks Waterkwaliteitsplan. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 136 p.
- 42 RIJKSWATERSTAAT (1988) Het waterbeheer in het Zoommeer na 1987. Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 43 RIJKSWATERSTAAT en WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM (1985) Harmonisatie Noordzeebeleid - Waterkwaliteitsplan Noordzee. Verslag van Onderzoek. Deel 2. Staatsuitgeverij, Den Haag.
- 44 SCHMIDT-VAN DORP AD (1979) Literatuuronderzoek naar soortenrijkdom van het macrozoöbenthos in relatie tot het zoutgehalte. *Rapporten en Verslagen* nr 1979-55, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.

- 45 SCOTT DA (1980) A preliminary inventory of wetlands of international importance for waterfowl in West Europe and Northwest Africa. IWRB Special Publication 2, International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge.
- 46 SIBBLES PL en VERDUIN JA (1988) Een verkenning van het waterkwaliteitsvraagstuk in België. *Westerschelde Studies* nr 10, Geografisch Instituut, Rijksuniversiteit, Utrecht.
- 47 STOUTEN P (1987) Beheersplan Zoommeer. Nota AX-87235, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 48 STRONKHORST J (1988) Lichtuitdoving in de Oosterschelde. BALANS-Nota 35, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 49 STUART JJ, MEIRE P en MEININGER P (1988) Watervogels in de Westerschelde. Rijksuniversiteit, Gent/Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 50 THEEDE H, PONAT A, HIROKI K en SCHLIEPER C (1969) Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. *Mar Biol* 2 : 325-337.
- 51 THEEDE H (1973) Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulphide on marine bottom invertebrates. *Neth J Sea Res* 7 : 244-252.
- 52 VAN IMPE J (1985) Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds. *Mar Pollut Bull* 16 : 271-276.
- 53 VAN DAMME D (1984) Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea. X. Changes in Harpacticoid copepod communities in the Westerschelde estuary from 1978 till 1982. In : *Ecological and ecotoxicological studies of benthos of the Southern Bight of the North Sea*. Sectie Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Gent.
- 54 VELDHUIS MJW, VENEKAMP LAH en IETSWAART T (1987) Availability of phosphorus sources for blooms of *Phaeocystis pouchetii* (Haptophyceae) in the North Sea: impact of the river Rhine. *Neth J Sea Res* 21 : 219-229.
- 55 VETHAAK AD (1987) Fish diseases, signals for a diseased environment? p 43-59 in : *Proceedings of the 2nd North Sea Seminar*, Rotterdam, October 1-3, 1986. Volume 2. Peet G (red). Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- 56 WESTERNHAGEN H VAN en DETHLEFSEN V (1983) North Sea oxygen deficiency in 1982 and its effects on the bottom fauna. *Ambio* 12 : 264-267.
- 57 WOLFF WJ (1973) The estuary as a habitat. *Zoölogische Verhandelingen* 126 : 1-242, Rijksmuseum voor Natuurlijke Historie, Leiden.
- 58 WOLLAST R (1973) Origine et mecanismes de l'envasement de l'estuaire de l'Escaut. Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences Appliquées, Institut de Chimie Industrielle, Ministère des Travaux Publics.

OVERZICHT VAN FIGUREN

- 1 Afwateringsgebied van de Schelde.
- 2 Jaargemiddelde debiet van de Schelde ter hoogte van Schelle, in de periode 1950-1987.
- 3 Seizoensverloop in de Schelde-afvoer te Schelle, gemiddeld over de periode 1980-1987.
- 4 Lengteprofielen van het chloridegehalte in de Westerschelde.
- 5 Het debiet door de Bathse Spuisluis.
- 6 Procentuele bijdrage van de diverse belastingbronnen aan de antropogene fracties van de stikstofbelasting (A) en de fosforbelasting (B).
- 7 Tijdsverloop van het chloridegehalte, 1981-1986.
- 8 Tijdsverloop van de watertemperatuur, 1981-1986.
- 9 Tijdsverloop van het zwevend-stofgehalte ($0,45 \mu\text{m}$), 1981-1986.
- 10 Jaargemiddelden van het zwevend-stofgehalte ($0,45 \mu\text{m}$), 1981-1986.
- 11 Vergelijking van zwevend-stofgehalten bepaald via twee filtratiemethoden: over $0,45 \mu\text{m}$ (z/s zw. met.) en over $1,0 \mu\text{m}$.
- 12 Tijdsverloop van het biochemisch zuurstofverbruik (BZV_5), 1981-1986.
- 13 Trend van het biochemisch zuurstofverbruik te Vlissingen, 1975-1985.
- 14 Tijdsverloop van het ammoniumgehalte, 1981-1986.
- 15 Jaargemiddelden van het ammoniumgehalte, 1981-1986.
- 16 Tijdsverloop van het nitriet+nitraatgehalte, 1981-1986.
- 17 Jaargemiddelden van het nitriet+nitraatgehalte,
- 18 Relaties tussen chloridegehalte en de concentratie van stikstofverbindingen.
- 19 Trend van ammonium te Schaar van Ouden Doel, 1975-1985.
- 20 Trend van ammonium te Hansweert, 1975-1984.
- 21 Trend van ammonium te Terneuzen, 1975-1984.
- 22 Trend van ammonium te Vlissingen, 1975-1984.
- 23 Trend van nitriet/nitraat te Schaar van Ouden Doel, 1975-1985.
- 24 Trend van Kjeldahl-stikstof te Schaar van Ouden Doel, 1975-1985.
- 25 Trend van Kjeldahl-stikstof te Hansweert, 1975-1984.
- 26 Trend van zuurstof te Schaar van Ouden Doel, 1975-1985.
- 27 Tijdsverloop van het zuurstofgehalte, 1981-1986.
- 28 Jaargemiddelden van het zuurstofgehalte, 1981-1986.
- 29 Trend van orthofosfaat te Schaar van Ouden Doel, 1975-1985.
- 30 Trend van orthofosfaat te Hansweert, 1975-1984.
- 31 Trend van orthofosfaat te Terneuzen, 1975-1984.
- 32 Trend van orthofosfaat te Vlissingen, 1975-1984.
- 33 Trend van zuurstof te Hansweert, 1975-1984.
- 34 Tijdsverloop van het orthofosfaatgehalte, 1981-1986.
- 35 Tijdsverloop van het chlorofyl-a-gehalte, 1981-1986.
- 36 Concentratie anorganische stikstofverbindingen .
- 37 Tijdsverloop van de concentratie opgelost silicium, 1981-1986.
- 38 Tijdsverloop van het doorzicht, 1982-1986.
- 39 Opbouw van de extinctie-coëfficiënt te Vlissingen en Schaar van Ouden Doel.
- 40 Tijdsverloop van het gehalte thermotolerante colibacteriën, 1981-1984.
- 41 Trend van thermotolerante bacteriën uit de coligroep te Schaar van Ouden Doel, 1975-1984.
- 42 Tijdsverloop van het gehalte, faecale streptococci, 1981/1984-1986.
- 43 Trend van thermotolerante bacteriën uit de coligroep te Hansweert, 1982-1984.

- 44 Relatie tussen chloridegehalte en concentratie zwevend stof; de ligging van het troebelheidsmaximum.
- 45 Tijdsverloop van het chloridegehalte in het Bathse Spuikanaal en te Schaar van Ouden Doel, tijdens de ontzilting van het Zoommeer in 1987.
- 46 Chloridegehalten te Lamswaarde; vergelijking van gemeten en berekende waarden, voor een situatie zonder ontzilting van het Zoommeer.
- 47 Dichtheden van bodemdieren op een aantal locaties in het intergetijdegebied van de Westerschelde, september 1987.
- 48 Gemiddeld aantal watervogels per maand in de Westerschelde, 1975-1980.
- 49 Tolerantie van enkele bodemdiersoorten voor verlaagde zuurstof- en verhoogde sulfidegehalten (tolerantie uitgedrukt als de blootstellingstijd die leidde tot sterfte van 50% van het aantal proefdieren).
- 50 Verdeling van de zuurstofgehalten over de Westerschelde, berekend voor de scenario's A2, B2 en het referentiescenario.
- 51 Het effect van sanering op de antropogene fracties van de stikstof- en fosforbelasting.
- 52 Verdeling van de totaal-stikstofconcentratie over de Westerschelde, berekend voor de referentiesituatie anno 1983 (A) en het scenario B6 (B).
- 53 De gemiddelde winterconcentraties van nitraat in het Kanaal en de Zuidelijke Bocht van de Noordzee.
- 54 Segmentering van het Westerschelde-estuarium in het SAWES-zuurstofmodel.
- 55 Verloop van het jaargemiddelde zuurstofgehalte in de Nederlandse Rijntakken, over de periode 1970-1986.

OVERZICHT VAN TABELLEN

- 1 De afvoer van de Schelde te Schelle en Schaar van Ouden Doel, in de periode 1980-1987.
- 2 De zoetwateraanvoer naar de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 3 Grensoverschrijdende jaarvrachten te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1987.
- 4 De belasting van de Westerschelde door nutriënten en zuurstofbindende stoffen in 1985.
- 5 De natuurlijke concentraties van fosfor en stikstof.
- 6 Vergelijking van waargenomen en berekende concentraties van fosfor en stikstof in de Westerschelde.
- 7 De belasting van de Westerschelde vanuit het Bathse Spuikanaal in 1987.
- 8 Chloride in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981-1986.
- 9 Watertemperatuur in de Westerschelde; jaargemiddelden in de periode 1981-1986.
- 10 Zwevend stof ($0,45 \mu\text{m}$) in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981-1986.
- 11 Zwevend stof ($1,0 \mu\text{m}$) in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981-1986.
- 12 BZV₅-jaarvrachten en jaargemiddelde Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1976-1986.
- 13 Biochemisch zuurstofverbruik (BZV₅) in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1980-1986.
- 14 Jaarvrachten van stikstofverbindingen en jaargemiddelde Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1976-1986.
- 15 Jaargemiddelde zuurstofgehalten en Schelde-afvoeren te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1973-1986.
- 16 Zuurstof in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1980-1986.
- 17 Jaargemiddelde orthofosfaatgehalten te Schaar van Ouden Doel, in de periode 1981-1986.
- 18 Zichtdiepte en concentratie van chlorofyl-a, anorganische stikstof, orthofosfaat en silicium in de Westerschelde; zomerwaarden, gemiddeld over de periode 1981-1986.
- 19 Schattingen van de jaargemiddelde primaire productie van fytoplankton in enkele zoutwatersystemen.
- 20 Thermotolerante bacteriën van de coli-groep; kwartaalgemiddelde gehalten te Schaar van Ouden Doel.
- 21 Thermotolerante bacteriën van de coli-groep; kwartaalgemiddelde gehalten te Vlissingen.
- 22 Faecale streptococcen; kwartaalgemiddelde gehalten te Schaar van Ouden Doel.
- 23 De bacteriologische normering voor zwem- en schelpdierwater.
- 24 Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde.
- 25 Toetsing van de waterkwaliteit over de periode 1981-1986.
- 26 Globale samenstelling van het fytoplankton in de Westerschelde in 1987.
- 27 Dichtheden van bodemdieren rond de Belgisch-Nederlandse grens.
- 28 Waarnemingen van enkele diersoorten op hard substraat in het sublitoraal van de Westerschelde-monding in de zomer van 1972.

- 29 Kwalitatieve inventarisatie van enkele diersoorten in het sublitoraal van de Westerschelde-monding in de zomer van 1972.
- 30 Belangrijkste pleistermaanden en gemiddelde maximale aantallen van niet-broedende watervogels, waarvoor de Westerschelde van internationaal belang is.
- 31 De gemiddelde afvoer van zoetwater en nutriënten door enkele Westeuropese wateren naar het Kanaal en de Zuidelijke Bocht.
- 32 Saneringsplanning voor de lozing van zuurstofbindende stoffen op het Nederlandse deel van de Westerschelde.
- 33 Uitbreiding van de zuiveringscapaciteit van communale installaties in de periode na 1985.
- 34 Saneringsplanning voor de lozing van zuurstofbindende stoffen op de Nederlandse Rijntakken.
- 35 Overzicht van variabelen in het zuurstofmodel van de Westerschelde.
- 36 Schematisch overzicht van de onderzochte scenario's met betrekking tot de zuurstofhuishouding in de Westerschelde.

OVERZICHT VAN BIJLAGEN

- 1 Overzicht van onderzochte parameters met de correcties voor de trendanalyse.**
- 2 Verspreiding van bodemdieren langs de voormalige zout-zoetgradiënt: Noordzee-Oosterschelde-Volkerak/Haringvliet-Hollandsch Diep-Biesbosch.**
- 3 Verloop van de samenstelling van bodemdiergemeenschappen langs de zout-zoetgradiënt in het Eems-Dollard estuarium.**

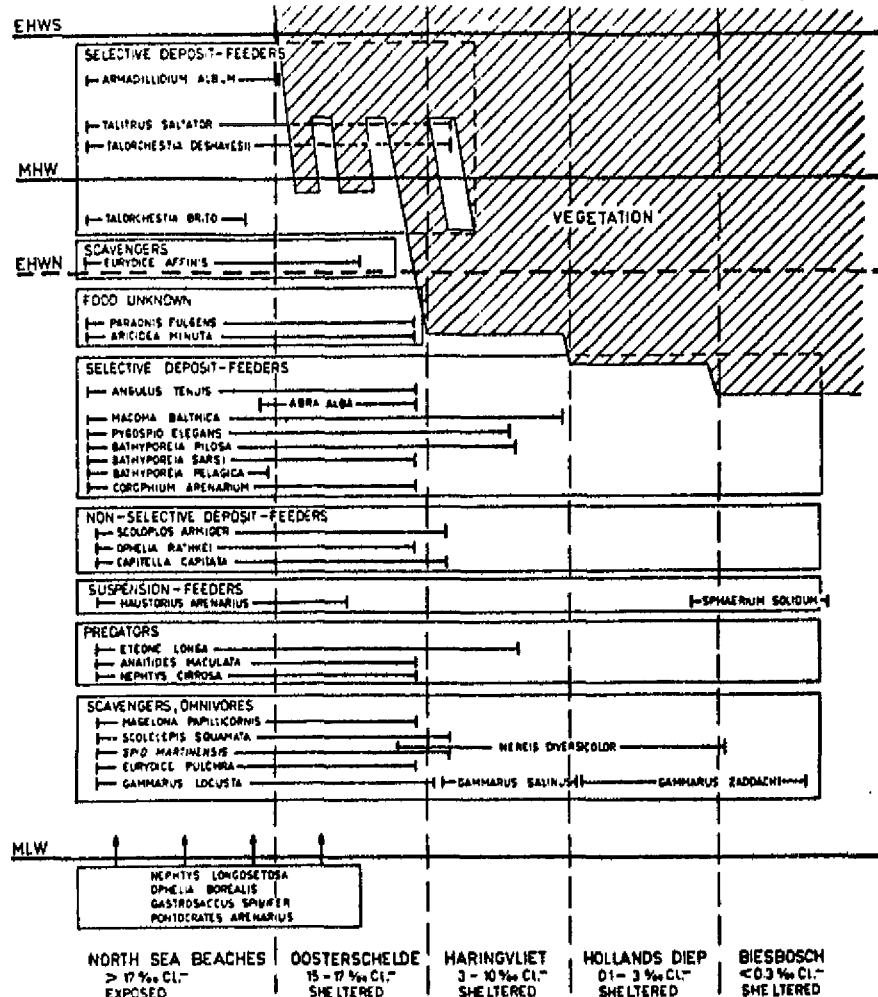
COLOFON

omslagfoto	LANDSAT
tekenwerk	A. de Buck
drukwerk	Pitman BV, Goes
redactionele ondersteuning en lay-out	Bureau RDD <i>Aquatic Ecosystems</i> , Groningen 

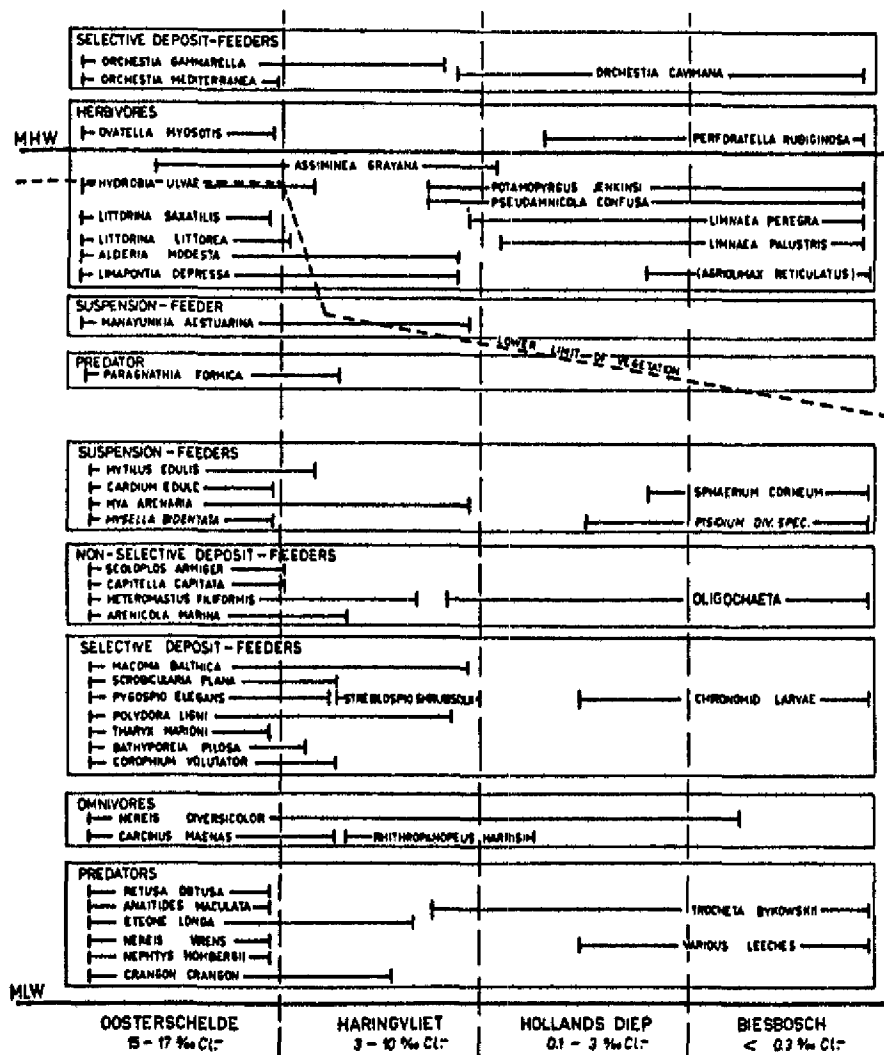
OVERZICHT VAN ONDERZOCHE PARAMETERS EN CORRECTIES.

Parameter- nummer	Parameter- naam	Correctievariabelen:			Seizoen- correctie
		temp. afv. (10)	zw.st.me (58)	zw.st.me (500)	
500	zw.st.me	-	+	-	+
310	BZV5	-	+	+	+
300	O2	+	+	-	+
680	TOC	-	+	+	+
681	DOC	-	+	-	+
608	NH4-N	-	+	-	+
630	NO3+NO2-N	-	+	-	+
625	KJD-N	-	+	+	+
671	O-PO4-P	-	+	-	+
70505	T-PO4-P	-	+	+	+
940	CL	-	+	-	-
1051	PB	-	+	+	-
1034	CR	-	+	+	-
1067	NI	-	+	+	-
71900	HG	-	+	+	-
1027	CD	-	+	+	-
1092	ZN	-	+	+	-
1042	CU	-	+	+	-
75049	R-beta	-	+	+	-
7020	3H	-	+	+	-
9521	226RA	-	+	+	-
13511	90SR	-	+	+	-
1511	T-alpha	-	+	+	-
32028	PAK	-	+	+	-
31617	tb.coli	-	+	-	-
31690	tot.coli	-	+	-	-
32735	wv.fenol	-	+	+	-
39340	C-HCH	-	+	+	-
39700	HCB	-	+	+	-

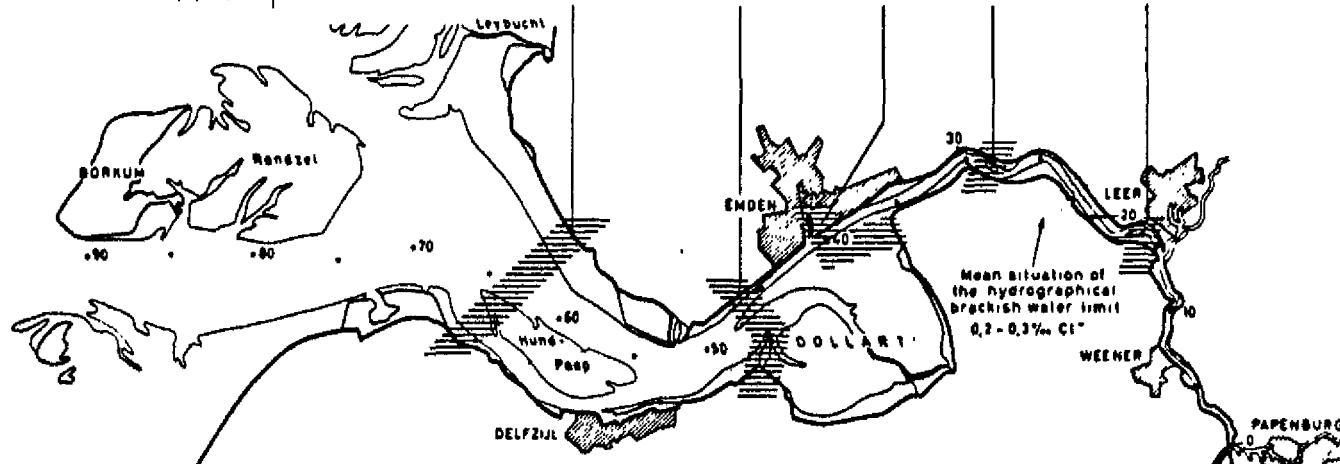
+ Betekent dat de betreffende correctie aan het model is opgegeven.
 Als daardoor in de trendanalyse een deel van de variantie wordt
 verklaard, dan wordt die correctievariabele in het model opgenomen.



Habitat and niche diversification in
intertidal mudbottoms.
(lit.57)

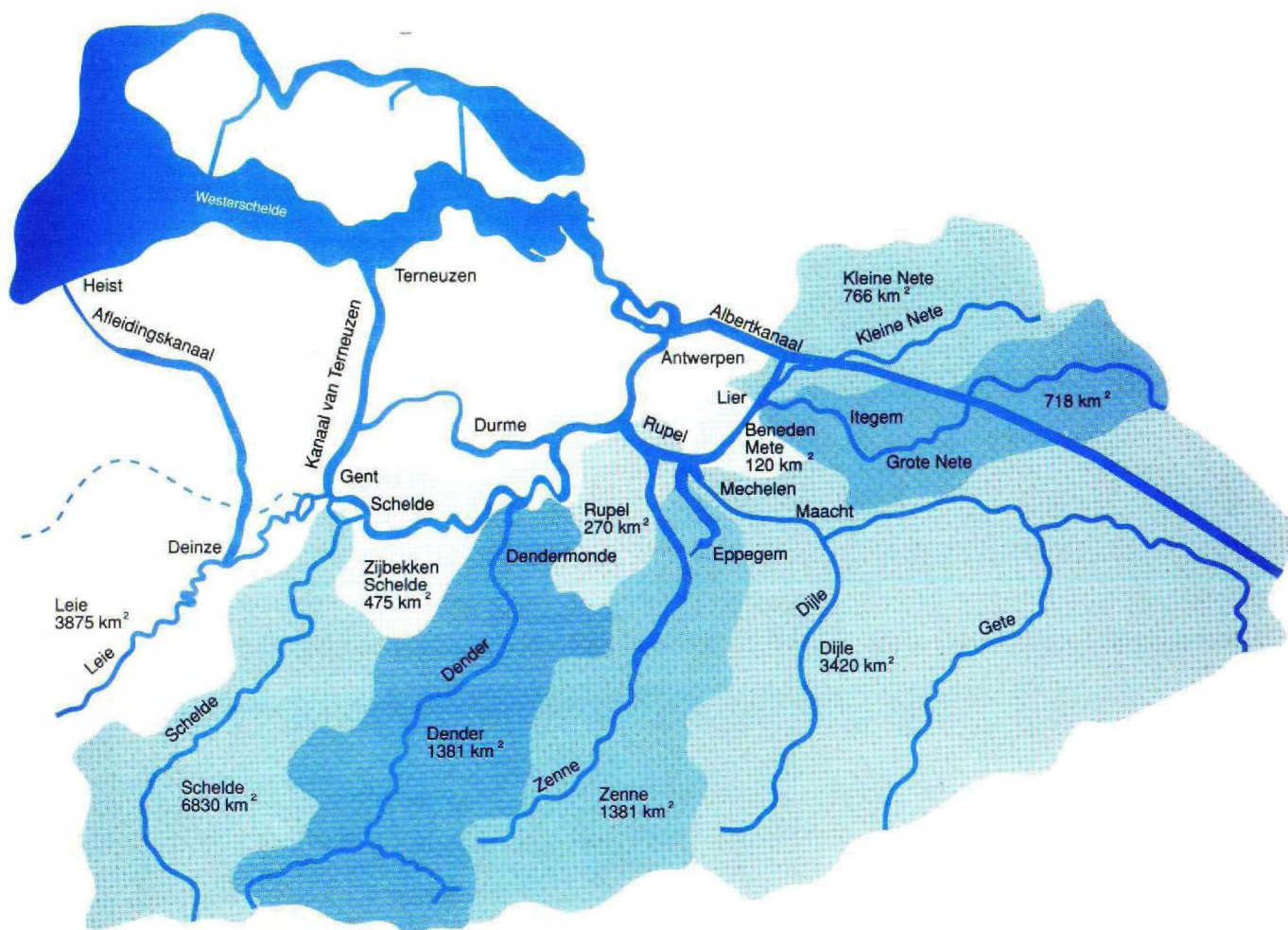


	Section I Lower reaches	I Lower part of middle reaches	II Upper part of middle reaches	III Lower part of upper reaches	V Upper part of upper reaches	VI Limnic tidal area
	Intertidal variety of the Macoma-balthica community with various sub-communities	Impoverished Macoma-balthica community	Mixed community of marine and brackish-water species	Community dominated by brackish-water species	Mixed community of fresh water and brackish-water species	Impoverished limnic community
Total species number	c. 80 species recorded (insufficiently investigated)	38 species	39 species	9 species	12 species	6 species
Mean species number per station	insufficient data	4,6 species	4,8 without Oligochaeta 6,2 incl. Oligochaeta (only few stations examined)	3,6 species	3,7 species	2,6 species
Mean biomass [g/m ²] ashfree dry weight	insufficiently investigated Special sandy flats 2,7g Leybucht c 22g (recalculated)	12,6g	6,2g without Oligochaeta 8,8g incl. Oligochaeta (only few stations examined)	2,6g	1,3g	1,0g
Mean salinity [‰]		21,3‰	20‰	16,5‰	12,8‰	2,2‰



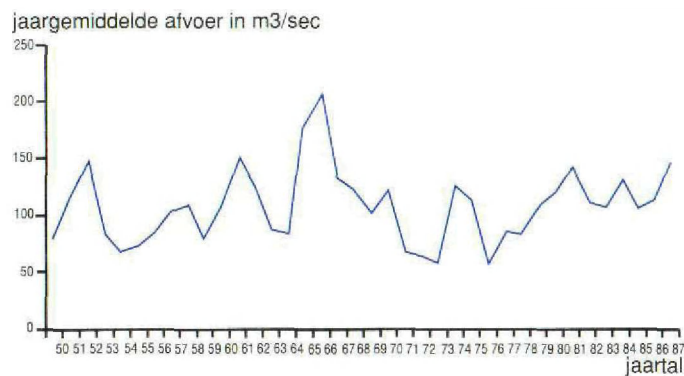
Section III: Impoverished Macoma-balthica community	Section III: Mixed community of marine and brackish-water species	Section IV: Community dominated by brackish-water species	Section V: Mixed community of fresh-water and brackish-water species	Section VI: Impoverished community of freshwater species
- Macoma balthica - Metastomatia filiformis - Corophium arenarium and Corophium volutator - Nephtys hombergii - Mya arenaria - Hydrobia ulvae - Hydrobia ventrosa - Arcticoletta marina - Streblospio benedicti - Cerastoderma edule - Procladius elegans - Procladius arcticus - Crangon crangon - Stomatopoda papillicornis - Stomatopoda carolinensis - Stomatopoda edulis - Stomatopoda ciliata - Stomatopoda ulvae - Stomatopoda maculata - Stomatopoda murex - Stomatopoda latyni - Stomatopoda pumila - Stomatopoda gelatinosa - Stomatopoda nudus - Stomatopoda sp. - Stomatopoda filicornis - Stomatopoda squamata - Stomatopoda maritima - Stomatopoda conchilega - Stomatopoda lemniscatus - Stomatopoda troglodytes - Stomatopoda crenatus - Stomatopoda belandides - Stomatopoda pilosa - Stomatopoda sp. - Stomatopoda filipes - Stomatopoda goodii - Stomatopoda littorina	- Hydrobia ulvae - Hydrobia ventrosa - Mya arenaria - Stomatopoda murex - Crangon crangon - Procladius elegans - Stomatopoda benedicti - Stomatopoda papillicornis - Stomatopoda carolinensis - Stomatopoda edulis - Stomatopoda ciliata - Stomatopoda ulvae - Stomatopoda maculata - Stomatopoda murex - Stomatopoda latyni - Stomatopoda pumila - Stomatopoda gelatinosa - Stomatopoda nudus - Stomatopoda sp. - Stomatopoda filicornis - Stomatopoda squamata - Stomatopoda maritima - Stomatopoda conchilega - Stomatopoda lemniscatus - Stomatopoda troglodytes - Stomatopoda crenatus - Stomatopoda belandides - Stomatopoda pilosa - Stomatopoda sp. - Stomatopoda filipes - Stomatopoda goodii - Stomatopoda littorina	- Tubificoides costatus - Hydrobia ulvae - Paranais litoralis - Corophium cf. volutator - Monopylephorus irroratus - Assiminea grayana - Lymnaea sp. (?) - Unident. Ceratopogonidae (larv.) - Sphaeroma rugicauda	- Limnodrilus hoffmeisteri - Monopylephorus irroratus - Tubificoides costatus - Paranais litoralis - Hydrobia ulvae - Lymnaea sp. (?) - Unident. Ceratopogonidae (larv.) - Potamopyrgus jenkinsi - Unident. Naididae - Therapsyllus tenuis - Bathyporeia pilosa - Assiminea grayana	- Monopylephorus irroratus - Limnodrilus hoffmeisteri - Unident. Ceratopogonidae (larv.) - Lymnaea sp. (?) - Potamopyrgus jenkinsi

figuur 1 :
Afwateringsgebied van de Schelde



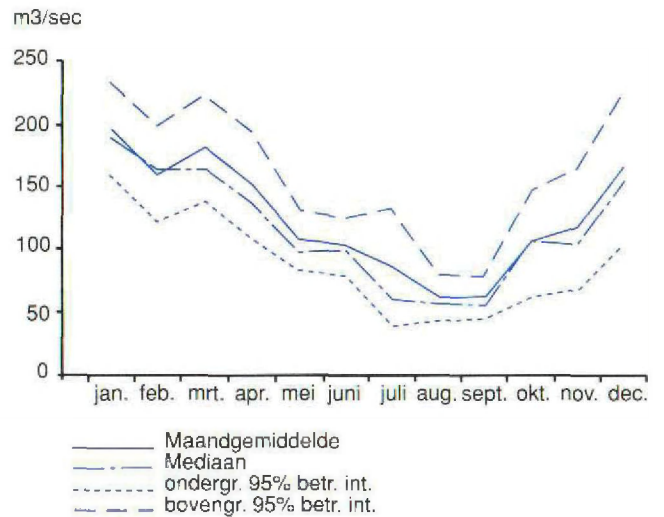
figuur 2 :

Jaargemiddelde debiet van de Schelde ter hoogte van Schelle, in de periode 1950-1987



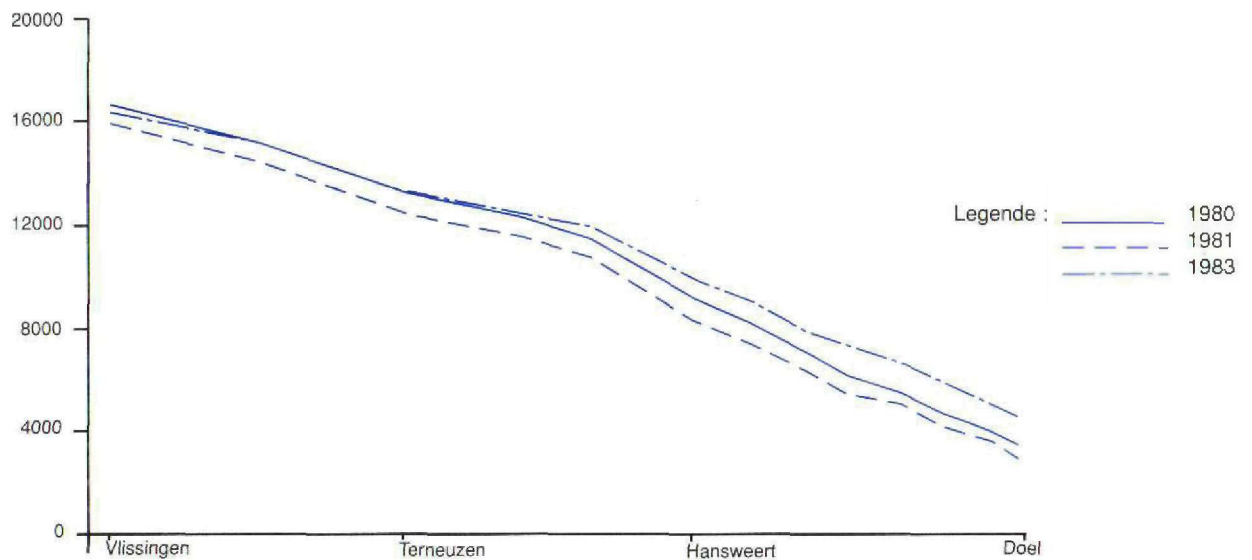
figuur 3 :

Seizoenverloop in de Schelde-afvoer te Schelle, gemiddeld over de periode 1980-1987.



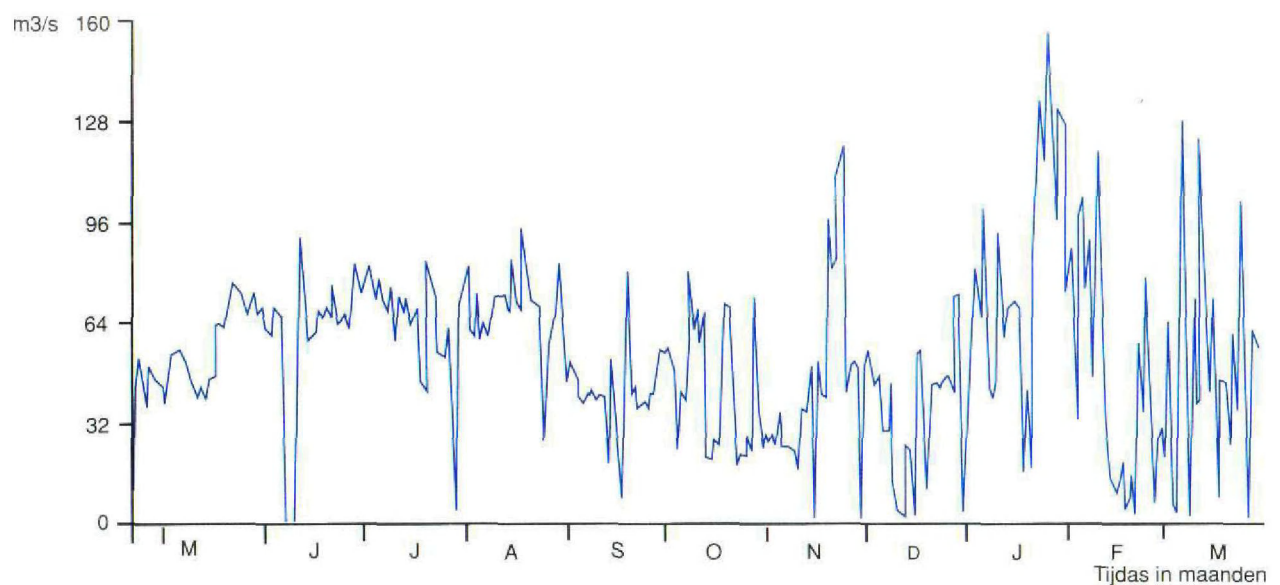
figuur 4 :

Lengteprofielen van het chloridegehalte in de Westerschelde



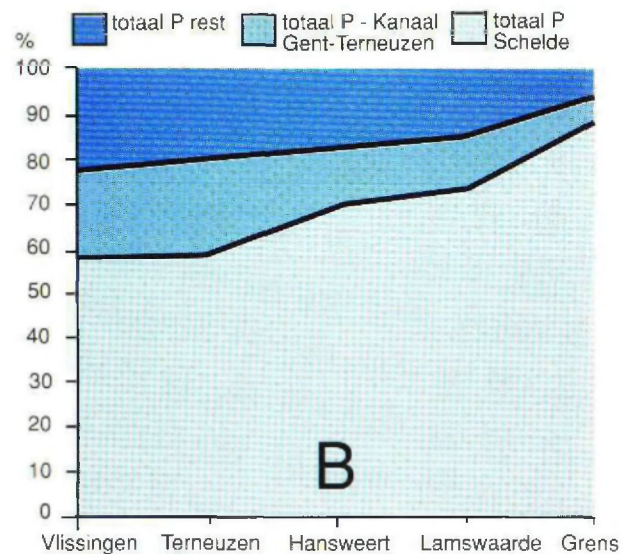
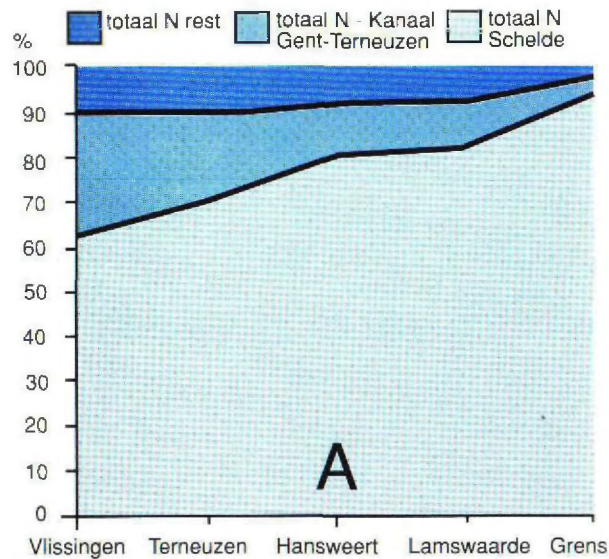
figuur 5 :

Het debiet door de Bathse Spuissluis



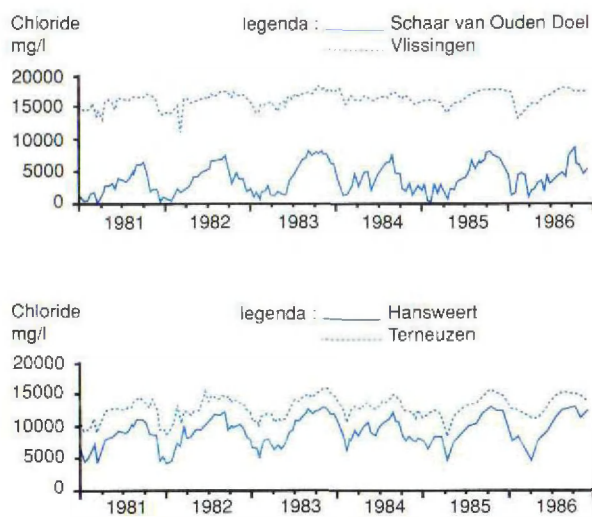
figuur 6 :

Procentuele bijdragen van de diverse belastingbronnen aan de antropogene fracties van de stikstofbelasting (A) en de fosforbelasting (B)



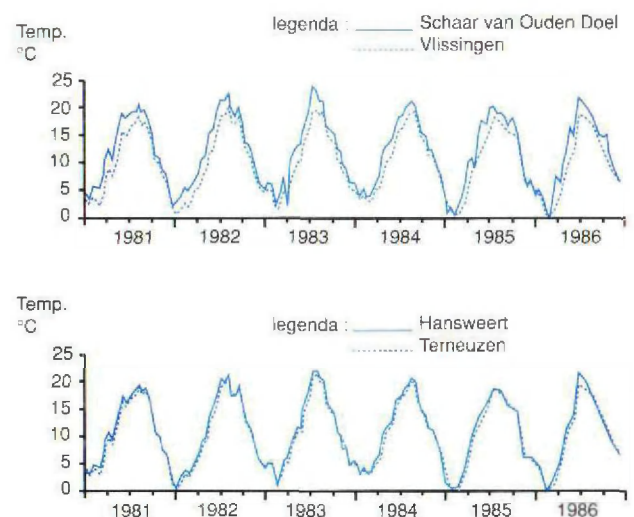
figuur 7 :

Tijdsverloop van het chloridegehalte, 1981 - 1986



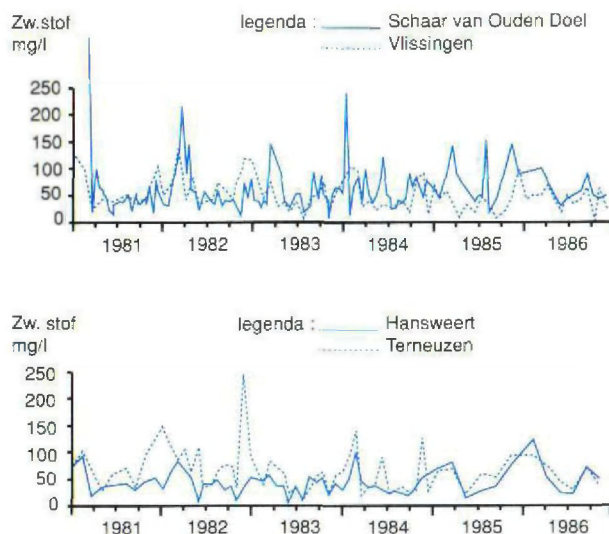
figuur 8 :

Tijdsverloop van de watertemperatuur, 1981 - 1986



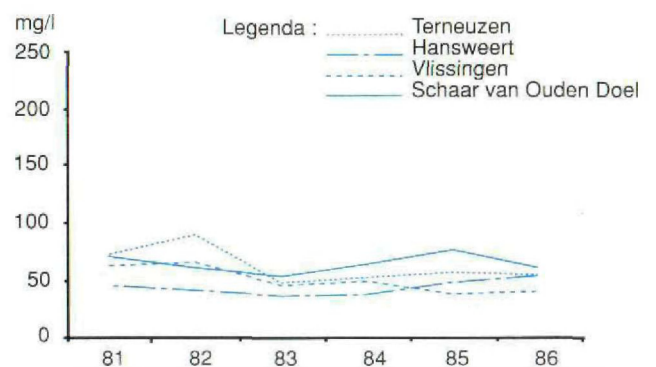
figuur 9 :

Tijdsverloop van het zwevend-stofgehalte ($0.45 \mu\text{m}$), 1981 - 1986



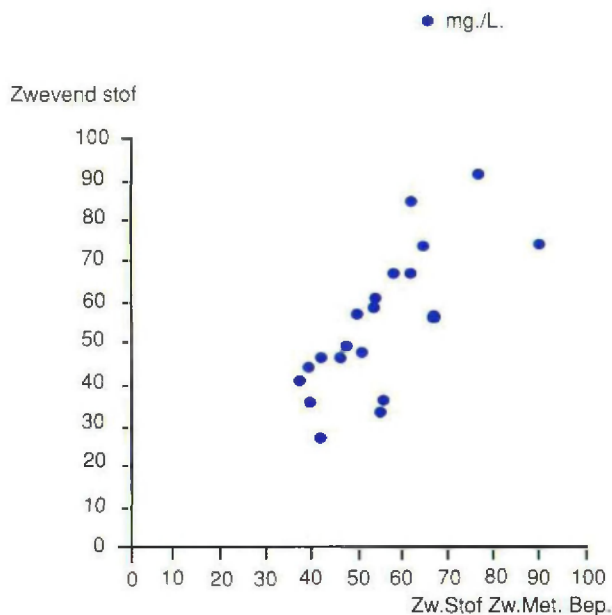
figuur 10 :

Jaargemiddelden van het zwevend-stofgehalte ($0.45 \mu\text{m}$), 1981 - 1986



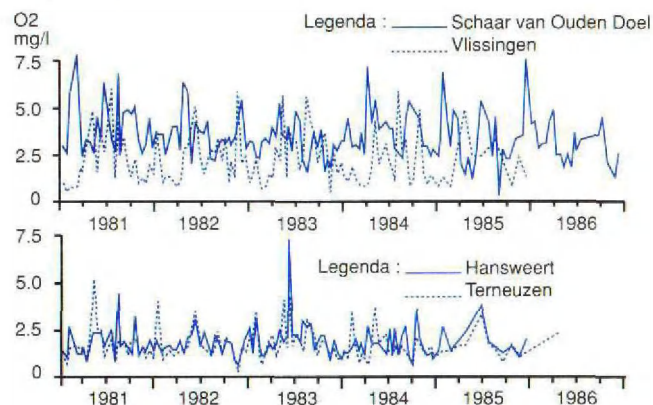
figuur 11 :

Vergelijking van zwevend-stofgehalte bepaald via twee filtratiemethoden : over 0,45 μm (z/s zw. met.) en over 1,0 μm .



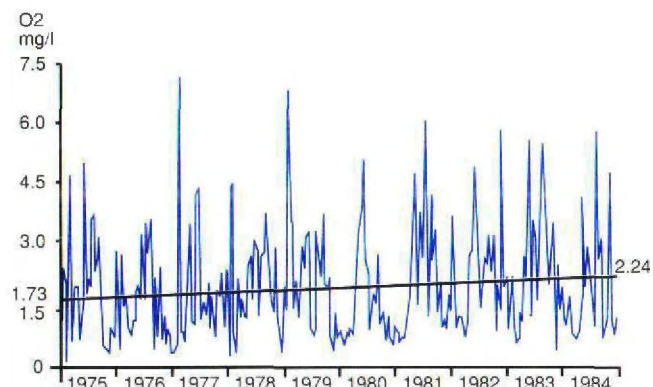
figuur 12 :

Tijdsverloop van het biochemisch zuurstofverbruik (BZV5), 1981 - 1986



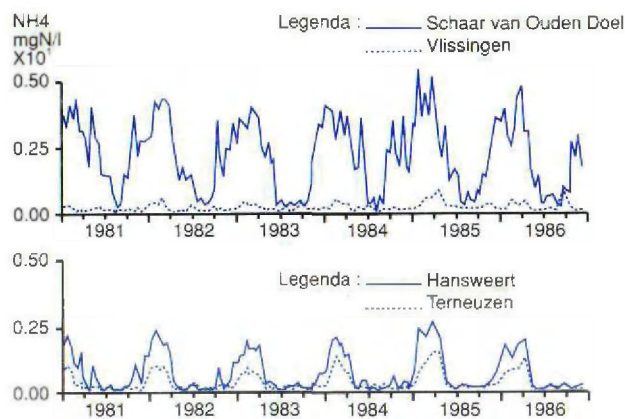
figuur 13 :

Trend van het biochemisch zuurstofverbruik te Vlissingen, 1975 - 1985



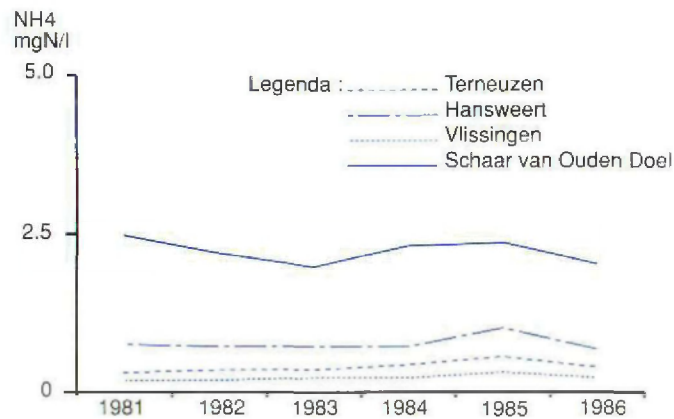
figuur 14 :

Tijdsverloop van het ammoniumgehalte, 1981 - 1986



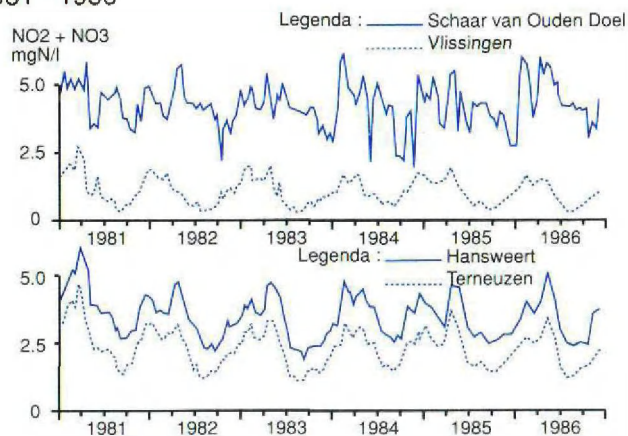
figuur 15 :

Jaargemiddelden van het ammoniumgehalte, 1981 - 1986



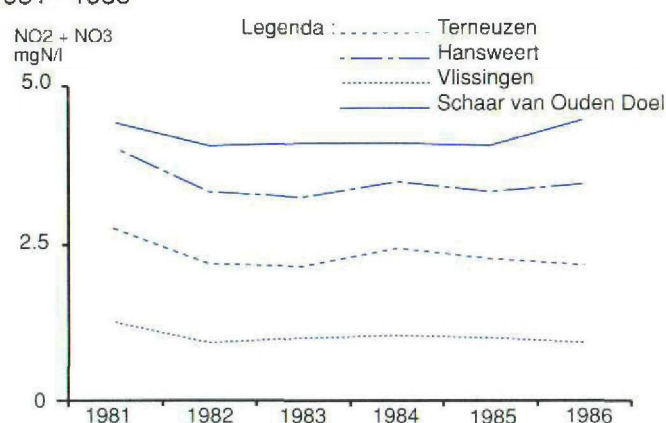
figuur 16 :

Tijdsverloop van het nitriet+nitraatgehalte, 1981 - 1986



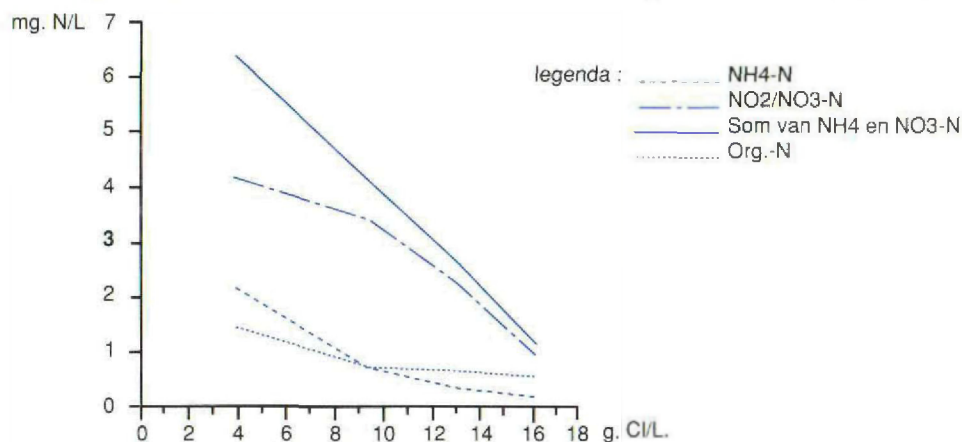
figuur 17 :

Jaargemiddelden van het nitriet+nitraatgehalte, 1981 - 1986



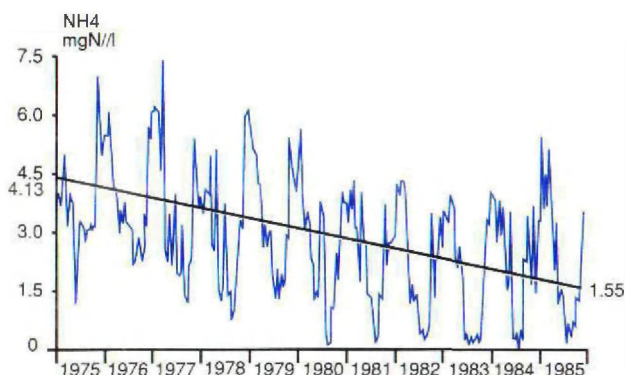
figuur 18 :

Relaties tussen chloridegehalte en de concentratie van stikstofverbindingen, Westerschelde 1981 - 1986



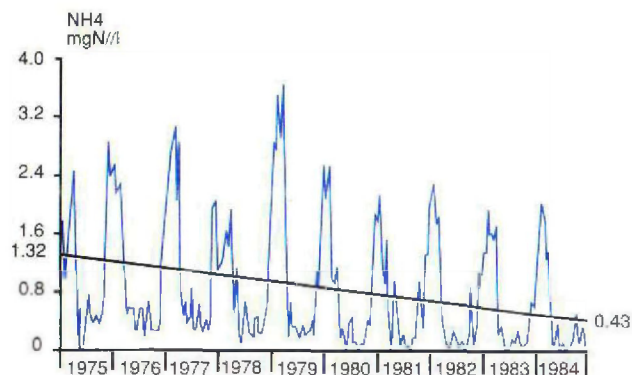
figuur 19 :

Trend van ammonium te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1985



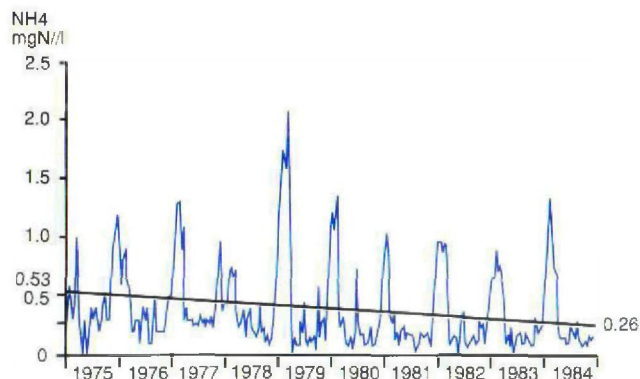
figuur 20 :

Trend van ammonium te Hansweert, 1975 - 1984



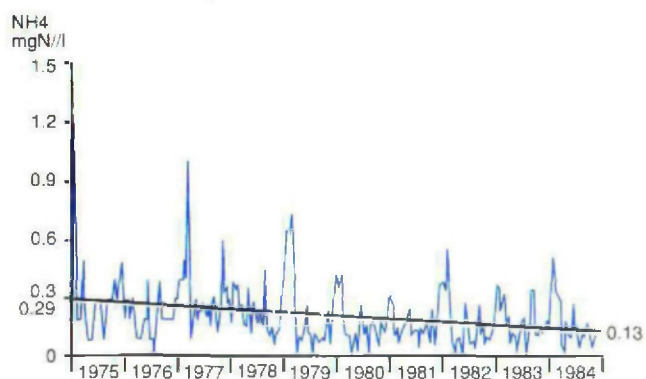
figuur 21 :

Trend van ammonium te Terneuzen, 1975 - 1984



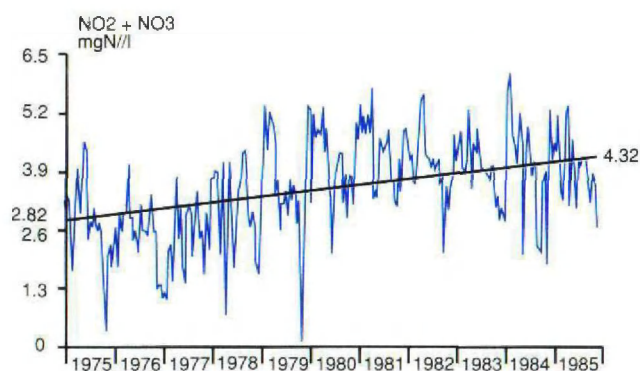
figuur 22 :

Trend van ammonium te Vlissingen, 1975 - 1984



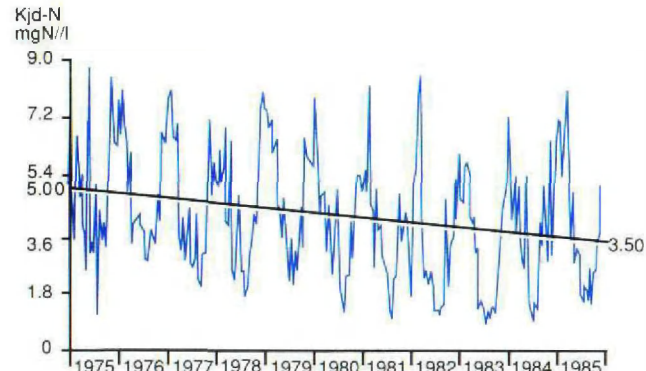
figuur 23 :

Trend van nitriet/nitraat te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1985



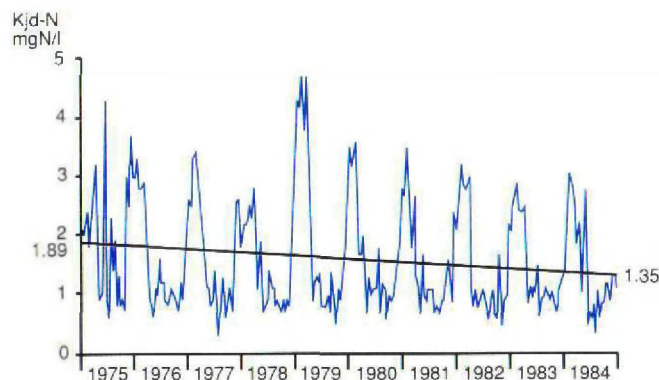
figuur 24 :

Trend van Kjeldahl te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1985



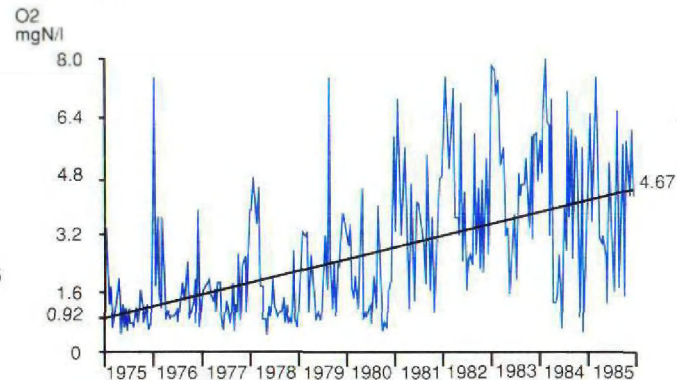
figuur 25 :

Trend van Kjeldahl-stikstof te Hansweert, 1975 - 1984



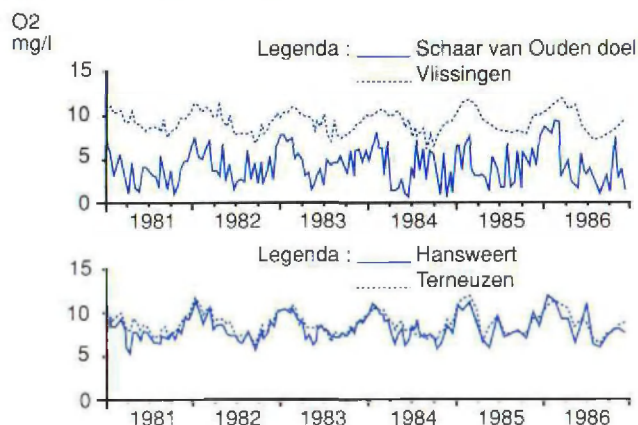
figuur 26 :

Trend van zuurstof te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1985



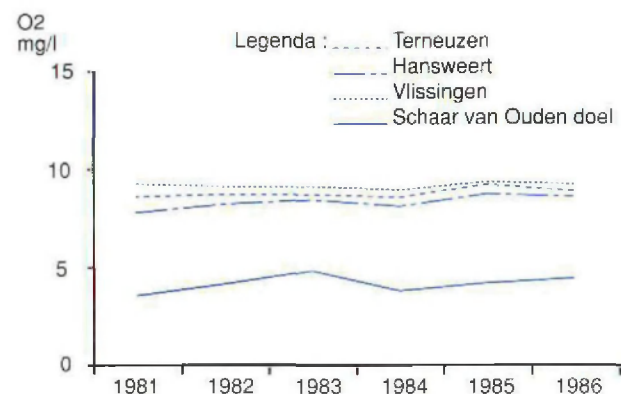
figuur 27 :

Tijdsverloop van het zuurstofgehalte, 1981 - 1986



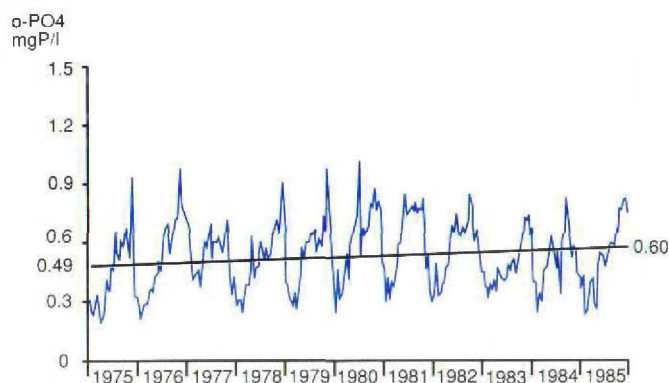
figuur 28 :

Jaargemiddelden van het zuurstofgehalte, 1981 - 1986



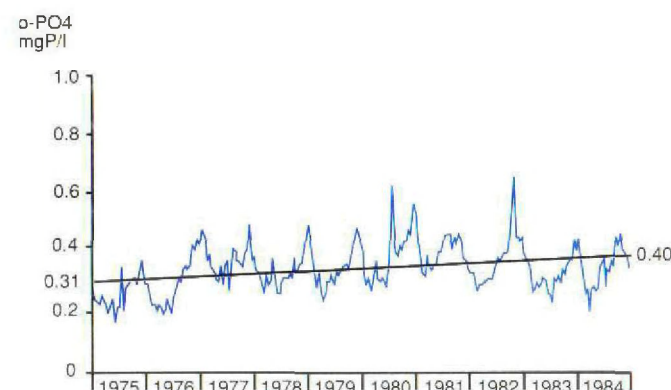
figuur 29 :

Trend van orthofosfaat te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1985



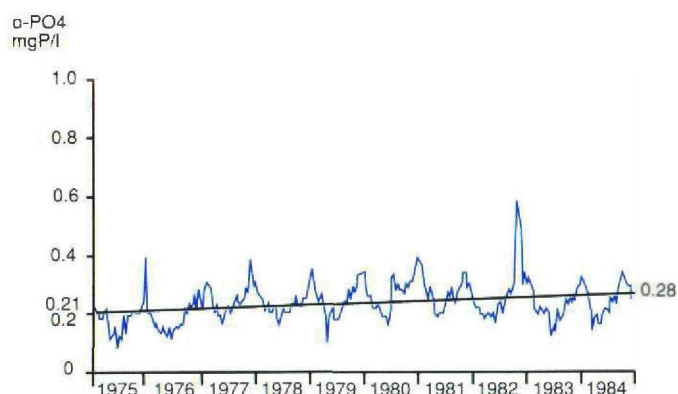
figuur 30 :

Trend van orthofosfaat te Hansweert, 1975 - 1984



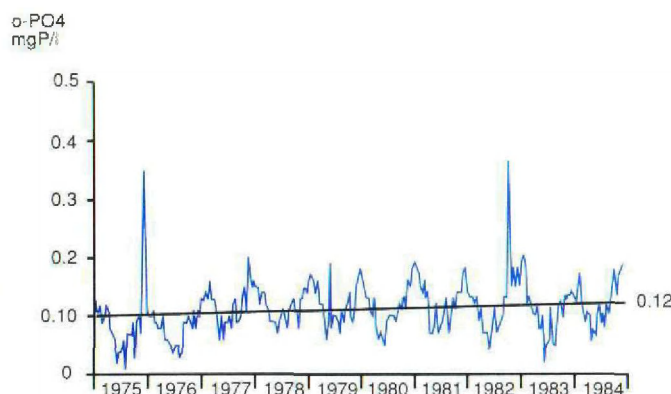
figuur 31 :

Trend van orthofosfaat te Terneuzen, 1975 - 1984



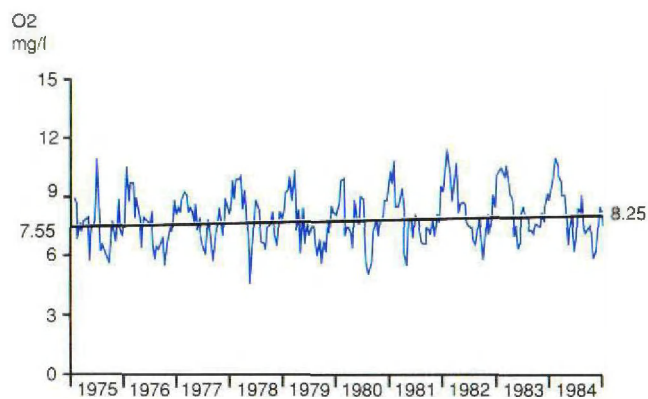
figuur 32 :

Trend van orthofosfaat te Vlissingen, 1975 - 1984

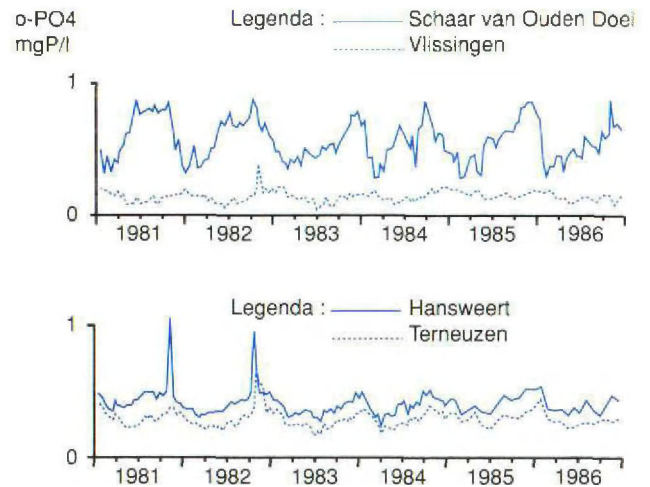


figuur 33 :

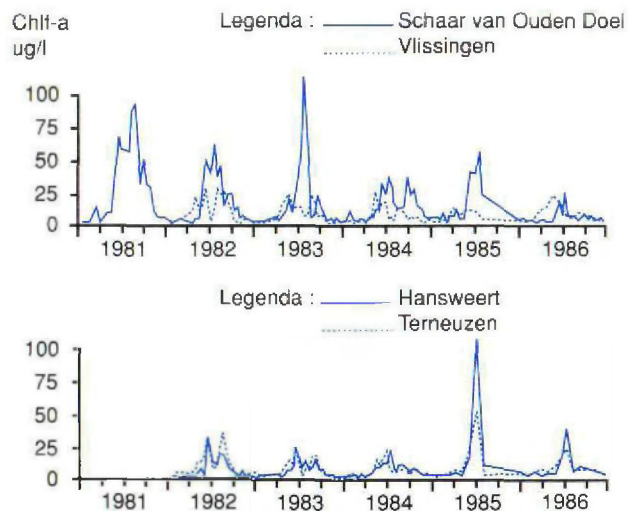
Trend van zuurstof te Hansweert, 1975 - 1984

**figuur 34 :**

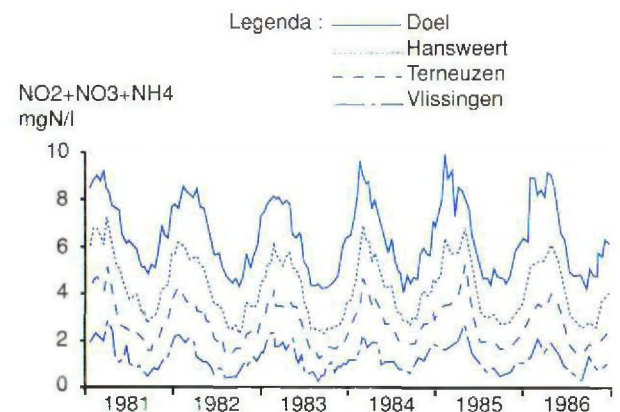
Tijdsverloop van het orthofosfaatgehalte, 1981 - 1986

**figuur 35 :**

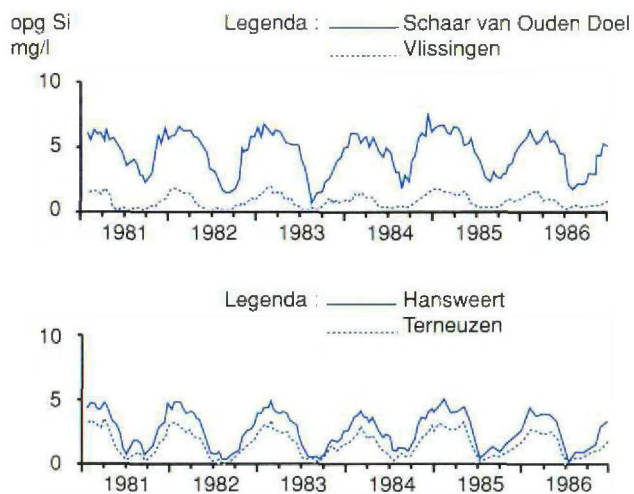
Tijdsverloop van het chlorofyl-a-gehalte, 1981 - 1986

**figuur 36 :**

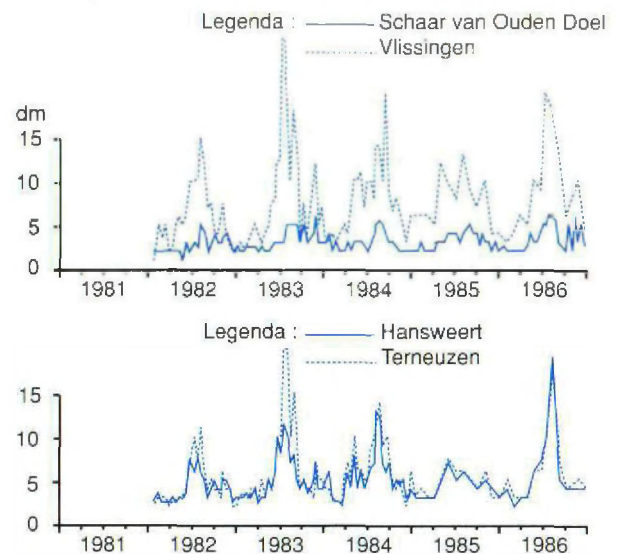
Concentratie anorganische stikstofverbindingen, 1981 - 1986

**figuur 37 :**

Tijdsverloop van de concentratie opgelost silicium, 1981 - 1986

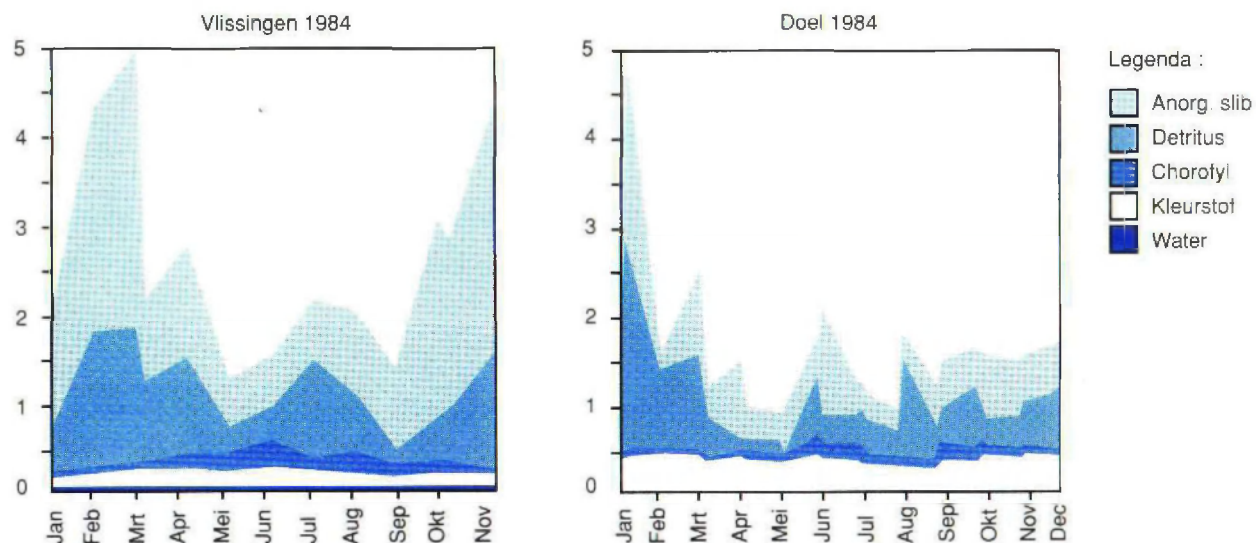
**figuur 38 :**

Tijdsverloop van het doorzicht, 1982 - 1986



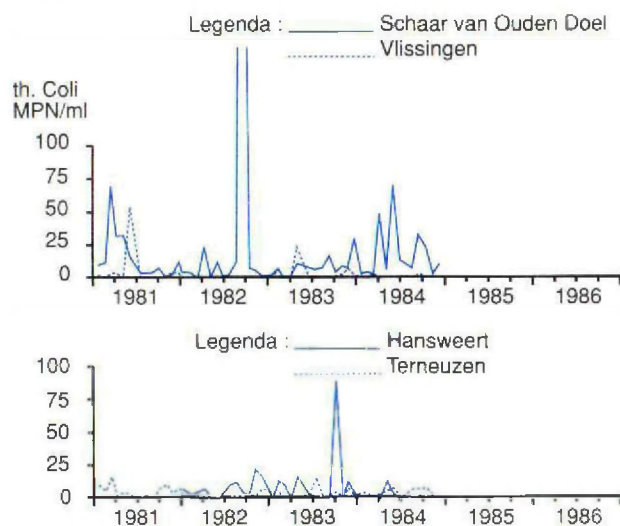
figuur 39 :

Opbouw van de extinctie-coëfficiënt te Vlissingen en Schaar van Ouden Doel



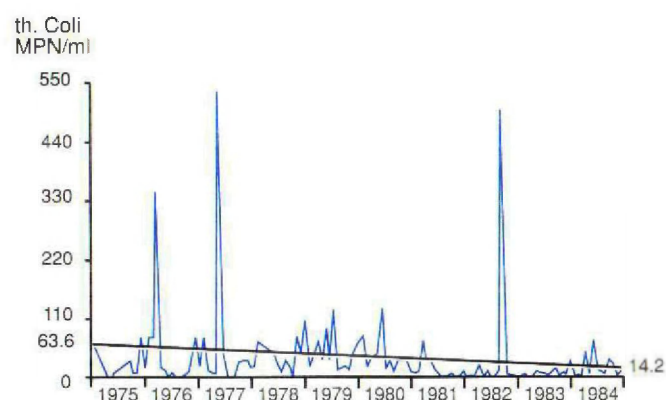
figuur 40 :

Tijdsverloop van het gehalte thermotolerante colibacteriën, 1981 - 1984



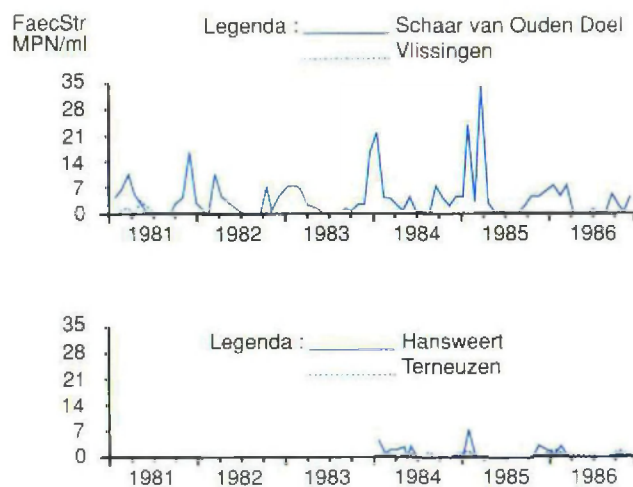
figuur 41 :

Trend van thermotolerante bacteriën uit de coligroep te Schaar van Ouden Doel, 1975 - 1984



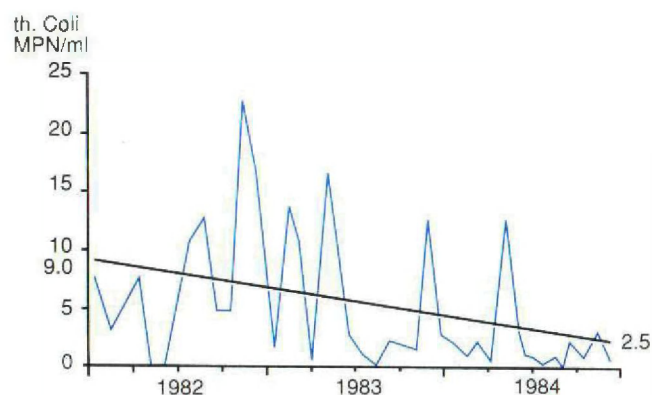
figuur 42 :

Tijdsverloop van het gehalte, faecale streptococcen, 1981/1984 - 1986



figuur 43 :

Trend van thermotolerante bacteriën uit de coligroep te Hansweert, 1982 - 1984

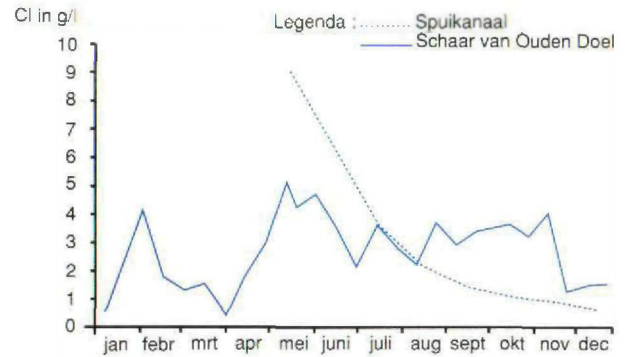
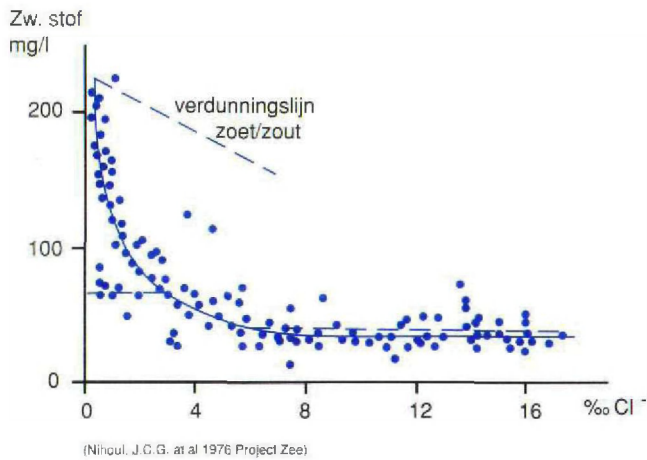


figuur 45 :

Tijdsverloop van het chloridegehalte in het Bathse Spuikanaal en te Schaar van Ouden Doel, tijdens de ontzilting van het Zoommeer in 1987

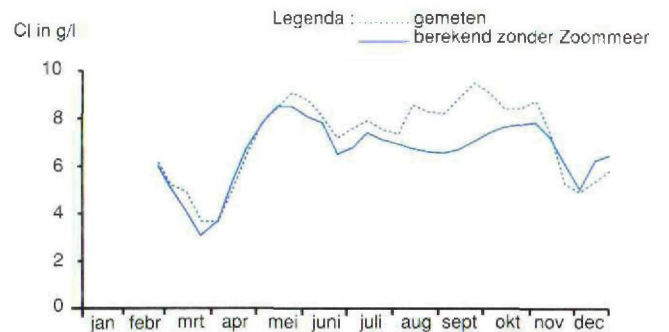
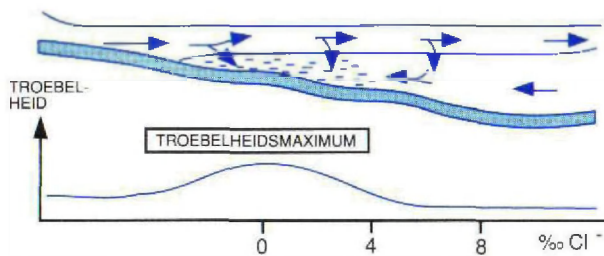
figuur 44 :

Relatie tussen chloridegehalte en concentratie zwevend stof ; de ligging van het troebelheidsmaximum



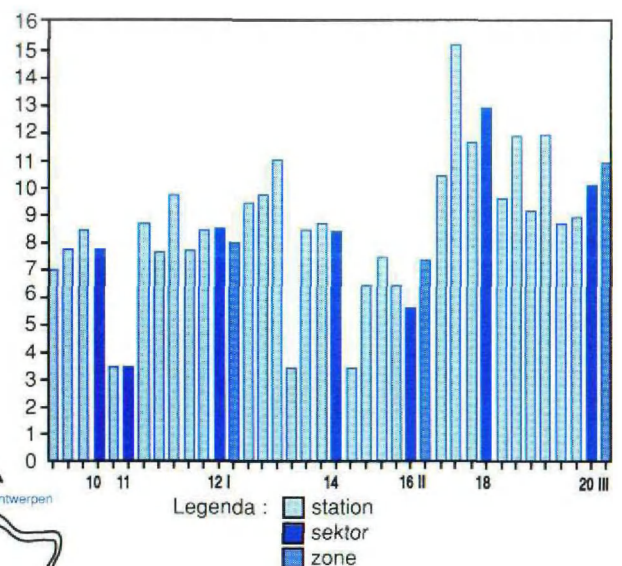
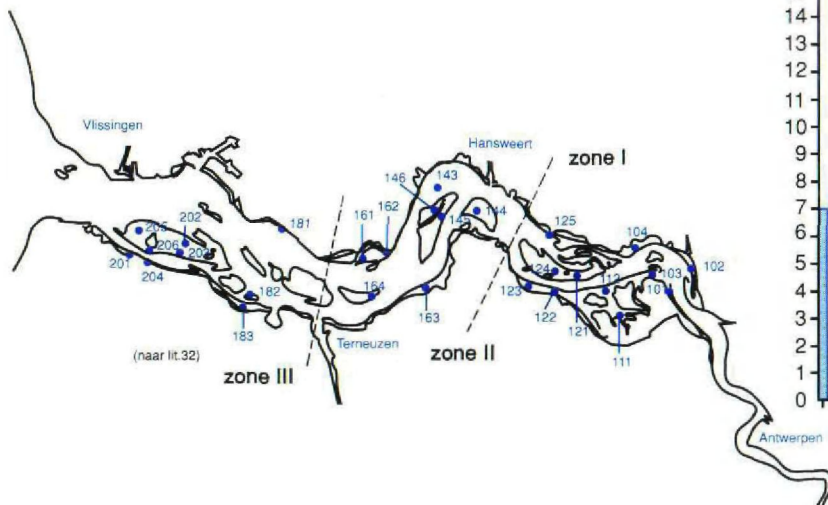
figuur 46 :

Chloridegehalte te Lamswaarde ; vergelijking van gemeten en berekende waarden, voor een situatie zonder ontzilting van het Zoommeer

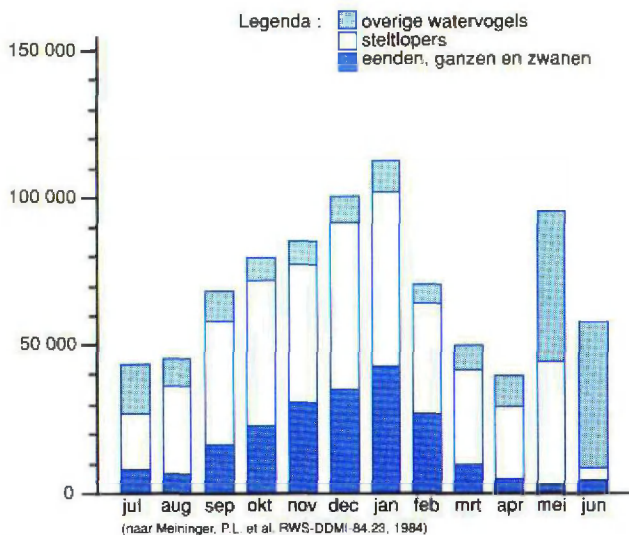


figuur 47 :

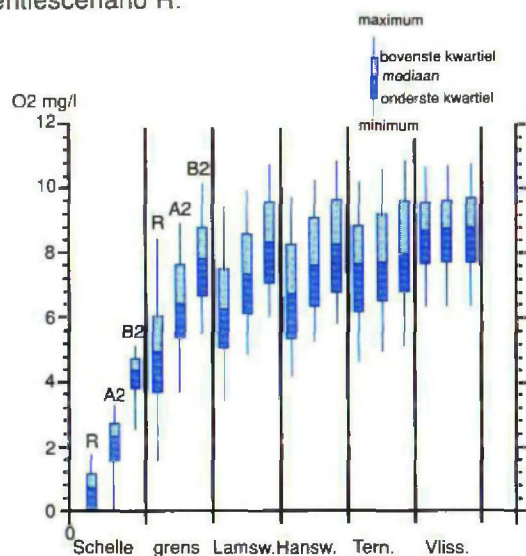
Dichtheden van bodemdieren op een aantal locaties in het intergetijdegebied van de Westerschelde, september 1987



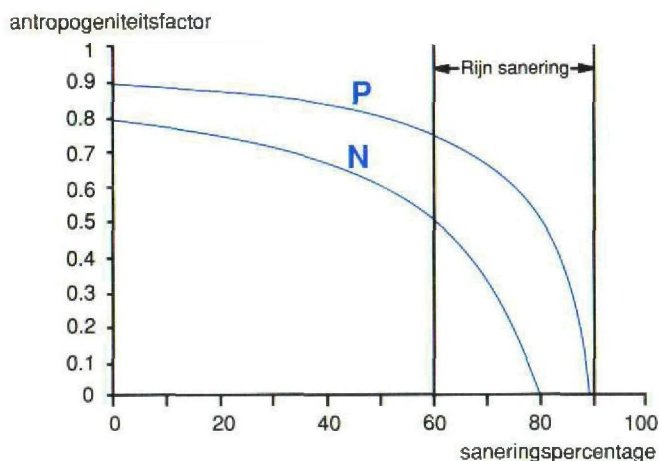
figuur 48 :
Gemiddeld aantal watervogels per maand in de Westerschelde, 1975 - 1980



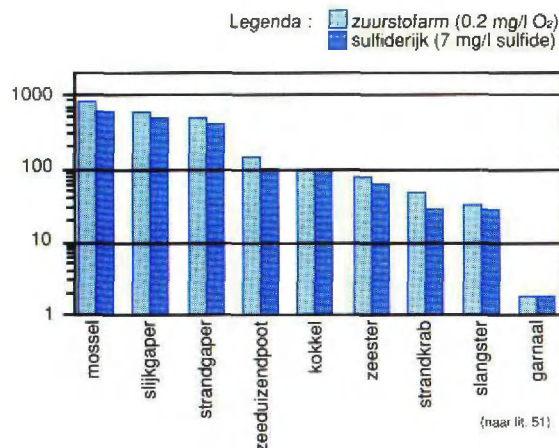
figuur 50 :
Verdeling van de zuurstofgehalten over de Westerschelde, berekend voor de scenario's A2, B2 en het referentiescenario R.



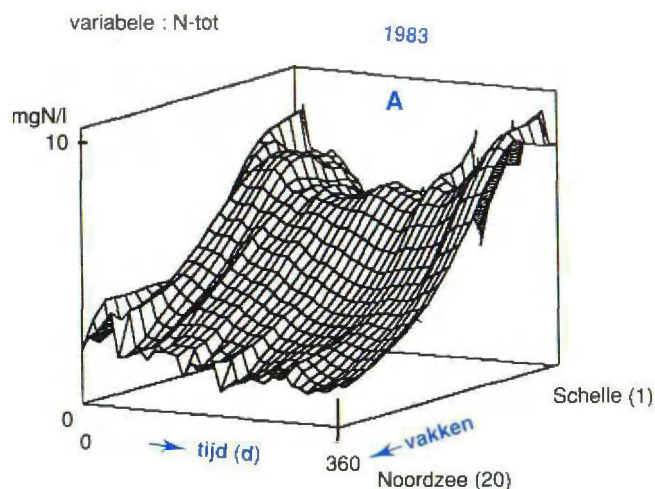
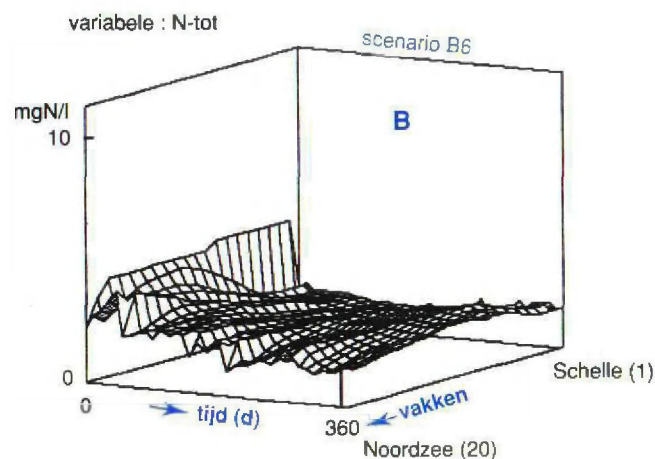
figuur 51 :
Het effect van sanering op de antropogene fracties van de stikstof- en fosforbelasting



figuur 49 :
Tolerantie van enkele bodemdiersoorten voor verlaagde zuurstof- en verhoogde sulfidegehalten (tolerantie uitgedrukt als de blootstellingstijd die leidde tot sterfte van 50% van het aantal proefdiersoorten).

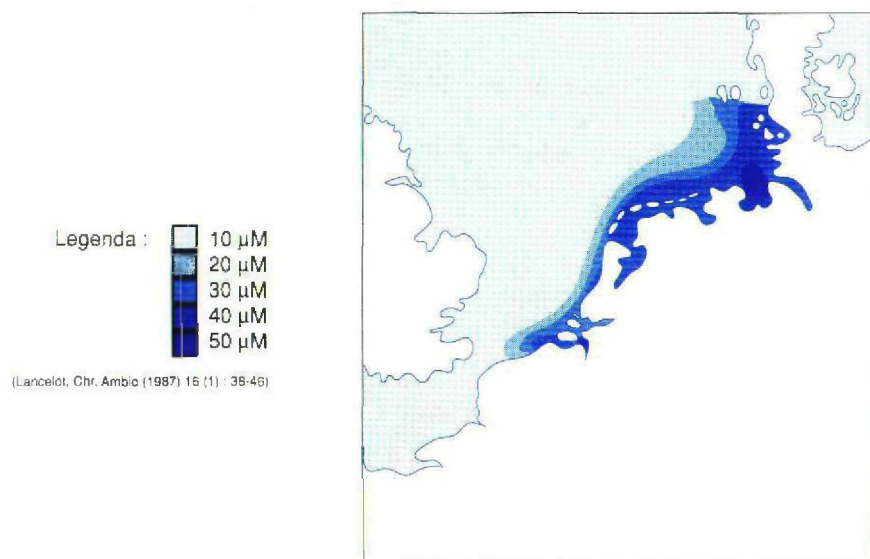


figuur 52 :
Verdeling van de totaal-stikstofconcentratie over de Westerschelde, berekend voor de referentiesituatie anno 1983 (A) en het scenario B6 (B)



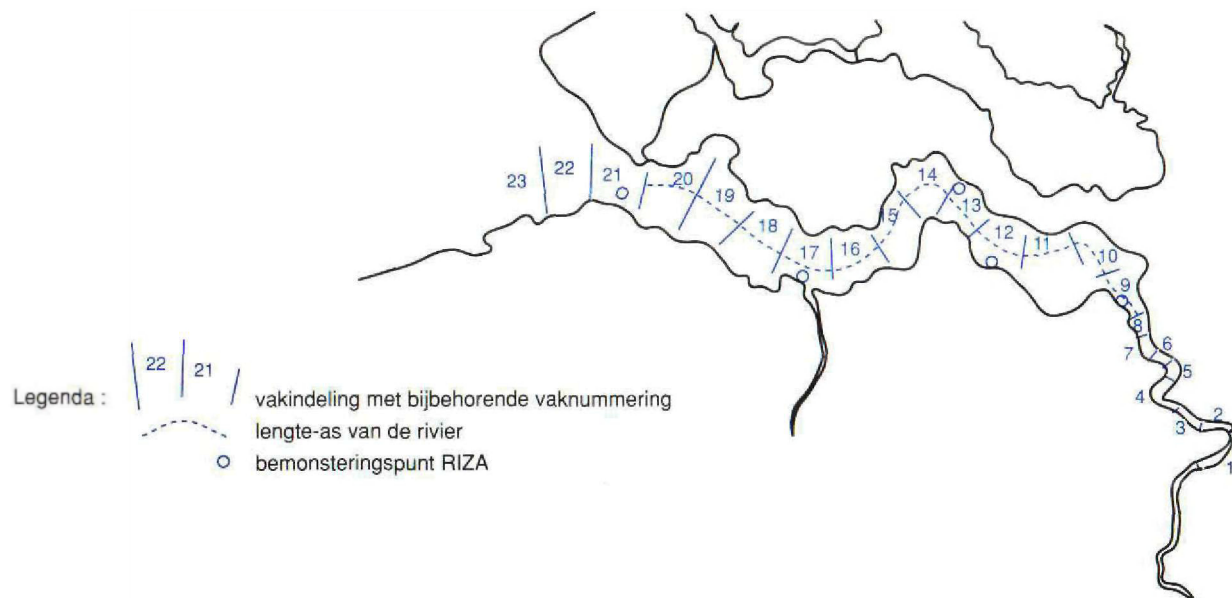
figuur 53 :

De gemiddelde winterconcentraties van Nitraat in het kanaal en de Noordzee in $\mu\text{Mol/l}$



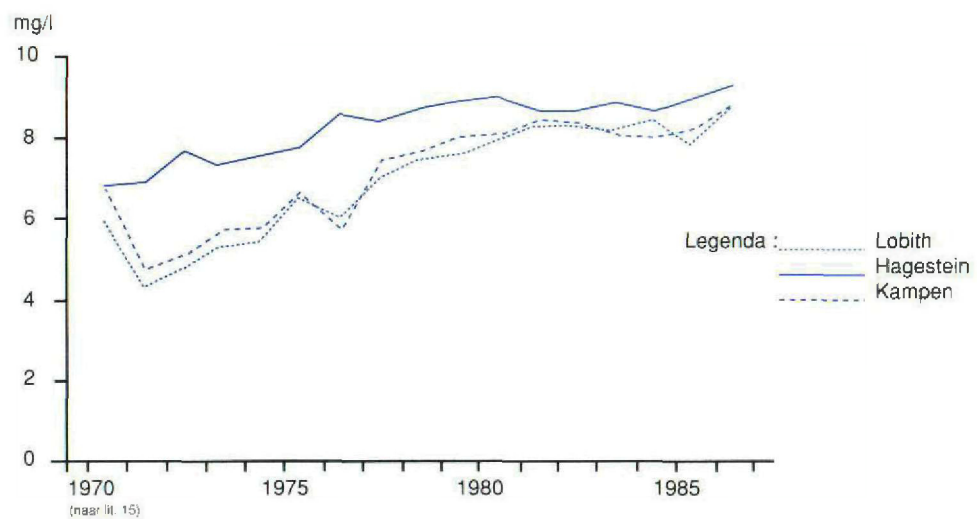
figuur 54 :

Segmentering van het Westerschelde-estuarium in het SAWES-zuurstofmodel.



figuur 55 :

Verloop van het jaargemiddelde zuurstofgehalte in de Nederlandse Rijntakken, over de periode 1970 - 1986



BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

Deelrapport 2

Microverontreinigingen

rijkswaterstaat
dienst getijdewateren
bibliotheek
grenadiersweg 31 -
4338 PG middelburg

Werkgroep
Waterbeheer Westerschelde
April 1989

Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Rijkswaterstaat Directie Zeeland
Postbus 5014, 4330 KA Middelburg

INHOUDSOPGAVE

rijkswaterstaat

·dienst getijdewateren

bibliotheek

grenadiersweg 31 -

4338 PG middelburg

1	Samenvatting	1
2	Inleiding	3
3	De aanvoer van zware metalen en organische microverontreinigingen	
3.1	Inleiding	5
3.2	Jaarvruchten van zware metalen en organische microverontreinigingen	5
3.2.1	De Schelde	5
3.2.2	Directe afvalwaterlozingen	6
3.2.3	Polderlozingen	6
3.2.4	Neerslag	6
3.2.5	Het Kanaal Gent-Terneuzen	7
3.2.6	Stortingen van baggerspecie	7
3.2.7	Het Zoommeer	7
3.3	De antropogene fractie van de belasting aan zware metalen	9
3.3.1	Analyse van de antropogene invloed	9
3.3.2	De antropogeniteitsfactor	10
3.3.3	Analyse van de concentratie-opbouw	10
4	Ruimtelijke variatie, trends en processen	
4.1	Inleiding	13
4.2	Zware metalen	15
4.2.1	Zink	15
4.2.2	Koper	17
4.2.3	Chroom	17
4.2.4	Lood	17
4.2.5	Cadmium	18
4.2.6	Nikkel	18
4.2.7	Kwik	18
4.2.8	Arseen, ijzer en andere metalen	19
4.3	Olie	20
4.4	Organische microverontreinigingen	20
4.4.1	Vluchtige organochloorverbindingen	20
4.4.2	Extraheerbare organochloorverbindingen	21
4.4.3	Dichloorbenzenen	22
4.4.4	Trichloorbenzenen	22
4.4.5	Cholinesterase-remmers	23
4.4.6	Fungiciden	23
4.4.7	De pesticiden endosulfan-alpha, pp-DDT, -DDD en -DDE	23
4.4.8	Polychloorbifenylen (PCB's)	24
4.4.9	Fenolen en polychloorfenolen	24
4.4.10	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)	24
4.5	Radioactieve stoffen	25
4.5.1	Inleiding	25
4.5.2	Resterende bèta-activiteit	26
4.5.3	Tritium	27
4.5.4	Totale alpha-activiteit	28
4.5.5	Radium-226	29

4.5	Radioactieve stoffen (vervolg)	
4.5.6	Toetsing aan de normen voor de basiskwaliteit	29
4.6	Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde	30
4.6.1	Grondslag van de kwaliteitsbeoordeling	30
4.6.2	Uitwerking van de methode	30
4.6.3	Waterkwaliteitsdoelstellingen	31
4.6.4	Toetsing van de waterkwaliteit aan de doelstellingen	32
5	Risico's bij het vervoer van gevaarlijke stoffen	
5.1	Inleiding	35
5.2	Vervoer van olie en olieproducten	35
5.2.1	Omvang van het vervoer en aard van de lading	36
5.2.2	Calamiteiten en risico-analyse	36
5.2.3	De verspreiding van geloosde olie en olieproducten	37
5.2.4	De verontreiniging door olie als gevolg van scheepsongevallen	38
5.3	Vloeibare toxische stoffen	38
5.3.1	Inleiding	38
5.3.2	Omvang van het vervoer	39
5.3.3	Het risico van calamiteiten	40
5.3.4	De verspreiding van vloeibare toxische stoffen	40
5.3.5	Schadelijke effecten van vloeibare toxische stoffen	41
5.4	Beoordeling van de risico-analyse	42
5.5	Maatregelen	43
5.5.1	Maatregelen om calamiteiten te voorkomen	43
5.5.2	Maatregelen in geval van een calamiteit	44
6	Biologische effecten van contaminanten	
6.1	Inleiding	45
6.2	Effecten van zware metalen	46
6.3	Effecten van organische microverontreinigingen	47
6.4	Effecten van olieverontreiniging	48
6.4.1	Effecten van olie op vegetatie en bodemdieren	48
6.4.2	Effecten van olie op vogels	49
6.5	Effecten van radioactieve stoffen	50
6.6	Gehalten van contaminanten in bodemdieren uit de Westerschelde	50
6.6.1	PCB's	50
6.6.2	PAK's	51
6.6.3	Cadmium	52
6.6.4	Koper	53
6.6.5	Kwik	53
6.6.6	Samenvatting van de ruimtelijke variaties	53
6.6.7	Trends in gehalten van contaminanten in de Mossel	54
6.6.8	Vergelijking met andere Nederlandse kustwateren	56
6.7	De relatie met de waterkwaliteit : concentratiefactoren	57
6.7.1	Concentratiefactoren seston/water	57
6.7.2	Concentratiefactoren bodemdieren/seston	57
6.7.3	Concentratiefactoren Visdiefje/Garnaal	58
6.8	Beoordeling van de verontreiniging van de Westerschelde	59
6.8.1	Effecten van zware metalen	59
6.8.2	Effecten van organische microverontreinigingen	60

7	Sanering van de belasting aan microverontreinigingen	
7.1	Het saneringsprogramma voor de Nederlandse lozingen	63
7.2	Vergelijking met de saneringsinspanning voor de Rijn	65
7.3	Het belang van de Belgische saneringen	65
7.4	Voorgenomen saneringen	65
7.4.1	Het Rijn-Actieplan	65
7.4.2	De Noordzeeconferentie	66
7.4.3	Toelichting op onderdelen die voor de Westerschelde van belang zijn	67
7.5	Effecten van sanering	67
7.5.1	Inleiding	67
7.5.2	Effecten van sanering van de zware-metalenbelasting	68
7.5.3	Effecten van sanering van de belasting aan organische micro's	68
7.6	Verdergaande sanering	69
7.6.1	De natuurlijke concentratieniveau's	69
7.6.2	De geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde	70
7.6.3	Effecten van verdergaande saneringen	70
8	Beleidsontwikkeling	
8.1	Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid	73
8.2	Internationale afspraken	74
8.3	Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde	75
8.3.1	Algemeen	75
8.3.2	Doelen	75
8.3.3	Voorwaarden	76
8.3.4	Maatregelen	76
8.3.5	Nader onderzoek	78
	Geciteerde literatuur	79
	Overzicht van figuren	84
	Overzicht van tabellen	87
	Overzicht van bijlagen	89
	Colofon	90
	Bijlagen en figuren	

1 SAMENVATTING

Van de anorganische microverontreinigingen in de Westerschelde treedt cadmium het sterkst op de voorgrond. Het cadmiumgehalte in het water is voor 95-98% het gevolg van menselijke activiteiten. De concentraties van andere zware metalen zijn voor 60 à 75% van antropogene herkomst. Bovendien is cadmium, na kwik, het meest-toxische metaal voor ongewervelde bodemdieren. Beide stoffen staan op de zwarte lijst.

De grootste hoeveelheid cadmium wordt aangevoerd door de Schelde. Op het grenspunt Schaar van Ouden Doel is het gemiddelde cadmiumgehalte in de periode 1975-1985 gedaald van 2,6 naar 1,5 $\mu\text{g/l}$. Bij Vlissingen echter worden in de periode 1981-1986 van tijd tot tijd sterk verhoogde gehalten geconstateerd, waarvan de oorzaak niet met zekerheid bekend is.

Alléén de gehalten van chroom en nikkel voldoen in de meest-recente jaren (1985/1986) aan de waterkwaliteitsdoelstellingen die in deze nota zijn afgeleid uit de basiskwaliteitsnormering van zoetwater. Na een 50%-reductie van de belasting, conform de afspraken gemaakt tijdens de Noordzee-Ministersconferentie, zal alleen het cadmiumgehalte nog beduidend hoger zijn dan de geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstelling. Uit ecotoxicologische overwegingen dient de cadmiumbelasting met 75% verminderd te worden. Het huidige cadmiumgehalte in mosselen uit de Westerschelde is zeven maal hoger dan in soortgenoten uit de Oosterschelde. Bij dieren uit de omgeving van Terneuzen ligt het gehalte maar net onder de grens waarboven groeiremming verwacht kan worden.

Op grond van de huidige ecotoxicologische kennis zijn PCB's, polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en organotinverbindingen de belangrijkste organische microverontreinigingen in de Westerschelde. Alleen van de eerste twee categorieën bestaat een beeld van de verspreiding in het estuarium. De toxiciteit van tributyltin is echter dermate groot dat de toepassing van deze stof in aangroeiwerende verven met spoed dient te worden verboden.

Bodemdieren uit de Westerschelde (Wadpier, Nonnetje, Zeeduizendpoot) vertonen relatief-hoge PCB-gehalten. Deze gehalten liggen ruim boven het no-effectlevel voor eindpredatoren, zodat rekening gehouden moet worden met reproductievermindering bij duikeenden, steltlopers en (bodem)visetende predatoren. De PCB-belasting zal met 80 à 90% gereduceerd moeten worden.

Ook voor PAK's is een dergelijk reductiepercentage noodzakelijk, om aan de geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstellingen te kunnen voldoen. De aanwezigheid van deze verbindingen verhoogt de prevalentie van levertumoren bij platvis. Het PAK-gehalte in de Westerschelde neemt af van oost naar west. Te Schaar van Ouden Doel daalde de gemiddelde concentratie van 0,37 $\mu\text{g/l}$ in 1980 tot 0,21 $\mu\text{g/l}$ in 1985. De gehalten vertonen echter een sterke fluctuatie in de tijd, wat er op wijst dat een belangrijk deel van de PAK-belasting het gevolg is van illegale olielozingen.

Voor vele andere organische microverontreinigingen ontbreekt de ecotoxicologische kennis om een verdergaande sanering dan 50% te beargumenteren. Hier dient het voorzorgsprincipe te worden toegepast. Een algemene reductie van de gehalten aan microverontreinigingen is voorwaarde voor een verbetering van de natuurfunctie van de Westerschelde.

2 INLEIDING

Deze nota is opgesteld ter onderbouwing van het beleid voor de Westerschelde, met betrekking tot de belasting aan zware metalen en organische microverontreinigingen. Dit beleid is verwoord in het integrale beleidsplan Westerschelde.

In tegenstelling tot de andere Zeeuwse rijkswateren wordt de Westerschelde sterk beïnvloed door lozingen van gemeentelijk en industrieel afvalwater. Deze lozingen vinden plaats op zowel het Belgische als het Nederlandse deel van het hydrografische bekken. Tot in de zeventiger jaren ging het in vrijwel alle gevallen om de emissie van ongezuiverd afvalwater, wat resulteerde in een hoge belasting met afbreekbare organische stof, nutriënten, zware metalen en organische microverontreinigingen. Een eerste planmatige sanering van de Nederlandse lozingen werd uitgewerkt in het in 1979 verschenen "Waterkwaliteitsplan Zuidelijke Deltawateren 1979, periode 1980-1984". Een belangrijke sanering werd in 1983 gerealiseerd door de ingebruikname van de rwzi te Bath. Hiermee werd tevens de vracht aan zware metalen, afkomstig van de galvanische industrie in West-Brabant, verder gereduceerd.

De belasting met microverontreinigingen in de periode 1981-1987 wordt gerapporteerd in hoofdstuk 3 van deze nota. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen verschillende categorieën belastingsbronnen. Alleen de vrachten vanuit de Schelde zijn over de gehele periode bekend.

In hoofdstuk 4 wordt de ruimtelijke variatie en de ontwikkeling in de tijd van de waterkwaliteit beschreven, met betrekking tot microverontreinigingen en radioactiviteit. Deze beschrijving is gebaseerd op waarnemingen op vier meetpunten langs de lengteas van het estuarium. Een belangrijk onderdeel van dit hoofdstuk is de formulering van waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde. Hiermee wordt een toetsingsmogelijkheid gecreëerd voor de verschillende waterkwaliteitsparameters die routinematig in het estuarium gemeten worden.

Op de drukbevaren Westerschelde vormt het grootschalig transport van gevaarlijke stoffen een apart probleem. Inzicht in de risico's van dit vervoer is vereist om te kunnen beoordelen of en hoe de veiligheid op de Westerschelde verder geoptimaliseerd kan worden. Inzicht in de verspreiding van chemicaliën na een scheepsramp maakt het mogelijk om maatregelen te treffen die de gevolgen van een calamiteit kunnen beperken. In hoofdstuk 5 wordt de huidige kennis gepresenteerd.

Hoofdstuk 6 geeft de waargenomen gehalten van zware metalen, PAK's en PCB's in enkele belangrijke bodemdieren van de Westerschelde. Deze gehalten zijn het resultaat van de verontreiniging van water en bodem, in combinatie met fysisch-chemische processen in het estuarium en biochemische in de organismen. Om het effect van waterkwaliteitsscenario's op gehalten in diersoorten te kunnen voorspellen, zijn concentratiefactoren bepaald. In hoofdstuk 7 wordt het huidige programma voor de sanering van de afvalwaterstromen besproken en de noodzaak van een verdergaande sanering beargumenteerd. In hoofdstuk 8 tenslotte, worden voorstellen geformuleerd voor het toekomstig waterkwaliteitsbeleid in de Westerschelde.

Verantwoording van de rapportage

Deze nota maakt deel uit van een rapportage van onderzoek waarin de ecologische ontwikkeling van de Westerschelde wordt beschreven ter onderbouwing van het beleid voor dit estuarium. Om praktische redenen is de rapportage opgesplitst in vier deelnota's, getiteld :

- 1 Zuurstof- en nutriëntenhuishouding
- 2 Microverontreinigingen
- 3 Slibhuishouding en bodemkwaliteit
- 4 Morfologische structuur en dynamiek

Deze nota's zijn vervaardigd door de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, een samenwerkingsverband tussen de Dienst Getijdewateren en de Directie Zeeland van de Rijkswaterstaat.

Samenstelling van de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde

Directie Zeeland :	L. Bijlsma (voorzitter)
	W. Iedema
	J.P. Swart
Dienst Getijdewateren :	J. Coosen
	A.M.B. Holland
	T. Pieters (vanaf juni 1988)
	F. Steyaert (tot juni 1988)
	J. Stronkhorst
	T. Walhout (secretaris)
	C.J. van Westen
RDD Aquatic Ecosystems :	R. Bijkerk (redactionele ondersteuning; vanaf augustus 1988)

3 DE AANVOER VAN ZWARE METALEN EN ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

3.1 Inleiding

De Westerschelde wordt verontreinigd door een groot aantal belastingsbronnen, die onderverdeeld kunnen worden in de volgende categorieën :

- De afvoer van de Schelde;
- De directe lozingen van huishoudelijk en industrieel afvalwater;
- De lozingen van polderwater;
- De neerslag;
- De afvoer van kanalen;
- De stortingen van baggerspecie.

De bijdrage van elk in de totale belasting is afhankelijk van de afgevoerde hoeveelheid water en de concentratie van de verontreinigingen hierin. De afvoeren in de rapportageperiode 1981-1987 zijn gepresenteerd in deelrapport 1, samen met de belasting aan nutriënten en zuurstofbindende stof. In dit hoofdstuk wordt de belasting aan microverontreinigingen besproken.

Eerst worden de grensoverschrijdende jaarvrachten te Schaar van Ouden Doel en de jaarvrachten vanuit de overige bronnen gerapporteerd. De grensoverschrijdende vrachten zijn berekend over de gehele periode 1981-1987. De vrachten vanuit de overige bronnen zijn alleen bepaald over het peiljaar 1985, waarvoor de gegevens het meest compleet zijn. De informatie over de organische microverontreinigingen is overigens zeer onvolledig.

Vervolgens wordt vastgesteld welk deel van de belasting aan zware metalen is toe te schrijven aan menselijke activiteiten. Tenslotte wordt aangegeven wat de relatieve bijdrage is van de onderscheide belastingsbronnen in de totale antropogene belasting van de Westerschelde.

3.2 Jaarvrachten van zware metalen en organische microverontreinigingen

3.2.1 De Schelde

Bijlage 1 presenteert de jaarvrachten aan microverontreinigingen die aangevoerd zijn door de Schelde in de periode 1981-1987. Bij de berekening van deze vrachten is gebruik gemaakt van de waterkwaliteitsgegevens voor het meetpunt Schaar van Ouden Doel uit het WAKWAL-bestand van Rijkswaterstaat. Deze waarnemingen zijn gecorrigeerd voor de verdunning met zeewater. De hoogte van de afvoer op dit punt is berekend uit het gemeten debiet te Schelle. De methode waarmee de jaarvrachten zijn berekend is beschreven in hoofdstuk 3 van deelrapport 1.

De vrachten variëren van jaar tot jaar wat onder andere het gevolg is van de wisselende afvoer van de Schelde. Desondanks is deze rivier voor de Westerschelde verreweg de belangrijkste belastingsbron van zware metalen. Dit kan afgeleid worden uit tabel 1, waarin de vrachten over het jaar 1985 per bron zijn samengevat.

TABEL 1 *De belasting van de Westerschelde met zware metalen (opgelost en particulier gebonden), in 1985.*

Bron	Vracht in 10 ³ kg/jaar							
	koper	nikkel	zink	chroom	cadmium	kwik	lood	ijzer
Schelde	69	78	403	89	8	1	92	17134
Dir. lozingen	3,6	4,0	23	0,8	0,4		2,1	
Baggerspecie	11,8	4,5	18,4	15,3	0,4		8,6	
Kanalen	0,6	2,1	27,4	1,7	0,1	0,01	1,6	
Polderlozingen	7,2	2,9	9,1	1,6	0,1	0,1	1,8	
Neerslag	2,7	0,5	37,2	0,1	0,1	0,01	2,8	12,1
Totaal	84,8	92,5	518,1	108,5	9,1	1,1	108,9	17146

3.2.2 Directe afvalwaterlozingen

Langs de gehele Westerschelde vinden lozingen plaats van zowel huishoudelijk als industrieel afvalwater (zie figuur 1). De belangrijkste bronnen zijn de persleiding bij Waarde, de afvalwaterleiding (awl) van de Kanaalzone bij Terneuzen, het industriegebied Sloe en de gemeenten Middelburg, Vlissingen en Goes. De geschatte vrachten aan zware metalen vanuit deze belastingsbron in het jaar 1985, staan vermeld in tabel 1. De vrachten aan organische microverontreinigingen zijn onvoldoende te kwantificeren.

3.2.3 Polderlozingen

Via zo'n 25 uitwateringssluizen en gemalen wordt overtollig polderwater van Walcheren, Zuid-Beveland en Zeeuws-Vlaanderen uitgeslagen op de Westerschelde (zie figuur 1). De belasting aan zware metalen via deze lozingen is voor het jaar 1985 bepaald op basis van waterkwaliteitsgegevens die verzameld zijn door de Technologische Dienst voor de Waterschappen (tabel 1). Van organische microverontreinigingen zijn onvoldoende gegevens beschikbaar.

3.2.4 Neerslag

De totale omdijkte oppervlakte van de Westerschelde bedraagt 31.961 ha, waarvan 7.530 ha droogligt bij een waterstand op NAP-niveau [11]. De gemiddelde neerslaghoeveelheid in dit gebied bedroeg 760 mm in 1985 [29]. De totale neerslagbegroting op de Westerschelde in dit jaar bedroeg dus $243 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Op basis van gegevens over de samenstelling van regenwater, verzameld door het Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, is de belasting van de Westerschelde door zware metalen en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) berekend (tabel 1 en 2).

TABEL 2 *Belasting van de Westerschelde met polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en PCB's (opgelost en particulier), in 1985.*

Bron	Vracht in 10 ³ kg/jaar						
	PAK's 6 van Borneff	28	52	101	153	138	180
Schelde	1,640	0,004	0,007	0,011	0,013	0,014	0,013
Dir. lozingen	± 0,400	?	?	?	?	?	?
Polderlozingen	-	?	?	?	?	?	?
Neerslag	0,020	-	-	-	-	-	-
Kan. Gent-Tern.	0,350	0,0005	0,0005	0,0006	0,0005	0,0006	0,0005
Baggerspecie	0,080	0,0002	0,0001	0,0002	0,0003	0,0003	-

3.2.5 Het Kanaal Gent-Terneuzen

Het Kanaal Gent-Terneuzen staat bij Gent via sluizen in verbinding met de rivier de Schelde. Hierdoor is het water in dit kanaal voornamelijk Scheldewater. De belasting vanuit dit kanaal wordt dan ook in belangrijke mate bepaald door de verontreiniging van de Schelde via deze voorbelasting in België. Daarnaast wordt het kanaal belast met een aantal directe lozingen op Belgisch grondgebied. Tussen Sas van Gent en Terneuzen vinden geen lozingen van betekenis plaats. Voor de berekening van de jaarvrachten kan daarom gebruik gemaakt worden van de waterkwaliteitsgegevens voor het meetpunt Sas van Gent [49, 50, 51, 52]. De resultaten staan in de tabellen 2 en 3.

3.2.6 Stortingen van baggerspecie

In de Westerschelde wordt reeds vele jaren baggerspecie gestort. Deze specie is afkomstig van de Schelde en van de Westerschelde zelf. Voor de berekening van de belasting op de Westerschelde is alleen de aanvoer van specie uit België van belang; in 1985 bedroeg deze $0,5 \cdot 10^6$ m³. Op de stortlocaties zijn gehalten aan zware metalen bepaald, die gebruikt zijn voor de berekening van de jaarvrachten (tabel 1).

3.2.7 Het Zoommeer

Tijdens de ontzilting

Tijdens de ontzilting van het Zoommeer, in de periode mei 1987-februari 1988, is gemiddeld ongeveer 50 m³/s Zoommeerwater via de Bathse Spuisluis op de Westerschelde geloosd [53]. De kwaliteit van het gespuide water is iedere twee maanden onderzocht. Van de geanalyseerde organische microverontreinigingen zijn alleen pentachloorfenol (PCP) en aldrin enkele malen in meetbare concentraties aangetroffen. Tabel 3 geeft de maandvrachten van

cadmium, lood, nikkel, koper, PCP en aldrin. Sinds augustus 1987 is het chloridegehalte van het Zoommeerwater lager dan van het Scheldewater bij Bath. De nikkelbelasting vanuit het Zoommeer bedraagt in de laatste maanden van 1987 5 à 10% van de nikkelaanvoer via de Schelde. De belasting aan cadmium, lood en koper is berekend op 1% van de Scheldevrachten, die aan PCP op maximaal 5%. Daarentegen is de vracht aan aldrin in november vergelijkbaar met de aldrinbelasting vanuit de Schelde.

TABEL 3 *Belasting van de Westerschelde met microverontreinigingen (opgelost en particulier gebonden), door lozingen vanuit de Bathse Spuisluis in 1987.*

Maand	Debiet m ³ /s	Vracht kg/maand					
		cadmium	lood	nikkel	koper	PCP	aldrin
mei 1987	50	0-1,48 ¹⁾	148	444	148	0-0,15	0-0,15
jun	50	0-1,51	151	453	151	0-0,15	0-0,15
jul	50	0-1,17	136	513	171	0-0,17	0-0,17
aug	50	0-1,80	108	540	180	0-0,36	0-0,18
sep	50	0-1,06	32	318	106	0,42	0-0,11
okt	50	2,28	80	421	193	1,82	0-0,11
nov	50	2,30	69	609	115	3,22	0,23
dec	50	1,78	53	471	89	2,49	0,18

1) Dergelijke ranges geven aan dat het totaalgehalte lager was dan de betreffende detectielimiet van 0,001 µg/l voor de organische en 0,01-0,1 µg/l voor de anorganische microverontreinigingen.

Na de ontziltling

Sinds februari 1988 wordt gemiddeld 14 m³/s via het spuisluis Bath en 6 m³/s via de Kreekraksluizen op de Westerschelde gebracht. In tabel 4 is voor enkele zware metalen een schatting gegeven van de resulterende jaarvrachten. Deze schattingen zijn gebaseerd op gehalten in het Zoommeerwater, bepaald over de periode januari-juni 1988. De jaarvrachten aan cadmium en lood zijn geschat op 0,3 à 0,4%, die van nikkel en koper op 6 à 8% van de belasting vanuit de Schelde. Concentraties van organische microverontreinigingen zijn in deze periode niet bepaald.

TABEL 4 *Geschatte belasting van de Westerschelde met zware metalen (totaal), door lozingen vanuit de Bathse Spuisluis en de Kreekraksluizen in 1988.*

Jaar	Debiet m ³ /s	Vracht 10 ³ kg/jaar			
		cadmium	lood	nikkel	koper
1988	20	0,022	0,315	4,400	4,400

3.3 De antropogene fractie van de belasting aan zware metalen

3.3.1 Analyse van de antropogene invloed

Om de effecten van sanering op de waterkwaliteit te kunnen bepalen is het nodig om de antropogene bijdrage aan de gehalten van zware metalen te kennen. Hiertoe zijn referentieconcentraties voor de Westerschelde berekend op basis van de "natuurlijke" concentraties in het instromende water.

Tabel 5 geeft een overzicht van de natuurlijke concentraties van zware metalen. Uiteraard zijn de natuurlijke concentraties van xenobiotische microverontreinigingen zoals PCB's, organochloorpesticiden en chloorbenzenen, nul; de waargenomen gehalten van deze verbindingen zijn volledig toe te schrijven aan antropogene invloeden.

TABEL 5 *Natuurlijke concentraties van zware metalen (opgelost en particulier gebonden), in het water dat de Westerschelde instroomt.*

Watermassa	Concentratie in µg/l					
	cadmium	kwik	lood	koper	zink	chroom
Schelde ¹⁾	0,12	0,09	11	5	34	8
Kanaal Gent-Tern. en polderwater	0,08	0,05	5	3	18	4
Vlissingen-Breskens	0,027	0,009	1,10	0,50	3,4	0,8
Centrale Noordzee ²⁾	0,027	0,0033	0,17	0,40	0,73	0,68

1) Afkomstig c.q. afgeleid uit [58];

2) Afkomstig c.q. afgeleid uit [20].

Zowel de referentiesituatie als de actuele verspreiding van de microverontreinigingen in het peiljaar 1985, is berekend met het model VEDWAM [17, 19, 54]. Bij het vergelijken van berekende en gemeten concentraties moeten enkele eigenschappen van dit model in acht worden genomen.

Op de eerste plaats is bij de berekeningen verondersteld dat de stoffen zich conservatief gedragen. Hierdoor mag verwacht worden dat de berekende concentratie in het algemeen te hoog zal zijn. Op de tweede plaats berekent VEDWAM de gehalten voor de getijgemiddelde situatie, terwijl de metingen meestal worden uitgevoerd rond de hoog- of laagwaterkentering. Op de derde plaats geeft het model de concentraties gemiddeld over de verticaal; de metingen daarentegen, zijn representatief voor de bovenste halve meter van de waterkolom. Uit onderzoek is gebleken dat de slibconcentratie gemiddeld over de verticaal een factor één tot drie groter kan zijn dan in de bovenste halve meter. Toch is er in het algemeen een redelijke overeenkomst tussen de ranges van berekende concentraties en die van de meetgegevens, al zijn de berekende maxima aan de hoge kant (zie tabel 6).

TABEL 6 *De ranges van waargenomen en berekende jaargemiddelde totaalgehalten van zware metalen in de Westerschelde, voor het jaar 1985.*

Metaal	Waargenomen $\mu\text{g/l}$	Berekend met VEDWAM $\mu\text{g/l}$
Cadmium	0,7 - 1,2	1,8 - 2,0
Kwik	0,05 - 0,17	0,07 - 0,21
Lood	8,2 - 14,2	6 - 18
Koper	6 - 12	5 - 13
Zink	27 - 56	23 - 81
Chroom	4 - 15	6 - 17

3.3.2 De antropogeniteitsfactor

Van elk van de berekende metaalgehalten is de antropogene fractie, A , bepaald met behulp van de relatie :

$$A = \frac{C_{85} - C_{\text{ref}}}{C_{85}} \quad (1).$$

Hierin is C_{ref} de met VEDWAM en de gegevens uit tabel 5 berekende referentieconcentratie en C_{85} het berekende gehalte voor de belastingssituatie in het jaar 1985.

De antropogene fractie is bepaald voor de punten Vlissingen, Terneuzen, Hansweert, Lamswaarde en voor het Belgisch-Nederlandse grenspunt. De resultaten zijn weergegeven in de figuren 2 tot en met 7. Uit deze berekeningen blijkt dat het antropogene aandeel in het cadmiumgehalte ongeveer 95% is. De concentraties van de andere metalen zijn voor 60 tot 75% toe te schrijven aan menselijke activiteiten.

3.3.3 Analyse van de concentratie-opbouw

De relatieve bijdrage van de diverse belastingsbronnen aan de antropogene fracties van deze zware metalen is nader onderzocht. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen de Schelde, het Kanaal Gent-Terneuzen en een restgroep met daarin de industriële en communale lozingen, de polderuitslag en de neerslag. De resultaten zijn grafisch weergegeven in de figuren 8 tot en met 13. Duidelijk blijkt dat de invloed van de Schelde overheersend is. Wat zink en chroom betreft levert ook het Kanaal Gent-Terneuzen een wezenlijke bijdrage. Wat koper betreft is de bijdrage van de groep "overige belastingsbronnen" aanzienlijk. Dit is vooral een gevolg van de hoge kopervrachten die met het polderwater op de Westerschelde komen (zie tabel 1). Opmerkelijk is de bijdrage van de neerslag aan de belasting met koper, zink en lood. Deze benadert of overtreft zelfs de bijdrage van de directe, industriële en communale lozingen (zie tabel 1). Het effect van

sanering op de antropogene fractie van de zware-metalenbelasting wordt gekwantificeerd in hoofdstuk 8.

Wat de organische microverontreinigingen betreft zijn de beschikbare gegevens ontoereikend om de relatieve bijdragen van de diverse bronnen aan te kunnen geven. Nader onderzoek is gewenst naar de belasting door directe lozingen en de lozingen van polderwater.

4 RUIMTELIJKE VARIATIE, TRENDS EN PROCESSEN

4.1 Inleiding

Het meetprogramma

In dit hoofdstuk wordt de ontwikkeling in de waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1981-1986 beschreven. De waterkwaliteitsgegevens zijn door Rijkswaterstaat routinematig ingewonnen en maken deel uit van het landelijke WAKWAL-bestand. In de Westerschelde liggen vier meetpunten, te weten Schaar van Ouden Doel, waar tweewekelijks bemonsterd is en de punten Hansweert, Terneuzen en Vlissingen, waar maandelijks bemonsterd is. De monsternamen en -voorbehandeling zijn uitgevoerd conform de voorschriften van het monitoringprogramma "Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren" van de Dienst Binnenwateren/RIZA en de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat (zie bijvoorbeeld [49]). De analyses van microverontreinigingen zijn uitgevoerd door het laboratorium van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) van Rijkswaterstaat. In een watermonster van 1 liter zijn van de meeste zware metalen zowel de opgeloste als de totaalgehalten bepaald; van organische microverontreinigingen zijn uitsluitend totaalgehalten gemeten. Voor sommige organische microverontreinigingen is de analysemethode niet gevoelig genoeg om lage concentraties van deze stoffen te detecteren. In de loop der jaren zijn de analysetechnieken wel verbeterd waardoor de detectiegrenzen verlaagd zijn.

De waargenomen concentraties op het meetpunt Schaar van Ouden Doel zijn een resultaat van de belasting van de Schelde op Belgisch en Frans grondgebied. De concentraties op het meetpunt Vlissingen zijn een afspiegeling van zowel de belasting van de Schelde en het Kanaal Gent-Terneuzen, als van de directe lozingen op Nederlands grondgebied en die langs de Belgische kust.

Processen

De verspreiding en het lot van microverontreinigingen worden in een aquatisch systeem bepaald door fysisch-chemische processen, de waterbeweging en de interactie tussen water en bodem. Wat de organische microverontreinigingen betreft zijn verdamping, fotolyse, biodegradatie, hydrolyse en adsorptie/desorptie aan sediment, belangrijke fysisch-chemische processen. Voor zware metalen zijn ondermeer van belang: De adsorptie/desorptie aan sediment, de binding aan sulfides en de opname door algen.

Microverontreinigingen zijn deels opgelost en deels geadsorbeerd aan particulier materiaal. Tussen de opgeloste en particulier-gebonden fractie van een stof bestaat een concentratie-evenwicht, dat beïnvloed wordt door fysisch-chemische condities zoals het zuurstofgehalte, de zuurgraad en het chloridegehalte. De transportprocessen, die de concentratieverdeling van microverontreinigingen in de Westerschelde bepalen, zijn verschillend voor de opgeloste en particulier-gebonden fractie. De opgeloste fractie is in de waterkolom onderhevig aan verdunning en een zeewaarts gericht transport, die gestuurd worden door het toevoerdebiet en het concentratie-

verschil tussen bron en zee. De concentratieverdeling van de particulaire fractie is afhankelijk van het sedimenttransport (met name van slib), zoals dat in de Westerschelde van nature bestaat als gevolg van stroming, wind e.d. [3]. Dit particulier transport wordt ook door de mens beïnvloed, via het baggeren, de specie-storting en de zandwinning (zie deelrapport 3). Het overgrote deel van de particulier-gebonden microverontreinigingen accumuleert in sedimentatiegebieden. Vanuit deze gebieden kan vervolgens nalevering optreden van opgeloste verontreinigingen. Hieronder wordt kort ingegaan op deze relatie tussen bodem en waterfase.

De interactie tussen bodem en oppervlaktewater

In het zuurstofrijke oppervlaktelaagje van het sediment bestaat er evenwicht tussen de fractie zware metalen die opgelost is in het interstitiële water en de fractie die geadsorbeerd is aan de fijne sedimentdeeltjes. Wanneer de concentratie opgeloste stof in het poriënwater afneemt zal een deel van de particulier-gebonden fractie in oplossing kunnen gaan: nalevering.

Dieper in het sediment heerst zuurstofloosheid en vormen zware metalen onoplosbare verbindingen met sulfide. De omvang van de fractie die op deze wijze geïmmobiliseerd is, hangt af van de zuurstofhuishouding in het sediment. Neemt bijvoorbeeld de toevoer van zuurstof naar de bodem toe terwijl het zuurstofverbruik gelijk blijft, dan zal een deel van de geïmmobiliseerde fractie in oplossing gaan.

De uitwisseling tussen sediment (i.c. poriënwater) en het bovenstaande water verloopt via diffusie, als gevolg van (kleine) concentratieverschillen in het interstitiële water, tussen de zuurstofloze en de zuurstofrijke sedimentlaag. Deze zuurstofrijke toplaag functioneert als buffer tussen de anaerobe bodem en het oppervlaktewater. Resuspensie van bodemdeeltjes ten gevolge van waterbeweging of baggerwerkzaamheden, zal direct kunnen leiden tot een toename van het gehalte opgeloste zware metalen, door oxidatie van deze sulfidecomplexen.

Trendanalyse

De dataset van totaalgehalten in de waterfase, is onderworpen aan een trendanalyse met behulp van het rekenmodel TREND [8]. Met dit model kan een lineaire trend worden bepaald, waarbij zo nodig gecorrigeerd wordt voor afhankelijkheden binnen een meetreeks (via correctievariabelen) en voor seizoenseffecten (via Fouriertransformatie). In bijlage 2 is aangegeven bij welke parameters deze correcties zijn toegepast.

De trendberekeningen hebben in het algemeen betrekking op de periode 1975 t/m 1985. Het model vereist echter een voldoende groot en consistent gegevensbestand. Consistent betekent in deze context, dat de meetfrequentie over het gehanteerde tijdvak constant is. Niet voor alle parameters is de meetfrequentie gelijk gebleven. De periode waarover de analyse toegepast kan worden, de trendperiode, kan daarom per parameter verschillen.

De trendanalyse is uitgevoerd met de gegevens voor de monsterpunten Schaar van Ouden Doel, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen. De berekende trends zijn al of niet rekenkundig significant. Alleen de significante trendlijnen worden gepresenteerd. Een aparte categorie vormen de trends die weliswaar significant zijn, maar niet realistisch. Dit kan optreden bij een te korte

trendperiode, of bij parameters waarvan de metingen regelmatig op de detectiegrens uitkomen terwijl de detectielimieten in de loop van de periode zijn aangepast. Ook deze resultaten worden buiten beschouwing gelaten. Tenslotte moet men zich realiseren dat de gepresenteerde trends alleen een uitspraak rechtvaardigen over de beschouwde trendperiode. Extrapolatie naar aansluitende perioden is in principe ongeoorloofd, omdat buigpunten in het langjarig verloop van de meetwaarden worden versluierd door de lineaire trendbenadering.

4.2 Zware metalen

De zware metalen zink (Zn), koper (Cu), chroom (Cr), lood (Pb), cadmium (Cd), nikkel (Ni) en kwik (Hg), vormen een aparte groep microverontreinigingen. In natuurlijke wateren komen deze elementen in zeer lage concentraties voor. Als spoorelementen zijn chroom, koper en zink onmisbaar voor organismen. Cadmium, kwik en lood zijn wat dit betreft onbelangrijk. Voor al deze metalen geldt echter dat ze boven een bepaalde concentratie toxisch zijn. Kwik en cadmium met hun verbindingen staan vanwege hun toxische eigenschappen op de zogenaamde "zwarte lijst". Lozingen van zwarte-lijststoffen worden aangepakt via emissiegrenswaarden gebaseerd op de best-bestaande zuiveringstechnieken. De gevolgen van een eventuele restlozing moeten zeer zorgvuldig bestudeerd worden. Op basis van de resultaten van een dergelijk onderzoek kunnen eventuele verdergaande eisen gesteld worden, zoals een absoluut lozingsverbod. De genoemde overige metalen zijn "grijze lijst"-stoffen. Dit houdt in dat alleen dan een lozingsvergunning wordt afgegeven als het afvalwater dat deze stoffen bevat met de best-toepasbare technieken wordt gezuiverd.

Door de rivier de Schelde worden grote hoeveelheden metalen aangevoerd, die zowel in opgeloste vorm als particulier-gebonden voorkomen. In bijlage 1 zijn de grensoverschrijdende jaarvrachten te Schaar van Ouden Doel gegeven, van beide fracties tezamen en van de opgeloste fractie afzonderlijk. Tabel 7 geeft de jaargemiddelde totaalgehalten op de vier meetpunten in de periode 1981-1986.

4.2.1 Zink

De concentratie van zink fluctueert zeer sterk op alle meetpunten in de Westerschelde; dat geldt voor zowel het totaalgehalte (figuur 14) als het gehalte van de opgeloste fractie (figuur 15). Deze variatie is het gevolg van kortstondige lozingen. Gaande van oost naar west kan het volgende worden geconstateerd. Op de grensovergang te Schaar van Ouden Doel komen hoge concentraties zink onregelmatig voor. Bij Hansweert en Terneuzen worden minder vaak grote concentratieverschillen tussen opeenvolgende monsterdata waargenomen. Hier zijn de gehalten afgenomen door verdunning en sedimentatie. Tussen Schaar van Ouden Doel en Hansweert treedt een sterke verlaging op van het totaalgehalte. De concentratie opgelost zink neemt over dit traject veel minder sterk af. Hieruit kan men concluderen dat het merendeel van het zink gebonden is aan zwevend stof, dat op dit traject voor een belangrijk deel bezinkt.

TABEL 7 *Zware metalen (opgelost en particulier gebonden) in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981 - 1986.*

Metaal	Meetpunt	Jaargemiddeld totaalgehalte in µg/l					
		1981	1982	1983	1984	1985	1986
Zink	Ouden Doel	73,6	76,2	51,3	65,9	69,9	46,2
	Hansweert	44,0	26,9	26,3	26,6	37,2	23,7
	Terneuzen	35,6	26,8	21,9	27,4	22,5	15,5
	Vlissingen	24,0	31,3	22,7	27,4	38,7	12,7
Koper	Ouden Doel	12,5	9,1	9,3	15,2	14,1	8,2
	Hansweert	-	5,5	6,2	7,6	6,8	15,0
	Terneuzen	-	4,5	5,3	6,6	17,3	4,8
	Vlissingen	-	3,1	4,5	5,7	47,7	7,7
Chroom	Ouden Doel	16,9	21,6	15,8	19,2	16,8	14,5
	Hansweert	-	8,4	8,5	7,1	9,5	7,0
	Terneuzen	9,4	10,2	6,3	6,4	7,4	5,0
	Vlissingen	5,6	5,0	4,8	4,8	4,6	2,8
Lood	Ouden Doel	16,6	14,0	12,6	15,8	16,7	10,2
	Hansweert	9,1	6,4	8,4	7,3	8,1	6,7
	Terneuzen	7,4	7,0	6,9	6,3	6,1	4,7
	Vlissingen	5,6	6,5	6,7	8,1	7,7	2,6
Cadmium	Ouden Doel	1,9	1,5	1,1	1,3	1,6	0,9
	Hansweert	1,1	0,7	0,7	0,7	0,8	0,6
	Terneuzen	1,2	0,6	0,8	0,6	0,5	0,4
	Vlissingen	1,4	1,2	2,1	1,7	1,4	0,9
Nikkel	Ouden Doel	32,8	-	13,4	17,5	15,1	12,7
	Hansweert	-	-	7,7	9,5	9,7	7,3
	Terneuzen	-	-	5,0	6,1	6,0	5,0
	Vlissingen	4,6	-	3,4	3,6	4,4	2,7
Kwik	Ouden Doel	0,12	0,18	0,16	0,18	0,22	0,15
	Hansweert	0,07	0,07	0,09	0,07	0,11	0,06
	Terneuzen	0,06	0,08	0,07	0,07	0,06	0,05
	Vlissingen	0,05	0,06	0,06	0,05	0,04	0,02

In de tijdgrafieken van totaal en opgelost zink is verder te zien dat de hoge gehalten te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen niet altijd met eenzelfde frequentie optreden. Verder valt op dat de maximale concentraties te Vlissingen hoger zijn dan bij Hansweert en Terneuzen. Door sedimentatie en verdunning zou men bij Vlissingen lagere gehalten verwachten. In de omgeving van dit meetpunt moet dus een bron bestaan die het zinkgehalte in de Westerschelde weer sterk verhoogt. Dit komt ook in de jaargemiddelde

gehalten van totaal-zink naar voren (zie tabel 7). Bij cadmium en in mindere mate bij lood, treedt dit verschijnsel eveneens op. In het zogenaamde Fliessende-Welle-onderzoek, in 1983, werd het Sloegebied als verantwoordelijke bron aangemerkt [9]. Vermoedelijk is het Sloegebied niet de enige belastingsbron; ook met illegale lozingen en lozingen voor de Belgische kust moet rekening gehouden worden. Hoge zink-totaalgehalten zijn geconstateerd in het water van de kustzone ter hoogte van Cadzand (Appelzakraai). Deze gehalten zijn zelfs hoger dan te Vlissingen, met name in de winterperiode. Er is een goede correlatie met het zwevend-stofgehalte, zodat deze verhoogde concentraties het gevolg zullen zijn van de opwerveling van bodemsediment. Vermoedelijk is de bodemkwaliteit in dit gebied verslechterd door de stortingen van havenslib uit Zeebrugge.

Significante trend van zink-totaal

Het totaal-zinkgehalte vertoont te Schaar van Ouden Doel een significante, dalende trend over de periode 1975-1985 :

Schaar van Ouden Doel : 1975-1985; daling van 109 naar 61 $\mu\text{g/l}$ (fig. 16).

4.2.2 Koper

Het koper-totaalgehalte vertoont te Schaar van Ouden Doel de hoogste waarden en de sterkste fluctuaties. De meetpunten Hansweert, Terneuzen en Vlissingen vertonen een identiek verloop in de tijd, al treden er in 1985 en 1986 enkele onverklaarbare uitschieters op in de bepalingen. Ook de concentratie opgelost koper vertoont deze uitschieters, doorgaans op dezelfde data. Afgezien van deze pieken is het opgelost-kopergehalte op alle monsterpunten vrij constant.

Significante trend van koper-totaal

Schaar van Ouden Doel : 1982-1984; stijging van 8,7 naar 12,6 $\mu\text{g/l}$ (fig. 17).

4.2.3 Chroom

Het gedrag van chroom in de Westerschelde is vergelijkbaar met dat van koper. De hoogste chroom-totaalgehalten worden gevonden bij Schaar van Ouden Doel, waar zich ook de sterkste fluctuaties voordoen. Wat de opgeloste fractie betreft worden op de andere meetpunten weer enkele onverklaarbaar hoge concentraties waargenomen.

Significante trend van chroom-totaal

Vlissingen : 1975-1981; daling van 10,4 naar 2,4 $\mu\text{g/l}$ (figuur 18).

4.2.4 Lood

In de Westerschelde gedragen zink, cadmium en lood zich overeenkomstig. Te Vlissingen zijn de gehalten soms hoger dan men volgens verdunning zou

verwachten. Deze belasting is vermoedelijk uit het Sloegebied afkomstig.

Significante trend van lood-totaal

Hansweert : 1975-1981; daling van 10,6 naar 6,7 $\mu\text{g/l}$ (figuur 19);
Vlissingen : 1975-1981; daling van 9,0 naar 2,6 $\mu\text{g/l}$ (figuur 20).

4.2.5 Cadmium

De figuren 21 en 22 geven de tijdgrafieken van respectievelijk, het totaal- en het opgelost-cadmiumgehalte. De concentraties opgelost cadmium bij Vlissingen zijn in het algemeen hoger dan op de overige drie punten. Een vergelijking met voorgaande jaren maakt duidelijk dat deze verhoogde gehalten te Vlissingen pas sinds 1981 optreden. In de periode 1975-1980 was het jaargemiddeld cadmium-totaalgehalte te Vlissingen lager dan te Hansweert en Terneuzen. Het is niet bekend door welke lozingen de pieken op het meetpunt Vlissingen veroorzaakt zijn. Het meetpunt ligt ca. 1 km uit de kust bij Breskens. Eén van de mogelijke bronnen is het Sloegebied. Met een rekenmodel is nagegaan welke hoeveelheden in het Sloegebied geloosd moeten worden om de waargenomen concentraties te bewerkstelligen. Door de grote getijvolumina in het mondingsgebied moeten dit zeer grote hoeveelheden zijn. Het is dan ook niet waarschijnlijk is dat het Sloegebied (volledig) verantwoordelijk is. Illegale lozingen vanaf een nabijgelegen punt in de omgeving van Breskens zouden de waarnemingen kunnen verklaren, maar hiervoor bestaan geen concrete bewijzen. Anders dan bij zink en kwik gaat het hier om een verhoging van het gehalte opgeloste stof, dat geen relatie vertoont met het zwevend-stofgehalte. De oorzaak van deze extreem-hoge concentraties kan daarom niet gezocht worden bij de spieciestortingen vanuit Zeebrugge.

Significante trend van totaal-cadmium

Ouden Doel : 1975-1985; daling van 2,6 naar 1,5 $\mu\text{g/l}$ (figuur 23);
Terneuzen : 1977-1981; stijging van 0,4 naar 1,2 $\mu\text{g/l}$ (figuur 24).

4.2.6 Nikkel

De Schelde voert voornamelijk opgeloste nikkel aan, dat in het estuarium vervolgens met zeewater verdund wordt. De gehalten op de meetpunten nemen hierdoor geleidelijk af van oost naar west.

Significante trend van totaal-nikkel

Ouden Doel : 1975-1981; stijging van 2,0 naar 3,4 $\mu\text{g/l}$ (figuur 25).

4.2.7 Kwik

De opgelost-kwikgehalten zijn in de Westerschelde laag; in veel gevallen wordt de detectielimiet bereikt. Mede hierdoor zijn de verschillen tussen de monsterpunten wat deze fractie betreft, klein.

Het totaalgehalte is aanmerkelijk hoger, waaruit blijkt dat het kwik vooral particulier gebonden is. Te Schaar van Ouden Doel correspondeert het kwik-totaalgehalte zeer goed met de concentratie van het zwevend stof die voor de analyse van zware metalen bepaald wordt. Op de andere monsterpunten is deze relatie minder duidelijk. In de kustzone bij Cadzand zijn de jaargemiddelde kwik-totaalgehalten in het water hoger dan te Vlissingen, Terneuzen en Hansweert. Hetzelfde geldt voor de zink-totaalgehalten, zodat er reden is om aan te nemen dat de bodemkwaliteit in dit kustgebied (Appelzakraai) slechter is dan bij Vlissingen. De oorzaak is vermoedelijk gelegen in het feit dat dit gebied gebruikt wordt als stortlocatie voor havenslib uit Zeebrugge.

Significante trend van kwik

Ouden Doel : 1975-1985; daling van 0,47 naar 0,13 $\mu\text{g/l}$ (figuur 26);
Hansweert : 1975-1981; daling van 0,29 naar 0,06 $\mu\text{g/l}$ (figuur 27).

4.2.8 Arseen, ijzer en andere metalen

Een groot deel van het arseen is in de Westerschelde aanwezig in de opgeloste vorm. Te Schaar van Ouden Doel fluctueert het arseengehalte meer dan op de overige monsterpunten. Zowel van arseen als van ijzer zijn de grensoverschrijdende jaarvrachten in de rapportageperiode niet duidelijk veranderd (bijlage 1).

TABEL 8 *Overige metalen (opgelost en particulier gebonden) in de Westerschelde; jaargemiddelde gehalten in de periode 1981 - 1986.*

Metaal	Meetpunt	Jaargemiddeld totaalgehalte					
		1981	1982	1983	1984	1985	1986
in µg/l							
arseen	Ouden Doel			11,8	11,1	12,1	8,9
beryllium	Ouden Doel	0,3					
lithium	Ouden Doel	43					
antimoon	Ouden Doel	2,9					
seleen	Ouden Doel	0,6					
vanadium	Ouden Doel	18,2					
mangaan	Ouden Doel	374	267	333			
in mg/l							
ijzer	Ouden Doel		3,8	2,8	3,6	3,6	3,6
	Hansweert		1,7	1,4	1,7		
	Terneuzen		2,0	1,3	1,5		
	Vlissingen		1,5	1,0	1,1		0,5

De concentraties van de metalen beryllium, lithium, antimoon, seleen en vanadium, zijn alleen in 1981 te Schaar van Ouden Doel bepaald. Mangaan is gedurende een beperkt aantal jaren gemeten. Wat deze stoffen betreft wordt volstaan met het presenteren van de beschikbare jaargemiddelde concentraties, over de periode 1981-1987 (tabel 8).

4.3 Olie

In beginsel wordt olie niet tot de organische microverontreinigingen gerekend. Het is echter zinvol om een bespreking van het gedrag van de olieconcentraties te combineren met dat van de polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's; zie paragraaf 4.4.10). Evenals deze verbindingen vertoont olie grote concentratieverschillen op opeenvolgende data van bemonstering, terwijl de maximale concentraties van beide stoffen meer dan eens op dezelfde tijdstippen waargenomen worden. Op de meetpunten Hansweert en Terneuzen bijvoorbeeld, valt het zeer hoge oliegehalte medio 1984 samen met hoge PAK-gehalten. Deze relatie tussen PAK's en olie is terug te voeren op de uitstoot van verbrandingsmotoren [42]. Lozingen van afgewerkte motorolie, die PAK's bevat, komen op de drukbevaaren Westerschelde regelmatig voor, ondanks het verbod dat hierop bestaat. De olieconcentratie is bepaald met behulp van infrarood spectrofotometrie; Figuur 28 toont de tijdgrafieken over de periode 1981-1986. Hoge olieconcentraties worden te Schaar van Ouden Doel het meest frequent gevonden. Ook bij Vlissingen echter, zijn in deze periode meerdere malen vergelijkbare gehalten waargenomen.

4.4 Organische microverontreinigingen

De belasting van de Westerschelde met organische microverontreinigingen is groot, als gevolg van de industriële activiteiten bovenstrooms en de daarmee samenhangende lozingen. Bijlage 1 geeft de grensoverschrijdende jaarvrachten van organische microverontreinigingen te Schaar van Ouden Doel. Een deel van de belasting vanuit België is afkomstig uit Frankrijk.

Van een aantal organische microverontreinigingen wordt in deze paragraaf het concentratieverloop in de periode 1981-1986 gepresenteerd. Van de meeste stoffen zijn de gehalten alleen op het meetpunt Schaar van Ouden Doel bepaald, zodat een beschrijving van de ruimtelijke variatie over de Westerschelde niet mogelijk is. Sommige organische microverontreinigingen met dezelfde fysisch-chemische eigenschappen worden als somparameter geanalyseerd. Geen aandacht is besteed aan stoffen waarvan het gehalte niet boven de detectielimiet uitkwam.

4.4.1 Vluchtige organochloorverbindingen

Tot de groep vluchtige organochloorverbindingen (VOCl) behoren trichloormethaan (chloroform), tetrachloormethaan (tetra), trichlooretheen, tetrachlooretheen, 1,2-dichloorethaan en 1,1,1-trichloorethaan. Deze stoffen worden in grote hoeveelheden toegepast als oplosmiddel in de industrie, maar ook

in huishoudens. Het huishoudelijk aandeel in de belasting met VOCI is vaak groter dan het industriële aandeel.

Figuur 29 geeft het verloop van het VOCI-gehalte in de periode 1983-1986; vóór 1983 werd deze somparameter niet bepaald en alleen de gegevens voor Schaar van Ouden Doel zijn volledig genoeg voor een beschrijving van het verloop. De concentratie VOCI is temperatuurafhankelijk; door de grotere vluchtigheid zijn de gehalten in de zomer lager.

Verder blijkt het VOCI-gehalte niet gelijk aan de som van de concentraties van de afzonderlijke componenten (zie tabel 9). Daarom is de VOCI-concentratie indicatief en slechts in beperkte mate te gebruiken als toetsingsgrootheid. Naast de bovengenoemde verbindingen met een rechte koolstofketen dragen ringvormige organochloorverbindingen bij aan de VOCI-concentratie. Deze ringvormige componenten zijn niet gedefinieerd.

Tabel 9 geeft de jaargemiddelde gehalten van enkele vluchtige organochloorverbindingen en, vanaf 1983, van VOCI. De tijdgrafieken van deze afzonderlijke verbindingen voor het punt Schaar van Ouden Doel zijn opgenomen in de figuren 30 en 31.

TABEL 9 *Jaargemiddelde gehalten van vluchtige organochloorverbindingen (VOCI) en enkele afzonderlijk bepaalde componenten, te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.*

Verbinding	Jaargemiddelde totaalgehalte in µg/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Chloroform	0,43	0,46	1,31	-	0,79	0,12
Trichloorethyleen	0,55	1,20	1,18	-	0,55	0,50
Tetrachlooretheen	1,66	1,41	1,19	-	1,69	0,83
1,1,1-Trichloorethaan	2,04	2,35	2,03	-	1,74	0,95
Totaal	4,68	5,42	5,71	-	4,77	2,40
VOCI	-	-	4,48	6,32	5,66	4,19

4.4.2 Extraheerbare organochloorverbindingen

Tot deze groep behoren de niet-vluchtige organochloorverbindingen, waarvan de concentratie gemeten wordt na extractie van het watermonster met petroleumether. Hierbij wordt zowel de opgeloste als de aan zwevend-stof geadsorbeerde fractie van alle organochloorverbindingen geëxtraheerd.

Bij het daaropvolgende indampproces blijven alleen de organochloorverbindingen met een hoog kookpunt over, die aangeduid worden als extraheerbaar (EOCI). Voor EOCl geldt hetzelfde als voor VOCI: de somparameter is slechts indicatief. In de periode 1983-1986 is het EOCl te Schaar van Ouden Doel regelmatig gemeten. Bij de andere meetpunten ontbreken

gegevens van 1984 en 1985. De jaargemiddelde gehalten te Schaar van Ouden Doel zijn gepresenteerd in tabel 10. Figuur 32 geeft het concentratieverloop van EOCl te Schaar van Ouden Doel weer. Van de andere drie meetpunten zijn alleen gegevens verzameld in de jaren 1983 en 1986. Deze wijzen niet op een vermindering van het EOCL-gehalte in westelijke richting, wat verwacht zou mogen worden op grond van verdunning, verdamping en sedimentatie. Wat hiervan de oorzaak is, is niet bekend. Mogelijk spelen storingen van de analyse door zwavelverbindingen en chloride een rol.

TABEL 10 *Jaargemiddelde gehalten van extraheerbare organochloorverbindingen (EOCl) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1983-1986.*

Parameter	Jaargemiddelde totaalgehalten in µg/l			
	1983	1984	1985	1986
EOCL	1,49	2,74	2,43	1,63

4.4.3 Dichloorbenzenen

Chloorbenzenen zijn industriële nevenproducten, die gevormd worden bij de productie van hoger-gechloreerde bestrijdingsmiddelen. De concentratie van 1,2- en 1,4-dichloorbenzeen tezamen en die van 1,3-dichloorbenzeen afzonderlijk, zijn alleen in 1986 op alle vier de meetstations bepaald (zie figuur 33). Hierbij valt op dat de concentraties bij Vlissingen en Terneuzen hoger zijn dan te Schaar van Ouden Doel. Ook bij Hansweert zijn enkele malen hogere gehalten gemeten. Waarschijnlijk is dit het gevolg van incidentele lozingen, die vanuit het Sloegebied of het Kanaal Gent-Terneuzen op de Westerschelde gebracht worden.

4.4.4 Trichloorbenzenen

Tot deze categorie gechloreerde koolwaterstoffen behoren 1,2,3-, 1,2,4- en 1,3,5-trichloorbenzeen. Op het meetpunt Schaar van Ouden Doel ligt de concentratie van deze stoffen in de periode 1983-1986 op een niveau van ongeveer 0,05 µg/l. In de eerste helft van 1985 wordt een verhoging tot 0,5 µg/l geconstateerd, die samen valt met een piek in het gehalte van 1-chloor-2-nitrobenzeen (zie figuur 34) en verwante chloornitrobenzenen. Ter hoogte van Hansweert, Terneuzen en Vlissingen zijn de concentraties lager dan de detectielimiet van 0,01 µg/l.

4.4.5 Cholinesterase-remmers

Tot deze groep moderne insecticiden horen stoffen als parathion, malathion, dichloorvos en fenthion. Vanaf begin 1982 is de concentratie van deze groep gemeten te Schaar van Ouden Doel. De jaarlijks waargenomen maxima lijken toe te nemen (zie figuur 35). De gehalten bij Vlissingen, die sinds 1984 worden bepaald, zijn aanmerkelijk lager.

4.4.6 Fungiciden

C-HCH (lindaan) en nevenproducten zoals HCB

C-HCH, dat staat voor gamma-hexachloorcyclohexaan, is een schimmelbestrijdende stof die beter bekend is onder de handelsnaam lindaan. Bij de productie van lindaan ontstaan de bijproducten a-HCH, b-HCH en HCB (hexachloorbenzeen), die in het afvalwater terecht komen.

Het lindaangehalte te Schaar van Ouden Doel is gemeten in de periode 1981-1986 (zie figuur 35). Het gehalte is hier in de zomermaanden duidelijk hoger dan 's winters. Bij Vlissingen is in 1983 en 1986 enkele malen de concentratie van lindaan bepaald (figuur 35).

Sinds de beginjaren tachtig is het gebruik van lindaan als bestrijdingsmiddel in de landbouw verboden in Nederland, Frankrijk en Duitsland [33]. Ofschoon de productie van lindaan is verminderd blijken de grensoverschrijdende vrachten (bijlage 1) en de concentraties te Schaar van Ouden Doel (figuur 35) niet duidelijk afgenomen. Uit de trendanalyse over de periode 1975-1985 komt geen significante verandering in de gehalten op het grenspunt naar voren.

De verwante verbindingen HCB, a-HCH en b-HCH zijn in de periode 1981-1986 in zeer lage concentraties aangetroffen, zodat de grensoverschrijdende jaarvrachten klein zijn (zie bijlage 1). In tegenstelling tot lindaan vertoont de concentratie HCB een dalende trend te Schaar van Ouden Doel, over de periode 1975-1985 (zie figuur 36). Deze daling kan verklaard worden door de vermindering van de productie van lindaan en daardoor tevens van het bijproduct HCB.

Significante trend van HCB

Ouden Doel : 1975-1985; daling van 0,01 naar < 0,001 $\mu\text{g/l}$ (figuur 36).

4.4.7 De pesticiden endosulfan-alpha, pp-DDT, pp-DDD en pp-DDE

De concentraties van deze onkruidbestrijdingsmiddelen overschrijden alleen te Schaar van Ouden Doel de detectiegrens van 0,001 $\mu\text{g/l}$. Figuur 37 geeft het verloop van de concentraties van endosulfan-alpha en pp-DDT in de periode 1983-1986. Figuur 38 toont het verloop van de gehalten pp-DDD en pp-DDE. Waar in deze tijdgrafieken een gehalte gelijk aan nul wordt aangegeven, moet een concentratie tussen nul en de genoemde detectielimiet gelezen worden. Uit deze verlopen kan worden afgeleid dat de jaargemiddelde concentratie vooral door incidentele lozingen wordt bepaald.

4.4.8 Polychloorbifenylen (PCB's)

Sinds mei 1979 is de toepassing van PCB's als weekmaker, smeer- en impregneermiddel in de EEG-landen verboden. Wel worden PCB's nog door een tweetal Europese bedrijven gebruikt bij de vervaardiging van condensatoren voor, onder andere, TL-armaturen en is er nog tal van apparatuur in gebruik waarin PCB's aanwezig zijn. Vroeg of laat kunnen deze PCB's in het milieu terecht komen. Dit uit zich in het algemeen als een diffuse stofstroom, of als een incidentele puntlozing.

In de periode 1983 tot en met 1986 zijn de gehalten van de PCB-congeneren 28, 52, 101, 138, 153 en 180 routinematig gemeten. Vaak werd de detectielimiet van 0,001 $\mu\text{g/l}$ niet overschreden. De hoogste waarden kwamen zelden boven 0,005 $\mu\text{g/l}$ (figuur 39). Alleen in maart 1986 werd een incidentele lozing gedetecteerd, getuige de opvallend hoge concentraties van een aantal PCB-verbindingen te Schaar van Ouden Doel en, in mindere mate, Vlissingen.

4.4.9 Fenolen en polychloorfenolen

De concentratie van fenolen wordt als somparameter bepaald. In de periode 1981-1984 is het gehalte fenolen-totaal gemeten. Vanaf 1985 is een methode toegepast waarbij deze verbindingen als waterdampvluchtige fenolen geanalyseerd worden. In figuur 40 zijn de resultaten in een tijdgrafiek uitgezet. De verschillen in de gehalten tussen Schaar van Ouden Doel en Vlissingen zijn kleiner dan op grond van verdunning verwacht mag worden. Waarschijnlijk is dit een gevolg van de belasting vanuit het Kanaal Gent-Terneuzen. In vergelijking tot de overige wateren in het Deltagebied vertoonde dit kanaal in de jaren 1982 en 1983 de hoogste concentratie van fenolen en tevens van gechloreerde fenolen [33].

Pentachloorfenol en 2,4,6-trichloorfenol worden toegepast in pesticiden en houtconserveringsmiddelen. De concentraties van deze polychloorfenolen zijn afzonderlijk bepaald vanaf respectievelijk 1982 en 1985, maar alleen te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen. Figuur 41 geeft de tijdgrafieken van beide stoffen.

4.4.10 Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) worden niet gesynthetiseerd om te worden toegepast, maar komen voor in restfracties die ontstaan bij de synthese van andere verbindingen. Van deze restfracties worden sommige echter op grote schaal gebruikt, bijvoorbeeld creosootolie en koolteerpek. Daarnaast kunnen PAK's gevormd worden bij de verbranding van organische stoffen. Verbrandingsmotoren vormen de belangrijkste bron van lagere PAK's (PAK's met een laag molecuulgewicht). Kolenstook, afvaloliestook en de industrie leveren de grootste bijdrage aan de emissie van hogere PAK's.

De PAK's worden meestal opgegeven als het totaal van zes afzonderlijke verbindingen (de zes van Borneff). Dat zijn de stoffen fluorantheen, benz(b)fluorantheen, benz(k)fluorantheen, benz(a)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen en benz(ghi)peryleen.

TABEL 11 *Jaargemiddelde gehalten van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.*

PAK	Jaargemiddelde totaalgehalte in ng/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Fluorantheen	-	-	62	48	95	78
Benz(a)pyreen	54	48	24	43	52	40
Benz(b)fluorantheen	71	62	37	53	46	44
Benz(k)fluorantheen	-	-	14	25	28	19
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	-	-	28	47	50	42
Benz(ghi)peryleen	-	-	9	22	37	38

Figuur 42 geeft het concentratieverloop van PAK's-totaal te Schaar van Ouden Doel in het tijdvak 1981-1986. In 1983 is het PAK-gehalte ook voor de andere drie meetpunten bepaald. Figuur 42 toont dat deze concentraties lager zijn dan die te Schaar van Ouden Doel. Ook de analyses die uitgevoerd zijn binnen het SAWES-project, laten een afname in de PAK-gehalten zien van oost naar west. In de loop van een jaar fluctueert het PAK-gehalte sterk in de Westerschelde. Wanneer men het concentratieverloop in de tijd van de zes componenten afzonderlijk uitzet, blijken deze variaties bij alle zes synchroon te lopen (zie figuur 43). De oorzaak van deze fluctuatie is niet duidelijk. Vermoedelijk is een belangrijk deel van de PAK-belasting terug te voeren op illegale olielozingen (zie paragraaf 4.3). De jaargemiddelde concentraties staan vermeld in tabel 11.

Evenals zink en kwik vertonen de PAK's relatief-hoge concentraties in het kustwater ter hoogte van Cadzand. Met name het gehalte van fluorantheen is er gemiddeld hoger dan bij Vlissingen, Terneuzen en Hansweert. Ook voor deze stoffen geldt dat de oorzaak gezocht moet worden in de stortingen van havenslib uit Zeebrugge.

Significante trend van PAK's

Ouden Doel : 1975-1979; stijging van 60 naar 380 ng/l (figuur 44);

Ouden Doel : 1980-1985; daling van 370 naar 210 ng/l (figuur 45).

4.5 Radioactieve stoffen

4.5.1 Inleiding

Radioactieve stoffen komen van nature voor in het oppervlaktewater. In zeeën en oceanen zijn deze stoffen tamelijk uniform verspreid. De natuurlijke radioactiviteit van zeewater bedraagt gemiddeld 340 pCi/l. Tabel 12 geeft aan welke isotopen aan deze activiteit bijdragen. Enkele jaren geleden is de Curie (Ci) als eenheid voor radioactiviteit vervangen door de Becquerel

(Bq); voor de relatie tussen beide geldt: $1 \text{ pCi} = 37 \text{ mBq}$. In het vervolg van deze rapportage zal alleen de Bequerel als eenheid van radioactiviteit worden gebruikt.

Als gevolg van menselijk handelen is de radioactiviteit in de Westerschelde sterk verhoogd ten opzichte van deze achtergrondstraling, te Vlissingen bijvoorbeeld, met ca. 2200 mBq/l . De radioactieve stoffen die door lozingen of met de neerslag in het estuarium terecht komen zijn afkomstig van, onder andere, kerncentrales, opwerkingsfabrieken (Cape la Hague, Sellafield), laboratoria en ertsverwerkende fabrieken. Een belangrijke en langdurige verhoging via fall-out werd veroorzaakt door de bovengrondse kernproeven uit de jaren vijftig en beginjaren zestig.

In deze paragraaf wordt van een aantal radioactieve stoffen en somparameters de variatie in ruimte en tijd besproken. Van de overige onderzochte radioactieve stoffen worden alleen de jaargemiddelde gehalten gepresenteerd.

TABEL 12 *Opbouw van de natuurlijke radioactiviteit van zeewater.*

Radionuclide	Naam	Activiteit in zeewater	
		pCi/l	mBq/l
^{40}K	kalium	324	11.988
^{87}Rb	rubidium	3	111
^3H	tritium	3	111
^{238}U	uranium	1	37
^{14}C	koolstof	0,1	3,7

4.5.2 Resterende bèta-activiteit

De totale bèta-activiteit (radioactiviteit door bèta-emissie: het uitzenden van elektronen) wordt gemeten aan een ingedampt watermonster. Hierdoor wordt de radioactiviteit van tritium gebonden als ^3HHO , niet meebepaald (zie paragraaf 4.5.3). De resterende bèta-activiteit verkrijgt men door de gemeten totale bèta-activiteit te verminderen met de ^{40}K -activiteit. Kalium-40 is verantwoordelijk voor 95% van de achtergrondstraling (zie tabel 12), maar behoort tot de radionucliden die geassocieerd zijn met de vorming van de aarde. Het isotoop wordt niet gevormd onder invloed van kosmische straling en is evenmin gekoppeld aan de toepassing van kernenergie.

Uit de jaargemiddelde waarden van de resterende bèta-activiteit komt een lichte stijging naar voren in de periode 1981-1986. De relatief lage waarden in 1981 en 1984 doen vermoeden dat er een relatie bestaat tussen deze activiteit en de Schelde-afvoer; in beide jaren was de afvoer relatief hoog, zoals tabel 13 laat zien. Het optreden van verdunning werd in de onderzoeksperiode 1964-1981 niet waargenomen [32].

De jaargemiddelde waarden van de resterende bèta-activiteit zijn het hoogst te Schaar van Ouden Doel. Bij Vlissingen echter, is de gemiddelde activiteit weer hoger dan die te Hansweert en Terneuzen, zodat er een tweede belastingsbron moet bestaan. De kernenergiecentrale Borssele kan

niet als zodanig worden aangemerkt, omdat deze met het koelwater voornamelijk tritium loost dat niet in deze waarden verdisconteerd is. De oorzaak van deze toename bij Vlissingen moet gezocht worden in een toevoer van particulier-gebonden radioactieve stoffen vanuit de Noordzee. Het optreden van dit verschijnsel is aangetoond in de estuaria van de Gironde, de Seine en de Loire, voor meerdere radioactieve stoffen. In de Westerschelde is een import van plutonium vanuit de Noordzee vastgesteld [18].

Het verloop van de tweewekelijkse metingen van de resterende bèta-activiteit vertoont een grillig patroon (zie figuur 46). Er lijkt sprake te zijn van een overeenkomst met het verloop van het zwevend-stofgehalte (zie deelrapport 1); de fluctuaties zijn het sterkst te Schaar van Ouden Doel.

Significante trend van de resterende bèta-activiteit

Ouden Doel : 1975-1981; daling van 302 naar 189 mBq/l (figuur 47);

Hansweert : 1975-1981; daling van 209 naar 148 mBq/l (figuur 48).

TABEL 13 *Jaargemiddelde resterende bèta-activiteit en waterafvoer te Schaar van Ouden Doel in de periode 1978-1986.*

Parameter		1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Rest-bèta	mBq/l	259	259	185	204	248	276	219	287	301
Afvoer	m ³ /s	97	116	134	158	124	120	147	120	127

4.5.3 Tritium

Tritium wordt van nature gevormd onder invloed van kosmische straling. Belangrijker is de vorming van tritium bij de toepassing van kernenergie, onder invloed van ioniserende straling. In Belgisch oppervlaktewater was de tritiumactiviteit in de zeventiger jaren één tot meerdere grootteorden gestegen door fall-out en emissies van kernenergiecentrales [28]. Getritiëerd water wordt door kerncentrales met het koelwater geloosd. Daarnaast ontsnapt deze nuclide als tritiumgas, dat in de atmosfeer echter wordt omgezet in getritiëerd water.

In de Westerschelde neemt de bèta-activiteit door tritium af van oost naar west. De resultaten op de meetpunten Schaar van Ouden Doel en Vlissingen geven een totaal ander beeld te zien dan die van de resterende bèta-activiteit (zie figuur 49). In het mondingsgebied vindt geen verhoging plaats door de aanvoer van marien zwevend stof, omdat getritiëerd water niet particulier gebonden is. Tritium geïncorporeerd in organische materiaal is wel voor een deel geassocieerd met zwevend stof, maar de hoeveelheid daarvan zal alleen bijdragen aan de resterende bèta-activiteit.

De jaargemiddelde waarde te Schaar van Ouden Doel schommelt in de periode 1975-1986 rond 14,7 Bq/l, met een minimum van 11,1 Bq/l in 1981 en een maximum van 16,8 Bq/l in 1986. De norm voor de basiskwaliteit van zoetwater is een jaargemiddelde tritium-activiteit van 185 Bq/l.

Significante trend van de bèta-activiteit door getritiëerd water (^3HHO)

Ouden Doel : 1975-1981; daling van 16,0 naar 11,8 Bq/l (figuur 50);
Ouden Doel : 1982-1984; stijging van 7,8 naar 18,9 Bq/l (figuur 51);
Hansweert : 1982-1984; stijging van 6,6 naar 10,5 Bq/l (figuur 52);
Terneuzen : 1975-1981; stijging van 4,3 naar 6,9 Bq/l (figuur 53);
Vlissingen : 1975-1981; daling van 5,6 naar 2,9 Bq/l (figuur 54);
Vlissingen : 1982-1985; stijging van 2,5 naar 4,4 Bq/l (figuur 55).

In de periode 1975-1981 vertoonde de tritiumactiviteit een dalende tendens; sinds 1982 is sprake van een stijging.

4.5.4 Totale alpha-activiteit

Belangrijke bronnen van alpha-activiteit (radioactiviteit door alpha-emissie: het uitzenden van een helium-4-kern) vormen de lozingen van fosfaat- en kunstmestfabrieken. Deze fabrieken verwerken erts dat van nature uranium en radium bevat. Fosfaatmineralen waaruit kunstmest wordt geproduceerd bevatten per ton ongeveer 100 g uranium, maar vanuit radiologisch oogpunt is radium-226, een vervalproduct van uranium-238, de belangrijkste component (paragraaf 4.5.5). Het procentuele aandeel van radium-226 in de totale alpha-activiteit bedraagt 12% te Schaar van Ouden Doel en 3% bij Vlissingen.

Tabel 14 geeft de jaargemiddelde, totale alpha-activiteit in de Westerschelde, in de periode 1981-1986. Figuur 56 geeft het verloop van de totale alpha-activiteit over het tijdvak 1981-1986. Zoals ook uit de jaargemiddelde waarden blijkt neemt de activiteit te Schaar van Ouden Doel geleidelijk toe. Verder is bij Vlissingen de alpha-activiteit regelmatig hoger dan te Schaar van Ouden Doel. Directe lozingen, waarschijnlijk afkomstig van het Slogebied en een import vanuit de Noordzee zullen hieraan bijdragen.

TABEL 14 *Jaargemiddelde totale alpha-activiteit in de Westerschelde, in de periode 1981-1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde activiteit in mBq/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	239	268	279	290	325	339
Hansweert	265	371	389	280		
Terneuzen		324	368	438		
Vlissingen	393	363	458	326	353	482

4.5.5 Radium-226

De alpha-deeltjes die door uranium en haar vervalproducten worden uitgezonden kunnen alleen bij opname in het lichaam een belangrijk biologisch effect teweegbrengen. Radium, dat ontstaat uit het verval van uranium-238, lijkt qua chemische eigenschappen veel op calcium en hoopt zich daardoor op in botten. Bovendien vervalt het belangrijkste radiumisotoop, radium-226, zelf tot het gasvormige radon-222, dat ingeademd kan worden. Bij de basiskwaliteitsnormering wordt dan ook onderscheid gemaakt tussen de aan- en afwezigheid van radium-226 en -228 (paragraaf 4.5.6).

De alpha-activiteit door radium-226 is in de Westerschelde alleen van 1981 tot medio 1984 gemeten op de punten Schaar van Ouden Doel, Hansweert en Vlissingen. De resultaten hiervan zijn opgenomen in figuur 57. Te Schaar van Ouden Doel fluctueert de radium-226-activiteit sterk tussen circa 15 en 80 mBq/l. Naar het westen toe wordt het verloop gelijkmatiger en nemen de maximale waarden af.

4.5.6 Toetsing aan de normen voor de basiskwaliteit

De norm voor de basiskwaliteit van zoetwater heeft betrekking op de som van de alpha-, bèta- en gamma-activiteit. Voor de bèta-activiteit wordt de resterende bèta-activiteit ingevuld, dus zonder tritium en kalium-40. Twee normen worden gehanteerd :

- 1 alpha + rest-bèta + gamma < 370 mBq/l, op jaargemiddelde basis;
- 2 alpha + rest-bèta + gamma < 3700 mBq/l, op jaargemiddelde basis, wanneer is aangetoond dat radium-226 en -228 afwezig zijn.

Tabel 15 geeft jaargemiddelden van de gesommeerde alpha- en rest-bèta-activiteit. Gamma-activiteit wordt niet gemeten. Uit dit overzicht blijkt dat de basiskwaliteitsnorm van 370 mBq/l (radium is in de Westerschelde aanwezig) in de periode 1981-1986 jaarlijks overschreden is. In de meeste gevallen is de gesommeerde activiteit te Vlissingen hoger dan die te Schaar van Ouden Doel, op jaargemiddelde basis.

TABEL 15 *Alpha-activiteit + rest-bèta-activiteit; jaargemiddelde waarden in de Westerschelde, periode 1981-1986.*

Meetpunt	Jaargemiddelde activiteit in mBq/l					
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Schaar van Ouden Doel	443	516	555	509	612	640
Hansweert	407	564	619	461		
Terneuzen		538	601	633		
Vlissingen	582	592	712	507	602	733

4.6 Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde

De basiskwaliteitsnormen die gepresenteerd zijn in het Indicatief Meerjaren Programma Water 1985-1989 [47] en het Rijks Waterkwaliteitsplan [48], zijn ontwikkeld voor zoetwater. Toepassing van deze normen in de brakke tot zoute Westerschelde is niet gefundeerd en voor een aantal parameters bovendien niet relevant (o.a. chloride, sulfaat en doorzicht). Zout- en brakwaternormen zijn niet beschikbaar. Om de kwaliteit van de zoetwaterfractie in de Westerschelde te kunnen toetsen is in deze paragraaf een aparte benadering uitgewerkt.

4.6.1 Grondslag van de kwaliteitsbeoordeling

De antropogene belasting die met het Rijn-, Maas- of Scheldewater naar de Noordzee wordt afgevoerd, zal verdund worden met zeewater. In een smalle zone langs de kust is het effect van deze belasting echter nog lange tijd merkbaar, als gevolg van een slechts langzame menging en de noordwaarts gerichte reststroom. Verder op zee en verder van de lozingspunten liggen de concentraties van veel stoffen op het niveau van de natuurlijke referentiegehalten; bij de analyse van xenobiotische stoffen wordt in het algemeen de detectiegrens bereikt. De basiskwaliteitsnormering voor zoetwater is ontwikkeld als toetsingskader voor een reductie van de antropogene belasting. De formulering van een basiskwaliteit voor zoutwater op vergelijkbare grondslag, is daarom zinloos. Een beoordeling van de kwaliteit van zoutwater kan alleen refereren aan de natuurlijke achtergrondconcentraties in zee. Voor een intermediair systeem als het Schelde-estuarium, kunnen normen worden afgeleid die het midden houden tussen de basiskwaliteitsnormen voor zoetwater en de referentiewaarden voor zoutwater. Deze normen zullen worden beschouwd als waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde, afgekort : *WDW*.

4.6.2 Uitwerking van de methode

De waterkwaliteitsdoelstelling, WDW_x , voor een willekeurige stof x (niet chloride) op een willekeurige locatie, y , in het estuarium, ligt binnen de range die gevormd wordt door de betreffende referentiewaarde voor zoutwater, R_x , en de betreffende basiskwaliteitsnorm voor zoetwater, B_x . Van sommige stoffen neemt de concentratie van nature toe, gaande van zoet naar zout. In alle gevallen is de exacte waarde van WDW_x afhankelijk van de chlorideconcentratie op de locatie, Cl_y :

$$\frac{B_x - R_x}{WDW_x - R_x} = \frac{19,37}{19,37 - Cl_y} \quad (2).$$

Hierin is 19,37 de chlorideconcentratie in zeewater, waaraan de referentiewaarde, R_x , gekoppeld is.

WDW_x kan als enige onbekende eenvoudig berekend worden :

$$WDW_x = B_x - \frac{Cl_y}{19,37} \cdot (B_x - R_x) \quad (3).$$

Een grafische bepaling van WDW is geïllustreerd in figuur 58.

Voor stoffen die van nature in concentratie toenemen van zoet naar zout, is de volgende vergelijking afgeleid :

$$WDW_x = B_x + \frac{Cl_y}{19,37} \cdot (R_x - B_x) \quad (4).$$

4.6.3 Waterkwaliteitsdoelstellingen

Via de bovenbeschreven methode zijn doelstellingen berekend voor het grenspunt Schaar van Ouden Doel en het punt Terneuzen, gelegen in het midden van het estuarium. Hierbij is gebruik gemaakt van het gemiddelde chloridegehalte over de periode 1981-1986 ter plaatse :

Terneuzen	13,11 g Cl ⁻ /l;
Schaar van Ouden Doel	4,00 g Cl ⁻ /l.

In tabel 16 zijn de waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde gepresenteerd, samen met de gebruikte referentiewaarden en basiskwaliteitsnormen. Voor zuurstof, anorganische stikstof- en fosfaatverbindingen en faecale colibacteriën zijn de doelstellingen gegeven in deelrapport 1.

De meeste referentiewaarden voor zoutwater zijn ontleend aan [20]. De hierin genoemde waarden voor PAK's en zware metalen hebben betrekking op de opgeloste fracties. Deze zijn omgerekend tot referentiewaarden voor totaalgehalten, onder aanname van een zwevend-stofgehalte van 30 mg/l. Van een aantal xenobiotische stoffen ontbreken referentiewaarden. In de berekening is voor deze stoffen in het algemeen de referentiewaarde gelijk aan nul gesteld. Voor de gesommeerde alpha+rest-beta+gamma-activiteit is een referentie van 270 mBq/l aangenomen (oceanwater).

De gebruikte basiskwaliteitsnormen voor zoetwater zijn afkomstig uit het Rijks Waterkwaliteitsplan [48]. Stoffen die in de basiskwaliteitsnormering ontbreken zijn niet in deze beschouwing betrokken.

Overigens is de basiskwaliteitsnormering voor zoetwater aan verandering onderhevig. Voor diverse stoffen zal de norm uit het Rijks Waterkwaliteitsplan naar verwachting worden aangescherpt op ecotoxicologische gronden. Voor bepaalde stoffen zal de norm versoepeld kunnen worden.

TABEL 16 *Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde, met de gebruikte referentiewaarden "zout" en basiskwaliteitsnormen "zoet".*

locatie		"zout"	"zoet"	Terneuzen	Ouden Doel
chloride	g Cl ⁻ /l	19,37	0	13,11	4,00
parameter µg/l					
arseen-totaal		1,7	50	17	40
cadmium-totaal		0,04	2,5	0,8	2
chromium-totaal		2,8	50	18	40
koper-totaal		1,3	50	17	40
kwik-totaal		0,008	0,5	0,2	0,4
lood-totaal		1,0	50	17	40
nikkel-totaal		2,3	50	18	40
zink-totaal		2,9	200	66	159
olie		0	200	65	159
indiv. PAK-totaal		0,001	0,2	0,07	0,16
syndets		0	200	65	159
cholin. remmers		0	1,0	0,3	0,8
org-Cl pesticiden-tot		0	0,1	0,03	0,08
indiv. PCB		0	0,01	0,0032	0,0079
parameter Bq/l					
tritium		0,1	185	60	147
som α+β+γ		0,270	0,370	0,302	0,349

4.6.4 Toetsing van de waterkwaliteit aan de doelstellingen

Van een aantal waterkwaliteitsparameters zijn de waarnemingen in de Westerschelde per jaar getoetst aan de in tabel 16 gepresenteerde doelstellingen. Voor de meeste parameters is het absolute gehalte getoetst, dat wil zeggen de hoogste waarde die in het betreffende jaar werd waargenomen. Ook de waterkwaliteitsdoelstellingen zijn gebaseerd op absolute gehalten, volgens de normstelling in het Rijks Waterkwaliteitsplan [48]. Zodoende zijn incidentele overschrijdingen van het ten doel gestelde gehalte te herkennen. Voor de parameters tritium en som alpha+rest-beta+gamma-activiteit is de toetsing uitgevoerd op basis van het jaargemiddelde gehalte. Jaarlijks zijn 26 metingen uitgevoerd.

Zoals tabel 17 laat zien worden de kwaliteitsdoelstellingen voor de gesommeerde radioactiviteit in het gehele estuarium nimmer gehaald. In een groot deel van het estuarium worden de normen voor cadmium, synthetische detergenten en cholinesteraseremmers overschreden, ook in recente jaren. De overschrijdingen van arseen, koper, kwik en lood, werden éénmaal per jaar geconstateerd; die van chromium één- à tweemaal per jaar. De toetsing van polycyclische aromatische koolwaterstoffen heeft betrekking op fluoran-

theen; de overige PAK's voldeden aan de normen. De overschrijdingen door pesticiden betreffen de stof lindaan (c-HCH). De overschrijding door PCB's in 1986 te Schaar van Ouden Doel, werd éénmaal geconstateerd en betrof een aantal congenen.

TABEL 17 *Toetsing van de waterkwaliteit over de periode 1981-1986¹⁾.*

Parameter	Terneuzen						Ouden Doel					
	81	82	83	84	85	86	81	82	83	84	85	86
arseen			+	+	+	+			+	+	+	+
cadmium	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-
chrom	-	-	+	+	+	+	-	-	+	-	+	+
koper		+	+	+	-	+	+	+	+	-	-	+
kwik	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
lood	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+
nikkel			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
zink	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+
olie	-	-	-	-			-	-	-	-	-	+
fluorantheen (PAK)			-						-	+	-	-
syndets	-	-	-	-	-	+	+	+	+	-	-	+
cholin.remmers					-	-		-	-	-	-	-
pesticiden			+			+	+	+	-	-	-	+
PCB			+			+			+	+	+	-
tritium		+	+	+			+	+	+	+	+	+
α +r- β +y-activiteit	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

1) + = aan de waterkwaliteitsdoelstelling werd in het gehele jaar voldaan;

- = aan de waterkwaliteitsdoelstelling werd niet voldaan;

De meetfrequentie bedroeg 26/jaar.

Zoals al werd opgemerkt is de normstelling voor de basiskwaliteit van zoetwater momenteel in ontwikkeling. Op ecotoxicologische gronden zullen de toelaatbare gehalten van onder meer PCB's en cadmium sterk verlaagd moeten worden. Deze stoffen zijn voor de Westerschelde van groot belang. In paragraaf 7.6 wordt hierop teruggekomen.

5 RISICO'S BIJ HET VERVOER VAN GEVAARLIJKE STOFFEN

5.1 Inleiding

De Westerschelde is voor zeeschepen een moeilijke en krappe vaarweg. Uit een onderzoek van scheepsongevallen die plaatsvonden in de jaren 1966 tot 1978, blijkt echter niet dat de Westerschelde een bijzonder onveilige route is, in vergelijking tot andere drukbevaren waterwegen in Nederland [45]. De gegevens in tabel 18 geven een globale indruk van de verkeersveiligheid van de Westerschelde in deze periode.

TABEL 18 *Balans van scheepsongevallen in de Westerschelde in de periode 1966-1978.*

Ongevalsaspect	Gemiddeld aantal per jaar
Scheepsongevallen	148
Bij ongeval betrokken schepen	204
Zware ongevallen ¹⁾	19
Ongevallen met gerapporteerde milieuschade	3
Doden	3,3
Gewonden	2,6
Vermisten	1,1

- 1) Tot zware ongevallen worden gerekend: zinken, breken, kapseizen, zware scheepsschade, ladingschade, zware brand- en explosieschade.
Bron: [45]

In de onderzochte periode van 12 jaar deed zich gemiddeld drie keer per jaar een ongeval voor waarbij melding gemaakt werd van schade aan het milieu. Ook al is de kans op calamiteiten klein, de effecten van ongevallen kunnen groot zijn wanneer er schepen betrokken zijn die olie, olieproducten of vloeibare, toxische stoffen vervoeren. In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de huidige risico's van dergelijk transport over de Westerschelde.

5.2 Vervoer van olie en olieproducten

Op basis van een eerste verkenning [56] wordt een beschrijving gegeven van de omvang van het vervoer, van de kans op calamiteiten en van de verwachte effecten op organismen.

5.2.1 Omvang van het vervoer en aard van de lading

In het jaar 1981 vervoerden zeeschepen over de Westerschelde in totaal $3 \cdot 10^6$ m³ ruwe olie en $12 \cdot 10^6$ m³ nafta (ruwe petroleum) en daarmee gelijkgestelde stoffen. Tabel 19 geeft de aantallen schepen die hierbij betrokken waren, onderverdeeld naar lading en capaciteit.

TABEL 19 *Aantallen zeeschepen betrokken bij het vervoer van nafta en ruwe olie over de Westerschelde in 1981, onderverdeeld naar lading en capaciteit.*

Aantal schepen in 1981			Capaciteit in m ³	
totaal	nafta	ruwe olie	per schip	per tank
200	200		49.000	1.900
50	20	30	91.000	6.300
3	2	1	195.000	9.600

Bron: [56].

5.2.2 Calamiteiten en risico-analyse

In een TNO-onderzoek naar de risico's van het vervoer van gevaarlijke stoffen over de Westerschelde, is uitgegaan van een ongeval waarbij de totale inhoud van één tank van een schip leegstroomt; een zogenaamde kritieke aanvaring. De kans op een dergelijke calamiteit is voor de gehele Westerschelde geschat op $5 \cdot 10^{-6}$ per scheepsbeweging, dat betekent één kritieke aanvaring op 200.000 scheepsbewegingen. De kans op het vrijkomen van een bepaalde hoeveelheid olie of nafta is op grond van de gegevens van tabel 19 eenvoudig te berekenen. Tabel 20 geeft de resultaten, waarbij tevens de onzekerheid in de berekende kansen is aangegeven. De onzekerheidsfactor bij deze kansberekeningen wordt genoteerd als $+a/+b$, wat betekent dat de onzekerheidsgrenzen gesteld worden op $a+1$, respectievelijk $1/(b+1)$ maal de berekende kans. De onzekerheidsfactor voor een kritieke aanvaring is $+3/+5$. De kans op het leegstromen van meerdere tanks is niet in beschouwing genomen.

Ongeacht de omvang van de tank c.q. lozing, is de kans op een calamiteit één maal per duizend jaar. Tot op heden heeft zich in de Westerschelde nog geen calamiteit voorgedaan van de omvang vermeld in tabel 20. In de periode 1966-1978 waren in totaal 2653 zee- en binnenvaartschepen op de Westerschelde bij ongevallen betrokken. Hierbij waren 28 schepen die olie of olieproducten vervoerden. In enkele gevallen is olie vrijgekomen, met name bij ongelukken met binnenvaartschepen. De hoeveelheid lag maximaal in de orde van 500 m³, hetgeen overeenkomt met de inhoud van twee tanks in een binnenvaartschip.

TABEL 20 *Schatting van de kans op het optreden van olie- en naftalozingen van een bepaalde omvang, als gevolg van ongevallen met zeeschepen.*

Voorbeeldschip (enkelwandig)	Kans op lozing jaar ⁻¹	Waarschijnlijkheidsgrenzen ¹⁾ jaar ⁻¹
m³ ruwe olie		
6.300	$2 \cdot 10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-5}$ tot $8 \cdot 10^{-4}$
9.600	$5 \cdot 10^{-6}$	$9 \cdot 10^{-7}$ tot $2 \cdot 10^{-5}$
m³ nafta		
1.900	$1 \cdot 10^{-3}$	$2 \cdot 10^{-4}$ tot $4 \cdot 10^{-3}$
6.300	$1 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-5}$ tot $4 \cdot 10^{-4}$
9.600	$1 \cdot 10^{-5}$	$2 \cdot 10^{-6}$ tot $4 \cdot 10^{-5}$

1) Deze grenzen zijn bepaald door de berekende kans te vermenigvuldigen met de voor een kritieke aanvaring veronderstelde onzekerheidsfactor van +3/+5.
Bron: [25].

5.2.3 De verspreiding van geloosde olie en olieproducten

De meeste ruwe-oliesoorten en olieproducten verspreiden zich over het wateroppervlak. Er zijn echter oliesoorten die zich nauwelijks verspreiden, als gevolg van een hoge grensvlakspanning tussen water en olie, of van een hoog "pour point", de temperatuur waarbij de olie nog net vloeit. Sommige olieproducten bezitten een hoger soortelijk gewicht dan water en bezinken.

Een olievlek breidt zich uit onder invloed van de zwaartekracht en de grensvlakspanning. De verspreiding wordt tegengewerkt door wrijvingskrachten en door de traagheidskrachten die opgeroepen worden door de versnelling die de olie ten opzichte van het water krijgt. Als gevolg van getijstromingen, de invloed van de wind en de grillige morfologie van het estuarium met haar intergetijdegebied, zal de olievlek zich meer in de lengterichting dan in de breedte van het estuarium verplaatsen. Door de horizontale getijbeweging zal de vlek gedurende meerdere getijcycli over een grote afstand heen en weer verplaatst kunnen worden. De getijweg bedraagt in de Westerschelde 10 tot 20 km. Door het verticaal getij zal bij afgaand water een deel van de olie achterblijven op de droogvallende slikken en schorren. Daarnaast heeft de wind vat op de olie. De oppervlaktedrift van een olielaag varieert van 2 tot 4,5% van de gemiddelde windsnelheid op 10 meter hoogte. Wanneer slechts één tank van een olie-of naftaschip leegstroomt moet rekening gehouden worden met een lozing van zo'n 1900 tot 9600 m³, afhankelijk van de grootte van het vaartuig. Deze hoeveelheid leidt tot een vlek met een initiële oppervlak van ongeveer 1 tot 5 km² met een laagdikte van 0,5 mm en een maximaal oppervlak van 70 tot 100 km² met een laagdikte van 0,1 mm.

5.2.4 De verontreiniging door olie als gevolg van scheepsongevallen

De gevormde olie- of naftaplas zal binnen één tot tien dagen van het wateroppervlak verdwenen zijn. In de tussentijd zal de substantie vooral in de intergetijdezone afgezet worden, wat tot een duidelijke schade leidt aan de planten en dieren van deze slikken en schorren. Gezien de relatief lage LC₅₀-waarden van olie zal een zekere sterfte van organismen in de waterkolom alleen direct na de lozing verwacht kunnen worden. Sterfte door andere oorzaken dan vergiftiging kan zich voordoen onder bodemfauna, wanneer olie wordt afgezet in intergetijdegebieden en onder vogels. In hoofdstuk 6 van dit deelrapport wordt dieper op deze effecten ingegaan.

5.3 Vloeibare toxische stoffen

TABEL 21 *Enkele belangrijke stoffen uit de toxiciteitsklassen A en B van de MARPOL 73/78 Conventie van 1973 (zie tekst voor de klassegrenzen).*

Groep A	Groep B
Creosoot	Acrylnitril
Cresolen	Ammoniak
Cresylzuur	Benzylchloride
Dichloorbenzeen	n-Butylaldehyde (butanal)
Naftaleen (vloeibaar)	Butaanzuur (boterzuur)
Tetraethyllood	para-Chloortolueen
Tetramethyllood	Crotonaldehyde
	Dibroometheen (ethyldibromide)
	Dichlooretheen (ethyldichloride)
	Dichloordiethylether
	Dichloorpropeenpropaan
	Fenol
	Monochloorbenzeen
	Monochloormethaan (methylchloride)
	Perchlooretheen (ethylperchloraat?)
	Pyridine
	Tetrachlooretheen
	Tetrachloormethaan (tetra)
	Tolueendiisocyanaat
	Trichlooretheen
	Trichloormethaan (chloroform)

5.3.1 Inleiding

De Inter-Governmental Maritime Consultative Organization (IMCO, tegenwoordig IMO) heeft in 1973 een internationale conventie opgesteld voor de preventie van verontreiniging door schepen. In Annex II van deze conventie,

die bekend staat als MARPOL 73/78, zijn een groot aantal vloeibare toxische stoffen opgenomen, die ingedeeld zijn in vijf toxiciteitsklassen. Groep A omvat de zeer toxische ($LC_{50} < 1$ mg/l) en de toxische verbindingen ($LC_{50} < 10$ mg/l, waarbij additionele factoren een bepaalde schade kunnen veroorzaken) en tevens die stoffen die zich kunnen ophopen in het weefsel van organismen en risico's opleveren voor het aquatisch leven of voor de menselijke gezondheid bij consumptie. Voor de stoffen uit categorie B geldt een LC_{50} -waarde tussen 1 en 10 mg/l. Een aantal belangrijke stoffen uit de klassen A en B van de conventie van 1973 zijn vermeld in tabel 21. Ofschoon deze MARPOL-conventie wat de vloeibare toxische stoffen betreft nog niet is geratificeerd, heeft er inmiddels wel een evaluatie plaatsgevonden van de risico's verbonden aan het vervoer van deze stoffen per schip [24]. Deze evaluatie heeft geleid tot een groot aantal wijzigingen in de indeling in toxiciteitsklassen. Gegevens over de omvang van het transport van afzonderlijke chemicaliën over de Westerschelde ontbreken echter. Daarom leek het weinig nuttig om deze veranderingen te verwerken en is de oude groepsindeling gehanteerd.

5.3.2 Omvang van het vervoer

Tabel 22 geeft een schatting van de omvang van het vervoer van vloeibare toxische stoffen over de Westerschelde. De beschikbare gegevens zijn ontoereikend om onderscheid te kunnen maken naar de aard van de lading.

TABEL 22 *Schatting van het jaarlijks vervoer van vloeibare toxische stoffen door zeeschepen over de Westerschelde.*

Scheepsgrootte dwt	Tankinhoud m^3 /tank	Scheepsbewegingen aantal/jaar	Vervoerde hoeveelheid 10^3 kg/jaar
1.600	200	150	350.000
20.000	700	150	350.000

Bron: [56].

De schatting van de omvang van het transport van vloeibare toxische stoffen is gebaseerd op de volgende drie veronderstellingen :

- 1 Van de circa 2000 zeeschepen die chemicaliën over de Westerschelde vervoeren, bevat 15% één of meer deelladingen van de in tabel 21 genoemde stoffen;
- 2 Op grond van een in 1981 gehouden wektelling wordt geschat dat ongeveer de helft van de chemicaliëntankers tot de kleinere typen behoort;
- 3 Geschat wordt dat 5 à 10% van de $4\frac{1}{2}$ miljoen ton chemicaliën die in 1981 door de Antwerpse haven zijn behandeld, behoort tot de in tabel 21 vermelde stoffen. Dit komt neer op circa 350.000 ton. Daarnaast worden er chemicaliën als deellading vervoerd, die niet in Antwerpen behandeld worden. Daarom is de geschatte hoeveelheid verdubbeld en vervolgens verdeeld over beide onderscheide scheepstypen.

5.3.3 Het risico van calamiteiten

In de risico-analyse van TNO [25] wordt de kans op een kritieke aanvaring die leidt tot het scheuren van één tank, geschat op $5 \cdot 10^{-6}$ per scheepsbeweging. De hieruit berekende kans op een calamiteit in de Westerschelde (zie tabel 23) is gelijk voor de beide naar tankinhoud onderscheidde scheepstypen, omdat het aantal scheepsbewegingen van elk even groot is verondersteld.

TABEL 23 *Schatting van de kans op het optreden van chemicaliënlozingen van een bepaalde omvang, als gevolg van ongevallen met zeeschepen.*

Voorbeeldschip (enkelwandig)	Kans op lozing jaar ⁻¹	Waarschijnlijkheidsgrenzen ¹⁾ jaar ⁻¹		
m ³ chemicaliën				
200	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	tot	$1,3 \cdot 10^{-4}$
700	$7,5 \cdot 10^{-4}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	tot	$1,3 \cdot 10^{-4}$

1) Deze grenzen zijn bepaald door de berekende kans te vermenigvuldigen met de voor een kritieke aanvaring veronderstelde onzekerheidsfactor van +3/+5; zie paragraaf 5.2.2.

Bron: [25].

5.3.4 De verspreiding van vloeibare toxische stoffen

De verspreiding van weglekkende vloeistoffen verschilt sterk van stof tot stof. Afhankelijk van de fysische en chemische eigenschappen van de vloeistof bij uitstroming in water, kunnen de volgende vier categorieën onderscheiden worden :

- 1 Stoffen die onmiddellijk verdampen;
- 2 Stoffen die op het water blijven drijven;
- 3 Stoffen die goed oplossen in, of snel reageren met water;
- 4 Stoffen die zinken.

De meeste toxische stoffen die door chemicaliëntankers worden vervoerd, behoren tot categorie 2. Deze stoffen zijn slecht in water oplosbaar. In veel gevallen gaat het om zeer toxische verbindingen. De verspreiding van deze vloeistoffen is net als bij olie afhankelijk van getijstromingen, de windkracht en -richting en de morfologie van het estuarium. De effecten zijn het grootst wanneer de stof wordt afgezet in de intergetijdezone en vervolgens in de bodem dringt. De hoeveelheid die wordt afgezet wordt vooral bepaald door de snelheid waarmee de stof aan het wateroppervlak verdampt. Uiteraard spelen ook de windrichting en de plaats van het ongeval een belangrijke rol.

Van de goed-oplosbare stoffen, categorie 3, is het grootste deel matig tot weinig toxisch. Voorbeelden zijn methanol, ammoniak en zwavelzuur. De groep slecht-oplosbare vloeistoffen met een hogere soortelijke massa

dan water (categorie 4), omvat een groot aantal stoffen uit de klassen A en B van de MARPOL-conventie, zoals vloeibaar naftaleen, chloroform en trichlooretheen. Ook vloeibaar zwavel, dat veel vervoerd wordt over de Westerschelde, behoort tot deze groep. De verspreiding van deze zinkende vloeistoffen is voornamelijk afhankelijk van de getijstrooming; wind en golven hebben nauwelijks invloed. De stroomsnelheid op de plaats van het ongeval zal ook bepalen of de bezinkende stof in de directe omgeving een plas vormt op de bodem, of eerst getransporteerd wordt om in rustiger water te sedimenteren. Een op de bodem gevormde plas kan in tweede instantie verplaatst of verspreid worden, wanneer de stroomcondities zich wijzigen.

Om de verspreiding van stoffen die vrijkomen bij een calamiteit te kunnen berekenen heeft de Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren het programma-pakket CALMOD ontwikkeld [35, 36, 37]. Dit pakket is toepasbaar voor conservatieve, homogeen mengende stoffen en voor een tijdsbestek van enkele dagen na het ongeval. De lozing wordt gesimuleerd door middel van een deeltjesformulering, waarbij de stof wordt beschouwd als een verzameling deeltjes. Het advectioneel transport, het transport door de waterbeweging, wordt berekend aan de hand van snelheidsgegevens die zijn toegeleverd door het waterbewegingsmodel WAQUA. De diffusieve verspreiding wordt gesimuleerd als een random proces. Figuur 59 geeft ter illustratie, de verspreiding van een lozing zoals deze berekend is met CALMOD, voor bepaalde condities en een gegeven tijdstip na het ongeval. In deze figuur is de vlek weergegeven door isoconcentratielijnen, die zo zijn gekozen dat respectievelijk 90% en 50% van de totale hoeveelheid geloosde stof zich binnen deze lijnen bevindt.

5.3.5 Schadelijke effecten van vloeibare toxische stoffen

De schadelijke effecten van chemicaliën zijn afhankelijk van hun mate van toxiciteit en hun concentratie. Bij een puntlozing, waarvan sprake is bij de beschouwde calamiteiten, varieert deze concentratie in ruimte en tijd in een mate die afhankelijk is van de hydrografische condities en de fysische eigenschappen van de stof in kwestie (zie paragraaf 5.3.4).

De lozing van toxische chemicaliën kan leiden tot acute sterfte van, of schade aan organismen in de waterkolom. Bij lozingen van 700 m³ is voor oplosbare stoffen uit de toxiciteitsklasse B, de maximale concentratie in de wolk gedurende 10 tot 30 uur boven de LC₅₀-waarde. Gaat men uit van een arbitrair gekozen "no-effect level" van 1% van de LC₅₀-waarde en conservatief gedrag van de stof, dan zal de maximale concentratie meer dan 1000 uur boven dit "no effect" niveau liggen. De oppervlakte van het gebied waarbinnen dit niveau wordt overschreden, zal na 10 uur gemiddeld 3,3 tot 4,5 km² bedragen en na 96 uur 120 tot 230 km².

De groep bezinkende stoffen verdient om twee redenen extra aandacht. Op de eerste plaats behoort een groot aantal van de meest-toxische stoffen uit de klassen A en B tot deze groep. Op de tweede plaats is de kans op het optreden van hoge concentraties van deze stoffen, lokaal maar gedurende langere tijd, relatief groot.

Ook drijvende stoffen kunnen weinig verdund in de toplaag van het sediment terecht komen, maar dan in het intergetijdgebied. De effecten op bodemor-

ganismen kunnen hierdoor ernstiger zijn dan de gevolgen voor organismen in de waterfase. Vooral in sedimentatiegebieden kunnen chronische vergiftingsverschijnselen optreden als gevolg van de veel minder snelle verdunning en verspreiding van de afgezette chemicaliën.

5.4 Beoordeling van de risico-analyse

Het is de vraag of de gepresenteerde kansberekeningen een aanvaardbaar uitgangspunt bieden voor een beoordeling van de werkelijke risico's. Uit een studie van de Rijkswaterstaat Dienst Verkeerskunde blijkt dat in de periode 1966-1978 in totaal 1922 ongevallen op de Westerschelde zijn geregistreerd. Hierbij waren 2653 schepen betrokken, waaronder 1666 zeeschepen en 961 binnenschepen. Zoals tabel 24 laat zien was in een groot aantal gevallen de aard van lading niet bekend; dit gold voor 58% van de zeeschepen en 24% van de binnenschepen. Voor zover deze wel bekend was ging het in 10 à 17% van de gevallen om gevaarlijke stoffen, dat wil zeggen, brandbare, explosieve en/of giftige. De meeste van deze schepen vervoerden brandbare vloeistoffen.

TABEL 24 *Informatie over de lading van de schepen die in de periode 1966-1978 betrokken waren bij een ongeval op de Westerschelde.*

Soort schip	Aantal schepen					
	totaal	bekend	gevaarlijk ¹⁾	lading brandbaar ²⁾	toxisch	onbekend
Zeeschip	1666	700	75	52	3	966
Binnenschip	961	730	124	103	2	231

1) Onder gevaarlijk wordt verstaan: brandbaar, explosief, toxisch etc.

2) Hierbij gaat het om brandbare vloeistoffen.

Bron: [45].

Bij 82 ongevallen was sprake van milieuschade als gevolg van het wegstromen van een deel van de lading. In 27 gevallen ontsnapten minerale olieproducten, in twee gevallen giftige chemicaliën en in drie gevallen giftige gassen. In de overige gevallen was de lading en daardoor de aard van de verontreiniging niet bekend. Op grond van eenzelfde verhouding zouden drie tot vier van deze schepen toxische stoffen hebben kunnen bevatten. Gesteld kan worden dat zich in een tijdsbestek van 13 jaar twee zekere en drie tot vier onzekere gevallen van waterverontreiniging door giftige chemicaliën hebben voorgedaan. De omvang van deze lozingen is niet bekend. Evenmin kan uit de studie worden afgeleid of bij de geconstateerde gevallen zeeschepen dan wel binnenschepen betrokken waren. Wel is vrijwel zeker dat er geen grote calamiteiten met giftige stoffen hebben plaatsgevonden.

De kans op een kritieke aanvaring is moeilijk te schatten, omdat de lacunes in de gegevens groot zijn en de onderzochte periode kort is. Wel kan geconcludeerd worden dat het aantal ongevallen met zeeschepen in deze periode veel hoger is dan op grond van de schatting van TNO zou worden verwacht. Wat het transport van giftige stoffen betreft wijzen de feitelijke gegevens op een frequentie van één ongeval in enkele jaren.

5.5 Maatregelen

Om de risico's van het vervoer van gevaarlijke stoffen op de Westerschelde te minimaliseren moet de algemene veiligheid op de vaarroute verder geoptimaliseerd te worden. Doet zich een ongeval voor waarbij gevaarlijke stoffen in het water terecht komen, dan moeten maatregelen genomen worden om de effecten hiervan te beperken. De coördinatie van activiteiten die hierbij ontplooit moeten worden, is in handen van het Hydro-Meteocentrum van de Rijkswaterstaat Directie Zeeland.

5.5.1 Maatregelen om calamiteiten te voorkomen

Snelheidslimiet

Op het traject Hansweert-Terneuzen varen zeeschepen en binnenschepen van de beroepsvaart. Door de golven veroorzaakt door snelvarende zeeschepen kunnen moeilijke situaties ontstaan voor in koppelverband varende binnenschepen. Deze situaties moeten voorkomen worden door een maatregel die de snelheid van zeeschepen beperkt, bij het passeren of oplopen van binnenschepen.

Regulering van het vervoer van gevaarlijke stoffen

Sinds 1985 is een reglement van kracht voor het vervoer van gevaarlijke stoffen met zeeschepen (RVGZ), dat een verdergaande beveiliging beoogt. Dit reglement omvat een aantal internationaal geldende voorschriften voor zeeschepen die gevaarlijke stoffen over de Westerschelde vervoeren. Op grond van de ervaringen met deze regels kan besloten worden tot een aanpassing. Wijziging van dit reglement ligt in handen van het Directoraat voor het Vervoer en heeft internationale aspecten.

Risico's van overslag en bunkeren op stroom

Overslag op stroom is op dit moment toegestaan in de Everingen (nevenvaarwater) en de Put van Terneuzen (langs het hoofdvaarwater); bunkeren op stroom mag alleen in de Everingen. Deze activiteiten brengen risico's met zich mee. Onderzocht zou moeten worden of de risico's voor de waterkwaliteit (morsingen) en de veiligheid (aanvaringen) zodanig zijn dat maatregelen genomen moeten worden om deze risico's te beperken.

5.5.2 Maatregelen in geval van een calamiteit

Wat de bestrijding van de gevolgen van een calamiteit betreft, is onderscheid te maken tussen gevolgen voor de veiligheid (brand, obstakels, e.a.) en gevolgen voor de waterkwaliteit. De eerste categorie effecten wordt meestal bestreden door een particuliere berger, onder contract van de scheepseigenaar. In de huidige wetgeving is de berger hierbij verplicht om aanwijzingen op te volgen van de vaarwegbeheerder en burgemeester (i.c. brandweer). Het bestrijden van de waterverontreiniging is een taak van de waterbeheerder, in dit geval de regionale Directie van Rijkswaterstaat. Deze beschikt daartoe over oliebestrijdingsmaterieel, zoals veegarmen en oil brooms voor kleine verontreinigingen of een eerste bestrijding van grotere. Bij grote verontreinigingen wordt zonodig hulp gevraagd aan andere instanties, zoals de Directie Noordzee met het oliebestrijdingsvaartuig Smal Agt, of worden plaatselijke aannemers en cleaningsbedrijven ingeschakeld.

6 BIOLOGISCHE EFFECTEN VAN CONTAMINANTEN

6.1 Inleiding

Het industrieel en huishoudelijk afvalwater dat op de Westerschelde terecht komt bevat stoffen die het functioneren van organismen op de één of andere wijze beïnvloeden. Veel van deze stoffen zijn al bij lage concentraties toxisch en komen zowel in het water als de bodem voor. Waterdieren onderhouden een intensief contact met de waterfase ten behoeve van hun ademhaling. Vele nemen voedsel op door grote hoeveelheden water te filteren. Ongewervelde bodemdieren, bentische vissen en hogere planten zijn daarnaast in nauw contact met de bodem, die een vestigings- of schuilplaats vormt en tevens voedingsstoffen kan leveren. Naast deze contacten tussen organismen en contaminanten kan biomagnificatie optreden. Hieronder wordt de accumulatie van toxische stoffen in de voedselketen verstaan, wat tot relatief-hoge gehalten in predatoren leidt. In estuaria vormen bodemdieren een belangrijke voedselbron voor vissen en vogels. Aan deze bodemdieren wordt daarom in de volgende paragrafen relatief veel aandacht besteed.

Het gehalte van een toxische stof in een organisme is bij een gegeven belasting van het milieu afhankelijk van de eigenschappen van die stof en de eigenschappen van het organisme. Van een stof zijn de mate van afbreekbaarheid (persistentie), de vorm waarin de stof beschikbaar is (speciatie) en de concentratie in het milieu, van invloed op het uiteindelijke gehalte in het organisme. Tussen diersoorten kunnen grote verschillen bestaan in accumulatie van een toxische stof, door verschillen in opname, uitscheiding, of transformatie van de beschikbare stof. Ook de gevoeligheid voor contaminanten kan variëren. Binnen één soort kunnen verschillen optreden, die samen hangen met het levensstadium en de conditie van de individuen. Onder minder gunstige omstandigheden, bijvoorbeeld tijdens een verlaagd zoutgehalte of een verhoogde temperatuur, is de gevoeligheid voor verontreinigingen groter dan onder gunstige. Deze variatie in responses leidt ertoe dat het inzicht in de reële effecten van microverontreinigingen nog steeds beperkt genoemd moet worden, ondanks het vele onderzoek dat is verricht.

De meest opvallende effecten van contaminanten zijn de acute, letale effecten waarbij organismen sterven. In de praktijk echter, zijn de subletale, vaak chronische effecten belangrijker en verdienen zij daarom meer aandacht. Gesteld kan worden dat het optreden van deze effecten in het algemeen een grotere bedreiging voor het ecosysteem vormt dan het optreden van letale acute. De chronische vergiftiging heeft een sluipende, onzichtbare werking, die op een langere termijn ernstige schadevormen kan aannemen [39]. Voorbeelden hiervan zijn groeistoornissen, vermindering van de voortplanting en aantasting van het afweersysteem waardoor het organisme ontvankelijker wordt voor infecties.

6.2 Effecten van zware metalen

De gevoeligheid van bodemdieren voor zware metalen neemt in het algemeen toe bij dalende zoutgehalten en stijgende temperaturen [40]. Bij het Nonnetje (*Macoma balthica*) is dit verschijnsel onderzocht door Bryant en medewerkers, voor de metalen chroom, arseen, nikkel en zink [14, 15, 16]; figuur 60 geeft een beeld van hun resultaten voor zink.

Niet alle zware metalen zijn even toxisch. McLusky c.s. hebben op basis van een literatuuronderzoek naar de effecten op estuariene ongewervelden de onderstaande volgorde van afnemende toxiciteit vastgesteld [40] :

kwik > cadmium > koper > zink > chroom > nikkel > lood, arseen.

Veel toxicologisch onderzoek is verricht aan de Mossel (*Mytilus edulis*). In mosselen uit een niet-verontreinigd systeem bedraagt het kwikgehalte ongeveer 0,1 mg Hg per kg drooggewicht. Kopergehalten van 5 tot 12 mg Cu per kg drooggewicht zijn normaal. Bij lagere kopergehalten treden deficiëntieverschijnselen op, bij hogere gehalten subletale effecten. Sterfte doet zich voor bij gehalten van 50 à 200 mg Cu per kg drooggewicht.

Wat cadmium betreft is een gehalte van ca. 1 mg Cd per kg drooggewicht normaal. Bij een verhoogde opname in de lichaamscellen blokkeert cadmium eiwitten, waardoor deze niet meer benut kunnen worden voor de instandhouding en groei van het organisme. Het dier blijft achter in de groei en zijn weerstand vermindert. De afwezigheid van schelpdieren in de Rijn is zeer waarschijnlijk veroorzaakt door de hoge cadmiumconcentraties, die tot 1983 in deze rivier optraden. Waarnemingen aan de groei van de Driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) hebben het mogelijk gemaakt om de cadmiumgehalten in deze mosselen te koppelen aan effecten. Remming van de groei treedt op bij gehalten vanaf ongeveer 5 mg Cd per kg asvrij drooggewicht. Mariene mosselen lijken een overeenkomstige gevoeligheid te bezitten.

Het is van belang de concentraties in het milieu te kennen waarbij effecten kunnen optreden. Steur [55] geeft een literatuuroverzicht van metaalgehalten in het water, waarbij 50% van de populatie Strandgapers sterft (LC₅₀-waarden). Overeenkomstig de eerdergenoemde volgorde van afnemende toxiciteit lopen deze gehalten uiteen van 0,004 mg/l voor kwik, via 0,70 mg/l voor cadmium en 3,10 mg/l voor zink, tot 112 mg/l voor nikkel, bij een temperatuur van ± 21 °C, een saliniteit van 20 ‰ en een blootsteldingsduur van 168 uur. De gegevens voor het Nonnetje wijzen op LC₅₀-waarden die in dezelfde orde van grootte liggen. Wel lijkt deze soort relatief minder gevoelig te zijn voor zink.

Subletale effecten, zoals een remming van het graafvermogen en een beschadiging van de sifons, treden bij jonge Nonnetjes op na een blootstelling aan kwik- of zinkconcentraties, die een factor 20 lager zijn dan de bijbehorende LC₅₀-gehalten [23]. Effecten op de larvale ontwikkeling van bodemdieren zijn al bij lage metaalgehalten te constateren. Jonge Brakwaterkrabbetjes (*Rhithropanopeus harrisii*) bijvoorbeeld, ontwikkelen zich na het ei verlaten te hebben in gemiddeld 14,4 dagen tijd tot megalopalarven, bij een saliniteit van 20 ‰ en een watertemperatuur 23,5 °C. Bij een gelijktijdige blootstelling aan lood en zink, waarbij de concentraties van elk onafhankelijk varieerden van 0 tot 50 µg/l, werden ontwikkelingstij-

den van gemiddeld 14-16 dagen waargenomen. De invloed van gehalten hoger dan 50 $\mu\text{g/l}$ werd niet onderzocht [6]. In het brakke deel van de Westerschelde varieert het opgelost-zinkgehalte tussen 0 en 75 $\mu\text{g/l}$ (figuur 15); het loodgehalte ligt op een lager niveau. Het is denkbaar dat de geschetste beïnvloeding van de ontwikkelingstijd effect heeft op de levensvatbaarheid van deze larven.

6.3 Effecten van organische microverontreinigingen

Bepaalde groepen van organische microverontreinigingen vormen een groot milieuprobleem, vanwege een combinatie van toxiciteit, persistentie, biomagnificatie, carcinogene en mutagene werking. Voorbeelden van verbindingen die zich ophopen zijn DDT en afgeleide componenten, PCB's en chloorbenzenen. Andere microverontreinigingen, zoals de PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen), kunnen door de meeste, hogere organismen weliswaar afgebroken worden, maar staan toch op de zwarte lijst door hun kankerverwekkende eigenschappen.

Organische microverontreinigingen kunnen al bij zeer lage concentraties in het oppervlaktewater ziekten veroorzaken bij koud- en warmbloedige dieren. Vaak zijn deze effecten carcinogeen van aard. Bij vissen leiden zij tot de ontwikkeling van vinrot en tumoren. Vaak ook zijn deze verbindingen direct of indirect bedreigend voor de voortplanting. Het vermoeden bestaat dat contaminatie met PCB's bij vogels en zeehonden de drang tot het ouderschap doet afnemen. DDE kan leiden tot dunnere eierschalen waardoor de kans op breuk toeneemt en het broedsucces af. Door ophoping in de vetweefsels kunnen organische microverontreinigingen sterfte veroorzaken zodra het dier moet interen op zijn reserves. In de eerste helft van de jaren zestig waren de zogenaamde "drins"-pesticiden verantwoordelijk voor de sterfte onder Eidereenden tijdens de broedperiode [57]. Nadat de belasting van de Waddenzee met deze pesticiden was verminderd nam het aantal eidereenden weer toe.

De verontreiniging met PCB's levert een bekend voorbeeld van de sluipende effecten van cumulatie in eindpredatoren. Al 25 jaar zijn de PCB-gehalten in het milieu en in organismen dermate hoog dat zoogdieren en visetende vogels ernstig bedreigd worden in hun voortplanting. In de westelijke Waddenzee is de reproductie van de Zeehond duidelijk verstoord [44], terwijl de Grote stern zich waarschijnlijk alleen nog in de Waddenzee kan handhaven dankzij het feit dat het dier voedsel zoekt in de Noordzee, op ruim 20 km buiten de eilanden.

Een andere groep van organische microverontreinigingen die in Nederland duidelijke effecten veroorzaakt, zijn de organotinverbindingen. Eén van deze verbindingen, het tributyltin (TBT), wordt toegepast als aangroeiwerend middel in scheepsserven. Rond jachthavens worden organotingehalten van 0,1 à 0,2 $\mu\text{g Sn/l}$ gevonden, terwijl TBT al bij concentraties vanaf 0,1 $\mu\text{g/l}$ acuut toxisch is voor oester- en mossellarven. Vanaf 0,05 $\mu\text{g/l}$ treden afwijkingen op in de schelpgroei van Japanse oesters, terwijl een abnormale ontwikkeling van de mannelijke geslachtskenmerken bij de Purperslak al is waargenomen bij concentraties vanaf 0,001 $\mu\text{g/l}$. Ook de sterke achteruitgang van de diatomee *Skeletonema costatum* voor de kust van Plymouth

sinds 1980, wordt in verband gebracht met de gevoeligheid van dit organisme voor TBT [10]. De milieuschade van TBT blijkt zo groot dat in Frankrijk, Engeland, Japan en Amerika al maatregelen zijn genomen die het gebruik moeten beperken.

Over de effecten van combinaties van organische microverontreinigingen is weinig bekend. Het effectonderzoek in laboratoria is doorgaans gericht op afzonderlijke stoffen, of op groepen van verbindingen met identieke eigenschappen. In de kustwateren en rivieren zijn het cocktails van stoffen die effecten teweegbrengen. Naar verwachting zijn deze effecten anders dan die van de stoffen apart [12].

6.4 Effecten van olieverontreiniging

6.4.1 Effecten van olie op vegetatie en bodemdieren

De aantasting van de intergetijdenflora door afzetting van olie is sterk afhankelijk van de hoeveelheid olie en de vorm waarin deze contact maakt met de planten. Bij alle olierampen waarvan de effecten in het veld zijn onderzocht werd achteruitgang of sterfte geconstateerd van enige tot meerdere soorten macrowieren, ééncellige algen en zeegrassen. Sommige soorten bleken onder bepaalde omstandigheden opvallend resistent.

Bij acute effecten op bodemdieren zijn afhankelijk van de oliesoort, de diersoort en het ontwikkelingsstadium van het organisme [26, 43].

De gevoeligheid van larven van deze diergroep kan een factor 10 tot 1000 hoger zijn dan van de volwassen stadia, zoals kan worden afgeleid uit tabel 25. Deze tabel presenteert de resultaten van een groot aantal laboratoriumonderzoeken, waarbij getracht werd de letale concentratie van een aantal oliesoorten te bepalen op basis van het gehalte aan oplosbare, aromatische koolwaterstoffen.

Olie die wordt afgezet in intergetijdengebieden zal een relatief langdurige invloed kunnen uitoefenen. Daarom moet tevens rekening gehouden worden met een geleidelijke sterfte van bodemdieren, door een fysische beperking van zowel de zuurstof-, als de voedselopname. Deze geleidelijke effecten worden versterkt door het optreden van subletale effecten als gevolg van de toxiciteit van olie. Subletale effecten treden al op bij olieconcentraties die een factor 10 tot 1000 lager zijn dan de gepresenteerde, letale gehalten. Concentraties van 0,01-1 ppm olie bijvoorbeeld, kunnen bij mollusken de voedselopname vertragen en de respiratie verhogen.

Na grote olierampen kan er plaatselijk grote sterfte onder de bodemdieren optreden, zowel boven als onder de laagwaterlijn. Gebleken is dat het herstel van de bodemfauna vijf tot tien jaar kan duren. Ook bij het opruimen van olieverontreiniging ondervindt deze fauna negatieve effecten. Bij het "schoonvegen" van een plaat, of het gebruik van oliedispergenten worden bodemdieren gedood. De negatieve effecten van de olielaag op bodemdieren worden eerder versterkt dan verminderd door de toepassing van dispergentia.

TABEL 25 *Schatting van de letale concentratie van enkele oliesoorten op basis van SAD-gehalten¹⁾, voor larvale en adulte bodemdieren bij een expositieduur van enkele uren.*

Organisme	Letale SAD- concentratie ppm	Geschatte concentratie van oliesoorten die letale gehalten van SAD oplevert ppm			
	SAD	Stookolie	Ruwe olie	Kerosine	Residu
Larven algemeen	0,1-1,0	0,5-5	10 ² -10 ³	1-10	≥10
Slakken	10-100	50-500	10 ⁴ -10 ⁵	10 ² -10 ³	≥10 ³
Tweekleppigen	5-50	25-500	10 ⁴ -10 ⁵	50-500	≥300
Benthische kreeftachtigen	1-10	5-50	10 ³ -10 ⁴	10-100	≥10 ²
Andere benthische organismen (o.a. borstelwormen)	1-10	5-50	10 ³ -10 ⁴	10-100	≥10 ²

1) SAD = soluble aromatic hydrocarbon derivatives, waaronder mono- en bicyclische aromaten en nafteen-aromaten.

Stookolie (nr 2) bevat 1-30% SAD, ruwe olie 0,1-10%, kerosine 1-20% en residu 0-1%.

Bron: [26].

6.4.2 Effecten van olie op vogels

Vogels zijn in het algemeen de meest opvallende slachtoffers van olieverontreiniging. Zolang deze drijfslagen veroorzaakt op het wateroppervlak raakt het verenkleed van duikende of zwemmende vogels besmeurd met olie. Bij watervogels is dit verenkleed waterafstotend, maar olie dringt de verenstructuur binnen. De veren kleven aan elkaar en de isolerende luchtruimten tussen de veren worden verdrongen door olie en water. De vogels zelf versnellen dit proces wanneer zij zich trachten schoon te poetsen. De gevolgen zijn warmteverlies, inwendige vervuiling en verlies van drijf- en vliegvermogen. Veelal sterven de vogels aan longontsteking. Een kleine olievlek van 2 à 3 cm doorsnede op de borst van een vogel, kan in koude omstandigheden al tot de dood van het dier leiden.

Daarnaast kunnen de fourageergebieden van diverse vogelsoorten met olie besmeurd raken waardoor het voedselaanbod beperkt wordt en fourageergebieden geheel of gedeeltelijk voor kortere of langere tijd verloren gaan.

Het aantal slachtoffers is sterk afhankelijk van de plaats waar de olie na een ongeval terecht komt en het jaargetijde waarin een ongeval plaatsvindt.

6.5 Effecten van radioactieve stoffen

Als gevolg van radioactieve straling kunnen weefselcellen afsterven, of in hun normale functioneren veranderen. Een zeer hoge dosis radioactieve straling kan de dood tot gevolg hebben of een ziekte veroorzaken die tot een vroegtijdige dood leidt. Dergelijke doses kunnen alleen verwacht worden bij nucleaire oorlogshandelingen, rampen met kerncentrales of militair materieel en, lokaal, bij ongelukken met geneeskundige of wetenschappelijke bronnen van radioactiviteit.

Wat de dosis-effectrelatie voor een radioactieve-stralingssoort in het lage dosesgebied betreft, is een lineaire responscurve aanvaard. Dit betekent dat elke verhoging van het stralingsniveau theoretisch gepaard gaat met een toename van de kans op veranderingen in celmateriaal, met mogelijke subacute, letale effecten. Vanwege de statistische implicaties is de wetenschappelijke vaststelling van het additionele effect om technische redenen moeilijk te realiseren, vooral bij organismen met een korte levensduur.

6.6 Gehalten van contaminanten in bodemdieren uit de Westerschelde

In de zomer van 1987 zijn bodemdieren uit de Westerschelde onderzocht op microverontreinigingen om een beeld te krijgen van de ruimtelijke verdeling van toxicanten in de biota. De dieren zijn verzameld in de intergetijdzone van het brakke gebied (Bath-Hansweert), het overgangsgebied (Hansweert-Terneuzen) en het mariene gebied (Terneuzen-Vlissingen).

Hieronder worden de resultaten per onderzochte verbinding gepresenteerd.

De gehalten van zware metalen refereren aan het asvrij drooggewicht (ADW), terwijl de organische microverontreinigingen gerelateerd zijn aan het vetgehalte; deze stoffen hopen zich hoofdzakelijk op in het vetweefsel.

6.6.1 PCB's

Figuur 61 toont de concentraties van de diverse PCB-congeneren in de onderzochte bodemdieren uit het overgangsgebied in de omgeving van de Molenplaat. Tevens is het PCB-gehalte van het zwevend stof aangegeven. Vergeleken met deze zwevend-stofgehalten zijn de concentraties van de congeneren 28, 31, 44 en 49 in de bodemdieren duidelijk lager. Vermoedelijk is dit het gevolg van biotransformatie. Kwantitatief het meest belangrijk in deze dieren zijn de congeneren 101, 118, 138, 153 en 180; deze zijn niet transformeerbaar. Tabel 26 vermeldt de gehalten van de PCB-138 en PCB-153. De Slijkgarnaal vertoont van beide verbindingen de hoogste gehalten. De verschillen tussen de overige diersoorten zijn klein.

Om een indruk te krijgen van de ruimtelijke variatie van beide PCB's in bodemdieren zijn de gehalten in de figuren 62 en 63 uitgezet tegen het chloridegehalte, gemiddeld over de periode januari-augustus 1987, ter hoogte van het monsterpunt. Bij Zeeduizendpoot, Wadpier, Garnaal en Mossel blijkt sprake te zijn van een afname van het PCB-gehalte in westelijke richting. Bij Slijkgarnaal en Nonnetje kan met de beschikbare gegevens geen gradiënt worden aangetoond.

TABEL 26 Gehalten van PCB-138 en PCB-153 in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.

Diersoort	Gehalte in mg/kg vet per gebiedsdeel		
	brakke gebied	overgangsgebied	mariene gebied
PCB-138			
Mossel		1,69 - 2,43	1,15 - 1,37
Nonnetje	2,36	1,38	1,59 - 1,70
Zeeduizendpoot	1,83 - 3,39	1,62	0,88 - 1,20
Wadpier	2,64 - 2,74	2,57	0,86 - 1,24
Garnaal	3,52	1,76	0,54
Slijkgarnaal	4,47 - 4,66	4,25	
PCB-153			
Mossel		1,21 - 1,68	0,72 - 0,86
Nonnetje	1,84	1,02	1,13 - 1,18
Zeeduizendpoot	1,11 - 1,97	1,03	0,53 - 0,76
Wadpier	1,70 - 2,02	1,41	0,44 - 0,69
Garnaal	2,96	1,57	0,68
Slijkgarnaal	3,21 - 3,58	3,00	

6.6.2 PAK's

In totaal zijn 15 polycyclische aromatische koolwaterstoffen geanalyseerd. De kwantitatief belangrijkste PAK's in bodemdieren zijn fluorantheen, phenanthreen en pyreen, terwijl benz(a)anthracen, benzo(a)pyreen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen en benzo(ghi)peryleen belangrijk zijn in verband met hun aangetoonde carcinogene en mutagene werking. Vergeleken met deze bodemdieren bevat het zwevend stof meer phenantheen, benzo(a)pyreen en indeno(1,2,3-cd)pyreen.

De procentuele verdeling van de diverse PAK's verschilt sterk per diersoort. Zo is in de Garnaal veel fluoreen aanwezig en bevat de Wadpier relatief veel pyreen, benz(e)pyreen en benzo(b)fluorantheen. Tabel 27 geeft de gehalten van fluorantheen en benz(a)anthracen in bodemdieren uit de drie onderzochte gebieden. Van oost naar west vertonen deze gehalten geen sterk verloop; de variatie is in het algemeen gering. De concentraties in Zeeduizendpoot en Garnaal zijn op alle stations relatief laag.

TABEL 27 Gehalten van twee polyaromatische koolwaterstoffen in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.

Diersoort	Gehalte in mg/kg vet per gebiedsdeel		
	brakke gebied	overgangsgebied	mariene gebied
Fluorantheen			
Mossel		1,10 - 1,26	1,47 - 1,58
Nonnetje	2,65	2,00	1,98 - 2,28
Zeeduizendpoot	0,73 - 0,74	0,91	0,83 - 0,91
Wadpier	2,21 - 2,60	2,69	2,20 - 2,97
Garnaal	0,54	0,53	0,34
Slijkgarnaal	1,27 - 1,44	1,81	
Benz(a)anthraceen			
Mossel		0,36 - 0,56	0,36 - 0,39
Nonnetje	1,08	0,75	0,79 - 0,91
Zeeduizendpoot	0,09 - 0,12	0,13	0,05 - 0,08
Wadpier	0,54 - 0,57	0,49	0,20 - 0,45
Garnaal	0,15	0,00	0,09
Slijkgarnaal	0,55 - 0,70	0,73	

TABEL 28 Gehalte van cadmium in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.

Diersoort	Gehalte in mg/kg asvrijdrooggewicht per gebiedsdeel		
	brakke gebied	overgangsgebied	mariene gebied
Mossel		2,72 - 4,74	0,74 - 1,60
Nonnetje	1,09	0,52	0,26 - 0,41
Zeeduizendpoot	0,57 - 0,65	0,81	0,15 - 0,40
Wadpier	5,03 - 9,60	10,03	1,22 - 1,29
Garnaal	1,00	1,16	0,28
Slijkgarnaal	0,82 - 1,17	1,54	

6.6.3 Cadmium

Tabel 28 geeft de cadmiumgehalten in bodemdieren uit de drie onderzochte gebieden. De hoogste concentraties, van 5-10 mg Cd/kg ADW, zijn aangetroffen in Wadpieren afkomstig uit het brakke en het overgangsgebied.

Het gehalte in Mossels uit het overgangsgebied ligt net beneden de waarde van 5 mg Cd/kg ADW, waarboven groeiremming verwacht mag worden (zie paragraaf 6.2). Bij de overige organismen variëren de gehalten tussen 0,2 en 1,5 mg Cd/kg ADW. Het cadmiumgehalte in bodemdieren neemt af in westelijke richting, behalve bij Slijkgarnaal en Zeeduizendpoot. De gehalten in Zeeduizendpoot en Wadpier zijn in het overgangsgebied verhoogd, vermoedelijk als gevolg van de lozing van huishoudelijk afvalwater ter hoogte van de Kapelle Bank.

6.6.4 Koper

De hoogste gehalten, 75-164 mg Cu/kg ADW, zijn gevonden bij Garnalen en Slijkgarnalen uit het brakke gebied en het overgangsgebied. Ter hoogte van de Hooge Platen is de concentratie in Garnaal gedaald tot 62 mg Cu/kg ADW. De gehalten in Nonnetje, Mossel, Zeeduizendpoot en Wadpier lopen uiteen van 10-40 mg Cu/kg ADW en vertonen geen oost-westgradiënt. Zeeduizendpooten van de Slikken van Hoofdplaat vertonen een opvallend hoge koperconcentratie.

6.6.5 Kwik

De kwikgehalten variëren van de detectiegrens (0,05) tot 0,44 mg Hg/kg ADW, met een enkele hogere waarde, 0,82 mg Hg/kg ADW, in Slijkgarnalen op het monsterpunt Schaar van de Noord. In het algemeen zijn de gehalten in Slijkgarnaal ongeveer drie maal hoger dan in de overige soorten. In Zeeduizendpoot is te Vlissingen een relatief hoog gehalte aangetroffen. Bij deze soort en bij het Nonnetje is er sprake van enige toename van de kwikgehalten in westelijke richting. Bij de overige bodemdiersoorten is op basis van de beperkte dataset geen gradiënt aantoonbaar.

6.6.6 Samenvatting van de ruimtelijke variaties

In een aantal gevallen nemen de gehalten van microverontreinigingen in bodemdieren toe in oostelijke richting. Dit geldt voor :

- het cadmiumgehalte in Wadpier, Mossel en Nonnetje;
- het kopergehalte in Garnaal;
- het zinkgehalte in Mossel;
- het PCB-gehalte in Zeeduizendpoot, Wadpier, Garnaal en Mossel.

In twee gevallen lijkt sprake te zijn van een toename in westelijke richting, namelijk bij het kwikgehalte in Zeeduizendpoot en Nonnetje.

Wat de gehalten aan PAK's betreft kan bij géén van de onderzochte organismen een ruimtelijke gradiënt worden aangetoond. Dit weerspiegelt het diffuse karakter van de belasting met deze categorie microverontreinigingen.

6.6.7 Trends in gehalten van contaminanten in de Mossel

Conform de verdragen van Oslo en Parijs hebben de betrokken landen een gezamenlijk programma opgesteld om de verspreiding van verontreinigende stoffen in water, bodem en organismen van de Noordzee en aanliggende estuaria te registreren. In het kader van dit Joint Monitoring Programme (JMP) zijn vanaf 1979 mosselen uit de Westerschelde onderzocht op contaminanten. De dieren worden op drie punten in het estuarium bemonsterd: ter hoogte van Vlissingen (meetpunt Vlissingen), in de Pas van Terneuzen (meetpunt Terneuzen) en in het Zuidergat (meetpunt Hansweert). Nagegaan is of de verzamelde gegevens een verandering in de tijd laten zien, die overeenkomt met de trends in de waterkwaliteit die zijn vastgesteld op het grenspunt Schaar van Ouden Doel (zie hoofdstuk 4).

HCB (hexachloorbenzeen)

Over de hele periode 1979-1987 ligt het HCB-gehalte in de Mossel op een laag niveau van maximaal 0,001 mg/kg natgewicht. Het gehalte in het water te Schaar van Ouden Doel is overeenkomstig laag.

PCB's

Het som-7 PCB-gehalte in mosselen (de som van de congenen 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180) is weergegeven in figuur 64. Op het meetpunt Terneuzen, het punt waarvoor de tijdreeks het meest compleet is, vertoont het PCB-gehalte op drooggewichtbasis geen trend in de tijd, maar varieert het tussen 0,30-0,65 mg/kg drooggewicht. De jaarlijkse fluctuaties zijn gedeeltelijk te verklaren uit de verschillen in vetpercentages. Deze invloed kan alleen worden aangegeven voor de jaren na 1983, omdat sindsdien de juiste vetanalyses zijn uitgevoerd. Zo toont tabel 29 dat het som-7 PCB-gehalte op basis van drooggewicht tussen 1985 en 1986 gehalveerd is, maar gelijk is gebleven wanneer het gerelateerd wordt aan het vetgehalte. Ook het PCB-gehalte in het water te Schaar van Ouden Doel is in de afgelopen jaren niet veranderd.

TABEL 29 *PCB-gehalten in mosselen uit de omgeving van Terneuzen in de periode 1985-1987, berekend op basis van drooggewicht en vetgehalte.*

Jaar	som-7 PCB-gehalte		PCB-153-gehalte
	mg/kg drooggew.	mg/kg vet	mg/kg vet
1985	0,65	7,47	2,57
1986	0,31	7,42	2,53
1987	0,54	6,00	2,07

PAK's

Figuur 65 toont het PAK-gehalte in mosselen op drooggewicht basis; weergegeven is de somconcentratie van de zes van Borneff (fluorantheen, benz(b)fluorantheen, benz(k)fluorantheen, benz(a)pyreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen en benz(ghi)peryleen). Dit somgehalte varieert tussen 0,4-1,4 mg/kg drooggewicht. Van de zes van Borneff levert fluorantheen de grootste bijdrage, ongeveer 50%.

Omdat de beschikbare gegevens beperkt zijn kan alleen het tijdsverloop in de laatste drie jaar worden aangegeven. In de periode 1985-1987 is op het meetpunt Terneuzen het PAK-gehalte op vetbasis aanzienlijk gedaald, zoals tabel 30 laat zien. Deze daling is vooral het gevolg van een afname van het fluorantheengehalte.

TABEL 30 *Het PAK-gehalte (zes van Borneff) in mosselen bij Terneuzen, in de periode 1985-1987.*

Jaar	PAK-gehalte in mg/kg vet
1985	16,3
1986	8,8
1987	6,1

Cadmium

In de periode 1980-1987 daalt het cadmiumgehalte in mosselen op alle monsterpunten (zie figuur 66). Mosselen uit de omgeving van Terneuzen bevatten in 1987 nog ongeveer 2 mg Cd/kg drooggewicht. Ook in het water bij Schaar van Ouden Doel daalt de concentratie totaal-cadmium in dit tijdvak (overigens moeten de concentraties die in 1979 op de meetpunten Hansweert en Terneuzen werden bepaald als onwaarschijnlijk laag beoordeeld worden, gezien de hoogte van de cadmiumgehalten in het water in dat jaar).

Hoewel de mosselen in de Westerschelde niet voor menselijke consumptie worden gebruikt, is het interessant om de waargenomen cadmiumgehalten te toetsen aan de betreffende kwaliteitsnorm voor consumptie van schelpdieren. Vanaf 1985 voldoen de mosselen bij Terneuzen aan deze norm, die is gesteld op 1 mg Cd/kg natvleesgewicht (ongeveer 5 mg Cd/kg ADW).

Chroom

Op de meetpunten Terneuzen en Vlissingen fluctueert het chroomgehalte in mosselen van jaar tot jaar (zie figuur 67). Te Hansweert variëren de gehalten minder sterk, tussen 2,5 en 5,5 mg Cr/kg drooggewicht. Het totaal-chroomgehalte in het oppervlaktewater heeft zich in de periode 1979-1987 niet gewijzigd; de concentratie opgelost chroom vertoont over een langere periode een duidelijke afname.

Koper

Na een aanzienlijke daling tussen 1980 en 1982 neemt het kopergehalte in mosselen toe tot een niveau van ongeveer 10 mg/kg drooggewicht in 1987, op het meetpunt Terneuzen (zie figuur 68). Ook het totaal-kopergehalte in het water te Schaar van Ouden Doel stijgt in de periode 1982-1984.

Lood

Figuur 69 toont het verloop van de loodgehalten in mosselen vanaf 1979. Op het meetpunt Terneuzen is in de jaren 1980-1982 een snelle afname geconstateerd van dit gehalte, tot een gelijkmatig niveau van 2 à 3 mg Pb/kg drooggewicht. Uit het verloop op de meetpunten Vlissingen en Hansweert kan geen duidelijke trend worden afgeleid. Opvallend zijn de hoge gehalten bij Vlissingen in 1983 en bij Hansweert in 1984. Deze zijn niet weerspiegeld in de waterkwaliteitsgegevens van beide locaties. Behalve in de jaren 1980 en 1984, voldoen deze mosselen aan de kwaliteitsnorm voor schelpdieren (10 mg Pb/kg ADW).

Kwik

Het kwikgehalte in de Mossel is tussen 1980 en 1987 op alledrie de meetpunten geleidelijk gedaald (zie figuur 70). In 1987 bedraagt de concentratie bij Terneuzen 0,17 mg/kg drooggewicht. De afname van het kwikgehalte in de mosselen van Hansweert stemt overeen met de significante afname van het totaal-kwikgehalte tussen 1975 en 1985, in het oppervlaktewater te Schaar van Ouden Doel.

Zink

De variaties in het zinkgehalte van mosselen zijn van jaar tot jaar groot (zie figuur 71). Bij Hansweert correspondeert het verloop niet met dat van de zinkconcentratie in het water te Schaar van Ouden Doel.

Resumé

Vooraf het PCB- en het cadmiumgehalte in mosselen uit de Westerschelde zijn hoog. Beide gehalten worden voornamelijk bepaald door de Scheldebelasting. Wat PCB betreft is er in de loop van de tachtiger jaren geen verbetering opgetreden in de kwaliteit van het Scheldewater. Wel is het cadmiumgehalte in het Scheldewater gedaald, wat tot lagere concentraties in mosselen heeft geleid.

6.6.8 Vergelijking met andere Nederlandse kustwateren

Op basis van gegevens van het Joint Monitoring Programme is een vergelijking gemaakt tussen de gehalten in mosselen uit de omgeving van Terneuzen

in de jaren 1986 en 1987 en mosselen uit de Oosterscheldemonding in de jaren 1985 en 1986.

Zowel het cadmium- als het PCB-gehalte is bij mosselen uit de Westerschelde aanmerkelijk hoger dan bij soortgenoten uit de Oosterschelde; het PCB-gehalte is drie maal en het cadmiumgehalte zelfs zeven maal hoger. Beide mosselpopulaties vertonen geen verschillen in de gehalten van chroom, koper, zink, lood en PAK's.

In het overgangsgebied van de Westerschelde zijn ook bij Nonnetjes de PCB(-153)-gehalten verhoogd; de concentraties zijn drie à vijf maal hoger dan bij Nonnetjes uit de Waddenzee. De PCB-gehalten in Wadpieren zijn twee à drie maal hoger dan bij soortgenoten uit de Oosterschelde, maar vergelijkbaar met de PCB-gehalten in wadpieren uit de Grevelingen.

In het mariene deel van de Westerschelde ligt het PCB-gehalte in mosselen en wadpieren op een vergelijkbaar niveau als in de Oosterschelde; dit niveau ligt lager dan de concentraties in soortgenoten uit het Grevelingenmeer. Daarentegen is het PCB-gehalte in Zeeduizendpoten in de gehele Westerschelde een factor 1,5 hoger dan in het Grevelingenmeer en de Waddenzee.

Het kopergehalte in Wadpieren is in de Westerschelde ongeveer even hoog als in de Waddenzee.

6.7 De relatie met de waterkwaliteit : concentratiefactoren

Op dit moment ontbreken modellen die een goede beschrijving geven van de relatie tussen het externe gehalte van contaminanten in het water en het interne gehalte in het organisme. Een goede beschrijving is van belang voor de interpretatie van waterkwaliteitsscenario's in termen van effecten op de gehalten van microverontreinigingen in de biota. Om toch enige greep te krijgen op deze materie is een vergelijking gemaakt van de gehalten in de verschillende compartimenten: water, seston en biota. Deze vergelijking is uitgevoerd voor het brakke, het overgangs- en het mariene gebied van de Westerschelde, voor de stoffen PCB-138, PCB-153, benz(a)-anthraceen, fluorantheen, cadmium en koper. De gehalten van de organische microverontreinigingen zijn betrokken op het organische seston en het asvrijdrooggewicht van de bodemdieren; die van de metalen op het totale seston en het drooggewicht van de dieren.

6.7.1 Concentratiefactoren seston/water

Van de onderzochte organische microverontreinigingen zijn de concentraties in het organische seston een factor 10^6 hoger dan die in het water. Voor cadmium en koper ligt de factor seston/water in de orde 10^4 .

6.7.2 Concentratiefactoren bodemdieren/seston

Verondersteld wordt dat de gehalten in bodemdieren voornamelijk bepaald worden door de concentraties van de opgeloste fracties in het omringende water. De concentraties in het water zijn vele malen lager dan in het

seston. Het is dan ook interessant om de gehalten in het seston te vergelijken met de concentraties in bodemdieren.

Voor enkele PCB's, PAK's en zware metalen zijn concentratiefactoren bodemdieren/seston berekend.

PCB's

De gemiddelde concentratiefactor tussen het PCB-138-gehalte in de zes onderzochte bodemdieren en het organische seston bedraagt $0,8 \pm 0,4$ ($n = 24$). De factor is relatief laag bij de Garmaal (0,1) en hoog bij de Wadpier (1,0 tot 1,4). De gemiddelde concentratiefactor voor PCB-153 is $0,9 \pm 0,5$ ($n = 24$). Evenals bij PCB-138 is de factor relatief laag bij de Garmaal (0,1 tot 0,2) en hoog bij de Wadpier (1,2 tot 2,2).

PAK's

Voor fluorantheen is de gemiddelde concentratiefactor $0,11 \pm 0,08$ ($n = 24$) en wederom vertoont de Garmaal de laagste (0,003 tot 0,01) en de Wadpier de hoogste factoren (0,21 tot 0,28). Voor benz(a)anthraceen is een gemiddelde concentratiefactor van $0,01 \pm 0,01$ ($n = 24$) gevonden. De verbinding is niet gedetecteerd in Garnalen, terwijl de hoogste concentratiefactor gevonden werd bij de Wadpier en het Nonnetje (0,03).

Zware metalen

Voor cadmium variëren de concentratiefactoren van 0,1 bij de Zeeduizendpoot uit het brakke gebied, tot 3,5 bij Wadpiëren en Mossels uit het overgangsgebied. Voor koper bedraagt de gemiddelde concentratiefactor $0,9 \pm 0,7$ ($n = 24$). Bij beide kreeftachtigen, Garmaal en Slijkgarnaal, is de factor ongeveer vier keer groter dan bij de andere bodemdieren. De hoge koperniveaus in deze dieren hangen samen met de aanwezigheid van hemocyanine, een koperbevattende eiwitverbinding in het bloedplasma.

6.7.3 Concentratiefactoren Visdiefje/Garnaal

Gegevens over microverontreinigingen in vogels uit het Westerscheldegebied zijn zeer schaars. Van Visdiefjes (*Sterna hirundo*) uit Saeftinge is iets bekend. Bij het onderzoek bleek de maaginhoud van deze vogels hoofdzakelijk uit garnalen te bestaan, zodat een vergelijking gemaakt kan worden tussen de gehalten in beide diersoorten om een indruk te krijgen van concentratiefactoren. Tabel 31 geeft een schatting van de concentratiefactoren van enkele anorganische en organische microverontreinigingen, waarbij het gehalte van de laatste categorie verbindingen op vetbasis berekend is.

Zowel kwik als de beide PCB's accumuleren in het vogellichaam. De gehalten van de twee PAK's zijn in het Visdiefje lager dan in de Garmaal. Het Visdiefje bezit voor deze verbindingen een hoger biotransformatievermogen dan de Garmaal. Bij koper en cadmium is sprake van biominificatie.

TABEL 31 *Schatting van de concentratiefactor Visdiefje/Garnaal, voor enkele contaminanten.*

Microverontreiniging	Visdiefje/Garnaal
PCB-138	4
PCB-153	5
Fluorantheen	0,1
Benz(a)anthraceen	0,1
Cadmium	0,4
Koper	0,1
Kwik	2,6

6.8 Beoordeling van de verontreiniging van de Westerschelde

6.8.1 Effecten van zware metalen

Voor zover bekend treden in de Westerschelde geen acute, letale effecten op als gevolg van de belasting met zware metalen. De gehalten in de Westerschelde liggen beneden de LC_{50} -waarden, waarbij moet worden opgemerkt dat deze natuurlijk bepaald zijn bij een blootstelling aan afzonderlijke contaminanten. Wel is sprake van subletale effecten door cadmium. Voor de relatie tussen cadmium en mosselen is een schaal van zogenaamde effect-indicatieve gehalten vastgesteld, die begint bij de natuurlijke concentratie en doorloopt tot het gehalte waarbij mosselen volledig uit het systeem verdwijnen [39]. In figuur 72 is een vergelijking gemaakt tussen de cadmiumgehalten in mosselen uit Nederlandse kustwateren en deze effect-indicatieve waarden. Hieruit blijkt dat het laagste effectniveau alleen nog benaderd wordt in het oostelijke, brakke deel van de Westerschelde. De weergegeven cadmiumgehalten zijn gebaseerd op waarnemingen uit de periode 1980-1985. De situatie is in de afgelopen twee jaar verder verbeterd zodat de gehalten in mosselen in 1987 beneden het laagste effectniveau liggen. Aangezien in de brakke zone van de Westerschelde geen mosselen aanwezig zijn door het lage zoutgehalte, is voor dit gebied geen beoordeling te geven. Omdat de cadmiumconcentratie toeneemt in oostelijke richting zijn nadelige effecten op bodemdieren aannemelijk.

De andere zware metalen leiden op dit moment vermoedelijk niet tot subletale effecten. Een beïnvloeding van de larvale ontwikkeling van bodemdieren is voorstelbaar, maar het effect hiervan is moeilijk te beoordelen (zie paragraaf 6.2).

Wat de hogere organismen betreft geven Barrett en medewerkers een overzicht van de toxiciteit van kwik op zeevogels [4]. Hieruit blijkt dat geen toxische effecten te verwachten zijn wanneer het kwikgehalte in eieren lager is dan 1 à 2 $\mu\text{g Hg/g}$ natgewicht. In 1987 zijn zes eieren van Visdiefjes uit Saeflinge onderzocht op kwik. Het kwikgehalte bedroeg $0,32 \pm 0,12 \mu\text{g/g}$ natgewicht en ligt dus beneden de genoemde grenswaarde.

Vermoedelijk zijn de milieu-effecten van de zware-metalenbelasting in de Westerschelde in het algemeen verzwakt als gevolg van de eutrofiëring. Zware metalen worden sterk gebonden door sulfiden in de bodem. Daarnaast adsorberen ze aan algen en complexeren ze met organische verbindingen. Deze processen verlagen de beschikbaarheid c.q. de werkelijk opgeloste concentraties. Hierdoor kunnen in eutrofe systemen de gehalten in organismen relatief laag zijn. In de schorreplanten van het oostelijk deel van de Westerschelde zijn de gehalten van zware metalen echter dermate hoog, dat de consumptie van eetbare soorten sterk ontraden wordt [5]. Schorreplanten en dieren die in de bodem graven brengen zuurstof in het sediment en zouden daarmee de beschikbaarheid van zware metalen kunnen verhogen. Mogelijk is dit één van de oorzaken van het relatief-hoge cadmiumgehalte in wadpieren (zie tabel 28).

6.8.2 Effecten van organische microverontreinigingen

De verontreiniging van de Westerschelde leidt bij een aantal diergroepen tot waarneembare effecten op het vóórkomen in het estuarium. In enkele gevallen zijn deze effecten geheel of gedeeltelijk terug te voeren op de belasting aan organische microverontreinigingen. Voor het optreden van subletale effecten op de conditie van dieren, als gevolg van deze stoffen, bestaan alleen aanwijzingen.

Bodemdieren

De afwezigheid van volwassen tweekleppigen in het oostelijk deel van de Westerschelde en de algehele soortenarmoede onder de bodemfauna ter plaatse, zijn mede het gevolg van deze vorm van verontreiniging, in combinatie met de lage zuurstofconcentraties nabij de bodem, de instabiliteit van de bodem door bagger- en stortactiviteiten en de grote morfologische dynamiek (zie deelrapport 4). In het westelijk deel, langs de kust van Walcheren, worden geen Purperslakken meer aangetroffen. Dit is zeer waarschijnlijk het gevolg van tributyltin [39].

Vissen

Huidzweren (ulcera) komen met een relatief-hoge frequentie voor bij platvis uit het oostelijk deel van de Westerschelde. De ontwikkeling van deze infecties wordt gestimuleerd door factoren die de weerstand van de vissen verlagen [39]. PAK's zijn vermoedelijk de oorzaak van de hoge percentages levertumoren bij platvissen uit de Nederlandse kustwateren.

Vogels

Barrett en medewerkers geven een overzicht van de toxische effecten van HCB en PCB bij zeevogels [4]. Bij een HCB-gehalte van 0,31 µg/g natgewicht in eieren van de Zilvermeeuw werd geen sterfte van embryo's of kuikens geconstateerd.

In 1987 zijn zes eieren van het Visdiefje van het Land van Saeftinge onderzocht op HCB. Het HCB-gehalte bedroeg $0,03 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ natgewicht en ligt dus ruim beneden het bovengenoemde niveau. Subletale effecten van dergelijke gehalten zijn niet bekend.

Wat PCB's betreft bestaat er geen éénduidigheid omtrent het niveau waarbij geen effecten meer optreden. Bovendien wordt een vergelijking met gegevens uit het Westerscheldegebied bemoeilijkt door verschillen in de analysemethode voor PCB's.

Eindpredatoren

Door het uitvoeren van voedselexperimenten hebben Marquenie en Simmers [38] kritische niveau's van PCB-gehalten in mosselen kunnen afleiden die indicatief zijn voor een potentiële vermindering van de reproductie van eindpredatoren. Bij PCB-153-gehalten in mosselen beneden $0,015$ en $0,040 \mu\text{g/g}$ asvrijdrooggewicht (ADW) zijn geen effecten te verwachten op de voortplanting van respectievelijk, Gewone zeehond en Kuifeend. Gehalten van $0,07$ en $0,55 \mu\text{g/g}$ ADW reduceren de reproductie van deze predatoren met 50%.

Hoe verhouden deze effect-indicatieve gehalten zich met die in de Westerschelde? Bij Hansweert bedroegen de PCB-153-concentraties in mosselen medio 1987, $0,109$ - $0,118 \mu\text{g/g}$ ADW. Het PCB-gehalte in bodemdieren neemt toe in oostelijke richting (zie paragraaf 6.6.7). In het oostelijk deel van de Westerschelde ontbreekt de Mossel als gevolg van het lage zoutgehalte. Een ander schelpdier, het Nonnetje, komt hier nog wel voor. Nonnetjes uit Saeftinge bevatten $0,134 \mu\text{g}$ PCB-153/g ADW. Deze gehalten liggen dus ruim boven de kritische geen-effectniveau's en een reproductievermindering bij eindpredatoren mag verwacht worden. Overigens wordt de zeehond tegenwoordig slechts incidenteel in de Westerschelde waargenomen. Om een beeld te krijgen van de effecten op eindpredatoren onder de watervogels (fuutachtigen, duikeenden, zaagbekken, steltlopers en meeuwen) is onderzoek nodig in het estuarium zelf.

7 SANERING VAN DE BELASTING AAN MICROVERONTREINIGINGEN

7.1 Het saneringsprogramma voor de Nederlandse lozingen

Wanneer in 1990 de laatste rioolwaterzuiveringsinstallatie (bij Terneuzen) in gebruik wordt genomen, zal er geen ongezuiverd gemeentelijk afvalwater meer geloosd worden op het Nederlandse deel van de Westerschelde.

In principe zijn de rwzi's bedoeld om de geloosde hoeveelheid zuurstofbindende stoffen te reduceren. Hierbij wordt echter een deel van de aanwezige organische en anorganische microverontreinigingen tegengehouden. In een Rijkswaterstaatsnota van 1985 wordt de verwijdering van microverontreinigingen in een zestal rwzi's beschreven, die qua proces variëren van het oxidatiebed- tot het tweetraps-actief-slibtype [46]. Het percentage achtergehouden zware metalen varieert van 40 tot 80%. Van minerale olie wordt meer dan 80% onttrokken. Bij organische microverontreinigingen is het percentage dat uit de afvalwaterstroom verwijderd wordt sterk afhankelijk van de eigenschappen van de stof in kwestie; het percentage loopt uiteen van 20 tot 80%.

Ook bedrijven vormen een belangrijke bron van microverontreinigingen voor de Westerschelde. Per Nederlands bedrijf zijn afspraken gemaakt over het tijdstip waarop de lozing van specifieke verontreinigingen via het industriële afvalwater gesaneerd moet zijn. Tabel 32 geeft een overzicht van de geplande saneringen. Dit tijdschema impliceert dat in 1990 de belasting aan microverontreinigingen door Nederlandse, gemeentelijke en industriële lozingen op de Westerschelde geminimaliseerd zal zijn. Een voorspelling van de resulterende belasting voor het jaar 1990 is gepresenteerd in tabel 33. Ter vergelijking is ook de belasting in de jaren 1980 en 1985 in deze tabel aangegeven.

TABEL 32 *Planning van saneringsmaatregelen bij de industrie langs de zuidelijke deltawateren.*

Bedrijf	Geplande jaar	Organische microverontreiniging					Zware metalen excl Cd
		HK ¹⁾	MAK's ²⁾	PAK's	Fenolen	Overige	
ACZ	1987/1990			+	+		
CPC	1989/1990						
Dow Chemical	1987/1990	+	+		+	+	
Hoechst	1989/1990			+			+
M & T	1989		+			+	+
NSM	1989						
Péchiney	1986/1990			+			

1) HK = gehalogeneerde koolwaterstoffen;

2) MAK's = monocyclische aromatische koolwaterstoffen.

Tabel 33 *Directe lozingen van microverontreinigingen op het Nederlands deel van de Westerschelde in 1980 en 1985, met een voorspelling voor 1990.*

Stof	Via gemeentelijk afvalwater 10 ³ kg/jaar			Via industrieel afvalwater 10 ³ kg/jaar		
	1980	1985	1990	1980	1985	1990
kwik	0	0	0	0,05	0	0
cadmium	0,15	0,1	0,06	1,17	0,3	0,3
koper	6,0	3,5	1,8	14,5	1,3	1,0
lood	6,5	3,7	1,2	2,52	0,6	0,6
chromium	1,5	0,9	0,45	3,88	0,2	0,2
zink	26,4	15,5	7,9	37,1	13	9
nikkel	3,0	2,5	2,1	2,1	1,3	1,1
fenolen	0	0	0	?	?	?
koolwaterstoffen :						
gehalogeneerde	?	?	?	?	1,4	0,8
polycyclische	?	0	0	?	0,8	0,2

Bron: Rijkswaterstaat Directie Zeeland.

Tabel 34 *Directe lozingen van microverontreinigingen op de Nederlandse Rijntakken, in 1980 en 1985 met een voorspelling voor 1990.*

Stof	Via gemeentelijk afvalwater 10 ³ kg/jaar			Via industrieel afvalwater 10 ³ kg/jaar		
	1980	1985	1990	1980	1985	1990
kwik	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,2
cadmium	0,6	0,5	0,3	16	16	5
koper	22	16	10	24	11	6
lood	21	13	7	13	9	3
chromium	6	4	3	82	75	11
zink	96	69	45	192	64	15
nikkel	14	13	11	16	10	7
fenolen	6,3	0,4	0,4	150	25	22
minerale olie	1400	700	200	1500	430	250
koolwaterstoffen :						
gehalogeneerde	-	-	-	260	85	50
monocyclische	-	-	-	500	380	120
polycyclische	0,7	0,4	0,2	0,2	-	-

Bron: [13, 48].

7.2 Vergelijking met de saneringsinspanning voor de Rijn

Tabel 34 geeft een overzicht van de directe lozingen van zware metalen en organische microverontreinigingen op de Nederlandse Rijntakken, in de jaren 1980 en 1985. Tevens geeft deze tabel de verwachte belasting in 1990. Overeenkomstige gegevens voor de Westerschelde zijn gepresenteerd in tabel 33, zodat de saneringsinspanning voor beide wateren vergeleken kan worden.

Resultaat van recente saneringen van gemeentelijke lozingen

Via gemeentelijke afvalwaterlozingen werd in het jaar 1980 in totaal $160 \cdot 10^3$ kg aan zware metalen op het Nederlandse deel van de Rijn gebracht tegen $44 \cdot 10^3$ kg op de Westerschelde. In 1985 was deze belasting op het Nederlands deel van de Rijn met 30% afgenomen en op de Westerschelde met ongeveer 35%.

Resultaat van recente saneringen van industriële lozingen

In het jaar 1980 werd met het afvalwater van bedrijven in totaal $343 \cdot 10^3$ kg zware metalen op het Nederlandse deel van de Rijn gebracht tegen $61 \cdot 10^3$ kg op de Westerschelde. In 1985 was de belasting op het Nederlandse deel van de Rijn vanuit deze bron met 30% verminderd. Voor de Westerschelde bedroeg de reductie zelfs 75%, ten opzichte van 1980.

7.3 Het belang van de Belgische saneringen

De grensoverschrijdende belasting aan microverontreinigingen vormt 80-90% van de totale belasting op de Westerschelde. Het saneringsprogramma van België is dus van het grootste belang. In de naaste toekomst mag enige reductie van de belasting verwacht worden, waarvan de omvang bepaald wordt door de ingebruikstelling van rwzi's (zie deelrapport 1, paragraaf 7.2). Een versnelde aanpak is zeer gewenst.

Ondertussen heeft ook België de afspraken ondertekend die gemaakt zijn op de tweede Ministersconferentie inzake de bescherming van de Noordzee, eind 1987 in Londen (zie paragraaf 7.4). Hier is ondermeer overeengekomen om de verontreiniging van de Noordzee via rivieren met 50% te reduceren ten opzichte van het jaar 1985, in de periode tot 1995.

7.4 Voorgenomen saneringen

7.4.1 Het Rijn-Actieplan

De Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn tegen Verontreiniging (ICR) heeft in 1987 voorstellen gedaan voor het "Actieprogramma Rijn".

De uitvoering van dit programma zal omstreeks het jaar 2000 tot de volgende resultaten moeten leiden [27] :

- De vroeger aanwezige hogere diersoorten zoals de Zalm, moeten in de Rijn weer inheems kunnen worden op grond van de waterkwaliteit;
- Het gebruik van Rijnwater voor de drinkwatervoorziening moet (ook) in de toekomst mogelijk zijn;
- Het sediment in de Rijn moet niet belast worden met schadelijke stoffen.

De voorgenomen maatregelen, die evenwel nog nader uitgewerkt moeten worden, beogen :

- Een versnelde vermindering van de permanente vervuiling als gevolg van rechtstreekse en diffuse lozingen;
- Een verkleining van de kans op ongevallen;
- Een verbetering van de hydrologische en morfologische condities.

Het feitelijke Actieprogramma omvat drie fasen :

- 1 Nadere uitwerking van het Actieprogramma; Fase 1 duurt tot 1989;
- 2 Uitvoering van de voorgenomen maatregelen; Fase 2 loopt door tot 1995;
- 3 Uitvoering van aanvullende maatregelen, wanneer het beoogde doel niet kan worden bereikt met de maatregelen van Fase 2; Fase 3 moet vóór het jaar 2000 zijn aangevangen.

7.4.2 De Noordzeeconferentie

Op 24 en 25 november 1987 is in Londen de tweede internationale Ministersconferentie inzake de bescherming van de Noordzee gehouden. De deelnemende landen hebben afspraken gemaakt over vraagstukken waarover in het ambtelijk overleg geen overeenstemming kon worden bereikt. In de slotverklaring wordt, wat deze vragen betreft, het volgende opgemerkt [1] :

Verbranding van afval op zee

Er worden stappen ondernomen die moeten leiden tot een vermindering van de hoeveelheid afval die op zee verbrandt wordt; overeengekomen is een reductie van 65% per 1 januari 1991. Als einddatum voor volledige stopzetting van de verbranding is 31 december 1994 voorgesteld. Er zal naar gestreefd worden om deze datum vast te stellen binnen het kader van het Verdrag van Oslo.

Dumping van afval in zee

De landen die op dit moment nog industriële afval in zee dumpen zullen met ingang van 31 december 1989 stoppen met deze activiteit. Een uitzondering zal gemaakt worden voor afval dat geen schade toebrengt aan het zeemilieu; zulks mede ter beoordeling van de Oslo-Commissie. Het Verenigd Koninkrijk zal actie ondernemen om de hoeveelheid schadelijke stoffen in zuiveringsslib te reduceren; na 1987 zal er geen toename van de

dumping van zuiveringsslib plaatsvinden. Oorzaken van de verontreiniging van baggerspecie zullen door de Noordzeelanden aangepakt worden; in de praktijk betekent dit een vermindering van de lozing van verontreinigingen op rivieren en estuaria. Met onmiddellijke ingang zullen de richtlijnen worden toegepast van de Oslo-Commissie voor baggerspecie.

Lozing van radioactieve stoffen

De Noordzeelanden zullen de lozingen van radioactieve stoffen door nucleaire installaties minimaliseren, door het toepassen van de "best-available technology".

Overige belangrijke punten

Het Verenigd Koninkrijk heeft het "voorzorgprincipe" aanvaard. Hierdoor is er een betere basis ontstaan voor gemeenschappelijke beleidsmaatregelen met betrekking tot de Noordzee.

Er is overeengekomen om de verontreiniging van de Noordzee via rivierlozingen terug te dringen. De vrachten van zowel microverontreinigingen als nutriënten zullen gehalveerd worden in de periode 1985-1995.

De Noordzee zal worden aangewezen als "special area" voor Annex V van het MARPOL-verdrag; deze passage heeft betrekking op huisvuil, verpakkingsmateriaal, plastics e.d.

Het belang van de Waddenzee voor de gehele Noordzee is door de overige Noordzeelanden nadrukkelijk onderkend.

België, de Bondsrepubliek Duitsland, Denemarken en Nederland zullen nauwer gaan samenwerken bij controle en opsporing vanuit de lucht, van illegale lozingen op zee.

7.4.3 Toelichting op onderdelen die voor de Westerschelde van belang zijn.

Wat de gemeentelijke lozingen op de Westerschelde betreft zal in 1990 een reductiepercentage van 50% gehaald worden, van het totaal aan organische microverontreinigingen en van de meeste zware metalen uit deze bron. Alleen wat nikkel betreft zal de reductie ongeveer 30% zijn.

Wat de industriële lozingen betreft kan tussen 1985 en 1990 nog een grote reductie in de vracht aan organische microverontreinigingen verwacht worden. De belasting aan zware metalen vanuit deze bron was in 1985 al met gemiddeld 75% gereduceerd ten opzichte van het jaar 1980. Alleen wat koper betreft kan tot 1990 een verdere reductie worden doorgevoerd, tot 50% van de vracht in het jaar 1985.

7.5 Effecten van sanering

7.5.1 Inleiding

Volgens het "voorzorgprincipe" ("the principle of precautionary action") zijn stoffen schadelijk wanneer kan worden aangenomen dat ze nadelige effecten

hebben op organismen. De aanname wordt gebaseerd op de mate van giftigheid, persistentie en accumulatie, eventueel door vergelijking met nauw verwante stoffen. Een wetenschappelijk aanvaarde, specifieke relatie tussen emissies en effecten is dus niet noodzakelijk om een stof als schadelijk te kunnen benoemen.

Ecologische effecten van saneringen kunnen in veel gevallen alleen kwalitatief voorspeld worden. Dosis-effectrelaties zijn voor de meeste microverontreinigingen niet beschikbaar of onvoldoende uitgewerkt. Bovendien is in een verontreinigd systeem doorgaans sprake van een gelijktijdige blootstelling aan meerdere contaminanten en stressfactoren. Ook het zuurstofgehalte, het zwevend-stofgehalte en de morfologische ontwikkelingen werken in op de organismen. Daarbij kan sanering tot een verandering leiden van even zovele waterkwaliteitsparameters. Kwantitatieve uitspraken over effecten op bijvoorbeeld, de ontwikkeling van de bodemfauna, zijn daarom in veel gevallen onmogelijk. Men kan slechts stellen dat een vergaande reductie van de antropogene belasting aan contaminanten, een voorwaarde is voor het natuurlijk herstel van aangerichte schade aan het milieu. Om een verbetering daadwerkelijk te realiseren zijn aanvullende maatregelen noodzakelijk. Hierbij kan men denken aan natuurbouw en de herintroductie van soorten.

Sanering van de lozingen van een prioritaire stof (cadmium, PAK, PCB, e.a.), of van complexe mengsels zal in de Westerschelde leiden tot een vermindering van chronische effecten; nalevering van microverontreinigingen door de bodem kan er toe bijdragen dat het enige tientallen jaren duurt vóór chronische effecten verdwenen zijn. In de Westerschelde bereiken individuele contaminanten alleen in de onmiddellijke nabijheid van lozingspunten hun letale concentraties. De toxiciteit van complexe mengsels is onbekend.

7.5.2 Effecten van sanering van de zware-metalenbelasting

Op basis van de berekende antropogeniteitsfactoren (zie paragraaf 3.3) is het effect van sanering op de omvang van de antropogene fracties zware metalen berekend. De resultaten zijn weergegeven in figuur 73.

In de Rijn zijn de concentraties van zware metalen tussen 1975 en 1985 gedaald met 60 à 90%. Als dergelijke percentages ook voor de Westerschelde gehaald kunnen worden, komt wat de metalen betreft, de natuurlijke toestand binnen handbereik. Alleen cadmium vormt een uitzondering: Voor dit metaal zal zelfs een concentratiereductie van 90% nog resulteren in een antropogene fractie van ongeveer 50%.

7.5.3 Effecten van sanering van de belasting aan organische micro's

De effecten van PCB's zijn relatief goed bekend. Voor deze categorie stoffen kan een redelijk beeld gevormd worden van de effecten van een sanering. De reproductiestoring bij eindpredatoren, die optreedt in de Westerschelde (paragraaf 6.8.2), zal verminderen bij een 50%-reductie van de PCB-belasting. Na een dergelijke sanering zal het PCB-gehalte in het voedsel van deze predatoren echter nog een factor 1½ à 5 boven het no-effect level liggen, (zie paragraaf 6.7). Een 50%-reductie van de organo-

tinbelasting zal eveneens onvoldoende zijn om een herstel mogelijk te maken van de Purperslakpopulatie in de Westerschelde. Ook voor de PAK's tenslotte, geldt dat een verdergaande reductie noodzakelijk is om de kans op het optreden van visziekten te verminderen.

7.6 Verdergaande sanering

Voor een aantal prioritaire stoffen zijn de voorgenomen saneringsmaatregelen onvoldoende om het Westerschelde-ecosysteem als geheel te herstellen. Om de natuurfunctie van dit estuarium te verbeteren, conform de systeemoelstellingen in de Derde Nota Waterhuishouding, moeten de lozingen van deze prioritaire stoffen verder teruggedrongen worden. Hiertoe dienen de waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde aangepast te worden. In het algemeen is het waterkwaliteitsbeleid gericht op een duurzame ontwikkeling van het estuarium. Dit houdt in dat op een langere termijn de waterkwaliteit getoetst moet kunnen worden aan de natuurlijke referentiegehalten.

7.6.1 De natuurlijke concentratieniveau's

De referentiegehalten van niet-xenobiotische verontreinigingen zijn in het estuarium nooit gemeten. Ze kunnen echter berekend worden uit de referentiewaarden voor zoutwater en die voor zoetwater, via de methode die beschreven is in paragraaf 4.6. Voor de punten Schaar van Ouden Doel en Vlissingen zijn de berekende referentiegehalten vermeld in tabel 35. Voor alle zware metalen geldt dat de huidige gehalten op deze punten (peiljaar 1985) ver boven deze referentieniveau's liggen.

TABEL 35 *Referentiegehalten (Ref) en geactualiseerde Waterkwaliteits Doelstellingen Westerschelde (WDW), vergeleken met de gehalten in 1985 en de gehalten na 50% reductie van de belasting (alle gehalten in µg/l).*

Stof	Schaar van Ouden Doel				Vlissingen			
	Ref	WDW	1985	50% red	Ref	WDW	1985	50% red
Cadmium	0,10	0,41	1,60	0,85	0,05	0,11	0,25 ¹⁾	0,15
Chroom	7	78	17	12	3,6	18	5	4,3
Koper	4	10	14	9	1,9	3	5 ¹⁾	3
Kwik	0,07	0,10	0,22	0,15	0,02	0,03	0,04	0,03
Lood	9	80	17	13	3	17	3	3
Zink	28	89	70	49	7,7	20	39	23
PAK indiv	0,001	0,01	0,03-0,09	0,015-0,045	0,001	0,002	-	-
PCB indiv	0	0,0002	0,0013	0,0007	0	0,00003	-	-

1) In dit gehalte zijn de pieken als gevolg van illegale lozingen niet verdisconteerd.

7.6.2 De geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde

Voor de korte en middellange termijn wordt uitgegaan van de geactualiseerde basiskwaliteit van zoetwater. De normgehalten die hierbij gehanteerd zullen worden liggen boven de referentiewaarden voor zoetwater en zijn op dit moment nog in ontwikkeling. Wel zijn conceptuele basiskwaliteitsnormen beschikbaar. Voor enkele stoffen is voorgesteld om de normen te versoepelen, op grond van ecotoxicologische inzichten. Dit geldt voor de metalen arseen, chroom en lood. Voor een aantal andere stoffen, te weten cadmium, koper, kwik, nikkel, zink, PCB's en PAK's, zijn de conceptuele normen strenger dan de oude basiskwaliteitsnormen. Vooruitlopend op een definitieve vaststelling van de basiskwaliteit zijn deze concept-normen gebruikt om de waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde te actualiseren. Voor de zoutwaterfractie in het estuarium blijven de referentiewaarden voor zeewater van toepassing (zie paragraaf 4.6 en 7.6.1). Tabel 35 geeft de geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstellingen voor de meetpunten Schaar van Ouden Doel en Vlissingen.

De waterkwaliteitsdoelstellingen hebben betrekking op de totaalgehalten van stoffen. De consequentie is dat hiermee tevens een basiskwaliteit van de waterbodem wordt aangegeven, omdat een voortdurende uitwisseling van sediment plaatsvindt tussen waterfase en bodem. Deze impliciete kwaliteitsbeschrijving verschilt echter van de basiskwaliteitsnormering voor waterbodems die gehanteerd wordt bij de beoordeling van sedimenten volgens het RWS-systeem (zie deelrapport 3).

7.6.3 Effecten van verdergaande saneringen

De effecten van een 50%-reductie van de belasting, conform de afspraken op de Noordzee-Ministersconferentie, kunnen worden berekend en getoetst aan de waterkwaliteitsdoelstellingen voor de korte en middellange termijn. De concentratie van een willekeurige stof is het gevolg van de antropogene en de natuurlijke belasting :

$$C = C_A + C_N \quad (5).$$

De voorgenomen sanering halveert de antropogene belasting in de periode 1985 tot 1995. Voor de concentratie in het jaar 1995, $C(1995)$, geldt dan :

$$C(1995) = 0,5 \cdot C_A(1985) + C_N = 0,5 \cdot (C(1985) + C_N) \quad (6),$$

waarbij verondersteld is dat de natuurlijke belasting in de periode 1985 tot 1995 niet verandert. Voor het natuurlijke gehalte, C_N , zijn de referentiewaarden uit tabel 35 ingevuld. Voor de concentratie $C(1985)$ is de jaargemiddelde concentratie in dit peiljaar genomen. Het effect van een 50% reductie, $C(1995)$, is voor een aantal stoffen berekend. De uitkomsten zijn opgenomen in tabel 35, zodat een vergelijking gemaakt kan worden met de geformuleerde waterkwaliteitsdoelstellingen.

Voor chroom en lood wordt in het jaar 1985 al voldaan aan de geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstelling. Na 50%-reductie van de belasting wordt ook voor zink, koper en kwik aan de doelstelling voldaan. Voor de overige

beschouwde stoffen is een 50%-reductie echter onvoldoende. De PCB-belasting moet met 80 à 90% worden verminderd om aan de waterkwaliteitsdoelstelling te kunnen voldoen. Een dergelijke reductie is ook noodzakelijk om de PCB-gehalten in prooidieren beneden het no-effectlevel voor predatoren te brengen.

Voor PAK's is een reductie van 70 à 90% nodig om aan de waterkwaliteitsdoelstellingen te voldoen. De belasting van de Westerschelde met deze stoffen is dusdanig hoog, dat een vergaande sanering noodzakelijk is om de prevalentie van visziekten, zoals levertumoren bij platvis, tot het natuurlijke niveau terug te brengen.

De huidige cadmiumbelasting leidt in het middengebied van de Westerschelde tot kritische gehalten in mosselen (4,7 mg/kg asvrij-drooggewicht). Vanaf 5 mg/kg ADW treedt groeiremming op. Deze grens is vastgesteld in afwezigheid van andere contaminanten; in complexe mengsels kunnen negatieve effecten versterkt worden (synergisme). Een 50%-reductie van de belasting zal leiden tot cadmiumgehalten van ongeveer 2,5 à 3,5 mg/kg asvrij-drooggewicht. Deze marge is klein. Een sanering tot 75% is nodig om voor cadmium de natuurlijke situatie te benaderen en aan de waterkwaliteitsdoelstellingen te voldoen.

Voor vele andere chemicaliën is onvoldoende kennis aanwezig om een verdergaande sanering dan 50%-reductie op ecotoxicologische gronden te beargumenteren. Uitgaande van het voorzorgsprincipe (paragraaf 7.5.1) kan gesteld worden dat de belasting aan xenobiotische stoffen tot nul moet worden teruggebracht. Een specifiek voorbeeld wordt gevormd door de organotinverbindingen. Ook voor deze stoffen geldt dat 50%-reductie onvoldoende is om aan de waterkwaliteitsdoelstellingen te voldoen. In diverse landen is het gebruik van deze stoffen echter juist verboden vanwege de grote schade die zij in het mariene milieu veroorzaken. Negatieve effecten treden al bij zeer lage concentraties op. In Nederland is daarentegen géén verbod van kracht. Een totale reductie van tributyltin is noodzakelijk voor een terugkeer van de Purperslak in de westelijke Westerschelde.

In dit hoofdstuk worden voorstellen gedaan voor het toekomstig waterkwaliteitsbeleid in de Westerschelde, toegespitst op de belasting aan anorganische en organische microverontreinigingen. Deze voorstellen hangen samen met de reeds geformuleerde uitgangspunten van het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid en gemaakte internationale afspraken. Tegelijkertijd echter, wordt met deze voorstellen vooruitgelopen op het waterbeleid zoals dat in de Derde Nota Waterhuishouding zal worden verwoord.

8.1 Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid

Het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid is in hoofdlijnen omschreven in het Indicatief Meerjaren Programma (IMP) Water 1985-1989 [47]. Recentere aanvullingen op dit IMP vormen het Actieprogramma Rijn [27] en het Actieprogramma Noordzee. De doelstellingen die geformuleerd zijn in het Rijks Waterkwaliteitsplan 1986 voor de planperiode 1984-1994, komen vrijwel overeen met van het IMP Water 1985-1989. De volgende beleidslijnen zijn belangrijk :

- Het stand-still beginsel;
- Het met 50% verminderen van de verontreinigingen tussen 1985 en 1995;
- Het definiëren van basiskwaliteit en van water- en bodemkwaliteit;
- Het beschermen van het grondwater (het beleid hiertoe is weergelegd in provinciale plannen);
- Het aandacht schenken aan de problematiek van onderwaterbodems.

Voor de reductie van de belasting aan microverontreinigingen is onderscheid gemaakt tussen zwarte-lijststoffen en overige stoffen. Voor de zwarte-lijstverbindingen wordt gestreefd naar een beëindiging van de lozingen. De normstelling voor de basiskwaliteit van zoetwater is ten aanzien van organische microverontreinigingen minder streng in het Rijks Waterkwaliteitsplan 1986 [48], dan in het IMP Water 1985-1989 [47]. Voor radioactieve stoffen is het Rijks Waterkwaliteitsplan juist weer strenger.

De hoofdlijnen van het waterbeleid voor de komende jaren zullen gedefinieerd worden in de Derde Nota Waterhuishouding, die op dit moment wordt voorbereid [2]. In deze nota zullen watersysteemdoelstellingen worden ontwikkeld die betrekking hebben op de gebruiksfuncties van het systeem, inclusief de natuurfunctie. Deze doelstellingen monden uit in een verzameling van eisen aan de fysische, chemische en biologische eigenschappen van een watersysteem, om de gewenste situatie op termijn zo goed mogelijk te kunnen benaderen. Onder watersysteem wordt het oppervlaktewater verstaan met inbegrip van oever, waterbodembodem en grondwater.

De huidige basiskwaliteitsnormen voor het oppervlaktewater zullen aangepast worden (zie paragraaf 7.6). Voor de waterbodembodem is een nieuw, interim RWS-systeem ontwikkeld (zie bijlage 2 van deelrapport 3).

In de hoofdlijnen worden aspecten uitgewerkt waarvan de volgende van belang zijn voor het beleid ten aanzien van microverontreinigingen in de Westerschelde :

- Lozingen van systeemvreemde stoffen, zowel lokaal als diffuus, moeten beëindigd worden, waarna het "stand-still"-beginsel gehanteerd moet worden;
- Waar nodig moet de onderwaterbodem gesaneerd worden;
- De kans op calamiteuze verontreiniging moet geminimaliseerd worden.

8.2 Internationale afspraken

Van belang voor de Westerschelde zijn de afspraken die gemaakt werden op de Ministersconferentie ter bescherming van de Noordzee. Deze conferentie vond plaats in november 1987. De gemaakte afspraken moeten gezien worden als toezeggingen van de ministers van de deelnemende landen, met mandaat van hun regeringen. De regering van Nederland heeft zich daarop verplicht om de toezegging van de eigen minister gestand te doen. Op de volgende conferentie, die in 1990 in Den Haag wordt gehouden, zal geëvalueerd worden of de inspanningen van de betrokken landen voldoen aan de verwachtingen.

Wat de belasting van de Noordzee aan microverontreinigingen betreft, is het volgende overeengekomen [1] :

- Neem met voorrang maatregelen om de totale hoeveelheid schadelijke stoffen die de Noordzee bereikt, drastisch te reduceren. Schadelijke stoffen zijn stoffen die persistent zijn, toxisch zijn en/of accumuleren in organismen. Bij het beoordelen van de schadelijkheid van stoffen wordt het voorzorgsprincipe gehanteerd. Het doel van de maatregelen is een reductie te bereiken in de orde van 50% tussen 1985 en 1995.
- Versterk de al beschikbare maatregelen om te komen tot een verdere reductie van de belasting door kwik, cadmium, PCB's, PCT's, CTC, organotinverbindingen, biociden, afvalzuur van de titaniumindustrie en olie van raffinaderijen en olie-ontvangststations;
- Onderzoek de effecten van andere soorten afvalstromen die een milieurisico inhouden, conform de aanbevelingen van de Paris Commission;
- Geef aan wat de beste manier is om schadelijke stoffen uit met name genoemde afvalstromen te verwijderen;
- Zorg dat fabrieken die schadelijke stoffen gebruiken maatregelen treffen om milieuverontreiniging door ongelukken te voorkomen;
- Stel met spoed actieplannen op om de hierboven geformuleerde doelen te bereiken;
- Ontwerp nationaal- en internationaal-buikbare procedures voor een monitoring van de Noordzee, voor het rapporteren van de resultaten hiervan en voor het ondernemen van acties om de belasting door microverontreinigingen te verminderen;
- Nodig de aanspreekbare, internationale lichamen uit om de bovengenoemde maatregelen te nemen.

Op de Noordzee-Ministersconferentie zijn tevens afspraken gemaakt ten aanzien van de atmosferische belasting van de Noordzee door microverontreinigingen. Atmosferische depositie is voor de Westerschelde van betekenis ofschoon de directe lozingen een overheersende invloed hebben.

Ook over de dumping en verbranding van afvalstoffen op zee zijn enige afspraken gemaakt, die indirect van belang zijn voor het beleid inzake de Westerschelde. Deze afspraken hebben ondermeer betrekking op de dumping van baggerspecie op de Noordzee. Baggerslib uit de Westerschelde is tot op heden echter niet in de Noordzee gedumpt. In de beleidsontwikkeling met betrekking tot specieberging is dit ook geen optie (deelrapport 3).

8.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde

8.3.1 Algemeen

Bij het formuleren van de beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde is onderscheid gemaakt in doelen, voorwaarden en maatregelen. Bovendien is aangegeven welke aspecten nader onderzoek behoeven.

De doelen zijn vastgelegd in doelstellingen voor de korte termijn (het jaar 1995) en doelstellingen voor de middellange termijn (het jaar 2000). In beide gevallen hebben de doelstellingen betrekking op de ecologische functie van de Westerschelde. Voorwaarde voor het herstel van ecologische waarden is een verbetering van de kwaliteit van water en waterbodem. Het voorgestelde beleid ten aanzien van de waterbodem en de slibhuishouding wordt omschreven in deelrapport 3. Enkele punten hieruit zijn echter van direct belang voor de waterkwaliteit.

Het is nog niet mogelijk om voor alle doelstellingen de voorwaarden te kwantificeren waaraan voldaan moet worden om de doelen te bereiken. In de meeste gevallen zijn deze voorwaarden dan ook richtinggevend geformuleerd. De te nemen maatregelen vloeien slechts ten dele voort uit reeds vastgesteld beleid. Een aantal beleidsuitgangspunten zal uitgewerkt worden in de Derde Nota Waterhuishouding. De begrippen "Herstel van natuurwaarden" en "Duurzame ontwikkeling" zullen een centrale rol spelen in het onderdeel Natuur van deze nota.

8.3.2 Doelen

Voor zowel de korte als middellange termijn geldt dat de waterkwaliteit in de hele Westerschelde zodanig moet zijn, dat de geactualiseerde waterkwaliteitsdoelstellingen (zie paragraaf 7.6) gehaald worden. Daarnaast zijn een aantal specifieke doelen geformuleerd voor een verbetering van de natuurfunctie van het estuarium.

Korte termijn (1995)

De waterkwaliteit van de Westerschelde moet zover verbeteren dat verarmde populaties van schelpdieren (Purperslak, Kokkel, Nonnetje, Strandgaper) en

hogere kreeftachtigen (Noordzeekrab, Zeekreeft) zich kunnen herstellen. De gehalten van contaminanten in mosselen en in de schorplanten Lamsoor en Zeekraal, moeten zodanig laag zijn dat eventuele consumptie mogelijk is.

Middellange termijn (2000)

De water- en bodemkwaliteit van de Westerschelde moet zover verbeteren dat verdwenen of zeldzame vissoorten als Fint, Steur, Elft, Houting en Zalm terug kunnen keren en de verarmde bodemfauna van het brakke gebied zich zal kunnen herstellen. De voortplanting van vogels die leven van bodemdieren of vis, moet onbedreigd voortgang kunnen vinden. Ook de zeehond moet terug kunnen keren in het estuarium en zich met succes kunnen handhaven en voortplanten. De prevalentie van visziekten moet overeenkomen met die in onbelaste estuaria.

8.3.3 Voorwaarden

Korte termijn (1995)

- Algemene reductie van de totaalgehalten van organische en anorganische microverontreinigingen in het watersysteem;
- Reductie van de PCB-gehalten in bodemdieren met een factor vijf;
- Reductie van de concentratie tributyltin in oppervlaktewater tot 0,001 µg Sn/l, of lager.

Middellange termijn (2000)

- Verdere reductie van de totaalgehalten van microverontreinigingen;
- Reductie van de PCB-gehalten in bodemdieren met tenminste een factor tien.

8.3.4 Maatregelen

Voor een verdergaande reductie van de gehalten van microverontreinigingen in het watersysteem is een pakket van maatregelen noodzakelijk.

In het IMP Milieubeheer 1985-1989 en in paragraaf 7.6 zijn zogenoemde prioritaire stoffen aangegeven. Voor een aantal daarvan wordt het belang voor het waterkwaliteitsbeleid nadrukkelijk onderstreept. Die stoffen zijn cadmium, kwik, PAK's, chlooranilines, chloorbenzenen, PCB's, PCT's en lindaan. De belasting aan deze stoffen zal met minimaal 80% verminderd moeten worden om de resulterende gehalten in organismen voldoende te verlagen.

Het saneringsprogramma voor de Nederlandse communale lozingen moet worden afgerond. De saneringsinspanning van bedrijven moet gestimuleerd worden door gebruik te maken van de mogelijkheden die geboden worden door de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater (WVO).

Belangrijk is een herziening van het vergunningenbeleid inzake lozingen. Industrieën die het afvalwater niet met de beste beschikbare techniek zuiveren zullen dat moeten gaan doen. In Nederland gaat het om de effectuering van de maatregelen in het lopend saneringsprogramma voor PAK's, tin- en organotinverbindingen en fenolen. In België zal de wetgeving geëffectueerd moeten worden.

Bij het storten van vervuilde baggerspecie kan door resuspensie van verontreinigd sediment en desorptie van contaminanten een additionele belasting van het watersysteem optreden. Dit moet door een adequate berging van dergelijke specie voorkomen worden.

De slibhuishouding is van invloed op het vóórkomen en de verspreiding van microverontreinigingen. Daarom zal de antropogene belasting aan zwevend stof verminderd moeten worden door de slibvrachten aan de bron te reduceren.

Door een vermenging van functies blijft er op de vaarweg Westerschelde een verhoogd risico van verontreiniging door calamiteiten. Een duurzame ontwikkeling vergt een minimalisatie van dit risico. De mogelijkheden die de beheerders van Schelde en Westerschelde ter beschikking staan om milieurampen te bestrijden, moeten worden uitgebreid. Het instrumentarium moet erop gericht zijn calamiteiten met schepen, met fabrieken en met toevoerleidingen zo snel en volledig mogelijk te bestrijden. Om het risico van het vervoer van gevaarlijke stoffen te minimaliseren moet de algemene veiligheid op de Westerschelde verder geoptimaliseerd worden.

Samengevat luidt het pakket van maatregelen :

Korte termijn (1995)

- Conform de afspraken van de Noordzee-Ministersconferentie: Een algemene reductie van de belasting aan microverontreinigingen in het afwateringsgebied van de Westerschelde en de Schelde met 50%;
- Een reductie van tenminste 80% van de belasting met de prioritaire stoffen cadmium, kwik, PCB's, TBT, PAK's en organochloorverbindingen in het stroomgebied van de Schelde;
- Nieuwe aanvragen voor lozingsvergunningen zullen worden getoetst aan de watersysteendoelstellingen voor de Westerschelde (fit-in principe);
- De berging van verontreinigd sediment moet zodanig plaatsvinden dat geen diffuse bronnen van verontreinigingen gecreëerd worden.
- De algemene veiligheid van de scheepvaart moet verder geoptimaliseerd worden;
- De mogelijkheden voor een snelle en doeltreffende bestrijding van milieurampen moeten worden uitgebreid.

Middellange termijn (2000)

- Opstelling van een actieplan voor een verdere, noodzakelijke reductie van de belasting aan toxicanten.

8.3.5 Nader onderzoek

De effecten op bodemdieren, vissen en vogels, veroorzaakt door de diverse microverontreinigingen zowel individueel als in combinatie, moeten onderzocht worden. Hierdoor zullen effect-niveau's vastgesteld kunnen worden die moeten dienen als referentie.

Om de effecten van de saneringsinspanningen en het voorgestelde beleid te kunnen volgen en beoordelen, diffuse bronnen van verontreiniging op te kunnen sporen en zonodig aanvullende maatregelen te kunnen nemen, is onderzoek nodig, zowel monitoring als gerichte monsternamen en analyse ten behoeve van effectonderzoek.

Voorstellen voor onderzoek

1) Bronnen

- Bronnen van organische microverontreinigingen in het afwateringsgebied van de Westerschelde moeten worden opgespoord, met de prioriteit bij PCB's.
- Onderzoek naar de bijdrage van lozingen vóór de Belgische kust aan de verontreiniging in het mondingsgebied van de Westerschelde.

2) Verspreiding

- Onderzoek naar de verspreidingsprocessen van contaminanten in water, bodem en biota;
- Modelleren van de relatie tussen de externe gehalten van contaminanten en het interne gehalte in organismen;
- Onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van contaminanten;
- Monitoring van de gehalten van contaminanten in organismen.

3) Effecten en normen

- Formulering van "kritische gehalten" in water, sediment en biota voor een risicoschatting van schadelijke effecten bij vissen, vogels en bodemdieren, mede ter onderbouwing van de waterkwaliteitsdoelstellingen;
- Ontwikkeling van een bio-assay methode voor de beoordeling van de kwaliteit van baggerspecie en onderwaterbodems;
- Onderzoek naar de relatie tussen het vóórkomen van visziekten en de aanwezigheid van organische microverontreinigingen in combinatie met eutrofiëring;
- Uitwerking van een normensysteem voor estuaria ten behoeve van het opstellen en toetsen van waterkwaliteitsdoelstellingen;
- Beschrijving van de referentiesituatie van het Schelde-estuarium met betrekking tot de natuurlijke gehalten c.q. vrachten en de potentiële samenstelling van de levensgemeenschappen.

4) Technische aspecten

- Stimulering van onderzoek ter vermindering van afvalstromen.

GEciteerde literatuur

- 1 ANONYMUS (1987) Ministerial Declaration of the Second International Conference on the Protection of the North Sea, London, November 24-25, 1987.
- 2 ANONYMYS (1988) Een gegist bestek. Hoofddlijnen van beleid Derde Nota Waterhuishouding. Eerste concept, 30 mei 1988.
- 3 BAEYENS W, WARTEL S, DEHAIRS F, DECAET G, BOGAERT M, GILLAIN G en DEDEURWAERDER H (1982) The river Scheldt as a transport route for heavy metals in the sea (ICES CM 1982/E:37). pp 87-108 in : Disteché A en Elskens I (eds) *Distribution, transport and fate of heavy metals in the Belgian coastal marine environment*. Programmatie van het Wetenschapsbeleid, Brussel.
- 4 BARRETT RT, SKAARE JU, NORHEIM G, VADER W en FROSLIE A (1985) Persistent organochlorines and mercury in eggs of Norwegian seabirds 1983. *Environ Pollut (Series A)* 39 : 79-93.
- 5 BEEFTINK WG en NIEUWENHUIZE J (1982) Heavy-metal accumulation in salt marshes from the Western and Eastern Scheldt. *The Science of the Total Environment* 25 : 199-223.
- 6 BENIJTS-CLAUS C en BENIJTS F (1975) The effect of low lead and zinc concentrations on the larval development of the mud-crab *Rhithropanopeus harrisii* Gould. p 43-52 in Koeman JH en Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Proceedings of the Swedish-Netherlands Symposium, Wageningen, September 2-5, 1975. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York.
- 7 BERGMAN M (1982) Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden. I. Literatuuroverzicht. RIN-rapport 82/18, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel. 420 p.
- 8 BITTER G (1988) Trendanalyse waterkwaliteit Westerschelde over de periode 1975-1985. Nota GWWS-88.405, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 9 BLOM AM (1986) Fliessende Welle Schelde (13-17 augustus 1983). Report 86, International Centre of Water Studies, Amsterdam.
- 10 BOALCH GT (1987) Changes in the phytoplankton of the western English Channel in recent years. *Br Phycol J* 22 : 225-235.
- 11 BOLLEBAKKER GP (1985) Inhoudsberekeningen Westerschelde 1952-1982. Nota WWKZ-85.V027, Rijkswaterstaat Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Vlissingen.

- 12 BOON JP en LEEUWEN CJ van (1985) Een oriëntatie op ecotoxicologisch onderzoek aan organische en anorganische microverontreinigingen in mariene, estuariene en zoete milieus. Nota DDMI-85.16, Rijkswaterstaat, Deltadienst, Middelburg.
- 13 BROEKHOVEN ALM VAN (1987) De Rijn in Nederland. Toestand en ontwikkeling anno 1987. Nota 87.061, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/ RIZA, Lelystad.
- 14 BRYANT V, MCLUSKY DS, RODDIE K en NEWBERY DM (1984) Effects of temperature and salinity on the toxicity of chromium to three estuarine invertebrates. *Mar Ecol Progr Ser* 20 : 137-149.
- 15 BRYANT V, NEWBERY DM, MCLUSKY DS en CAMPBELL R (1985a) Effects of temperature and salinity on the toxicity of arsenic to three estuarine invertebrates. *Mar Ecol Progr Ser* 24 : 129-137.
- 16 BRYANT V, NEWBERY DM, MCLUSKY DS en CAMPBELL R (1985b) Effects of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc in two estuarine invertebrates. *Mar Ecol Progr Ser* 24 : 139-153.
- 17 DAAMEN JW en LEFEVRE FOB (1982) Berekening naar het effect van verdiepingswerken en lozingen van het Zoommeer op de chloridegehalten op de Westerschelde. Nota WWKZ-82.V009, Rijkswaterstaat Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Vlissingen.
- 18 DUURSMA EK, FRISSEL MJ, GUARES JC, MARTIN JM, NIEUWENHUIZE J, PENNDERS RMJ en THOMAS AJ (1984) Plutonium in sediments and mussels of the Rhine-Meuse-Scheldt estuary. Publicatie 296, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- 19 EBBENS EH, HENGST P en LEFEVRE FOB (1980) De ijking van het ééndimensionale waterkwaliteitsmodel Dfenst 20 van de Westerschelde en de Schelde. Nota WWKZ-80.V023, Rijkswaterstaat Directie Waterhuishouding en Waterbeweging, Vlissingen.
- 20 ECK B van, TURKSTRA E en SANT H VAN 'T (1983) Voorstel referentiewaarden Nederlandse zoute wateren. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, Leidschendam.
- 21 EISLER R (1977a) Acute toxicities of selected heavy metals to the soft-shell clam *My arenaria*. *Bull Environ Cont Tox* 17 : 233-242.
- 22 EISLER R en HENNEKEY RJ (1977b) Acute toxicities of Cd^{2+} , Cr^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} to estuarine macrofauna. *Arch Environ Cont Tox* 17 : 315-323.
- 23 ELDON J, PEKKARINEN M en KRISTOFFERSSON R (1980) Effects of low concentrations of heavy metals on the bivalve *Macoma balthica*. *Ann Zool Fenn* 17 : 233-242.
- 24 GESAMP (1982) The evaluation of the hazards of harmful substances by ships. IMO document, International Maritime Organization, UN's Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution.

- 25 HORST J VAN DE en JANSSEN CMA (1983) De invloed van de verdieping op het risico voor mens en milieu ten gevolge van het transport van gevaarlijke stoffen. TNO, Apeldoorn.
- 26 HYLAND JL en SCHNEIDER ED (1976) Petroleum hydrocarbons and their effects on marine organisms, populations, communities and ecosystems. In: *Source, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment*. Am Inst Biol Sci, Washington.
- 27 ICR (1987) Actieprogramma "Rijn". Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn tegen verontreiniging. (Verkorte Nederlandse editie van *Das Aktionsprogramm "Rhein" des ICRs*).
- 28 KIRCHMANN R en DUPONT JC (1980) Incorporation of tritium from various origins in freshwater fish and the radiological implications for men. p 39-43 in N. Egami (ed) *Radiation effects on aquatic organisms*. Japan Scientific Societies Press, Tokyo/University Park Press, Baltimore.
- 29 KNMI (1986) Jaaroverzicht van het weer in Nederland, 1985. KNMI, De Bilt.
- 30 KOCK WC DE (1986) Monitoring bio-available marine contaminants with mussels (*Mytilus edulis*) in the Netherlands. *Envir Monit Assess* 7 : 209-220.
- 31 KOEMAN JH, BOTHOF T, VRIES R DE en VOS RH (1972) The impact of persistent pollutants on piscivorous and molluscivorous birds. *TNO-Nieuws* 27 : 561-569.
- 32 KOOIJ LA VAN DER (1982) De kwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. Nota 82.063, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad.
- 33 KOOIJ LA VAN DER (1984) Organische microverontreinigingen in de Zeeuwse wateren in 1982 en 1983. Rijkswaterstaat RIZA OW/DZW, Lelystad.
- 34 LANGSTON WJ en MINGJIANG ZHOU (1987) Cadmium accumulation, distribution and elimination in the bivalve *Macoma balthica*: neither metallothionein nor metallothionein-like proteins are involved. *Mar Environ Res* 21 : 225-237.
- 35 LEFEVRE FOB (ongepubl) Fysische achtergrond deeltjesmodel CALM14. Concept nota GWWS 88.406, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 36 LEFEVRE FOB en MALE C VAN DER (ongepubl) Gebruikersdocumentatie programma pakket CALM0D ten behoeve van het deeltjesmodel CALM14. Concept nota GWWS 88.407, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 37 MALE C VAN DER (1988) Concentratieberekeningen met het deeltjesmodel CALM14. Concept nota GWWS 88.408, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 38 MARQUENIE JM en SIMMERS JW (1988) Environmental behaviour of PCB's, who are at risk and why. Proceedings International Conference on Environmental Contamination, Venice, September, 1988. CEP Consults Ltd, Edinburgh.

- 39 MARQUENIE JM en VETHAAK AD (in druk) Effecten in zoutwater ecosystemen. (Aangeboden aan H_2O).
- 40 MCLUSKY DS, BRYANT V en CAMPBELL R (1986) The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates.
Oceanogr Mar Biol Ann Rev 24 : 482-520.
- 41 MEENT D VAN DE, OOSTERWIJK J en ALDENBERG T (1984) Meetnet regenwater 1978-1982. Rapport ECOWAD-84-01, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven.
- 42 NAALD WGH, TAMIS W en BERG MMHE VAN DEN (1987) Polycyclische aromatische koolwaterstoffen in het Nederlandse milieu. Coördinatie-commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen (CCRX), Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, Leidschendam.
- 43 NELSON-SMITH A (1977) Biological consequences of oil spills. In: Lenihan en Fletcher (eds) *The marine environment*, chapter 2, 12 p.
- 44 REYNDERS PHJ (1987) Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature London* 324 : 456-457.
- 45 RIJKSWATERSTAAT (1981) Scheepsongevallen op de Westerschelde over de periode 1966 tot en met 1978. Nota S.77.42, Rijkswaterstaat Dienst Verkeerskunde, Dordrecht.
- 46 RIJKSWATERSTAAT (1985) Oriënterend onderzoek naar het gedrag van niet-zuurstofbindende en milieuvreemde stoffen in rioolwaterzuiveringsinstallaties. Nota 86.06, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA, Lelystad.
- 47 RIJKSWATERSTAAT (1986) De waterkwaliteit van Nederland. Indicatief Meerjarenprogramma water 1985-1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- 48 RIJKSWATERSTAAT (1986) Rijks waterkwaliteitsplan 1986. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 136 p.
- 49 RIJKSWATERSTAAT (1986) Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het eerste kwartaal 1985. Rijkswaterstaat/Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
- 50 RIJKSWATERSTAAT (1986) Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het tweede kwartaal 1985. Rijkswaterstaat/Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
- 51 RIJKSWATERSTAAT (1986) Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het derde kwartaal 1985. Rijkswaterstaat/Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.

- 52 RIJKSWATERSTAAT (1986) Kwaliteitsonderzoek in de rijkswateren. Verslag van de resultaten over het vierde kwartaal 1985. Rijkswaterstaat/Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
- 53 RIJKSWATERSTAAT (1988) Evaluatie ontziltling Zoommeer. Nota AX 88.120, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 54 STAP P VAN DE (1981) A branched one-dimensional waterquality model. Nota FAO-8102, Rijkswaterstaat Fysische Afdeling, Den Haag.
- 55 STEUR (1988) Beschrijving van enkele bodemdieren in de Nederlandse Noordzee, Waddenzee en Deltawateren. Literatuuronderzoek. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg/Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- 56 STORTELDER P en HOLLAND AMB (1984) Risico's van het vervoer van olie en vloeibare toxische stoffen. Een eerste verkenning in verband met de verdieping van de Westerschelde. Nota DDMI-84.07, Rijkswaterstaat Deltadienst, Middelburg.
- 57 SWENNEN C (1972) Chlorinated hydrocarbons attacked the Eider population in the Netherlands. *TNO-Nieuws* 27.
- 58 WL (1985) Waterkwaliteitsplan Noordzee. Verslag van onderzoek, deel 2. Nota R2000-2b, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

OVERZICHT VAN FIGUREN

- 1 Ligging van lozingspunten in het Westerscheldebekken.
- 2 Aantropogene fractie van de cadmiumbelasting.
- 3 Antropogene fractie van de kwikbelasting.
- 4 Antropogene fractie van de chroombelasting.
- 5 Antropogene fractie van de koperbelasting.
- 6 Antropogene fractie van de loodbelasting.
- 7 Antropogene fractie van de zinkbelasting.
- 8 Opbouw van de antropogene fractie van de cadmiumbelasting.
- 9 Opbouw van de antropogene fractie van de kwikbelasting.
- 10 Opbouw van de antropogene fractie van de chroombelasting.
- 11 Opbouw van de antropogene fractie van de koperbelasting.
- 12 Opbouw van de antropogene fractie van de loodbelasting.
- 13 Opbouw van de antropogene fractie van de zinkbelasting.
- 14 Verloop van het gehalte totaal-zink op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 15 Verloop van het gehalte opgelost zink op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 16 Trend van totaal-zink te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985.
- 17 Trend van totaal-koper te Schaar van Ouden Doel over de periode 1982-1984.
- 18 Trend van totaal-chroom te Vlissingen over de periode 1975-1981.
- 19 Trend van totaal-lood te Hansweert over de periode 1975-1981.
- 20 Trend van totaal-lood te Vlissingen over de periode 1975-1981.
- 21 Verloop van het gehalte totaal-cadmium op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 22 Verloop van het gehalte opgelost cadmium op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 23 Trend van totaal-cadmium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985.
- 24 Trend van totaal-cadmium te Terneuzen over de periode 1977-1981.
- 25 Trend van totaal-nikkel te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981.
- 26 Trend van totaal-kwik te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985.
- 27 Trend van totaal-kwik te Hansweert over de periode 1975-1981.
- 28 Verloop van het oliegehalte, bepaald via infrarood spectrofotometrie, op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 29 Het gehalte van vluchtige organische chloorverbindingen op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1983-1986.
- 30 Verloop van de gehalten van chloroform en trichloorethyleen te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.
- 31 Verloop van de gehalten van tetrachlooretheen en 1,1,1-trichloorethaan te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.
- 32 Het gehalte van extraheerbare organische chloorverbindingen op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1983-1986.
- 33 Gehalten van dichloorbenzenen te Schaar van Ouden Doel in de periode 1985-1986 en te Hansweert, Terneuzen en Vlissingen in het jaar 1986.
- 34 Gehalten van trichloorbenzenen en 1-chloor-2-nitrobenzeen te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986, respectievelijk 1985-1986.

- 35 Verloop van de gehalten van cholinesteraseremmers en hexachloorcyclohexaan te Schaar van Ouden Doel in de periode 1982-1986, respectievelijk 1981-1986, met enkele waarnemingen (?) te Vlissingen.
- 36 Trend van hexachloorbenzeen (HCB) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985.
- 37 Verloop van de gehalten van endosulfan-alpha en dichloordifenyiltrichlooeethaan te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986.
- 38 Verloop van de gehalten van dichloordifenyldichlooreethaan en dichloordifenyldichlooretheen te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986.
- 39 Verloop van de gehalten van zes PCB-congeneren te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986.
- 40 Verloop van de gehalten van fenol-totaal en waterdampvluchtige fenolen op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1984, respectievelijk 1985-1986.
- 41 Gehalten van 2,4,6-trichloorfenol en pentachloorfenol te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1982-1986.
- 42 Verloop van het gehalte van poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986, met indicentele waarnemingen van de overige drie meetpunten.
- 43 Verloop van de gehalte van zes poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986, respectievelijk 1983-1986, met indicentele waarnemingen te Vlissingen.
- 44 Trend van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1979.
- 45 Trend van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1980-1985.
- 46 Resterende bèta-activiteit in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 47 Trend van resterende bèta-activiteit te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981.
- 48 Trend van resterende bèta-activiteit te Hansweert over de periode 1975-1981.
- 49 Bèta-activiteit van tritium in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 50 Trend van tritium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981.
- 51 Trend van tritium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1982-1984.
- 52 Trend van tritium te Hansweert over de periode 1982-1984.
- 53 Trend van tritium te Terneuzen over de periode 1982-1984.
- 54 Trend van tritium te Vlissingen over de periode 1975-1981.
- 55 Trend van tritium te Vlissingen over de periode 1982-1985.
- 56 Totaal-alpha-activiteit in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 57 Alpha-activiteit van radium-226 in de Westerschelde in de periode 1981-1984.
- 58 Grafische bepaling van de Westerschelde-waterkwaliteitsdoelstelling.
- 59 Verspreiding van een lozing op de Westerschelde, berekend met het model CALM00.
- 60 Effecten van temperatuur en zoutgehalte op de toxiciteit van zink voor het nonnetje.
- 61 Gehalte van PCB's in bodemdieren en zwevend stof uit het overgangsgebied van de Westerschelde, in 1987.
- 62 Ruimtelijke variatie van het PCB-138-gehalte in bodemdieren uit de Westerschelde, in 1987.
- 63 Ruimtelijke variatie van het PCB-153-gehalte in bodemdieren uit de Westerschelde, in 1987.
- 64 Gehalte van PCB's (som 7) in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.

- 65 **Gehalte van PAK's (som 6) in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 66 **Cadmiumgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 67 **Chroomgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 68 **Kopergehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 69 **Loodgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 70 **Kwikgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 71 **Zinkgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987.**
- 72 **Vergelijking van de cadmiumgehalten in mosselen uit Nederlandse kustwateren met de effect-indicatieve waarden.**
- 73 **Effect van sanering op de antropogene fractie van de zware-metalenbelasting.**

OVERZICHT VAN TABELLEN

- 1 Belasting van de Westerschelde met zware metalen, in 1985.
- 2 Belasting van de Westerschelde met PAK's en PCB's in 1985.
- 3 Belasting van de Westerschelde met microverontreinigingen door lozingen vanuit de Bathse Spuisluis in 1987.
- 4 Geschatte belasting van de Westerschelde met zware metalen door lozingen vanuit de Bathse Spuisluis en de Kreekraksluizen, in 1988.
- 5 Natuurlijke concentraties van zware metalen in het water dat de Westerschelde instroomt.
- 6 De ranges van waargenomen en berekende jaargemiddelde totaalgehalten van zware metalen in de Westerschelde, voor het jaar 1985.
- 7 Jaargemiddelde gehalten van zware metalen in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 8 Jaargemiddelde gehalten van andere metalen in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 9 Jaargemiddelde gehalten van vluchtige organochloorverbindingen (VOCL) en enkele afzonderlijk bepaalde componenten, te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.
- 10 Jaargemiddelde gehalten van extraheerbare organochloorverbindingen (EOCL) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1983-1986.
- 11 Jaargemiddelde gehalten van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.
- 12 Opbouw van de natuurlijke radioactiviteit van zeewater.
- 13 Jaargemiddelde resterende bèta-activiteit en waterafvoer te Schaar van Ouden Doel in de periode 1978-1986.
- 14 Jaargemiddelde totale alpha-activiteit in de Westerschelde in de periode 1981-1986.
- 15 Jaargemiddelde som-alpha+bèta-activiteit, periode 1981-1986.
- 16 Waterkwaliteitsdoelstellingen voor de Westerschelde.
- 17 Toetsing van de waterkwaliteit over de periode 1981-1986.
- 18 Balans van scheepsongevallen in de Westerschelde in de periode 1966-1978.
- 19 Aantallen zeeschepen betrokken bij het vervoer van nafta en ruwe olie over de Westerschelde in 1981, onderverdeeld naar lading en capaciteit.
- 20 Schatting van de kans op het optreden van olie- en naftalozingen van een bepaalde omvang, als gevolg van ongevallen met zeeschepen.
- 21 Enkele belangrijke stoffen uit de toxiciteitsklassen A en B van de MARPOL-Convention 73/78 Annex II van 1973.
- 22 Schatting van het jaarlijks vervoer van vloeibare toxische stoffen door zeeschepen over de Westerschelde.
- 23 Schatting van de kans op het optreden van chemicaliënlozingen van een bepaalde omvang, als gevolg van ongevallen met zeeschepen.
- 24 Informatie over de lading van de schepen die in de periode 1966-1978 betrokken waren bij een ongeval op de Westerschelde.
- 25 Schatting van de letale concentratie van enkele oliesoorten op basis van SAD-gehalten, voor larvale en adulte bodemdieren bij een expositieduur van enkele uren.
- 26 Gehalten van PCB-138 en PCB-153 in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.
- 27 Gehalten van twee polyaromatische koolwaterstoffen in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.

- 28 Gehalte van cadmium in enkele bodemdiersoorten uit drie gebieden van de Westerschelde, zomer 1987.
- 29 PCB-gehalten in mosselen uit de omgeving van Terneuzen in de periode 1985-1987, berekend op basis van drooggewicht en vetgehalte.
- 30 Het PAK-gehalte (zes van Borneff) in mosselen bij Terneuzen, in de periode 1985-1987.
- 31 Schatting van de concentratiefactor Visdiefje/Garnaal, voor enkele contaminanten.
- 32 Planning van saneringsmaatregelen bij de industrie langs de zuidelijke deltawateren.
- 33 Directe lozingen van microverontreinigingen op het Nederlands deel van de Westerschelde in 1980 en 1985, met een voorspelling voor 1990.
- 34 Directe lozingen van microverontreinigingen op de Nederlandse Rijntakken in 1980 en 1985, met een voorspelling voor 1990.
- 35 Referentiegehalten en geactualiseerde Waterkwaliteits Doelstellingen Westerschelde, vergeleken met de gehalten in 1985 en de gehalten na 50% reductie van de belasting.

OVERZICHT VAN BIJLAGEN

- 1 Grensoverschrijdende jaarvrachten van zware metalen en organische microverontreinigingen te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986.**
- 2 Overzicht van microverontreinigingen waarop trendanalyse is toegepast, met vermelding van de gebruikte correcties.**

COLOFON

omslagfoto	LANDSAT
tekenwerk	A. de Buck
drukwerk	Pitman BV, Goes
redactionele ondersteuning en lay-out	Bureau RDD <i>Aquatic Ecosystems</i> , Groningen  

Vergelijking grensoverschrijdende jaarvrachten te Schaer van Ouden
Doel in kg.

STOF	1981	1982	1983	1984	1985	1986
OPG AS	*****	*****	38730	39301	33902	31100
TOT AS	*****	*****	52674	60939	53917	42508
OPG CD	4103	1714	1728	958	1436	1981
TOT CD	10330	8137	5840	8117	7921	5643
OPG CR	10342	7612	6391	7781	5013	2378
TOT CR	87987	121856	83138	118272	85680	86760
OPG CU	30834	9398	12230	20317	13507	8223
TOT CU	61835	52651	45494	94181	64266	49991
OPG FE	*****	392055*	83798	62227	*****	*****
TOT FE	*****	20977600	14033600	22176000	16273600	21152101
OPG PB	8977	4956	1951	1643	1299	1226
TOT PB	83518	78333	64120	96367	86218	61474
OPG NI	187488	*****	55630	82723	56045	46630
TOT NI	191968	*****	68880	106501	77918	64456
OPG Zn	123424	84896	60379	95782	64534	52885
TOT Zn	367920	416752	252876	390880	380016	270804
OPG HG	149	105	72	91	99	56
TOT HG	699	957	770	1111	1005	719
OPG Si	28235200	16662361*	20529600	28817600	23184000	23348851
CHLOROFYL	222432	72654	86766	72352	52651	15821
FENOL	24998	21190	19589	29445	*****	*****
W.V.FENOL	*****	*****	*****	*****	9986	5747
BBF	358*	242*	139*	311	254	240
BKF	*****	*****	53*	141	131	104
BAP	274*	189*	91*	255	257	213
PAK	1730*	1639*	892*	1112*	1172*	1415
A-ENDOS	*****	*****	5	12	4	9
FLU	*****	*****	232*	293	449	420
HCL BUTA	5*	4*	3*	1	3	3
IND PYR	*****	*****	105*	286	549	218
B(GHI)PE	*****	*****	34*	108	202	187
12 DCB	*****	*****	*****	*****	5217	458
13 DCB	*****	*****	*****	*****	118	490
14 DCB	*****	*****	*****	*****	294	103
246 TCP	*****	314*	*****	*****	171	157
245 TCP	*****	*****	*****	*****	8	9
PCP	*****	157*	514	531	324	412
P.P'-DDT	0*	0*	3*	2	2	4
P.P'-DDD	0*	0*	4*	10	7	2
P.P'-DDE	0*	0*	4*	4	6	6
HCH-A	5	7	14	18	12	9
HCH-B	*****	*****	2	*****	5	3
HCH-C	202*	216	155	250	272	136
DIELDRIN	*****	2	4	7	9	3
ENDRIN	13	*****	*****	*****	*****	*****
CHOLR	*****	3960*	5745*	8905	14426	7418
HCB	4	3	2	4	7	4
EOCL	*****	*****	7557	16610	10830	9685
VOCL	*****	*****	23733	40600	37912	19484
PCB 28	*****	*****	5	3	4	9
PCB 52	*****	*****	10	14	7	9
PCB 101	*****	*****	13	14	11	16
PCB 153	*****	*****	*****	14	13	23
PCB 138	*****	*****	13	14	14	10
PCB 180	*****	*****	11	15	13	12
P-CNB	*****	*****	*****	*****	40	27
DCB	343*	529*	408*	*****	5678	786
TCB	*****	*****	*****	*****	1248	216

1172* berekend met jaargemiddeld debiet x jaargemiddelde conc.

***** niet gemeten geen kwaliteitsgegevens bekend

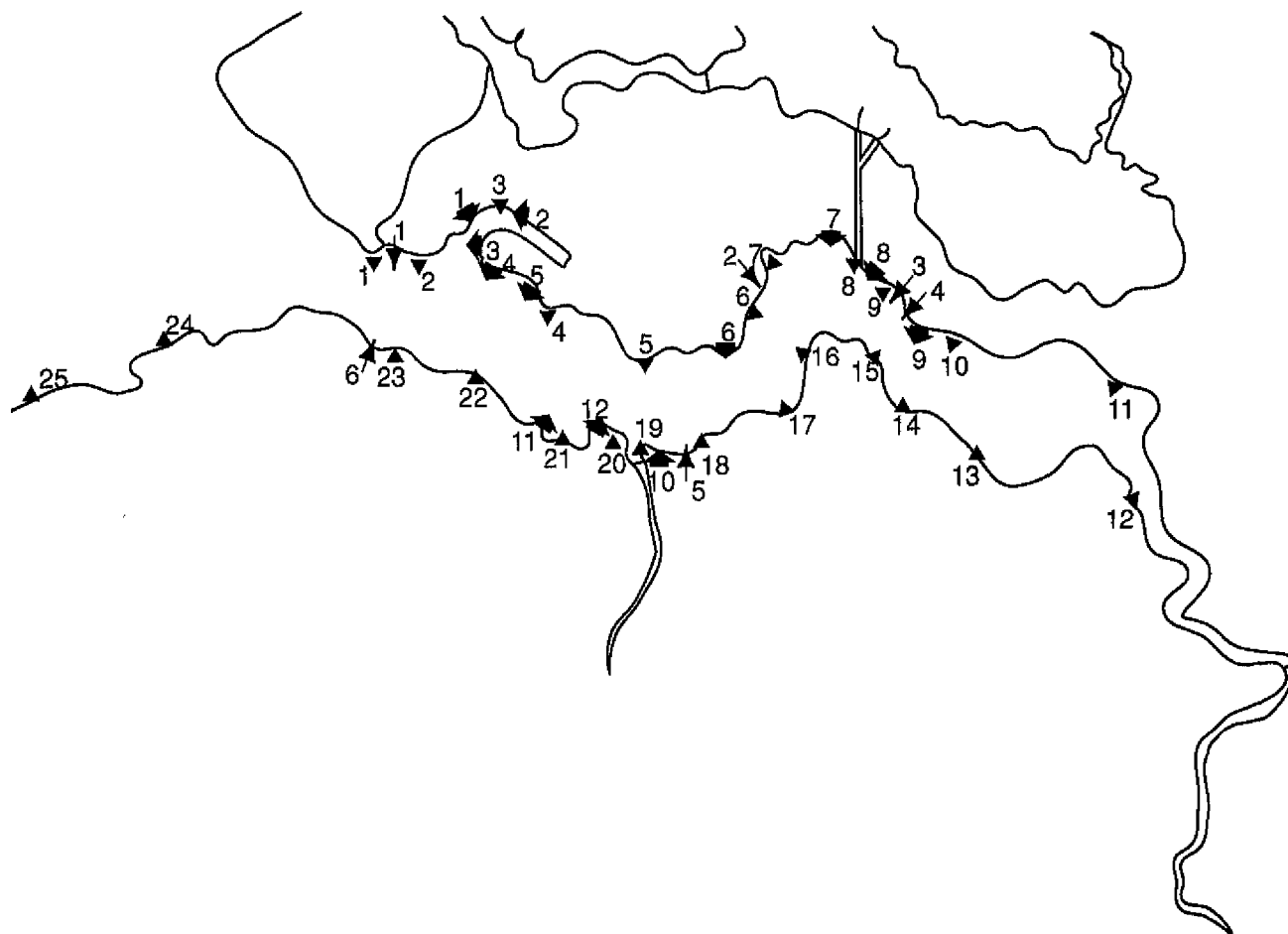
OVERZICHT VAN ONDERZOCHE PARAMETERS EN CORRECTIES.

Parameter- nummer	Parameter- naam	Correctievariabelen:			Seizoen- correctie
		temp. afv. (10)	zw.st.me (58)	(500)	
1051	PB	-	+	+	.
1034	CR	-	+	+	.
1067	NI	-	+	+	.
71900	HG	-	+	+	.
1027	CD	-	+	+	.
1092	ZN	-	+	+	.
1042	CU	-	+	+	.
75049	R-beta	-	+	+	.
7020	3H	-	+	+	.
9521	226RA	-	+	+	.
13511	90SR	-	+	+	.
1511	T-alpha	-	+	+	.
32028	PAK	-	+	+	.
31617	tb.coli	-	+	.	.
31690	tot.coli	-	+	.	.
32735	wv.fenol	-	+	+	.
39340	C-HCH	-	+	+	.
39700	HCB	-	+	+	.

+ Betekent dat de betreffende correctie aan het model is opgegeven.
 Als daardoor in de trendanalyse een deel van de variantie wordt
 verklaard, dan wordt die correctievariabele in het model opgenomen

figuur 1 :

Ligging van lozingspunten in het Westerschelde bekken.



▼ Polderlozingen en kanalen:

- 1 Kan. door Walcheren
- 2 Ritthem
- 3 Quarlespolder
- 4 Borssele
- 5 Hellewout
- 6 Groenewege
- 7 Maelstede
- 8 Kan. door Zuid-Beveland
- 9 Glerum
- 10 Waarde
- 11 Uitwateringssluis
- 12 Uitwateringssluis Hedwigepolder
- 13 Paal
- 14 Kruispolder
- 15 Walsoorden
- 16 Uitwateringssluis Nijspolder
- 17 Campen
- 18 Uitwateringssluis Otheense kreek
- 19 Kan. Gent-Terneuzen
- 20 Uitwateringssluis Westelijke Rijkswaterleiding
- 21 Uitwateringssluis Braakman
- 22 Uitwateringssluis Hoofdplaat
- 23 Nummer een
- 24 Nieuwe sluis
- 25 Cadzand Bad

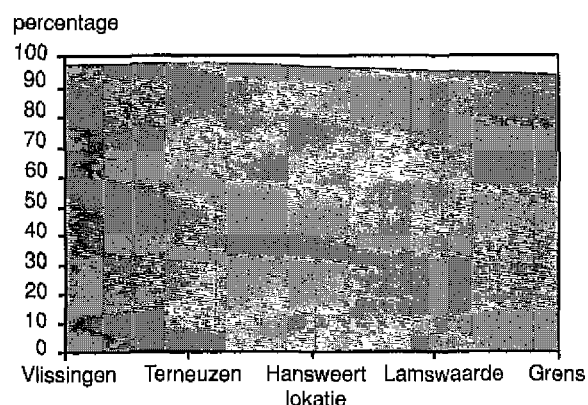
▼ Bedrijfsafvalwaterlozingen:

- 1 Aantal kleinere bedrijven
- 2 Pechiney Nederland N.V.
- 3 M. en T. Chemicals B.V.
- 4 Hoechst Holland N.V.
- 5 Total Raffinaderij Nederland N.V.
- 6 Spyer van de Vijver en Zwanenburg B.V.
- 7 C. Oostrom's Concervfabriek B.V.
- 8 C. Meijer
- 9 General Electric Plastics B.V.
- 10 AWL (diverse chemische bedrijven)
- 11 PZEM
- 12 Dow Chemicals B.V.

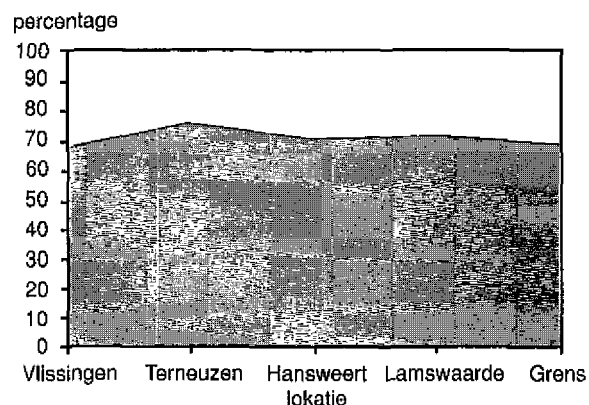
↓ Communale lozingen:

- 1 Ritthem
- 2 Willem Annapolder
- 3 Waarde
- 4 Bath
- 5 Terneuzen
- 6 Breskens

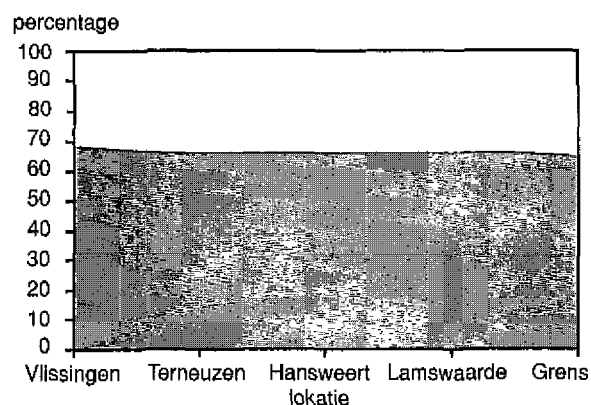
Figuur 2 :
Antropogene fractie van de cadmiumbelasting



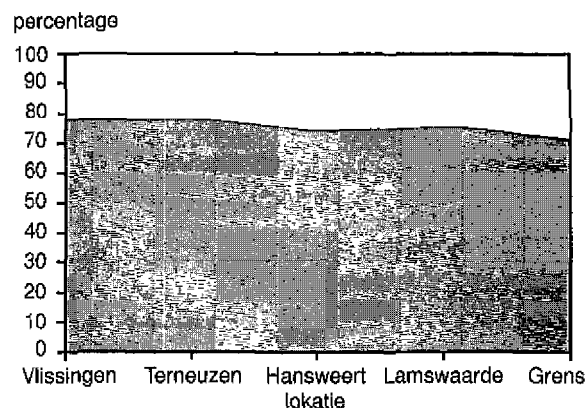
Figuur 3 :
Antropogene fractie van de kwikbelasting



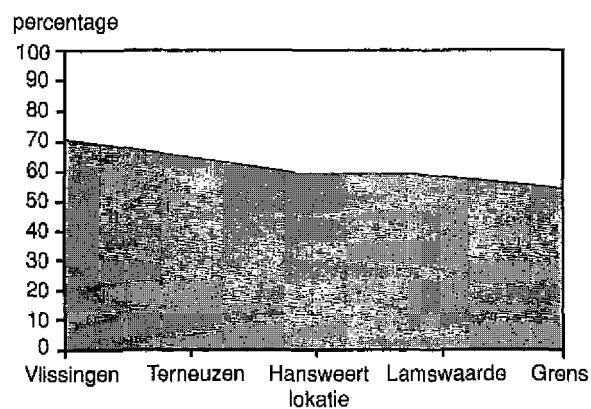
Figuur 4 :
Antropogene fractie van de chroombelasting



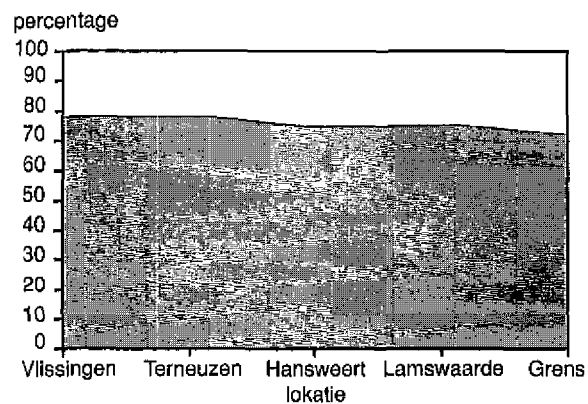
Figuur 5 :
Antropogene fractie van de koperbelasting



Figuur 6 :
Antropogene fractie van de loodbelasting

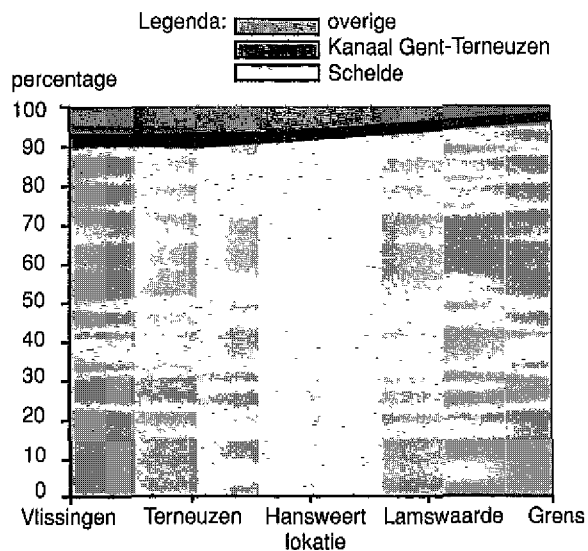


Figuur 7 :
Antropogene fractie van de zinkbelasting

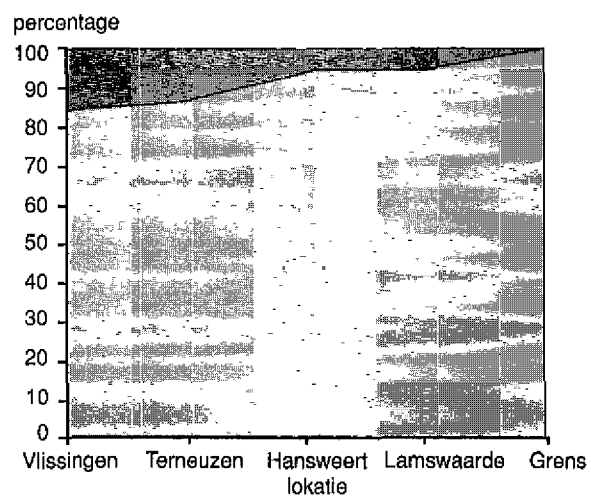


Figuur 8 :

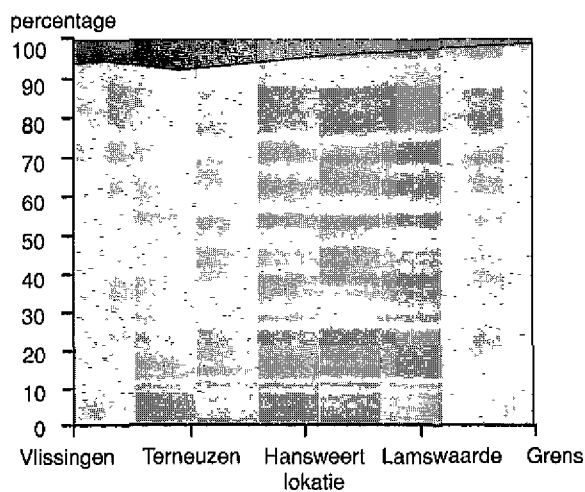
Opbouw van de antropogene fractie van
cadmiumbelasting

**Figuur 9 :**

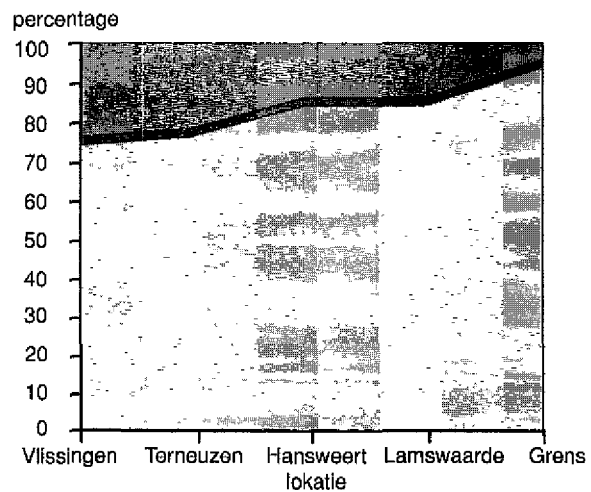
Opbouw van de antropogene fractie van
kwikbelasting

**Figuur 10 :**

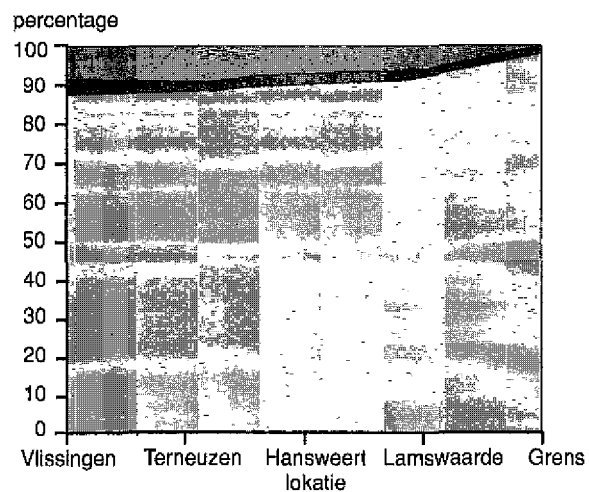
Opbouw van de antropogene fractie van
chroombelasting

**Figuur 11 :**

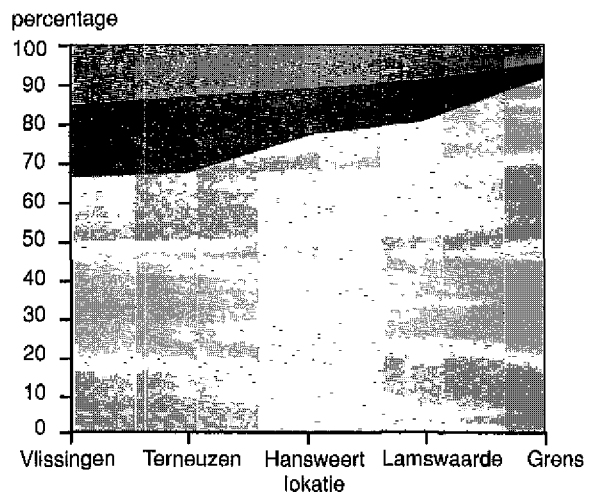
Opbouw van de antropogene fractie van
koperbelasting

**Figuur 12 :**

Opbouw van de antropogene fractie van
loodbelasting

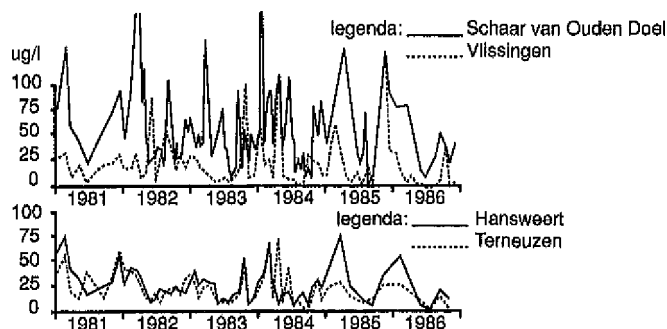
**Figuur 13 :**

Opbouw van de antropogene fractie van
zinkbelasting

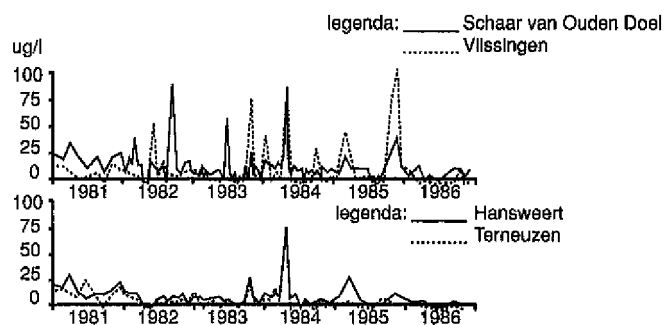


Figuur 14 :

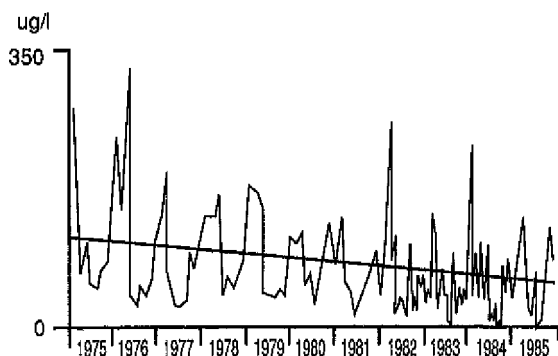
Verloop van het gehalte totaal-zink op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 15 :**

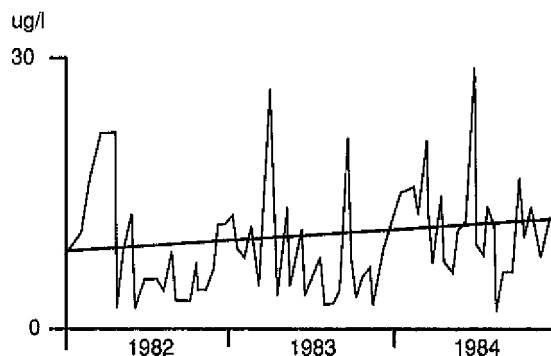
Verloop van het gehalte opgelost zink op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 16 :**

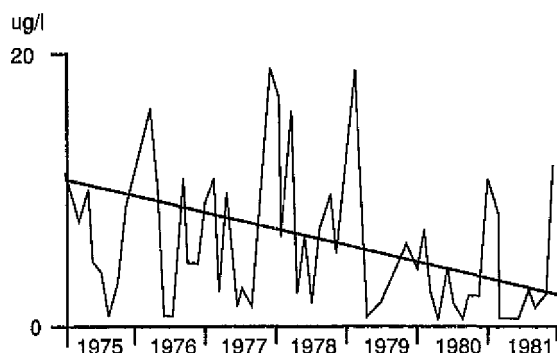
Trend van totaal-zink te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985

**Figuur 17 :**

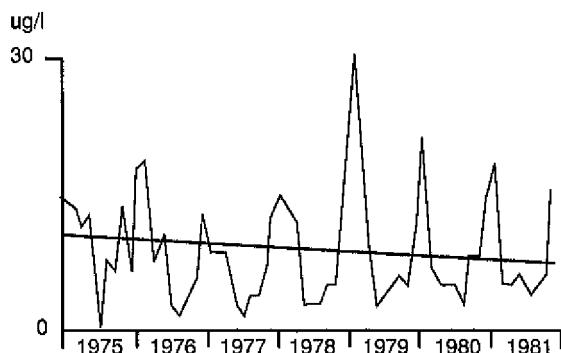
Trend van totaal-koper te Schaar van Ouden Doel over de periode 1982-1984

**Figuur 18 :**

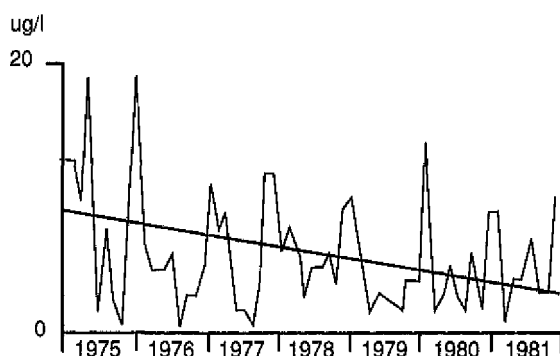
Trend van totaal-chroom te Vlissingen over de periode 1975-1981

**Figuur 19 :**

Trend van totaal-lood te Hansweert over de periode 1975-1981

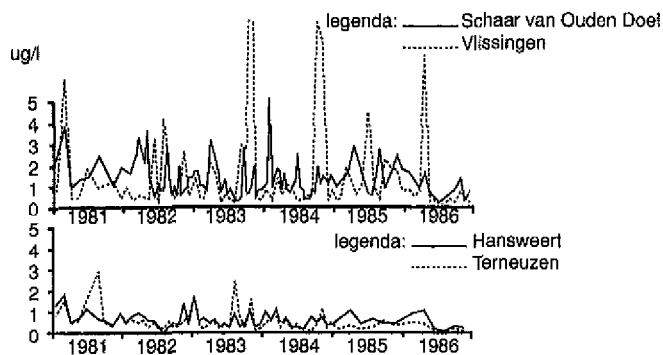
**Figuur 20 :**

Trend van totaal-lood te Vlissingen over de periode 1975-1981

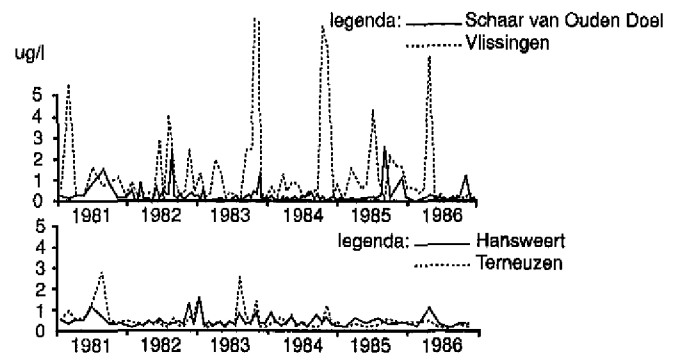


Figuur 21 :

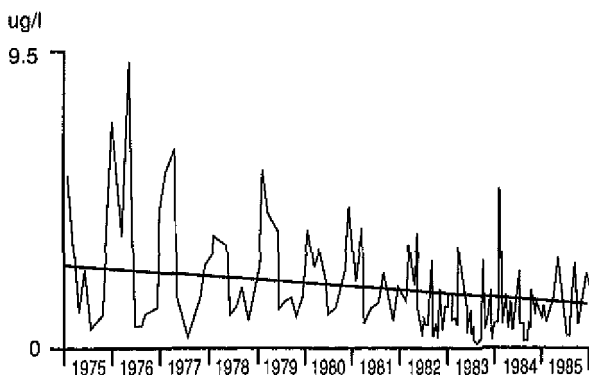
Verloop van het gehalte totaal-cadmium op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 22 :**

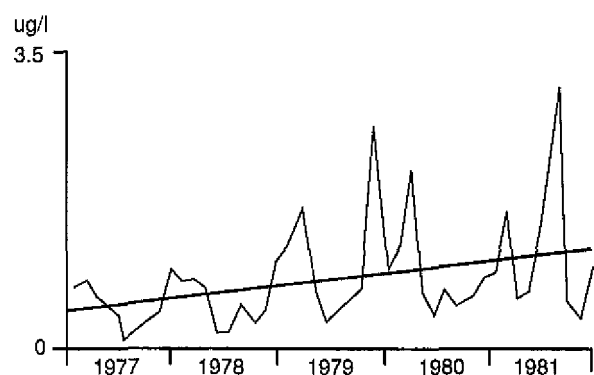
Verloop van het opgelost cadmium op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 23 :**

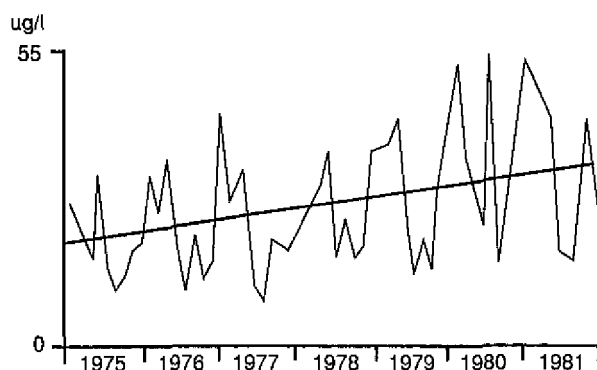
Trend van totaal-cadmium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985

**Figuur 24 :**

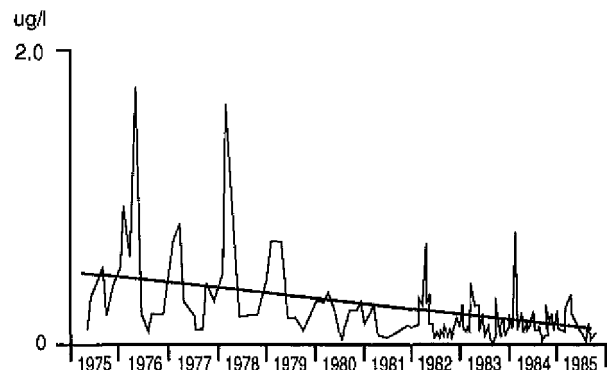
Trend van totaal-cadmium te Terneuzen over de periode 1977-1981

**Figuur 25 :**

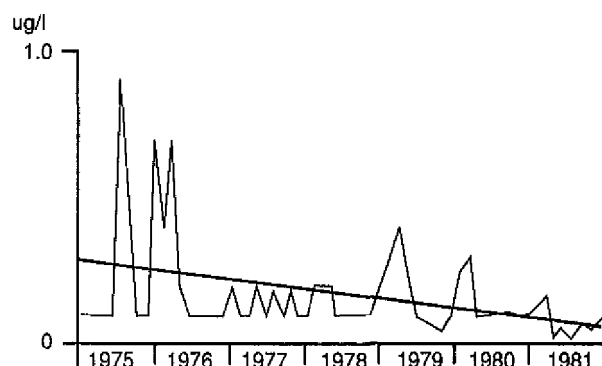
Trend van totaal-nikkel te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981

**Figuur 26 :**

Trend van totaal-kwik te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985

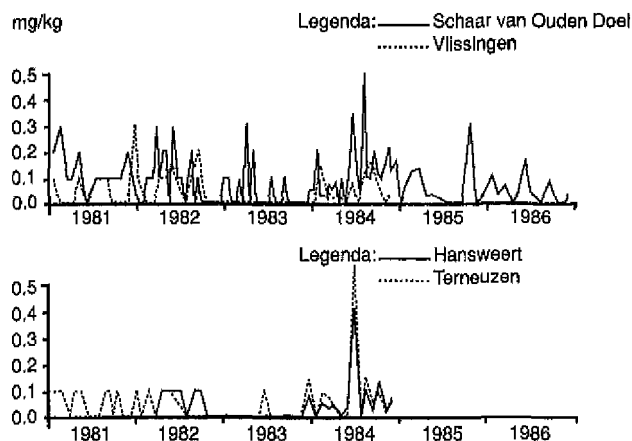
**Figuur 27 :**

Trend van totaal-kwik te Hansweert over de periode 1975-1981

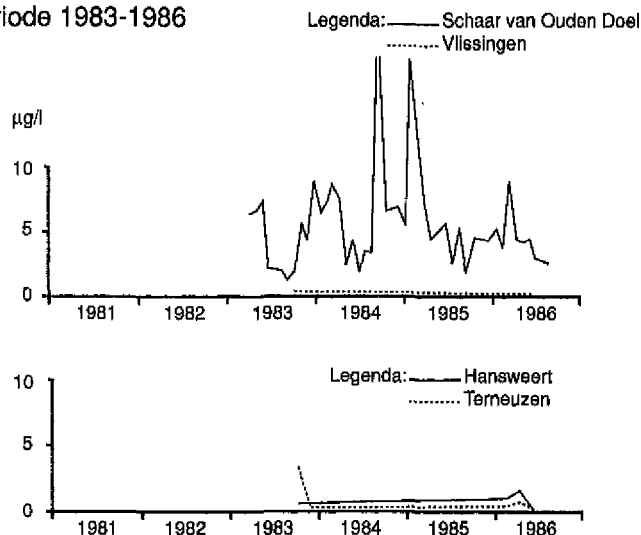


Figuur 28 :

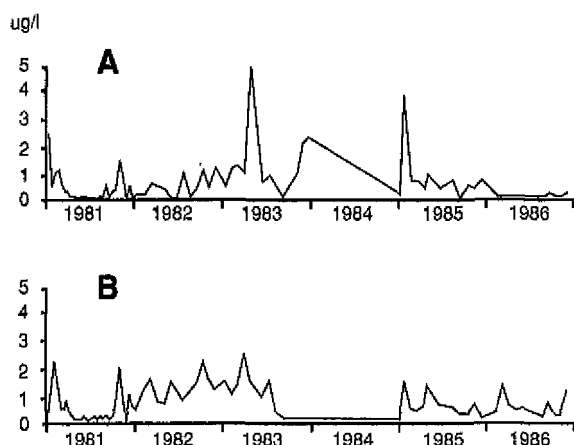
Verloop van het oliegehalte in water, bepaald via infrarood spectrofotometrie, op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 29 :**

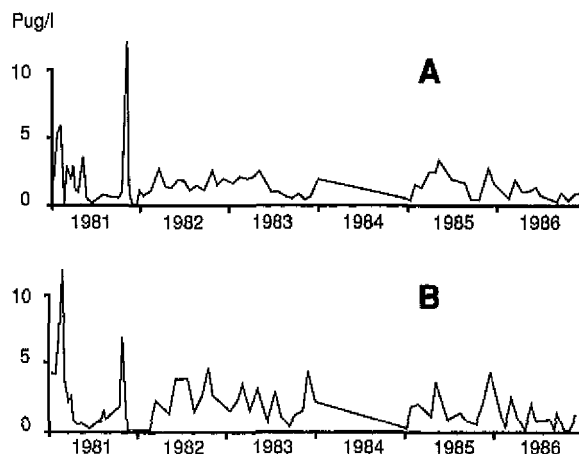
Het gehalte van vluchtige organische chloorverbindingen op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1983-1986

**Figuur 30 :**

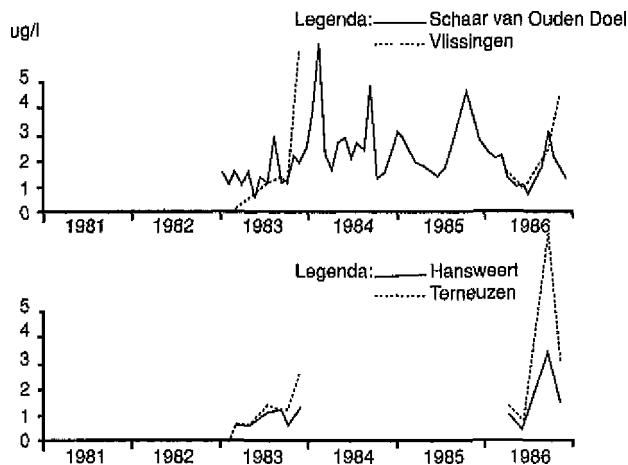
Verloop van de gehalten A)chloroform en B)trichloorethyleen te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986

**Figuur 31 :**

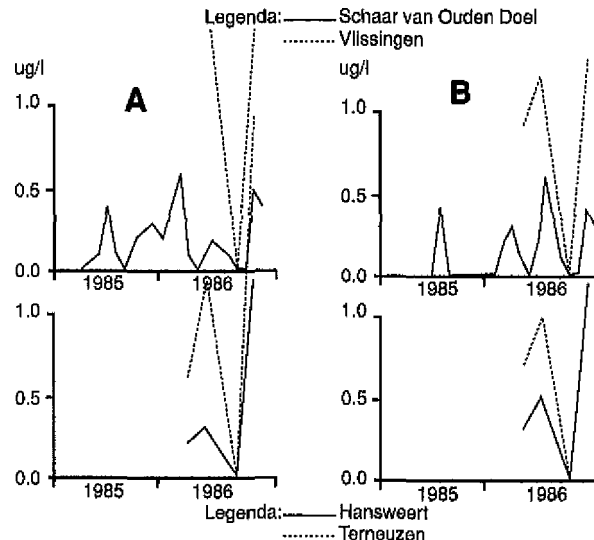
Verloop van de gehalten van A)tetrachlooretheen en B)1,1,1-trichloorethaan te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986

**Figuur 32 :**

Het gehalte van extraheerbare organische chloorverbindingen op vier meetpunten in de Westerschelde in de periode 1983-1986

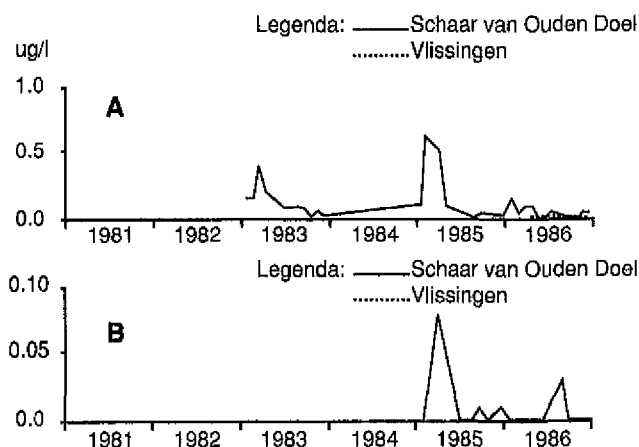
**Figuur 33 :**

Gehalten van 1,2 en 1,4 dichloorbenzeen (A) en 1,3 dichloorbenzeen (B) in de Westerschelde in 1985 en 1986

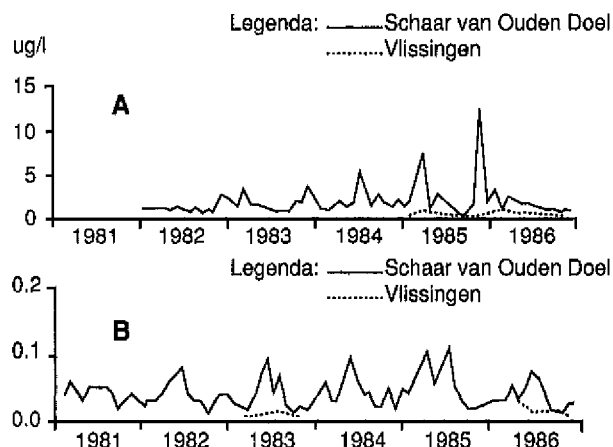


Figuur 34 :

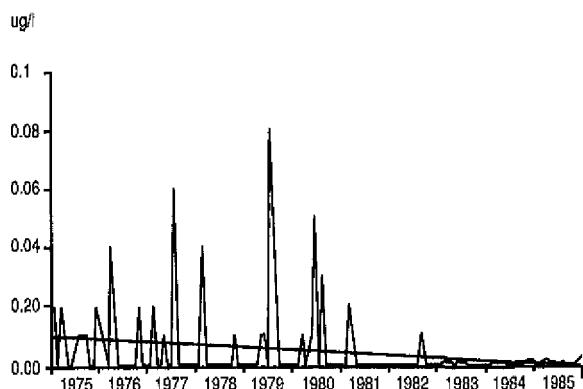
Gehalten van A) trichloorbenzenen en B) 1-chloor-2-nitro-benzeen te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986, respectievelijk 1985-1986

**Figuur 35 :**

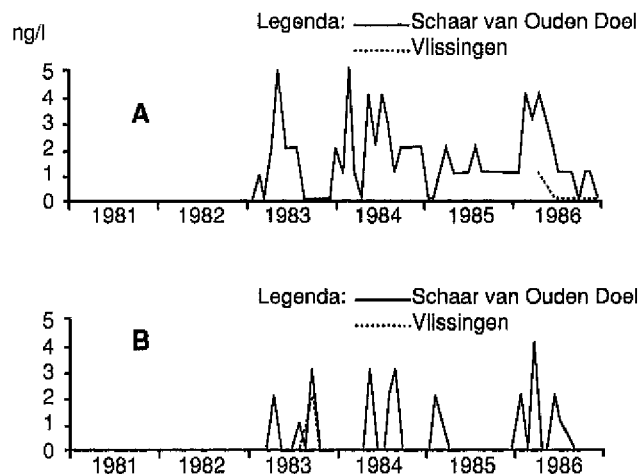
Verloop van de gehalten van A) cholinesteraseremmers en B) hexachloorcyclohexaan te Schaar van Ouden Doel in de periode 1982-1986, respectievelijk 1981-1986, met enkele waarnemingen te Vlissingen

**Figuur 36 :**

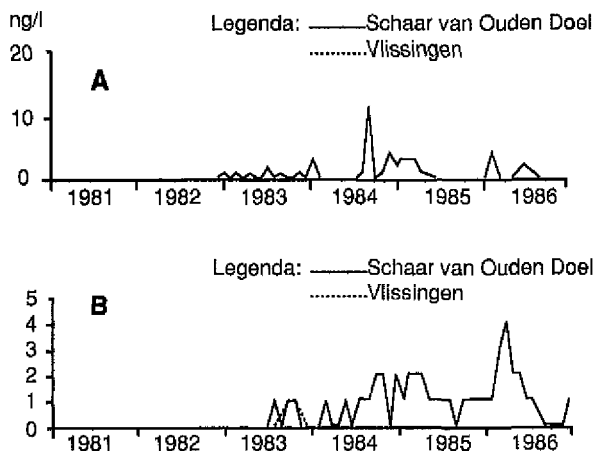
Trend van hexachloorbenzeen (HCB) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1985

**Figuur 37 :**

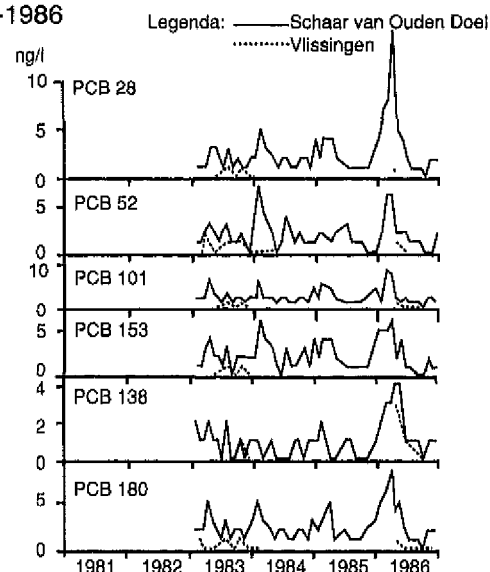
Verloop van de gehalten van A) endosulfan-alpha en B) di-chloordifenyiltrichloorethaan te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986

**Figuur 38 :**

Verloop van de gehalten van A) dichloordifenyldichloorethaan en B) dichloordifenyldichlooretheen te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986

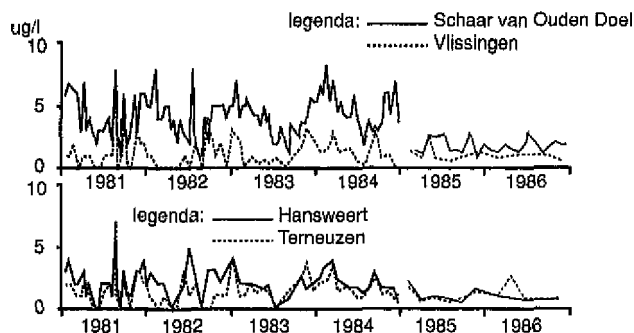
**Figuur 39 :**

Verloop van de gehalten van zes PCB-congeneren te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1983-1986

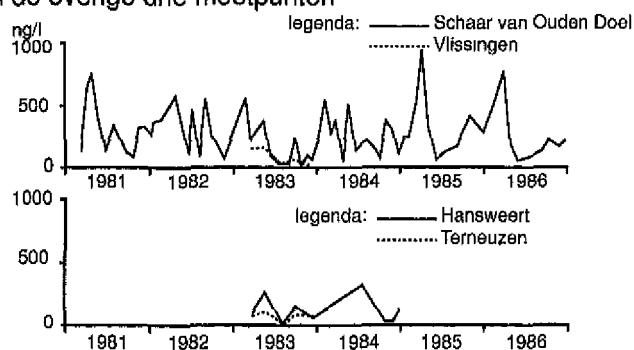


Figuur 40 :

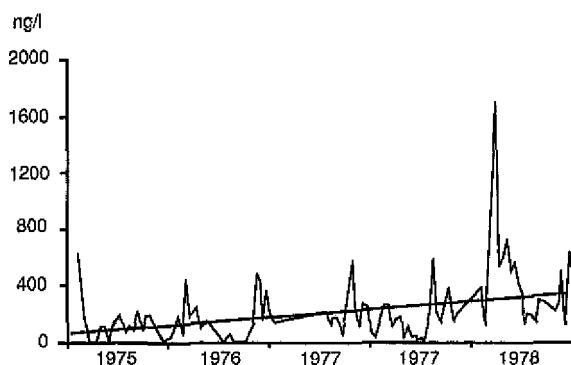
Verloop van de gehalten van fenol-totaal (1981-1984) en waterdampvluchtige fenolen (1985-1986) op vier meetpunten in de Westerschelde

**Figuur 42 :**

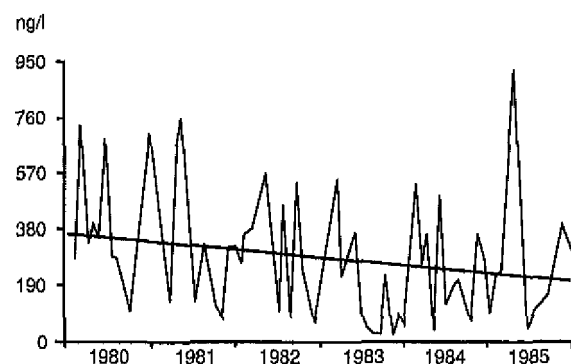
Verloop van de gehalten van poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986, met incidentele waarnemingen van de overige drie meetpunten

**Figuur 44 :**

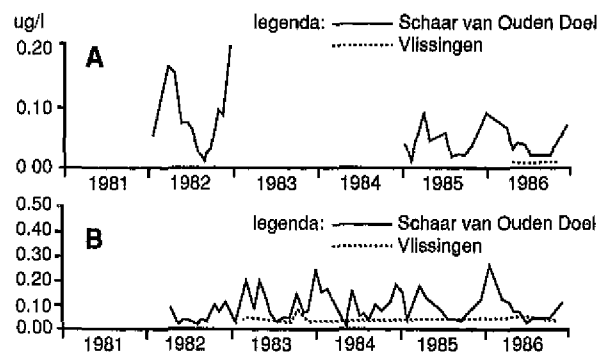
Trend van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1979

**Figuur 45 :**

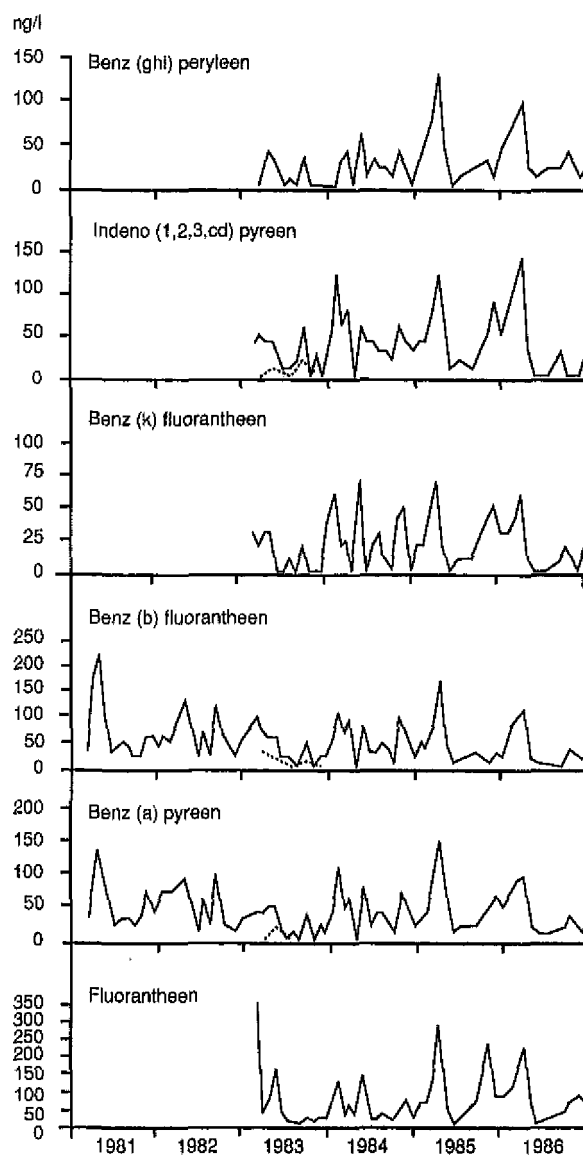
Trend van polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel over de periode 1980-1985

**Figuur 41 :**

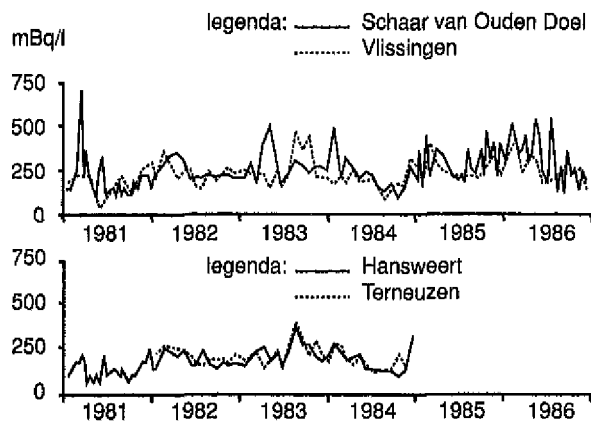
Gehalten van A) 2,4,6-trichloorfenol en B) pentachloorfenol te Schaar van Ouden Doel en Vlissingen in de periode 1982-1986

**Figuur 43 :**

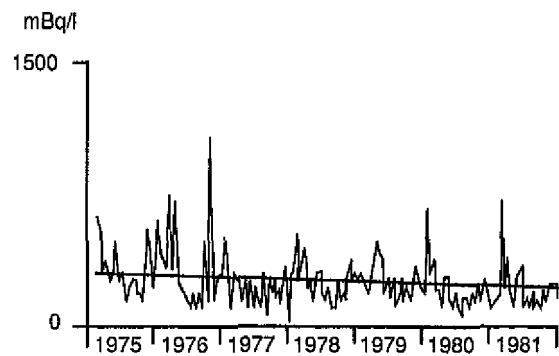
Verloop van de gehalten van zes individuele poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) te Schaar van Ouden Doel in de periode 1981-1986



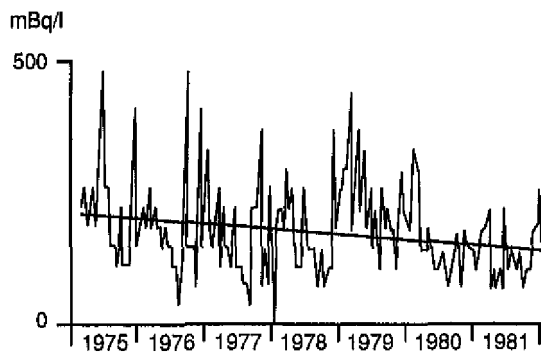
Figuur 46 :
Resterende bèta-activiteit in de Westerschelde over de periode 1981-1986



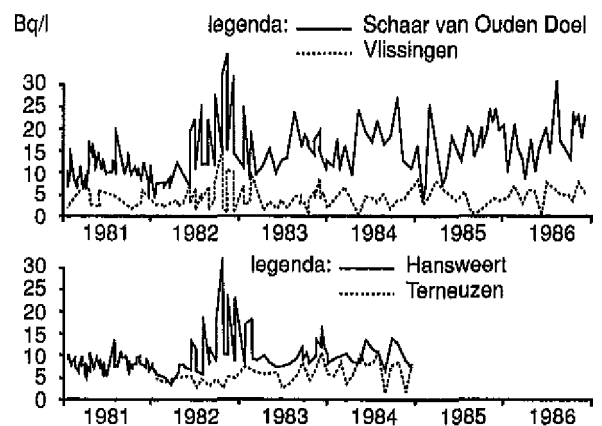
Figuur 47 :
Trend van resterende bèta-activiteit te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981



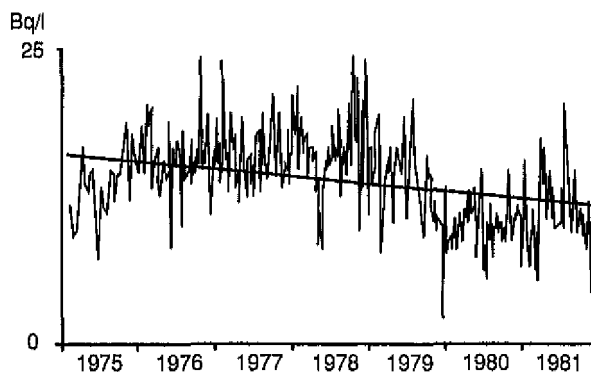
Figuur 48 :
Trend van resterende bèta-activiteit te Hansweert over de periode 1975-1981



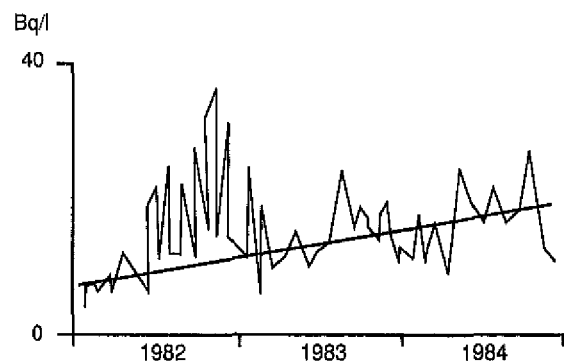
Figuur 49 :
Bèta-activiteit van tritium in de Westerschelde in de periode 1981-1986



Figuur 50 :
Trend van tritium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1975-1981

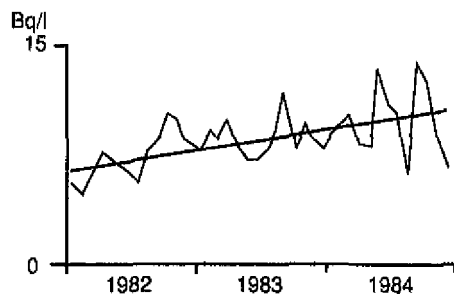


Figuur 51 :
Trend van tritium te Schaar van Ouden Doel over de periode 1982-1984

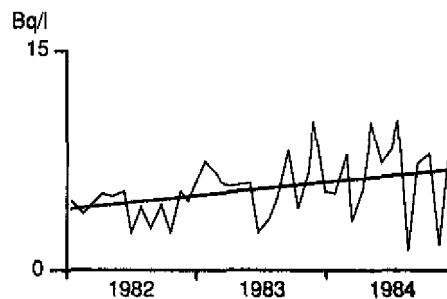


Figuur 52 :

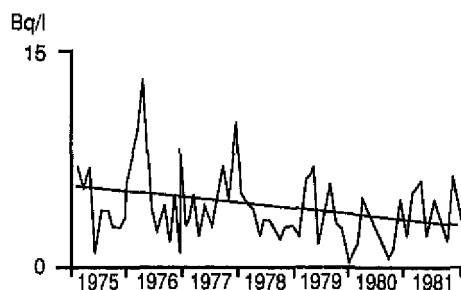
Trend van tritium te Schaar van Hansweert over de periode 1982-1984

**Figuur 53 :**

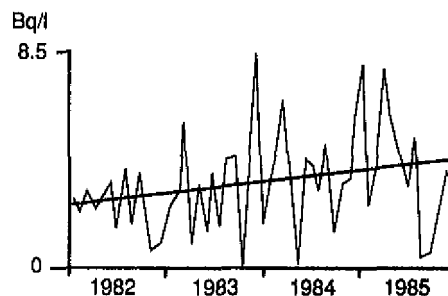
Trend van tritium te Terneuzen over de periode 1982-1984

**Figuur 54 :**

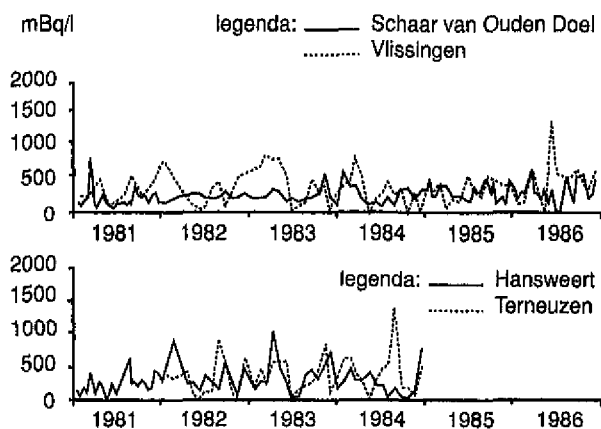
Trend van tritium te Vlissingen over de periode 1975-1981

**Figuur 55 :**

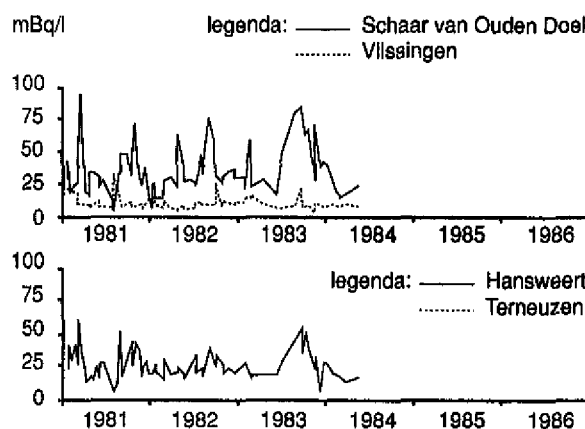
Trend van tritium te Vlissingen over de periode 1982-1985

**Figuur 56 :**

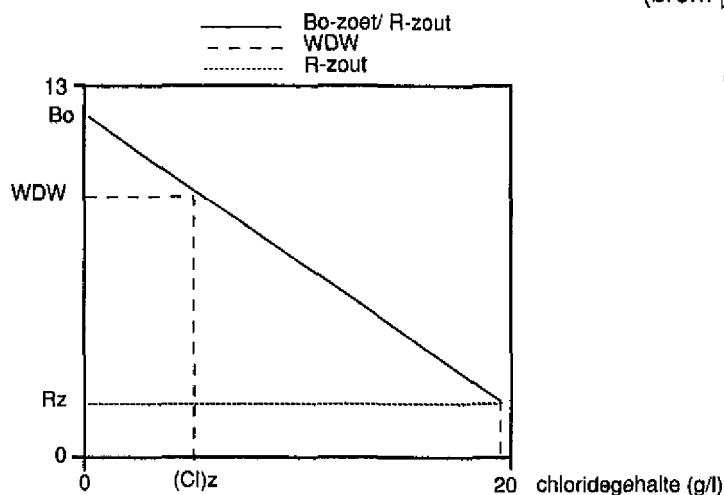
Totaal-alfa-activiteit in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**Figuur 57 :**

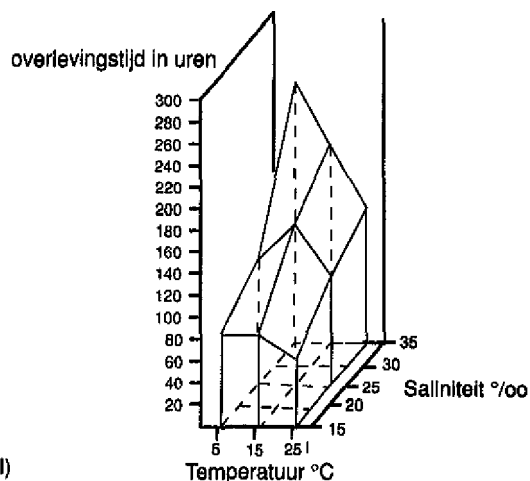
Alpha-activiteit van radium-226 in de Westerschelde in de periode 1981-1986

**figuur 58 :**

Grafische bepaling van de Westerschelde-waterkwaliteitsdoelstelling WDW

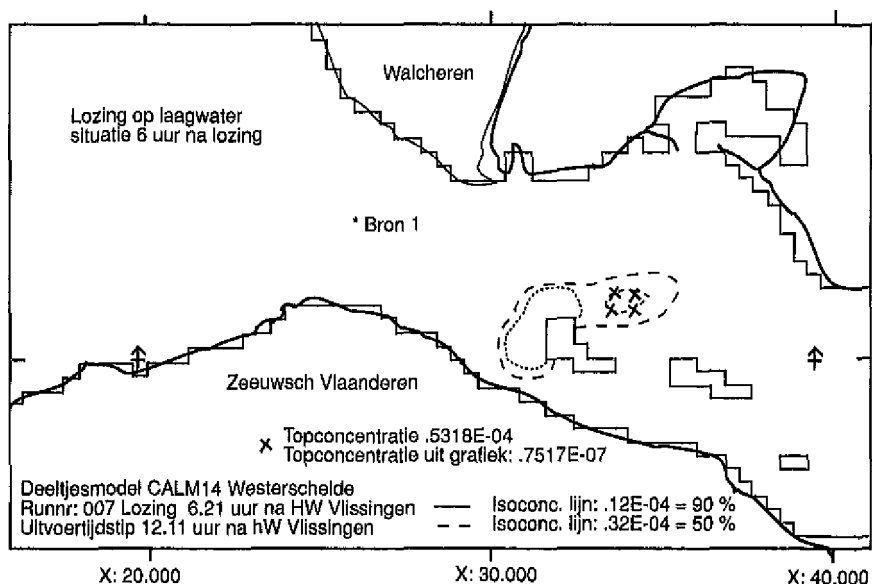
**figuur 60 :**

Effecten van temperatuur en zoutgehalte op de toxiciteit van zink (250 ppm) voor het nonnetje (bron: [39])



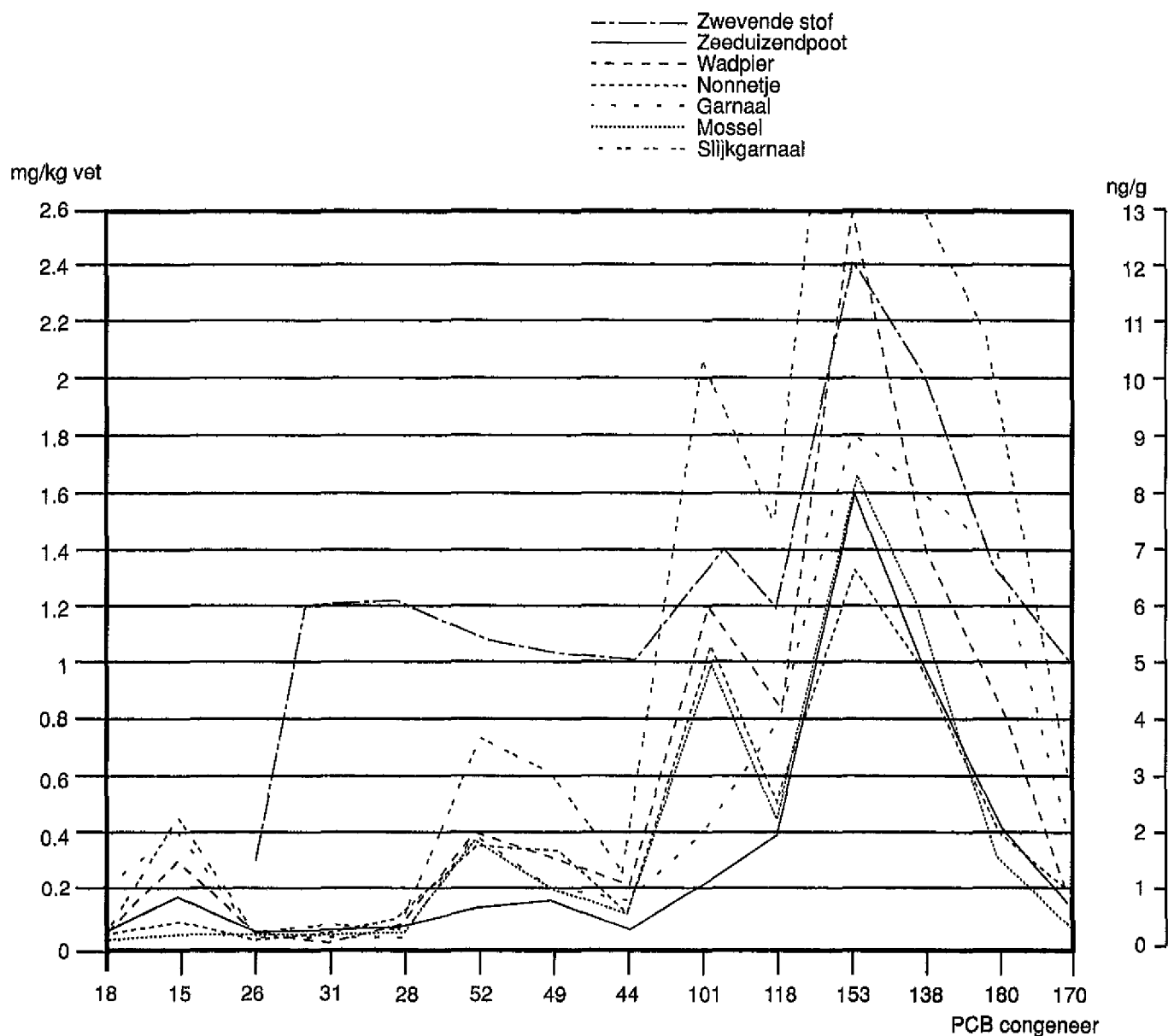
figuur 59:

Verspreiding van een lozing op de Westerschelde, berekend met het model CALM0D



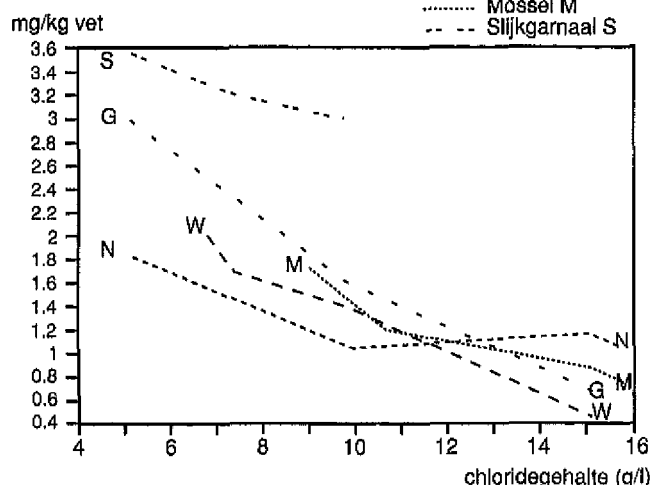
figuur 61 :

Gehalte van PCB's in bodemdieren (mg/kg vet) en zwevend stof (ng/g) uit het overgangsgebied van de Westerschelde, in augustus 1987



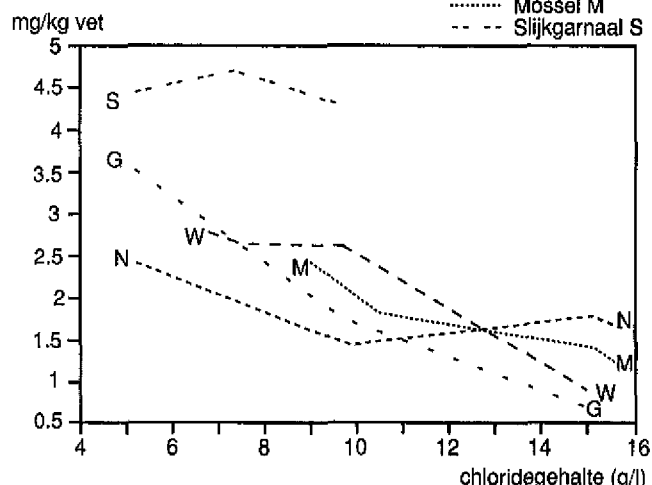
figuur 62 :

Ruimtelijke variatie van het PCB-138-gehalte in bodemdieren uit de Westerschelde, in augustus 1987



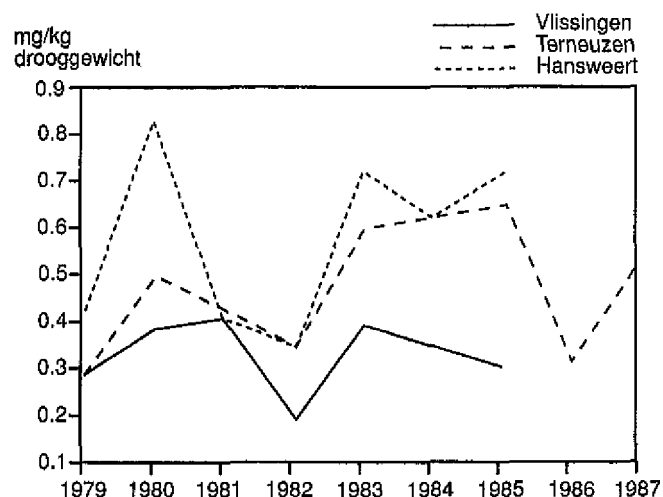
figuur 63 :

Ruimtelijke variatie van het PCB-153-gehalte in bodemdieren uit de Westerschelde, in augustus 1987



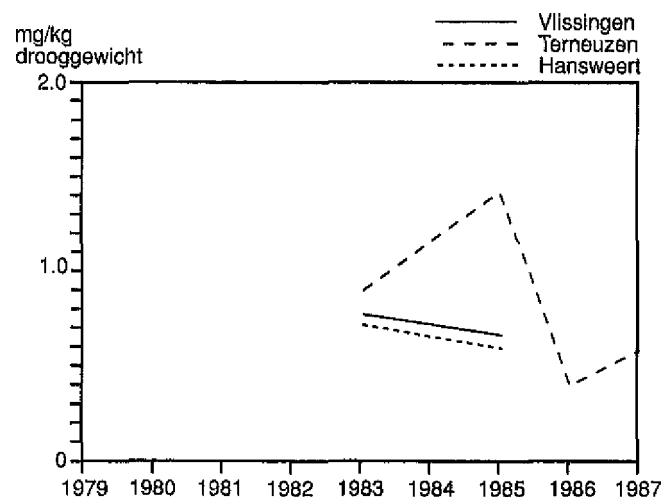
figuur 64 :

Gehalte van PCB's (som 7) in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987



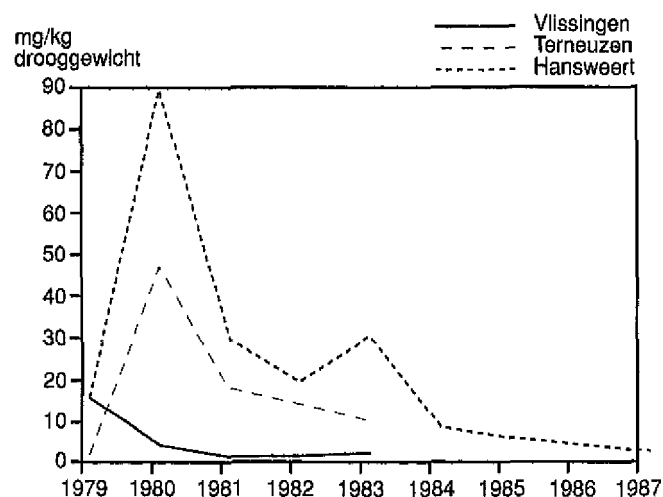
figuur 65 :

Gehalte van PAK's (som 6) in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1983 tot en met 1987



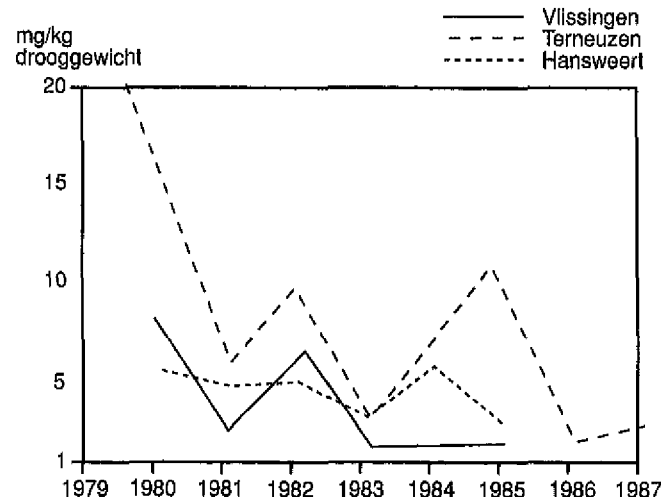
figuur 66 :

Cadmiumgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987



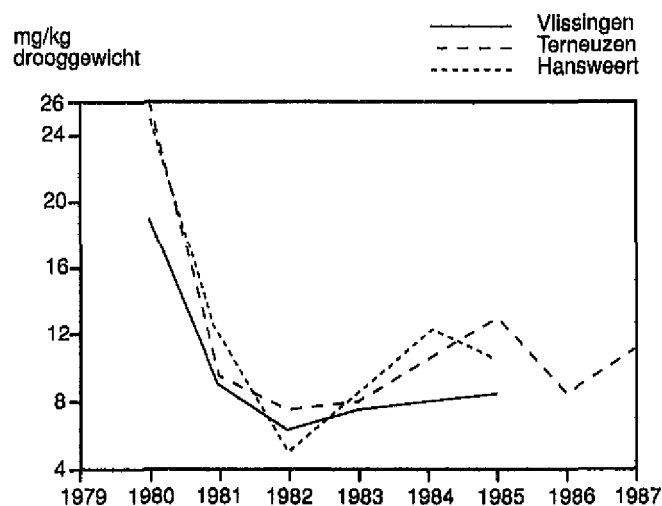
figuur 67 :

Chroomgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987



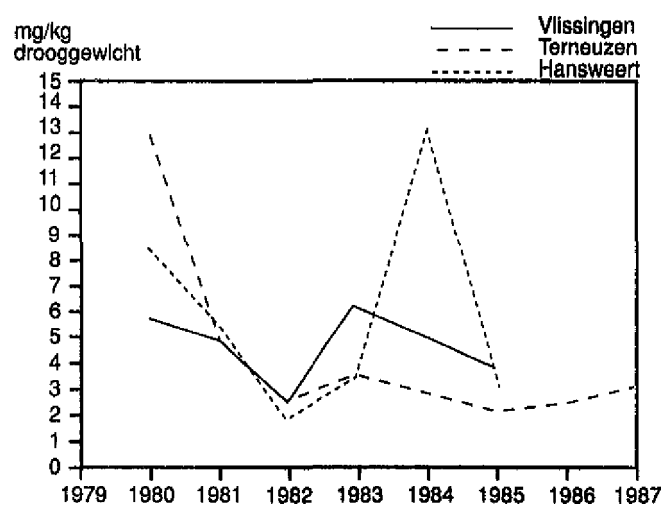
figuur 68 :

Kopergehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1980 tot en met 1987



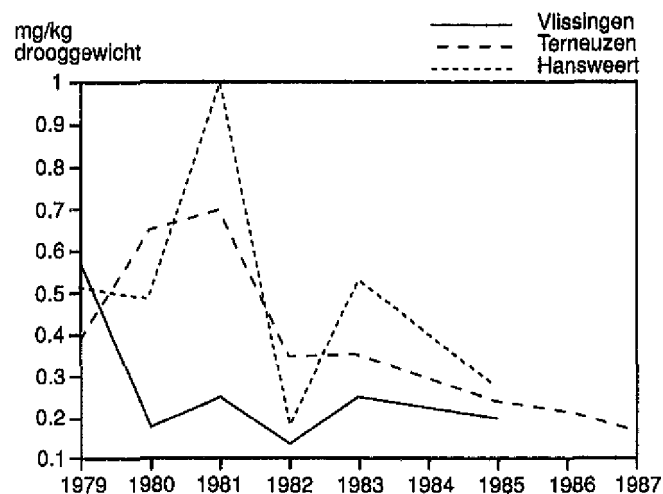
figuur 69 :

Loodgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1980 tot en met 1987



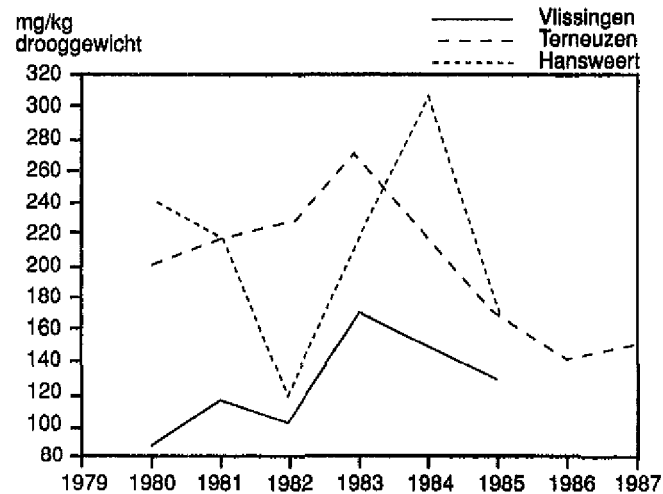
figuur 70 :

Kwikgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1979 tot en met 1987



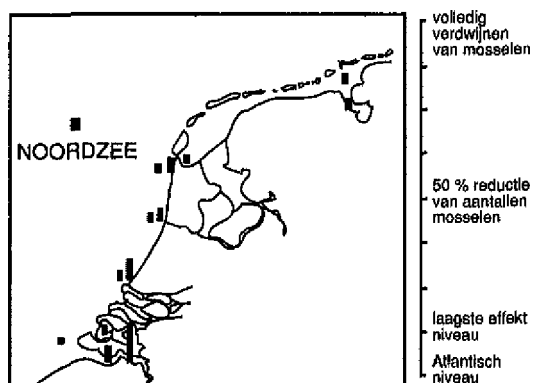
figuur 71 :

Zinkgehalte in mosselen uit de Westerschelde in de jaren 1980 tot en met 1987



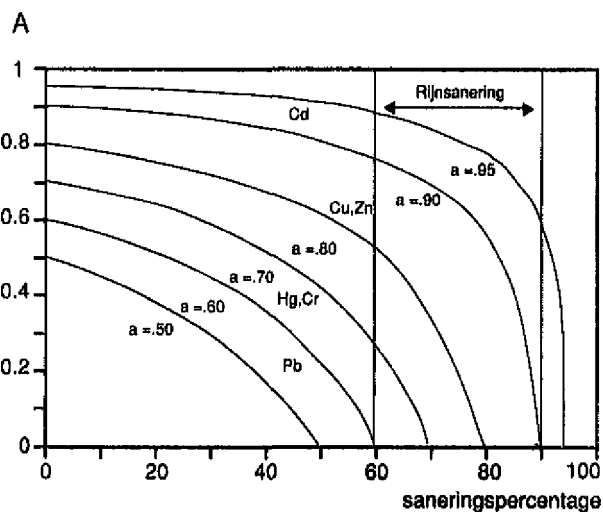
figuur 72 :

Vergelijking van de cadmiumgehalten in mosselen uit Nederlandse kustwateren met de effect-indicatieve waarden



figuur 73 :

Effekt van sanering op de antropogene fractie A van de zware-metalenbelasting



BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

Deelrapport 3

Slibhuishouding

en

Bodemkwaliteit

rijkswaterstaat
dienst getijdewateren
bibliotheek
grenadiersweg 31 -
4338 PG middelburg

Werkgroep

Waterbeheer Westerschelde

April 1989

**Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg**

**Rijkswaterstaat Directie Zeeland
Postbus 5014, 4330 KA Middelburg**

INHOUDSOPGAVE

1 Samenvatting	1
2 Inleiding	3
3 Formulering van slibbalansen	
3.1 Het beschrijven van de verspreiding van slib	5
3.1.1 Algemene veronderstellingen	5
3.1.2 Het modelgebied	6
3.2 Beschrijving van de slibbalans	6
3.2.1 Schematisering	6
3.2.2 Mathematische beschrijving	7
3.3 Beschrijving van de stofstroom rivierslib	7
3.3.1 Schematisatie	7
3.3.2 Mathematische beschrijving	7
4 Kwantificering van de slibstromen en slibvoorraden	
4.1 De aanvoer via de Schelde	9
4.2 De slibvoorraad in de bodem	10
4.3 De verhouding zeeslib/rivierslib	10
4.4 Uitwisseling tussen water en bodem	10
4.5 Baggerwerkzaamheden	11
4.6 Definitieve sedimentatie	13
5 De kwaliteit van de sedimenten	
5.1 De kwaliteit van het gesuspendeerde slib in de Schelde	14
5.2 De kwaliteit van het slib in het estuarium	14
5.3 De kwaliteitsopbouw van het Land van Saeftinge	15
5.4 Berekening van de slibtransporten	16
5.5 De oplading van de bodem met cadmium, kwik en zink	17
5.6 De actuele kwaliteit van de sedimenten	18
5.6.1 De globale bodemkwaliteit	18
5.6.2 De locale bodemkwaliteit in havens	18
6 De ontwikkeling van de bodemkwaliteit	
6.1 Inleiding	19
6.2 Tijdschaaleffecten bij het saneringstempo van de lozingen	19
6.3 Scenario's voor de berging van specie bij gelijkblijvende slibbelasting	20
6.4 Lange-termijn effecten op de slibbalans	22
6.5 Samenvatting van de resultaten	22

7 Bodemkwaliteit en benthische levensgemeenschappen	
7.1 Inleiding	23
7.2 De uitwisseling van stoffen tussen water en bodem of seston	23
7.2.1 De relatie tussen opgeloste en gebonden fracties	23
7.2.2 Transport tussen water en bodem	24
7.3 De biologische beschikbaarheid van contaminanten	25
7.3.1 Beschikbaarheid en toxiciteit	25
7.3.2 Beschikbaarheid en opname bij bodemdieren	25
7.4 Correlaties tussen gehalten in sediment en gehalten in organismen	26
7.4.1 Veldwaarnemingen	26
7.4.2 Bioassays	27
7.5 Concentratiefactoren	29
7.6 Biologische effecten van contaminanten	30
7.6.1 Inleiding	30
7.6.2 Effecten op lagere trofische niveau's	30
7.6.3 Effecten op hogere trofische niveau's: Visziekten	30
7.6.4 Beoordeling van de situatie in de Westerschelde	31
8 Waterbodemonormering, bagger- en stortbeleid	
8.1 Het huidige beleid ten aanzien van baggerspecie	33
8.2 De ontwikkeling van de normering van de waterbodemkwaliteit	34
9 Beleidsontwikkeling	
9.1 Het Nederlandse waterbodembeleid	37
9.2 Internationale afspraken	37
9.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde	38
9.3.1 Algemeen	38
9.3.2 Doelen	38
9.3.3 Voorwaarden	38
9.3.4 Maatregelen	39
9.4 Nader onderzoek	42
Geciteerde literatuur	43
Overzicht van figuren	46
Overzicht van tabellen	47
Overzicht van bijlagen	47
Colofon	48
Bijlagen en figuren	

1 SAMENVATTING

De toename van de huishoudelijke en industriële afvalwaterstromen in het stroomgebied van de rivier de Schelde hebben geresulteerd in een aanzienlijke accumulatie van microverontreinigingen in de sedimenten van geulen, intergetijdegebieden en schorren in de Westerschelde. Tegelijkertijd is de vaargeul in het estuarium stapsgewijze verdiept, zodat steeds grotere schepen toegelaten konden worden tot de havens. Om deze vaargeul op diepte te houden wordt tegenwoordig 10 tot 15 miljoen m³ sediment per jaar gebaggerd. Het overgrote deel van de opgebaggerde specie wordt weer teruggestort in het systeem. Daarnaast is er in tal van havens langs de Westerschelde sprake van een additionele bodemverontreiniging, als gevolg van lokale activiteiten zoals scheepsonderhoud. Het beleid voor de komende jaren is erop gericht de globale en lokale bodemverontreiniging terug te dringen.

De effecten van diverse beheers- en saneringsmaatregelen op de globale bodemkwaliteit, zijn onderzocht met behulp van een modelmatige beschrijving van de slibhuishouding in het systeem. De verspreiding van slib is beschreven met een empirisch boxmodel. In dit model is rekening gehouden met de belangrijkste uitwisselingsprocessen (sedimentatie en erosie), met bagger- en stortactiviteiten en is onderscheid gemaakt tussen zeelslib en gecontamineerd rivierslib. In het eerste deel van deze nota wordt de uitwisseling en accumulatie van microverontreinigingen, tussen en in de diverse compartimenten geanalyseerd. In het tweede deel van de nota wordt aandacht besteed aan de ecologische effecten van bodemverontreiniging. Tenslotte wordt het beleid uitgewerkt ten aanzien van de verspreiding van baggerspecie uit Nederlandse havens en de vaarweg naar Antwerpen, waarbij aanbevelingen gedaan worden voor toekomstig beleid.

Bij ongewijzigd beleid inzake de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib gaat de oplading van de bodem in het estuarium door. Wijzigingen in de kwaliteit van het zwevend stof leiden tot een snelle verandering van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag. In het westelijk deel van het estuarium is 70% van het slib in deze bovenlaag verontreinigd door uitwisseling met vervuild rivierslib. In het oostelijk deel is 95% verontreinigd. Het slib in de diepere bodemlaag, 1-10 m diepte, is gedeeltelijk vervuild over een oppervlakte van ongeveer 10% van het estuarium.

Bij de verplaatsing van baggerspecie van oost naar west kunnen belangrijke hoeveelheden vervuild rivierslib betrokken zijn. Deze hoeveelheden zijn het grootst bij de verplaatsing van specie uit de Zeeschelde naar het oostelijk deel van de Westerschelde. In dat geval zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel aanzienlijk verslechteren. Door het onttrekken van slib, via de berging van baggerspecie buiten het systeem, is een aanzienlijke reductie te bereiken van de stofstroom vervuild rivierslib.

Sanering van de huishoudelijke en industriële afvalwaterlozingen in het stroomgebied van de Schelde, zal leiden tot een verminderde vracht en een verbeterde kwaliteit van het rivierslib. Hierdoor zal een directe verbetering optreden van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag in het gehele estuarium. De halfwaardetijd van de verontreinigingsgehalten als

gevolg van het uitwisselingsproces met de waterfase, bedraagt circa tien jaar. Kennis van deze tijdschaaleffecten is noodzakelijk om aan te kunnen geven wat de gevolgen zijn van een verdergaande sanering van de lozingen en wat de consequenties zijn van het verplaatsen van baggerspecie.

2 INLEIDING

Deze nota is opgesteld ter onderbouwing van het waterbodembeleid voor de Westerschelde. Dit beleid is verwoord in het integrale beleidsplan Westerschelde. De kwaliteit van de bodem in het estuarium vormt een belangrijk probleem voor het beheer. Niet alleen door de effecten op het gehele aquatische systeem, maar ook vanwege de implicaties voor het uitvoeren van baggerwerkzaamheden.

De bodemkwaliteit wordt sterk beïnvloed door transportprocessen die aangrijpen op de fijne fractie van het sediment. Dit komt omdat microverontreinigingen zich vooral aan deze fractie hechten, met het gesuspendeerde slib worden verplaatst en zo accumuleren in de bodem van sedimentatiegebieden. Dit betekent dat de bodemkwaliteit ook beïnvloed zal worden door de verspreiding van baggerspecie, die vrijkomt bij het onderhoud van vaargeulen en havens.

In de Westerschelde moet onderscheid gemaakt worden tussen de globale bodemkwaliteit van geulen, drempels, intergetijdegebieden en schorren en de lokale bodemkwaliteit in havens. Uit een analyse van de totale belasting aan microverontreinigingen op de Westerschelde (zie deelrapport 2), blijkt dat de bijdrage van de rivier de Schelde verreweg overheerst. Deze belasting bepaalt de bodemkwaliteit in het overgrote deel van het estuarium en staat dan ook centraal in deze rapportage. De globale bodemkwaliteit zal de komende jaren aanzienlijk verbeterd moeten worden, via maatregelen op zowel Nederlands als Belgisch grondgebied. Om de noodzaak en effectiviteit van verschillende sanerings- en beheersmaatregelen te kunnen beoordelen, is een nadere analyse van de stofstroom slib noodzakelijk. Als uitgangspunt voor een analyse is gekozen voor de balansmodellering van het zwevend stof, inclusief de hieraan gebonden zware metalen. In het model is tevens de accumulatie in de bodem beschreven. Met deze benadering kan zowel de temporele ontwikkeling van de bodem bepaald worden (oplading en herstel), als de effecten van een verplaatsing van baggerspecie.

Van lokaal belang is de additionele verontreiniging die optreedt in diverse havens, met name in de onmiddellijke omgeving van scheepshellingen en bankstellingen. Kwaliteitsverbetering van deze bodems vergt een apart beleid, waarbij saneringsbaggerwerkzaamheden als maatregel noodzakelijk kunnen blijken. Een overzicht van de bodemkwaliteit in de diverse havens wordt gepresenteerd in paragraaf 5.6.

Verantwoording van de rapportage

Deze nota maakt deel uit van een rapportage van onderzoek waarin de ecologische ontwikkeling van de Westerschelde wordt beschreven, ter onderbouwing van het beleid voor dit estuarium.

Om praktische redenen is de rapportage opgesplitst in vier deelnota's, getiteld :

- 1 Zuurstof- en nutriëntenhuishouding
- 2 Microverontreinigingen
- 3 Slibhuishouding en bodemkwaliteit
- 4 Morfologische structuur en dynamiek

Deze nota's zijn vervaardigd door de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, een samenwerkingsverband tussen de Dienst Getijdewateren (DGW) en de Directie Zeeland van de Rijkswaterstaat.

Samenstelling van de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde

Directie Zeeland :	L. Bijlsma (<i>voorzitter</i>)
	W. Iedema
	J.P. Swart
Dienst Getijdewateren :	J. Coosen
	A.M.B. Holland
	T. Pieters (vanaf juni 1988)
	F. Steyaert (tot juni 1988)
	J. Stronkhorst
	T. Walhout (<i>secretaris</i>)
	C.J. van Westen
RDD Aquatic Ecosystems :	R. Bijkerk (<i>redactionele ondersteuning</i> ; vanaf augustus 1988)

3 FORMULERING VAN SLIBBALANSEN

3.1 Het beschrijven van de verspreiding van slib

De globale verontreiniging van de onderwaterbodem van de Westerschelde, wordt veroorzaakt door de sedimentatie van verontreinigd riviersediment. Het grootste deel van de vracht aan microverontreinigingen is gebonden aan de fijnere fractie van het zwevend stof. Een beschrijving van het gedrag van slib voor het estuarium, geeft dan ook aanwijzingen over de primaire verspreiding van verontreiniging in het sediment en over de snelheid waarmee oplading of herstel van de bodem kan plaatsvinden [6].

3.1.1 Algemene veronderstellingen

De gegevens voor de beschrijving van de slibverspreiding hebben betrekking op de periode 1945-1987. Bij de beschrijving zijn twee benaderingen gevolgd. Op de eerste plaats is een totale slibbalans opgesteld, waarin slib van zowel fluviatiele als mariene oorsprong is opgenomen. Op de tweede plaats is een balans voor het rivierslib opgesteld, waarbij rekening is gehouden met de vervuilingsgraad van het slib. In het vervolg van deze nota wordt de balans van het rivierslib ook wel aangeduid als de stofstroom rivierslib. In beide benaderingen is het slib om praktische redenen gedefinieerd als de fractie partikeltjes met korrelgrootten kleiner dan 50 μm (de siltfractie). Daarnaast zijn de volgende veronderstellingen gemaakt :

- De rivier de Schelde is de enige bron van rivierslib en daarmee de enige, primaire bron van contaminanten. Zijdelingse lozingen op het estuarium zijn dus verwaarloosd. Deze veronderstelling wordt gerechtvaardigd door het feit dat de Schelde de grootste bijdrage levert aan de totale belasting aan microverontreinigingen ([36]; zie ook deelrapport 2 "Microverontreinigingen").
- De particulier-gebonden verontreiniging gedraagt zich conservatief. Voor een aantal microverontreinigingen, met name enkele metalen, is deze veronderstelling onjuist. Bij de interpretatie van de waarnemingen (paragraaf 5.5) wordt hierop teruggekomen.
- Het gedrag van slib wordt voornamelijk bepaald door fysische processen die het gevolg zijn van de zout-zoetverdeling en de hydraulisch-morfologische situatie in het estuarium. Veranderingen hierin kunnen de slibbalans beïnvloeden. Verondersteld is dat de hydraulisch-morfologische resttransporten en de mate van zoutindringing stationair zijn.
- Biologische processen, zoals bioaccumulatie, bioturbatie en biologisch-geïnduceerde sedimentatie, zijn buiten beschouwing gelaten, evenals geochemische processen in de bodem. Verondersteld is dat geomorfologische processen zoals sedimentatie, erosie en resuspensie overheersend zijn. Daarbij is aangenomen dat sedimentatie en erosie gemiddeld in evenwicht verkeren, in elk van de modelvakken waarin het estuarium verdeeld is (zie 3.1.2).

3.1.2 Het modelgebied

Het modelgebied omvat de Westerschelde tot en met de monding en is in het oosten begrensd door het punt waar de invloed van de Noordzee verwaarloosbaar is, gelegen in het Belgische gedeelte van de Schelde (de Zeeschelde). Dit gebied is verdeeld in drie vakken, zoals in figuur 1 is aangegeven :

- 1) De Zeeschelde tot aan de Belgisch-Nederlandse grens.
- 2) Het oostelijke deel van de Westerschelde tot aan Hansweert.
- 3) Het westelijke deel vanaf Hansweert tot aan de lijn Vlissingen-Breskens.

Deze drie secties vertonen duidelijke verschillen in geometrie, invloed van de zee en omvang van baggerwerkzaamheden en baggerspeciëstoringen.

3.2 Beschrijving van de slibbalans

3.2.1 Schematisering

Figuur 2 toont een schematische weergave van de slibbalans voor één van de drie estuariumsecties. Voor een definitie van de gebruikte symbolen wordt verwezen naar bijlage 1. In deze balans is zowel rivier- als zeelib verwerkt. Per estuariumvak verdeelt het slib zich over drie compartimenten:

- 1) De waterfase (dat wil zeggen het zwevend-stof in de waterkolom).
- 2) De bodemfase.
- 3) De berging buiten het systeem.

De hoeveelheid slib in de waterfase kan worden verwaarloosd ten opzichte van de berging in de overige twee compartimenten.

De berging in de bodem is onderverdeeld in twee deelcompartimenten (figuur 2). Als eerste is de actieve bodemlaag onderscheiden, die gekenmerkt wordt door een intensieve uitwisseling van materiaal met de waterfase, onder invloed van hydraulische processen. Daaronder bevindt zich een diepe sedimentlaag, die alleen beïnvloed wordt door grootschalige, morfologische veranderingen zoals geulverplaatsing.

Onder berging buiten het systeem wordt de onttrekking van sediment aan het systeem verstaan. Voorbeelden hiervan zijn zandwinning en sedimentatie op hoger gelegen schorren.

Tussen deze compartimenten vindt transport van slib plaats. Het afstromende rivierslib en het door dispersieve processen inkomende zeelib hebben een rechtstreekse invloed op het zwevend-stofgehalte van de waterfase. Tussen de waterfase en de actieve bodemlaag treedt een permanente uitwisseling van slib op. Slib verdwijnt uit de waterfase door sedimentatie op schorren, terwijl door baggerwerkzaamheden slib aan de bovenste sedimentlaag wordt onttrokken, of via stortingen naar deze laag wordt toegevoerd.

3.2.2 Mathematische beschrijving

Wanneer in een willekeurige sectie de verhouding tussen marien en fluviatiel slib bekend is kan de slibbalans als volgt worden beschreven; in bijlage 1 zijn de gebruikte symbolen verklaard :

- Verhouding rivierslib/zeeslib :

$$(SR_i - SR_u) / (SZ_i - SZ_u) = PR / PZ \quad (1)$$

- Slibbalans :

$$SR_i + SZ_i - SR_u - SZ_u = B + (BA - ST) \quad (2)$$

Vergelijking (2) kan worden opgelost als, B, BA en ST, alsmede de slibvracht van de rivier, SR_i , bekend zijn. Omdat de hoeveelheden opgebaggerd en gestort sediment over een langere periode variëren, is door introductie van een tijdreeks de ontwikkeling van de slibbalans in de tijd onderzocht. Hierbij is aangenomen dat de verhouding rivierslib/zeeslib niet door deze variatie beïnvloed wordt.

3.3 Beschrijving van de stofstroom rivierslib

3.3.1 Schematisatie

Aan het rivierslib, dat via de oostelijke begrenzing het modelgebied binnenkomt, moet een kwaliteitswaarde worden toegekend, die variabel is in de tijd. Het verontreinigde rivierslib verspreid zich in het systeem en wordt opgenomen in het uitwisselingsproces tussen de waterfase en de actieve bodemlaag. Alleen de uitwisseling met de diepere sedimentlaag, via afzetting en erosie van sedimentpakketten (geulverplaatsing), voltrekt zich over een langere tijdschaal van decennia. Het materiaal dat hierbij resuspendeert wordt in het model verondersteld schoon te zijn; het materiaal dat wordt afgezet wordt als verontreinigd beschouwd.

Per riviervak kan een balans worden beschreven zoals is weergegeven in figuur 3. Omdat de hoeveelheid gesuspendeerd sediment gering is in verhouding tot de omvang van de stofstromen, is de berging in het compartiment water verwaarloosd en momentane menging verondersteld. Hiermee wordt aangenomen dat de gradiënt in de rivier zich snel instelt ten opzichte van de gehanteerde tijds in jaren. Tijdschaaleffecten worden geïntroduceerd door het compartiment bodem.

3.3.2 Mathematische beschrijving

De kwaliteit van het gesuspendeerde sediment en van het materiaal in de actieve bodemlaag, worden bepaald uit de volgende vergelijkingen; de gebruikte symbolen zijn verklaard in bijlage 1.

- Kwaliteit van het zwevend stof :

$$KSUS = \frac{KSR_i \cdot SR_i + KU \cdot U \cdot PR + KE \cdot E \cdot PR}{SR_i + U \cdot PR + E \cdot PR} \quad (3)$$

- Jaarlijkse kwaliteitsverandering van de actieve bodemlaag :

$$dKU/dt = \frac{KSUS \cdot U - KU \cdot U + KST \cdot ST - KU \cdot BA}{OPP \cdot 1 \cdot P \cdot PR \cdot SG} \quad (4)$$

De kwaliteit van de overige compartimenten en stofstromen kunnen als volgt worden bepaald :

- De kwaliteit van definitieve berging (sedimentatie) is gelijk aan de kwaliteit van het gesuspendeerde materiaal;
- De kwaliteit van door erosie geresuspendeerd sediment is gelijk aan de kwaliteit van de niet-verontreinigd bodem;
- De kwaliteit van het opgebaggerde materiaal is gelijk aan de kwaliteit van de actieve bovenlaag.

4 KWANTIFICERING VAN DE SLIBSTROMEN EN SLIBVOORRADEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende aan- en afvoerstromen gekwantificeerd, die een rol spelen in de slibhuishouding van de Westerschelde. Van belang is de temporele variatie van deze stromen, vanwege de consequenties voor de verhouding zeeslib/rivierslib in de sedimenten.

4.1 De aanvoer via de Schelde

Meerdere onderzoekers hebben schattingen gemaakt van de aanvoer van rivierslib door de Schelde [36, 39, 40]. In deze beschrijving wordt gebruik gemaakt van de meest recente schatting van de bruto belasting op het afwateringsbekken van de Schelde. Deze belasting is gesteld op 750.000 ton fluviatiel slib per jaar [40].

Uiteraard zal de jaarlijkse aanvoer aan fluctuaties onderhevig zijn als gevolg van variaties in de waterafvoer van de Schelde. Daarnaast zullen verschillen in de hoeveelheid geloosd afvalwater bijdragen aan deze fluctuatie.

De vracht aan zwevend stof wordt in belangrijke mate bepaald door de lozingen van industrieel en huishoudelijk afvalwater, in het stroomgebied van de Schelde (tabel 1). In de afgelopen decennia zal de omvang van deze lozingen zijn toegenomen tengevolge van de bevolkingsgroei, de welvaartsstijging en de groei in de industriële productie. Bij het doorvoeren van sanerings- en zuiveringsprogramma's zal in de komende decennia deze stijgende trend ombuigen en de vracht aan zwevend materiaal afnemen.

TABEL 1 *Herkomst van de gemiddelde, jaarlijkse vracht van slib, aangevoerd naar de Schelde.*

Bron	Gemiddelde slibvracht in 10^9 kg per jaar
Natuurlijke aanvoer	0,27
Huishoudelijk afvalwater	0,19
Industrieel afvalwater	0,29
Totale aanvoer	0,75

Bron: [11, 40].

In de berekening van de stofstroom van het vervuilde rivierslib zal de bovenafvoer constant verondersteld worden. Bij de interpretatie van de resultaten moet echter rekening gehouden worden met een vermindering van de zwevend-stofvracht, als gevolg van deze zuivering en sanering.

4.2 De slibvoorraad in de bodem

Tabel 2 geeft de slibvoorraad in de bodem van de drie onderscheide vakken, met de procentuele bijdragen van fluviatiel en marien slib. Deze getallen zijn bepaald op basis van bodeminventarisaties [4, 40], aangevuld met resultaten van bodembemonsteringen op de drempels in de Westerschelde. Voor de actieve oppervlaktelaag is een dikte van 1 meter aangehouden. Deze schatting is gebaseerd op waarnemingen aan de jaarlijkse morfologische veranderingen in het estuarium (zie paragraaf 4.4). De dikte van de diepere sedimentlaag is gesteld op 9 meter. Het compartiment bodem als slibreservoir omvat dus een laag met een totale dikte van 10 meter sediment.

TABEL 2 *Slibgehalte en de verhouding zeeslib / rivierslib in de drie modelvakken van het Westerschelde-estuarium.*

Vak	Oppervlakte km ²	Slibgehalte %	Zeaslib %	Rivierslib %
1	5	40	20	80
2 ¹⁾	60	4,5	55	45
3	174	4,6	90	10

1) Hierbij is het Land van Saeftinge buiten beschouwing gelaten.

4.3 De verhouding zeeslib/rivierslib

In de zeventiger jaren zijn technieken ontwikkeld waarmee de verdeling tussen zeeslib en rivierslib in een estuarium kan worden bepaald. De in tabel 2 aangegeven percentages zijn op deze wijze vastgesteld. De technieken maken gebruik van het natuurlijke verschil in isotopenverhoudingen tussen mariene en fluviatische milieus. De ratio zeeslib/rivierslib is voor de Zeeschelde en de Westerschelde vastgesteld op basis van bemonsteringen uitgevoerd in de periode 1975-1985 [32, 34, 35].

4.4 Uitwisseling tussen water en bodem: resuspensie en sedimentatie

De uitwisseling van zwevend stof tussen de waterfase en de bodem kan gekwantificeerd worden uit een bepaling van de omzetsnelheid van het bodemsediment in geulen en de intergetijdezone. Deze omzetsnelheid kan gesplitst worden in een korte-termijn en een lange-termijn verandering, conform de indeling van het compartiment bodem in een actieve oppervlaktelaag en een diepe laag.

Korte- en lange-termijnprocessen kunnen als volgt worden omschreven :

- Onder korte-termijn veranderingen wordt de omwoeling verstaan van de bovenste sedimentlaag van geulen, platen en plaatranden;
- Tot de lange-termijn veranderingen behoren de trendmatige wijzigingen die de bodem ondergaat als gevolg van inscharing en uitbochting van geulen.

Voor het vaststellen van de korte- en lange-termijn veranderingen is uitgegaan van de jaarlijks bepaalde morfologische veranderingen. De korte-termijn veranderingen zijn berekend door de gemiddelde waarde van de geringe veranderingen te vermenigvuldigen met de oppervlakte beneden NAP. De lange-termijn veranderingen zijn bepaald door de aanzienlijke sediment-verplaatsingen te sommeren, waarmee de wijzigingen van geulpatronen gepaard zijn gegaan.

Uit de resultaten van deze berekeningen is de uitwisselingssnelheid van sedimentdeeltjes afgeleid, tussen de waterfase en de bodem (resuspensie en sedimentatie). Deze waarden zijn vermeld in tabel 3.

TABEL 3 *Omvang van de slibuitwisseling via resuspensie en sedimentatie.*

Vak	Actieve bovenlaag 10 ⁹ kg/jaar	Diepe laag 10 ⁹ kg/jaar	Totaal 10 ⁹ kg/jaar
1 (Zeeschelde)	1,2	0,1	1,3
2 (O-Westerschelde)	1,4	0,1	1,5
3 (W-Westerschelde)	4,9	0,2	5,1

4.5 Baggerwerkzaamheden

In het estuarium worden baggerwerkzaamheden verricht voor het onderhoud van vaarwegen en havens en voor de zandwinning. Bij de zandwinning verdwijnt ook het ingesloten slib uit het estuarium. Bij het onderhoudsbaggerwerk wordt de specie voor een groot deel teruggestort in het estuarium, waarbij echter sprake kan zijn van een transport van slib naar een ander modelvak. Een kleiner deel van deze baggerspecie wordt toegepast als ophoogmateriaal. De hoeveelheden zijn samengevat in tabel 4.

Onttrekking van slib

Sinds 1950 is in totaal 392 miljoen m³ sediment opgebaggerd, waarvan 266 miljoen m³ in het estuarium is teruggestort. Dit betekent dat 40% van het opgebaggerde sediment definitief uit het gebied verdwijnt. Hoewel dit hoofdzakelijk zandig materiaal betreft, zal hiermee tevens een hoeveelheid slib aan het systeem onttrokken worden. Berekend is dat tijdens het

baggeren 50% van het slib door overflow achterblijft op de baggerlocatie. Figuur 4 toont de verdeling van de zandwinning over de drie modelvakken, waarbij ook het nautisch baggerwerk dat voor dit doel is gebruikt, opgenomen is.

Verplaatsing van slib

Naast deze post op de slibbalans is de verplaatsing van baggerspecie van belang. In het gehanteerde model zijn de transporten tussen de Zeeschelde, het oostelijk en het westelijk deel van de Westerschelde relevant. Uit de gegevens over de speciéstortingen blijkt dat er sprake is van een uitwisseling tussen de drie vakken, die voornamelijk oost-west gericht is. Dit laatste hangt samen met een gebrek aan stortcapaciteit in de onmiddellijke omgeving van de stortlocatie, maar ook met het uitvoeren van oeversuppletie op westelijker gelegen, aan erosie onderhevige oevergedeelten (zie deelrapport 4 "Morfologische dynamiek"). In figuur 5 is dit transport weergegeven. Duidelijk is dat de verplaatste hoeveelheden sediment niet verwaarloosd kunnen worden; tussen de Zeeschelde en het oostelijke vak van de Westerschelde is sinds 1950 ongeveer 10 miljoen m³ op deze wijze uitgewisseld, tussen het oostelijke en westelijke vak ongeveer 20 miljoen m³.

TABEL 4 *Gemiddelde jaarlijkse slibhoeveelheden betrokken in baggerwerkzaamheden en zandwinning, uitgevoerd sinds 1950.*

Vak	Baggerwerken 10 ⁹ kg/jaar	Zandwinning 10 ⁹ kg/jaar	Speciéstortingen 10 ⁹ kg/jaar
1 (Zeeschelde)	1,0	<0,1	0,4
2 (Oostelijke Westerschelde)	0,3	<0,1	0,2
3 (Westelijke Westerschelde)	<0,1	0,1	0,1
Totaal	1,3	0,1	0,7

Verdiepingsbaggerwerk

In de beschouwde periode, 1945-1987, zijn verdiepingen van de vaargeul doorgevoerd. Het is niet reëel om de hierbij opgebaggerde specie in zijn geheel in de slibbalans te betrekken. Het initiële baggerwerk ten behoeve van verdieping is immers een éénmalige ingreep, terwijl de slibbalans zal reageren op langdurige onttrekking van slib via het onderhoudsbaggerwerk. In de balans is dit initiële baggerwerk dan ook buiten beschouwing gelaten.

4.6 Definitieve sedimentatie

Een blijvende afzetting van slib kan in de Westerschelde langs drie wegen tot stand gebracht worden :

- 1) Door sedimentatie op schorren;
- 2) Door sedimentatie in secundaire geulen die verondiepen;
- 3) Via insluiting bij de aanzanding van intergetijdegebieden.

In hoofdstuk 3 zijn de processen aangegeven die in de slibbalans geschematiseerd zijn. De verondieping van nevengeulen en de insluiting op intergetijdegebieden, behoren beide tot de categorie grootschalige veranderingen waarbij de processen erosie en afzetting van sedimentpakketten relevant zijn. De sedimentatie op schorren vergt een nadere toelichting, waarbij het Land van Saeftinge speciale aandacht verdient. Dit gebied ligt vlak na het zwevend-stofmaximum in het systeem (de "troebelingszone") en er vindt een omvangrijke sedimentatie plaats.

Sedimentatie op het Land van Saeftinge

In 1987 zijn een aantal raaien in het Land van Saeftinge gewaterpast. De resulterende dwarsprofielen zijn vergeleken met profielen uit 1962 en 1931. Zoals figuur 6 laat zien heeft in de periode 1962-1987 een duidelijke opslibbing plaatsgevonden. Om een indruk te krijgen van de sedimentatiesnelheden zijn in 1987 boorkernen verzameld, waarin het verloop in de diepte is bepaald van de gehalten van Cs-134, Cs-137 en Pb-210. In alle sedimentkernen is het Cs-137-piekgehalte teruggevonden, dat gerelateerd is aan het fall-out maximum in 1963 [3] (zie figuur 7a). Ook het fall-out maximum van 1986, het gevolg van "Tsjernobyl", is gedetecteerd. Gecombineerd met het in figuur 7b weergegeven verloop van het Pb-210-gehalte (een radionuclide met een halfwaardetijd van 22,4 jaar), zijn deze gegevens toereikend om de sedimentatiesnelheid te kunnen bepalen. Het concentratieverloop in de diepte van PCB en HCB, stoffen die vóór 1930 niet in het milieu voorkwamen (paragraaf 5.3), past in deze reconstructie van de opslibbing van Saeftinge.

In het algemeen varieert de opslibbingssnelheid van 0,01 tot 0,02 m per jaar. Hierdoor en door de afzetting van zand in de geulen, neemt de komberging (inhoud) van Saeftinge af met ca. $0,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ per jaar. Rekening houdend met de verschillen in slibgehalte tussen kommen, oeverwallen en kreekbodems [29], kan de totale slibimport geschat worden op 410.000 ton per jaar. Bij een zeeslib/rivierslib-verhouding van 11/9 betekent dit een import van ongeveer 200.000 ton rivierslib per jaar.

5 DE KWALITEIT VAN DE SEDIMENTEN

Met de balansmodellering die beschreven is in de vorige hoofdstukken kan een reconstructie gemaakt worden van de oplading van de bodem in het estuarium. De resultaten van deze berekening kunnen vervolgens vergeleken worden met de waargenomen gehalten aan microverontreinigingen in het bodemsediment. Omdat deze benadering alleen indicatief is en systematische meetreeksen van de slibkwaliteit pas sinds 1976 beschikbaar zijn, is de berekening toegespitst op de metalen cadmium, kwik en zink. Inzicht in de kwaliteitsontwikkeling van de bodem is van belang om gefundeerde uitspraken te kunnen doen omtrent de effecten van saneringen op de globale bodemkwaliteit. Hiertoe moet allereerst een beschrijving gemaakt worden van de kwaliteitsontwikkeling van het gesuspendeerde slib en dienen de slibtransporten gekwantificeerd te worden. In de slotparagraaf wordt de actuele bodemkwaliteit in het estuarium beschreven aan de hand van het interim-normeringssysteem van Rijkswaterstaat.

5.1 De kwaliteit van het gesuspendeerde slib in de Schelde

De reconstructie van de kwaliteit van het aangevoerde Scheldesediment is slechts mogelijk in globale termen. Pas in de zeventiger jaren zijn systematische meetprogramma's opgezet voor de monitoring van microverontreinigingen in het oppervlaktewater [22].

Voor de periode 1976-1985 kan het verloop van de gehalten van particulier-gebonden metalen worden afgeleid uit de metingen op het Nederlands-Belgische grenspunt, die sinds 1976 worden uitgevoerd. Op dit grenspunt echter, is al een zekere hoeveelheid zeelib als zwevend stof aanwezig. Voor het terugrekenen van deze grenswaarnemingen naar de feitelijke rivieraanvoer is een verdunningsfactor van 1,2 gehanteerd. Om de gehalten geassocieerd met het zwevend stof, C_{zs} , te kunnen vergelijken met die in de bodem, C_{bodem} , is vervolgens gebruik gemaakt van een vaste verhouding, $C_{bodem}/C_{zs} = 0.7$ [10]. Wat de periode 1945-1976 betreft, is verondersteld dat de gehalten vanaf 1945 zijn gestegen om in 1960 een hoogtepunt te bereiken. Aangenomen is dat de gehalten zich op dit niveau hebben gehandhaafd tot omstreeks 1975, waarna voor sommige stoffen een lichte concentratiedaling is opgetreden.

5.2 De kwaliteit van het slib in het estuarium

In de periode 1974-1985 heeft de Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren inventarisaties uitgevoerd om de concentratieniveau's van microverontreinigingen te bepalen in de bovenste sedimentlaag van de Westerschelde. Aanvullende gegevens zijn verzameld door Salomons en Eysink [33].

De concentratie per volume-eenheid sediment biedt nog geen voldoende informatie om de kwaliteit van het slib op de verschillende locaties te kunnen beoordelen. Om de verschillende waarnemingen onderling te kunnen vergelijken zijn de gemeten gehalten herrekend naar een standaardsediment.

Dit standaard sediment wordt getypeerd door een slibgehalte van 50% (partikelgrootte : < 16 μm ; betrokken op de CaCO_3 -vrije, minerale fractie) en een organisch koolstofgehalte van 5%. Om deze correctie te kunnen maken zijn voor acht deelgebieden regressielijnen berekend tussen de gemeten concentraties en het slibgehalte, respectievelijk het organisch-koolstofgehalte. Vervolgens kon het verloop in tijd en ruimte van de slibkwaliteit worden geschetst aan de hand van de gecorrigeerde concentraties van cadmium, kwik en zink. Tabel 5 geeft een beeld van de ontwikkeling van metaalgehalten in het sediment van de drie vakken.

TABEL 5 *Overzicht van gecorrigeerde metaalgehalten in de bodem van de drie vakken, herrekend naar een standaard sediment.*

Vak	Datering	Gemiddeld gehalte in mg/kg								n
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
1 (Zee- schelde)	1974	84	37,2	515	195	3,75	71	260	1530	?
	1979	87	27,1	245	138	2,95	49	225	800	47
	1984	36	16,8	300	145	1,75	54	205	740	9
	1985	-	18,2	80	102	-	31	135	525	9
2 (Oostelijk deel Wester- schelde)	1959	61	6,4	180	76	1,85	26	125	500	10
	1979	30	3,9	125	36	0,95	29	75	310	21
	1982	16	2,5	65	35	0,95	18	65	230	4
	1984	35	5,0	155	54	0,95	34	90	330	36
	1985	29	2,9	45	57	0,70	29	75	295	20
	1986	10	4,9	45	57	0,70	29	85	340	6
3 (Westelijk deel Wester- schelde)	1960	22	1,2	115	33	1,05	22	80	260	9
	1974	18	1,4	100	29	0,65	24	65	185	14
	1979	25	1,8	100	26	0,65	26	55	190	62
	1981	14	1,9	20	23	0,40	14	55	140	5
	1982	11	1,2	45	20	0,55	14	45	145	10
	1984	19	1,4	100	23	0,40	25	50	160	27
	1985	17	1,3	40	45	0,10	20	50	225	42
Land van Saeftinge	1971	55	8,9	215	60	2,15	30	120	440	15
	1974	47	7,5	170	79	1,85	34	115	390	30
Natuurlijke achtergrondwaarden		10	0,5	40	15	0,10	14	40	120	

5.3 De kwaliteitsopbouw van het Land van Saeftinge

Om de reconstructie van de kwaliteitsontwikkeling van sedimenten te onderbouwen zijn kernen onderzocht van recent afgezette bodems. Het is

van een aantal gebieden in de Westerschelde uit waterpassingsgegevens bekend, dat er de laatste 50 jaar een continue aanslibbing heeft plaatsgevonden (zie paragraaf 4.5). Tot deze gebieden behoren het Konijneschor in het Land van Saeftinge en het Emanuëlschor. Op beide locaties zijn kernen genomen op plaatsen die niet gestoord waren door omwoeling of intensieve plantengroei. Het is mogelijk om in dergelijke ongestoorde kernen niveau's vast te stellen waarvan de datum van aanslibbing bekend is. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de radioactiviteitsgradiënt in de kern. Als vervolgens de gehalten aan verontreinigingen in de kern zijn vastgesteld, maakt de datering het mogelijk om aan deze gehalten een jaartal te verbinden. Aangenomen wordt dat deze gehalten gelijk zijn aan die van het gesuspendeerde sediment op het tijdstip van afzetting. Figuur 8 toont de ligging van de bemonsterde locaties. De gecorrigeerde gehalten van lood, chroom, koper en zink in de kernen zijn weergegeven in figuur 9. Figuur 10 toont het concentratieverloop van PCB en HCB.

Het verloop van de metaalgehalten in de sedimentkernen geeft aan dat de verontreinigingsgraad tot aan de jaren veertig constant was en daarna snel steeg. Sinds 1960 lijkt de verontreinigingsgraad weer af te nemen. Het gebruik van PCB's nam snel toe vanaf ongeveer 1945 en bereikte een maximum omstreeks 1965. Het maximum van hexachloorbenzeen (HCB) viel op een later tijdstip: Omstreeks 1973. Van beide stoffen zijn de lozingen nadien afgenomen. De laatste vijf à tien jaar is de situatie min of meer constant gebleven.

Het is de vraag in hoeverre een toename van het percentage schoon zeeslib in de bovenste sedimentlagen bijdraagt aan de afname van de gehalten van metalen, PCB en HCB. Het slib van het Land van Saeftinge is nu voor ongeveer 50% van mariene oorsprong en voor 50% fluviatiel. Deze ratio is enkele malen vergeleken met die in het gesuspendeerde slib, door analyse van de isotopenverhoudingen (zie paragraaf 4.3). De resultaten gaven geen aanleiding om te veronderstellen dat er een systematische verschuiving van deze ratio optreedt.

Het is echter denkbaar dat de verhouding zeeslib/rivierslib in de afgelopen jaren sterk veranderd is, als gevolg van bijvoorbeeld, de toegenomen baggeractiviteiten. De verhouding zeeslib/rivierslib in de kernen is daarom momenteel nog een aandachtspunt.

De absolute gehalten aan zware metalen in de bodem van het Land van Saeftinge zijn hoog, bij chemische ontsluiting van het bodemmateriaal. De A-norm van het Ministerie van VROM wordt steeds in de gehele kern overschreden. Voor zink wordt op bepaalde diepten zelfs de B-norm overschreden.

5.4 Berekening van de slibtransporten

De slibtransporten in het estuarium zullen over meerdere jaren variëren, als gevolg van veranderingen in de omvang van baggerwerkzaamheden en speciëstortingen. In de resultaten van de balansmodellering komt dit zowel bij het rivier- als het zeeslib tot uiting. Figuur 13 toont de omvang van de slibtransporten, berekend over de periode 1945-1985. De berekende transporten ter hoogte van Schaar van Ouden Doel komen goed overeen

met de grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof, bepaald op basis van de tweewekelijkse metingen van de waterkwaliteit (zie deelrapport 1). Ter vergelijking zijn deze jaarvrachten gepresenteerd in tabel 6.

TABEL 6 *Grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof in de periode 1981-1986, vergeleken met de berekende transporten.*

		Jaarvracht in 10 ⁶ kg					
		1981	1982	1983	1984	1985	1986
Gemeten	Zw. stof ¹⁾			316	430	436	461
	Zw. stof ²⁾	275	328		393	376	351
Berekend Zw. stof		(vanaf 1980)			450		
waarvan fluviaal					350		
marien					100		

1) Bepaald door filtratie over 1,0 µm

2) Bepaald door filtratie over 0,45 µm.

In verband met het globale karakter van het model laten de rekenresultaten geen kwantitatieve interpretaties toe. Ze kunnen wel gebruikt worden om tendenzen duidelijk te maken. In de veertiger jaren wordt het estuarium nog nauwelijks door baggerwerkzaamheden beïnvloed en bezinkt ca. 40% van het aangevoerde rivierslib al in de Zeeschelde (vak 1). Op het Land van Saeftinge sedimenteert ongeveer 25% van het rivierslib. In de jaren na 1970 verschuift de slibbalans geleidelijk, als gevolg van de intensieve baggerwerken en de berging van specie uit de Zeeschelde op het land. Het percentage rivierslib dat reeds in de Zeeschelde bezinkt neemt hierdoor toe tot ongeveer 60%. Een steeds kleiner wordend deel van het aangevoerde slib bereikt nog de zee.

5.5 De oplading van de bodem met cadmium, kwik en zink

Het model voor de slibverspreiding is toegepast om de oplading van de bodem in het estuarium te simuleren. Hierbij is gebruik gemaakt van de gereconstrueerde kwaliteitsontwikkeling van het gesuspendeerde sediment, voor de metalen cadmium, kwik en zink. In de figuren 14, 15 en 16 zijn de rekenresultaten weergegeven met de gemeten gehalten in de sedimentmonsters. Wat de vakken 2 en 3 betreft leiden de berekeningen tot hogere cadmiumgehalten dan bij de bemonsteringen gevonden zijn. Dit verschil hangt mogelijk samen met een verschuiving van de verhouding opgelost/particulair-gebonden cadmium; gaande van een zoet naar een zout milieu gaat een deel van het geassocieerde cadmium in oplossing. Daarentegen zijn de gemeten kwik- en zinkgehalten in enkele gevallen hoger dan berekend, wat veroorzaakt kan zijn door hogere emissies dan verondersteld.

Wel mag geconcludeerd worden dat de *verhoudingen* binnen het estuarium

redelijk gereproduceerd worden.

Uit de rekenresultaten kan het volgende worden afgeleid :

- De oplading van de bodem vertoont een naijling die langer duurt naarmate het beschouwde vak meer zeewaarts gelegen is. In het oostelijk deel van het estuarium is 95% van het slib in de actieve bodemlaag door uitwisseling met vervuild rivierslib verontreinigd. In het westelijk deel is de uitwisseling tot op 70% gevorderd.
- Ook de diepere laag is lokaal verontreinigd. De oplading hiervan verloopt trager dan die van de actieve toplaag. Op grond van de geschatte verandering van de geulligingen kan gesteld worden, dat de diepe bodemlaag in de periode 1945-1985 in ca. 10% van het Westerscheldebekken verontreinigd is geraakt.

5.6 De actuele kwaliteit van de sedimenten

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de bodemkwaliteit in de Westerschelde en haar havens. Dit overzicht is gebaseerd op een inventarisatie uit 1987, uitgevoerd door de Directie Zeeland. Bij het vergelijken van de bodems op basis van de geanalyseerde parameters (anorganische en organische microverontreinigingen), is gebruik gemaakt van het interim-normeringssysteem, ontwikkeld door Rijkswaterstaat (zie paragraaf 8.2).

5.6.1 De globale bodemkwaliteit

Figuur 12 toont de kwaliteitsklassering van het sediment van Saeftinge en een aantal drempels en intergetijdegebieden in het estuarium. De kwaliteit van het zwevend stof te Schaar van Ouden Doel is ter vergelijking aangegeven.

In de monsters van de Belgische drempels worden relatief-hoge gehalten aan zware metalen (vooral cadmium, nikkel en arseen) en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) aangetroffen. In monsters uit het oostelijk deel van de Westerschelde zorgt doorgaans alleen het zware-metalengehalte voor een overschrijding van de basiskwaliteit. Ook op het Verdrongen Land van Saeftinge wordt de klasse-indeling voornamelijk bepaald door de gehalten aan zware metalen. De intergetijdegebieden onderscheiden zich door relatief-lage gehalten aan PAK's en zware metalen.

5.6.2 De lokale bodemkwaliteit in havens

Figuur 11 geeft een beeld van de bodemkwaliteit in havens langs de Westerschelde. De bodemkwaliteit in een haven vertoont in veel gevallen een aanzienlijke ruimtelijke variatie. De havens van Breskens bijvoorbeeld, kennen sedimenten die geklasseerd moeten worden als 4 en sedimenten die in klasse 1/2 vallen. Vooral in de onmiddellijke omgeving van bankstellingen worden hoge gehalten aan metalen, PAK's en PCB's gevonden.

6 DE ONTWIKKELING VAN DE BODEMKWALITEIT

6.1 Inleiding

Het is van belang te kunnen voorspellen hoe de bodemkwaliteit zal reageren op toekomstige ontwikkelingen in het waterbeheer. Hiertoe zijn scenario's ontwikkeld, waarin de volgende twee beleidsvariabelen essentieel zijn :

- 1) De sanering van de lozingen in het stroomgebied van de Schelde. Het resultaat van deze sanering kan worden uitgedrukt in een verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib;
- 2) De berging van baggerspecie in het estuarium. Uitgangspunt hierbij is een verdieping van de Westerschelde, wat zal resulteren in een aanzienlijke toename van de gebaggerde hoeveelheden.

Om de verschillende scenario's te kunnen waarderen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met het ontwikkelde boxmodel. Als referentiesituatie is de oplading van het estuarium met zink genomen, zoals deze berekend is voor de periode tot 1985 (zie hoofdstuk 5).

De gevoeligheidsanalyse richt zich op drie beheersaspecten :

- 1) Het saneringstempo van de lozingen;
- 2) De berging van baggerspecie buiten het systeem;
- 3) De verspreiding van baggerspecie van oost naar west.

6.2 Tijdschaaleffecten bij het saneringstempo van de lozingen

Twee denkbeeldige situaties zijn geanalyseerd. Op de eerste plaats een situatie die na 1985 leidt tot een gelijkblijvende kwaliteit van het water en het sediment dat door de Schelde wordt aangevoerd. Op de tweede plaats is een snelle sanering van de lozingen binnen een periode van tien jaar verondersteld. In deze berekeningen is de onttrekking van baggerspecie gehandhaafd op het niveau van 1985.

De resultaten van een snelle sanering zijn weergegeven in figuur 17. De berekeningen laten zien dat de kwaliteit van het gesuspendeerde sediment in het estuarium langzamer verbetert dan de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib. Dit is het gevolg van resuspensie van bodemdeeltjes, welk proces in het model geformuleerd is. De kwaliteit van de actieve bodemlaag verbetert op zijn beurt weer langzamer dan die van het zwevend stof in eenzelfde estuariumvak. De sanering van de lozingen bovenstrooms heeft wel direct een gunstig effect op de bodemkwaliteit. De halfwaardetijd van het verontreinigingsgehalte in de actieve bodemlaag bedraagt ongeveer tien jaar. Dit betekent dat de bodemverontreiniging 30 jaar na de sanering op zo'n 10% van het niveau van 1985 zal liggen. Een dergelijke responsietijd is niet onrealistisch voor een estuarium als de Westerschelde. In het Eems-Dollardestuaria is een vergelijkbare responsietijd gemeten, na de beëindiging van een kwiklozing bij Delfzijl [31].

Invloed van sanering op de slibvracht

Wat de voorspelling voor de Westerschelde betreft kunnen nog de volgende kanttekeningen gemaakt worden.

Op de eerste plaats zullen de saneringen van huishoudelijk en industrieel afvalwater tevens leiden tot een vermindering van de slibvracht in de Schelde. Bij een conventionele zuiveringsinstallatie wordt ongeveer 80% van het zwevend stof achtergehouden. Op grond van de herkomst van het zwevend-stof (zie tabel 1, p 9), zal deze zuivering kunnen leiden tot een 50%-reductie van de slibvracht in de rivier. Dit percentage zal nog kunnen toenemen wanneer besloten wordt om de zuiveringsinstallaties te voorzien van een derde en vierde trap (een maatregel om de 50% reductie van de nutriëntenbelasting te realiseren, waartoe besloten is op de Noordzee-Ministersconferentie). Door deze reductie van de slibvracht zal het proces van bodemverbetering zich sneller kunnen voltrekken.

Op de tweede plaats moet rekening gehouden worden met een nalevering van opgeloste microverontreinigingen door de bodem. Momenteel zal een belangrijk deel van de metalen in de bodem zijn vastgelegd in de vorm van gereduceerde complexen. Nalevering van metalen zal gestimuleerd kunnen worden door een toename van het zuurstofgehalte in de rivier. Ook de zuurgraad is van invloed; bij een hogere pH zijn minder metalen in oplossing. Neemt het zuurstofgehalte toe door een verlaging van de belasting met organische stof, dan zal de pH eveneens toenemen. Welke factor een overheersende invloed zal hebben, zuurgraad of zuurstofgehalte, is onzeker.

6.3 Scenario's voor de berging van specie bij gelijkblijvende slibbelasting

Wanneer de voorgenomen verdieping van de drempels in de Westerschelde wordt uitgevoerd, zal de intensiteit van de baggerwerkzaamheden in de komende jaren toenemen. De capaciteit van de bestaande stortvakken is echter niet toereikend om de grotere hoeveelheden specie te bergen. Daarom zullen alternatieven ontwikkeld moeten worden. Gedacht kan worden aan berging buiten het systeem, of aan dumping in meer westelijk gelegen delen van het estuarium.

De gevolgen voor de slibhuishouding van het estuarium, zijn onderzocht met het model van de stroom rivierslib voor de vakken 1 (Zeeschelde) en 2 (oostelijk deel Westerschelde). Hierbij zijn drie situaties geanalyseerd, waarbij de scenario's extreem zijn gekozen om de verschillen duidelijk zichtbaar te maken :

- 1) De huidige situatie (geen verdieping);
- 2) De verdiepte situatie, waarbij alle specie uit het systeem verwijderd wordt: Het onttrekkingsscenario;
- 3) De verdiepte situatie, waarbij alle specie vak 1 (de Zeeschelde) en de helft van de specie uit vak 2 (het oostelijk deel van de Westerschelde), één vak stroomafwaarts verplaatst wordt; Het stortscenario.

Benadering

Om de ontwikkeling van de bodemkwaliteit te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van een benadering. Voor de berging buiten het systeem is de afgenomen riviervracht naar het benedenstroomse vak verdisconteerd in de kwaliteitsverbetering van het gesuspendeerde materiaal, volgens :

$$KSR_i (\text{nieuw}) = KSR_i (\text{oud}) \cdot SR_i (\text{nieuw}) / SR_i (\text{oud}) \quad (5)$$

Hiermee is in feite een correctie gepleegd op de verhouding tussen riviërslib en zeeslib in het gesuspendeerde materiaal. Deze verhouding zal namelijk verschuiven wanneer grote hoeveelheden sediment frequent aan het systeem onttrokken worden.

In het geval van specieverplaatsing van een bovenstrooms vak, j , naar een benedenstrooms vak, $j-1$, is de toegenomen vracht aan verontreinigd riviërslib verdisconteerd in een kwaliteitsverslechtering van de actieve bodemlaag, volgens :

$$KU_{j-1} (\text{nieuw}) = \frac{V + KU_{j-1} (\text{oud}) \cdot OPP \cdot 1 \cdot PR \cdot SG}{ST + OPP \cdot 1 \cdot PR \cdot SG} \quad (6)$$

$$V = ST \cdot KST \cdot PR_j / PR_{j-1} \quad (7)$$

Hiermee is de verdeling van riviërslib en zeeslib in de actieve bodemlaag gecorrigeerd. Deze verdeling zal verschuiven wanneer grote hoeveelheden baggerspecie frequent benedenstrooms gedumpt worden.

Effecten op de slibtransporten en bodemkwaliteit

Het doorrekenen van de drie scenario's resulteerde in de figuren 18, 19 en 20. Gunstig voor de bodemkwaliteit is het ontrekkingsscenario, waarbij de baggerspecie elders geborgen wordt, bijvoorbeeld in een depôt (figuur 19). Het effect van deze maatregel neemt toe met het percentage riviërslib in de bodem. De transporten tussen de Zeeschelde (vak 1) en het oostelijk deel van de Westerschelde (vak 2), worden gereduceerd tot ongeveer éénderde van de huidige vracht.

De vracht zal toenemen in het stortscenario, waarbij de specie gestort wordt in een meer westelijk gelegen vak. Geconcludeerd kan worden dat de bergingsscenario's voor de Schelde, grote invloed hebben op de stofstroom in de rest van het estuarium. Wat de specie uit het oostelijk deel betreft, leiden beide scenario's tot minder grote verschillen. Dit onderscheid hangt samen met de lage slibgehalten van de drempels in dit estuariumdeel.

De bodemkwaliteit in de Westerschelde, zal zich onder het stortscenario zeer verschillend ontwikkelen. In het oostelijk deel zal na ongeveer tien jaar de kwaliteit van de Zeescheldebodem benaderd worden. In het westelijk deel zal de globale bodemkwaliteit veel minder sterk beïnvloed worden door de stortingen vanuit het oostelijk deel. Wel zal een locale verslechtering optreden, op en in de onmiddellijke omgeving van de stortlocatie.

6.4 Lange-termijn effecten op de slibbalans

Bij het doorrekenen van de scenario's is verondersteld dat een aantal randvoorwaarden in de toekomst blijft gelden. In paragraaf 6.2 werd aangegeven dat saneringen in België tot een aanzienlijke afname kunnen leiden van de slibbelasting op de Schelde. De totale transporten van rivierslib zullen hierdoor verminderen. Aan de andere kant zal de slibberging op het Land van Saeftinge in de komende decennia waarschijnlijk aanzienlijk afnemen. In figuur 21 is de afname van de komberging van dit gebied onder de niveau's NAP +3 en +4 m aangegeven. Het jaarlijkse aantal getijden met waterstanden boven deze niveau's bedraagt respectievelijk 125 en 1,5. Als de inhoud van Saeftinge met dezelfde snelheid blijft afnemen zal in het jaar 2010 het gehele gebied onder NAP +3 m zijn opgevuld. Waarnemingen wijzen niet op vermindering van de aanslibbingssnelheid in de afgelopen jaren. De afname van de slibberging op Saeftinge zal gepaard gaan met een toename van de hoeveelheid rivierslib die stroomafwaarts verplaatst wordt.

6.5 Samenvatting van de resultaten

Met een balansmodellering van de slibstromen in het Westerschelde-estuarium, waarbij de verdeling van rivier- en zeeslib door metingen bepaald is, is een reconstructie gemaakt van de oplading van de bodem met aan zwevend stof geadsorbeerde microverontreinigingen. In deze modelbeschrijving is rekening gehouden met bagger- en stortactiviteiten en met de uitwisseling van slib via sedimentatie en erosie.

Bij ongewijzigd beleid inzake de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib gaat de oplading van de bodem in het estuarium door. Wijzigingen in de kwaliteit van het zwevend stof leiden tot een snelle verandering van de kwaliteit van de bovenste, 1 m dikke sedimentlaag. In het westelijk deel van het estuarium is 70% van het slib in deze bovenlaag verontreinigd door uitwisseling met vervuild rivierslib. In het oostelijk deel is 95% verontreinigd. Het slib in de diepere bodemlaag, 1-10 m diepte, is gedeeltelijk vervuild over een oppervlakte van ongeveer 10% van het modelgebied.

Door het onttrekken van slib via berging van baggerspecie buiten het systeem, is een aanzienlijke reductie te bereiken van de stofstroom vervuild rivierslib. Deze maatregel is het meest effectief voor de Zeeschelde, waar het percentage rivierslib in de bodem het hoogst is.

Bij de verplaatsing van baggerspecie van oost naar west kunnen belangrijke hoeveelheden vervuild rivierslib betrokken zijn. Deze hoeveelheden zijn het grootst bij de verplaatsing van specie uit de Zeeschelde naar het oostelijk deel van de Westerschelde. In dat geval zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel aanzienlijk verslechteren. Verplaatsing van specie van het oostelijk naar het westelijk deel van de Westerschelde zal een geringere en meer locale beïnvloeding van de bodemkwaliteit tot gevolg hebben.

Sanering van de huishoudelijke en industriële afvalwaterlozingen in het stroomgebied van de Schelde leidt tot een verminderde vracht en een verbeterde kwaliteit van het rivierslib. Hierdoor zal een directe verbetering optreden van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag in het gehele estuarium. De halfwaardetijd van de verontreinigingsgehalten als gevolg van het uitwisselingsproces met de waterfase, bedraagt circa tien jaar.

7 BODEMKWALITEIT EN BENTHISCHE LEVENSGEMEENSCHAPPEN

7.1 Inleiding

De aanvoer en sedimentatie van verontreinigd rivierslib is gepaard gegaan met een oplading van de Westerscheldebodan met contaminanten. Sedimentatiegebieden zijn van nature rijk aan bodemdieren, vooral aan zogenaamde depositfeeders. Deze dieren consumeren het vers-gesedimenteerde zwevend stof en leven van de bacteriën en detritusbestanddelen. Afhankelijk van het lichtklimaat kunnen benthische algen deel uitmaken van het menu. Voorbeelden van depositfeeders zijn Slijkgaper, Wadpier en Slijkgarnaal. Filter-feeders zoals Mossel, Strandgaper, Kokkel en Schelpkokerworm, filteren het zwevend stof (seston) uit het water en nemen de voedselbestanddelen (algen, zoöplankton, detritus met bacteriën) op. Beide diergroepen leven in nauw contact met het sediment, op of in de bodem. Voor hun zuurstofvoorziening onderhouden zij contact met de waterfase. De totaalgehalten van contaminanten in deze waterfase worden beïnvloed door uitwisselingsprocessen tussen bodem en water. Bodemdieren stimuleren deze uitwisseling in hun onmiddellijke omgeving, door hun graaf- en ventilatiebewegingen. Inzicht in het verband tussen gehalten in bodemdieren en de belasting van het watersysteem kan dan ook niet verkregen worden door een vergelijking met de globale concentraties in bodem of water afzonderlijk.

Om gehalten in bodemdieren in verband te kunnen brengen met de waterkwaliteit, zijn concentratiefactoren bodemdier/seston bepaald, die gepresenteerd zijn in deelrapport 2. Directe opname van contaminanten uit de bodem bleef hier buiten beschouwing. In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de directe invloed van de bodemkwaliteit op benthische levensgemeenschappen. Om te beginnen wordt een beschrijving gegeven van de fysische processen die een rol spelen bij de uitwisseling van contaminanten tussen waterfase en vaste fase (bodem en zwevend stof). Kennis hiervan is nodig om de beschikbaarheid van contaminanten te kunnen beoordelen. In figuur 22 is het geheel aan uitwisselings- en opnameprocessen voor een aquatische gemeenschap geschematiseerd.

7.2 De uitwisseling van stoffen tussen water en bodem of seston

7.2.1 Relatie tussen opgeloste en gebonden fracties

Tussen de opgeloste en particulier-gebonden fractie van een stof is sprake van een evenwichtsverdeling. Deze verdeling kan beschreven worden met een zogenaamde Freundlich-isotherm :

$$X / m = K \cdot C_{eq}^{1/n} \quad (8).$$

Hierin is X de hoeveelheid geadsorbeerde stof, m de hoeveelheid adsorbens en C_{eq} de concentratie van de opgeloste stof bij evenwicht. K en n zijn constanten, die afhankelijk zijn van de eigenschappen van de adsorberende deeltjes. Organische microverontreinigingen worden hoofdzakelijk geadsor-

beerd door de organische fractie van seston of sediment, zodanig dat de concentraties in deze fractie een factor 10^6 hoger kunnen zijn dan die in het water. Men spreekt dan van een concentratiefactor (organisch) seston/water van 10^6 . Voor cadmium en koper is een concentratiefactor (totaal) seston/water van 10^4 geconstateerd (zie deelrapport 2, paragraaf 6.7).

Ook in de zuurstofrijke oppervlaktelaag van de bodem bestaat er evenwicht tussen de fractie opgelost in het poriewater en de fractie geadsorbeerd aan fijne sedimentdeeltjes. In de praktijk zal de concentratie in het poriewater zelden overeenkomen met die in het bovenstaande water. Door diffusie van opgeloste stof zal een netto flux ontstaan naar de waterkolom of naar het sediment (zie 7.2.2).

Wanneer het gehalte opgeloste stof toeneemt zal een deel hiervan geadsorbeerd worden tot het evenwicht zich opnieuw heeft ingesteld. De tijd die nodig is voor een hernieuwde evenwichtsinstelling ligt bij adsorptie in de orde van een half uur tot enkele uren. Desorptie verloopt in het algemeen veel langzamer: De halfwaardetijd van de exponentiële afname van het gehalte particulier-gebonden stof kan tot 40 dagen oplopen. In beide gevallen is de benodigde tijd afhankelijk van de turbulentie en een groot aantal fysisch-chemische factoren (pH, chloridegehalte van het water, redoxconditie van de bodem, slibgehalte, organisch-stofgehalte en het hydrofobe karakter van de betreffende stof). Vooral de desorptiesnelheid kan onder bepaalde condities aanmerkelijk hoger zijn.

Dieper in het sediment heerst zuurstofloosheid en vormen zware metalen onoplosbare verbindingen met sulfide. De omvang van de fracties die op deze wijze geïmmobiliseerd worden, hangt af van de zuurstofhuishouding van de bodem en de pH van het interstitiële water. Er is geen sprake van een evenwichtsrelatie met de opgeloste fracties in het poriënwater op deze diepte.

7.2.2 Transport tussen water en bodem

Tussen de bodem en het bovenstaande water vindt transport plaats van (toxische) stoffen. In de slibbalans spelen deze transporten een belangrijke rol (paragraaf 3.2). Een viertal processen kan betrokken zijn bij het transport van microverontreinigingen :

- 1) Sedimentatie van zwevend stof;
- 2) Resuspensie van sedimentdeeltjes;
- 3) Dispersief transport van opgeloste stof;
- 4) Advectief transport van opgeloste stof.

ad 1) Sedimentatie van zwevend stof vindt van nature plaats in sedimentatiegebieden. Bij baggerwerkzaamheden en het storten van baggerspecie kan de sedimentatie lokaal verhoogd worden, gedurende korte of langere tijd. Sedimentatie van zwevend stof kan gestimuleerd worden door filterfeeders, die het seston uit het water zeven, gedeeltelijk assimileren en de onverteerbare fractie geconcentreerd afscheiden als (pseudo)faeces.

ad 2) Resuspensie van sedimentdeeltjes treedt van nature op in erosiegebieden, of elders tijdens storm, door de inwerking van stroming of golven.

Daarnaast treedt resuspensie op tijdens baggerwerkzaamheden. De deeltjes die bij deze situaties in de waterkolom terecht komen, kunnen afkomstig zijn uit diepere sedimentlagen. Op kleinere schaal maar over uitgestrekte gebieden vindt resuspensie plaats door de activiteit van bodemdieren. Hierbij zijn doorgaans deeltjes betrokken uit de bovenste sedimentlaag.

ad 3) Het dispersief transport over het grensvlak bodem/water wordt aangedreven door concentratieverschillen tussen het interstitiële water en het bovenstaande water.

ad 4) Het advectieve transport over het grensvlak bodem/water heeft betrekking op de opgeloste stof die door opwelling uit de bodem treedt, of door wegzijging de bodem in gaat. Dit transport wordt aangedreven door drukverschillen ter plaatse, als gevolg van getijverschillen en golven.

7.3 De biologische beschikbaarheid van contaminanten

7.3.1 Beschikbaarheid en toxiciteit

De biologische beschikbaarheid van een toxische stof kan eenvoudig gedefiniëerd worden als de totale hoeveelheid die door het organisme wordt opgenomen. Bij een continue of herhaalde blootstelling aan contaminanten zullen de gehalten in een organisme een specifiek maximaal niveau bereiken, waarbij per tijdseenheid evenveel opgenomen wordt als uitgescheiden c.q. getransformeerd. De hoogte van dit niveau wordt bepaald door de opnamesnelheid en de efficiëntie van excretie- en/of transformatieprocessen, die afhankelijk zijn van het organisme (soort, levensstadium, conditie) en van de stof (speciatie, persistentie). De opnamesnelheid is uiteraard tevens afhankelijk van de aangeboden concentratie van die stof. Bij bodemdieren zal de concentratie van zowel de opgeloste als particulier-gebonden fractie van belang zijn, voor algen alleen die van de opgeloste fractie. Bij predatoren is het gehalte in de prooidieren relevant.

Ophoping tot verhoogde niveau's van toxicanten zoals zware metalen, chloor-koolwaterstoffen en polycyclische aromaten, is in meer of mindere mate waargenomen bij algen, hogere planten en tal van gewervelde en ongewervelde diersoorten [27]. Accumulatie hoeft echter niet direct tot toxische effecten te leiden. Veel organismen zijn in staat om toxicanten te neutraliseren door opslag in weefsels (vetweefsel, botten), of om stoffen te detoxificeren [5]. Bij een chronische belasting met contaminanten, kenmerkend voor sedimentaire watersystemen, kunnen deze capaciteiten ontoereikend zijn.

7.3.2 Beschikbaarheid en opname bij bodemdieren

Met het oog op de waterbodempromblematiek is het van belang om te weten langs welke wegen het bodemorganisme de verontreiniging binnenkrijgt. Bij soorten die zich ingraven zijn twee tot drie routes van belang :

- 1) Opname uit het interstitiële water via diffusie door de lichaamswand;
- 2) Opname uit het bovenstaande water via voedsel- of zuurstofopname;
- 3) Opname door ingestie van sediment (depositfeeders).

Bij opname uit het poriënwater via diffusie zijn alleen opgeloste stoffen betrokken. Langs de andere twee routes worden zowel opgeloste als particulier-gebonden stoffen opgenomen. Bij schelpdieren is een groot deel van de lichaamswand naar buiten toe afgeschermd door de schelp. De vloeistof binnen de schelp wordt voortdurend ververs met bovenstaand water. Vermoedelijk is route 1 bij deze dieren minder belangrijk.

Bij wormen moet wel degelijk rekening gehouden worden met diffusie van opgeloste stof door de lichaamswand. Bekend is de opname van aminozuren door Zeeduizendpoot [19].

Door de levensverrichtingen van ingegraven bodemdieren zal de beschikbaarheid van contaminanten toe kunnen nemen. Voor hun zuurstofvoorziening zuigen bodemdieren een waterstroom aan door hun gang of sifon. Bij gangenbewonende wormen en kreeftachtigen is het effect van deze voortdurende ventilatie goed te zien: Het overigens anaerobe sediment is direct rond de gang aerob. Verwacht mag worden dat deze lokale verhoging van de zuurstoftoevoer naar het sediment, tot mobilisatie leidt van metalen die gebonden waren als metaalsulfidecomplexen. Mogelijk neemt de beschikbaarheid van vrije sulfide voor immobilisatie verder af, door een verlaging van de pH als gevolg van de respiratie van de dieren. Door mobilisatie zullen de concentraties in het poriewater toenemen. Vanuit het poriewater vindt diffusie plaats naar het organisme, maar tegelijkertijd treedt diffusief transport op door het sediment en zal zich een nieuwe evenwichtsverdeling instellen tussen de opgeloste en particulier-gebonden fracties. In eerste instantie zal de opnamesnelheid via route 1 verhoogd worden, in tweede instantie die via route 3 en pas in derde instantie die via route 2.

Schelpdieren daarentegen, steken hun sifon uit boven het sediment-oppervlak, waardoor de aeratie van de omringende bodem beperkt zal zijn. In mosselbedden zal de accumulatie van faeces en pseudofaeces eerder leiden tot een verslechterde zuurstofhuishouding in de bodem, waardoor de beschikbaarheid van sulfide toeneemt. Hierdoor zal de concentratie van zware metalen in het interstitiële water afnemen. Omdat mosselen niet ingegraven leven en voedsel filtreren uit de waterkolom, zal het effect op de opname van metalen (route 2) beperkt zijn.

7.4 Correlaties tussen gehalten in sediment en gehalten in organismen

7.4.1 Veldwaarnemingen

Van diverse contaminanten kunnen de concentraties in bodemdieren één à twee grootte-orden hoger zijn dan de gehalten in het omringende sediment [21]. Hoe deze concentraties worden opgebouwd uit opgeloste, respectievelijk particulier-gebonden microverontreinigingen, is niet goed bekend [20].

Bij een onderzoek naar de verspreiding van cadmium in verschillende componenten van een zoetwatersysteem, bleek het gehalte in de filtrerende schelpdieren Driehoeksmossel en Vijvermossel positief gecorreleerd met het gehalte in het zoöplankton [20] (zie tabel 7). Hoge gehalten in de schelpdieren gingen vaak gepaard met hoge gehalten in seston en gefiltreerd oppervlaktewater, maar de correlatie was niet significant. Het gehalte in de vissoort Pos, die zich voornamelijk voedt met muggelarven en vlokreeften [38], was positief gecorreleerd met de concentratie van de opgeloste fractie in de waterkolom.

TABEL 7 *Lineaire correlatiecoëfficiënten voor relaties tussen de cadmium-concentratie in drie organismen en enkele milieucompartimenten.*

Compartiment	Organisme		
	Pos Gymnocephalus cernuus	Driehoeksmossel Dreissena polymorpha	Vijvermossel Anodonta anatina
zoöplankton	0,36	0,84*	0,54*
oppervlaktewater (excl. seston)	0,59*	0,31	0,37
seston	-	0,30	0,28
interstitieel water	-0,18	-0,01	0,01
sediment	-0,01	0,05	0,05

* = significant bij $p \leq 0,05$; het onderzoek vond plaats in 1977, op 50 locaties.

Bron: [20].

Geconcludeerd kan worden dat de gehalten in filterfeeders uit zoetwatersystemen voor een belangrijk deel tot stand zullen komen via de opname van verontreinigde voedselbestanddelen. Bij de filtratie van het seston worden de grovere anorganische bestanddelen veelal na korte tijd weer uitgescheiden in de vorm van pseudofaeces. De gehalten in het sediment en het interstitiele water hadden geen aantoonbaar effect op de uiteindelijke niveau's in de schelpdieren, zoals min of meer werd verwacht bij dit soort organismen (paragraaf 7.3.2, zie ook 7.4.2).

Meerdere onderzoekers hebben vastgesteld dat de concentratie van microverontreinigingen in de bodem, niet in relatie hoeft te staan met die in de bodemdieren. Dit geldt bijvoorbeeld voor de accumulatie van koper door de borstelwormen *Melinna palmata* [16] en Wadpier (*Arenicola marina*) [14].

Het ontbreken van correlaties kan het gevolg zijn van een beïnvloeding door de dieren zelf, van de beschikbaarheid van contaminanten in hun onmiddellijke omgeving. Daarnaast worden de opname- en uitscheidingsnelheid van een stof bepaald door de chemische speciatie. De totale concentratie van een stof in de bodem is dus geen goede maat voor de toxiciteit of beschikbaarheid. De toxiciteit van contaminanten zal onderzocht moeten worden met behulp van bioassays, onder realistische omstandigheden.

7.4.2 Bioassays

Slijkgapers

Laboratoriumexperimenten onder realistische condities hebben aangetoond dat de verontreinigingen in de bodem (sediment en interstitieel water) beschikbaar zijn voor depositfeeders [7, 15, 24]. Deze bevinding wordt ondersteund door de resultaten van een praktijkexperiment in de Westerschelde [20]. Hierbij werden enkele tientallen slijkgapers (*Scrobicularia plana*) verzameld op een relatief-onbelaste locatie in de Oosterschelde (Kats), gemerkt en vervolgens uitgezet op diverse plaatsen in de Westerschelde,

in sedimenten van overeenkomstige korrelgrootte-verdeling. Terugbemonstering vond plaats na 40 en 84 dagen. De cadmiumgehalten in de dieren vertoonden een duidelijke toename van west naar oost (figuur 23). Tevens bleek dat het maximale concentratieniveau na 84 dagen nog niet was bereikt.

Om de bijdrage van het sediment in de accumulatie te onderzoeken, werd een tweede experiment uitgevoerd. Hierbij werd op drie plaatsen in de Westerschelde de bovenlaag van het sediment (5 cm dikte) verzameld : Bij Ellewoutsdijk, Waarde en Bath. Vervolgens werd het sediment van elke locatie in open containers overgebracht naar drie plaatsen :

- 1) Een sublitorale locatie bij Kats, die continue met Oosterscheldewater overspoeld werd;
- 2) Een laboratoriumopstelling met een beperkt waterverversingsregiem;
- 3) Een laboratoriumopstelling met stagnant bovenstaand water.

Slijkgapers uit de Oosterschelde (Kats) werden gedurende 40 dagen in de containers gehouden en daarna onderzocht op cadmium en totaal-PCB. De hoogste gehalten werden gevonden in dieren uit de containers met de meest-verontreinigde bodem, afkomstig van Bath (tabel 8). Daarnaast bleek een lagere verversingsintensiteit van het bovenstaande water gepaard te gaan met hogere gehalten in de Slijkgaper.

De opname van contaminanten vindt bij deze dieren blijkbaar vooral plaats via de ingestie van sediment bij het fourageren. In wadpieren (eveneens depositfeeders) uit het brakke en overgangsgebied van de Westerschelde zijn de cadmiumgehalten nog aanmerkelijk hoger. In 1987 varieerden deze gehalten van 5,03 tot 10,03 $\mu\text{g Cd/g ADW}$. Diffusie door de lichaamswand en een beïnvloeding van de beschikbaarheid (paragraaf 7.3.2) speelt bij deze dieren mogelijk een belangrijke rol.

TABEL 8 *Concentraties van cadmium en totaal-PCB in slijkgapers verzameld in de Oosterschelde, na 40 dagen blootstelling aan Westerschelde-sediment onder verschillende condities.*

Conditie	Herkomstlocatie sediment		
	Ellewoutsdijk	Waarde	Bath
Cadmium in $\mu\text{g/g ADW}$			
Locale condities Westerschelde	2,09	3,89	4,47
Doorstroomcondities Oosterschelde	1,36	1,57	2,85
Doorstroomcondities laboratorium	2,47	3,20	3,27
Stagnante condities laboratorium	2,59	3,87	5,41
Totaal-PCB in $\mu\text{g/g ADW}$			
Locale condities Westerschelde	0,67	2,21	4,59
Doorstroomcondities Oosterschelde	0,87	1,38	2,04
Doorstroomcondities laboratorium	1,19	4,81	5,35
Stagnante condities laboratorium	2,11	2,66	8,48

De gemiddelde gehalten in de proefdieren aan het begin van het experiment bedroeg respectievelijk 1,07- $\mu\text{g Cd/g ADW}$ en 0,17 $\mu\text{g totaal-PCB/g ADW}$. Bron: [20].

Bathyporeia

In opdracht van de Dienst Getijdewateren worden bioassays ontwikkeld om de toxiciteit van bodems uit Nederlandse kustwateren vast te kunnen stellen. Het benthische kreeftje *Bathyporeia* blijkt een bruikbaar testorganisme [18]. Bij de assay wordt een verdunningsreeks gemaakt door gecontamineerd sediment te verdunnen met niet-verontreinigd. In de eerste experimenten is sediment verzameld in en naast de haven van Breskens. Het sediment in deze haven is plaatselijk sterk vervuild, vooral in de onmiddellijke omgeving van hellingen en bankstellingen. De concentraties van cadmium, koper, kwik, PCB's en PAK's zijn sterk verhoogd. Het totaal-PAK-gehalte kan oplopen tot 870 mg per kg droog sediment. Bij een verdunning van 90 à 95% was de helft van het aantal *Bathyporeia*'s na tien dagen gestorven (figuur 24).

7.5 Concentratiefactoren

Voor een beoordeling van ontwikkelingen in de bodemkwaliteit in termen van biologische gevolgen, is inzicht vereist in de mate waarin organismen stoffen accumuleren. In deelrapport 2 zijn concentratiefactoren seston/water en bodemdier/seston afgeleid. Voor bodemdieren en met name depositfeeders, is het beeld daarmee nog niet compleet. De Kock en Marquenie [21] geven concentratiefactoren bodemdier/bodem voor PCB en een aantal metalen, gebaseerd op literatuuronderzoek. Deze factoren zijn samengevat in tabel 9, waaruit blijkt dat tussen de metalen grote verschillen kunnen optreden. Per metaal zijn de verschillen tussen de onderzochte dieren minder groot. Wel zijn de ranges in veel gevallen aanmerkelijk breed.

TABEL 9 Concentratiefactoren bodemdier / bodem, voor mariene organismen.

Organisme	Stof									
	Ag	Cd	Zn	Cu	Hg	Pb	Co	Fe	Mn	PCB
Wadpier		2-10	1-10	0,5-5	0,5-5	1			0,02	
Zeeduizendpoot	2-20	10-20	f	0,5-1	2-3	0,025-0,25	0,5	f	0,02-0,05	
Zager										2-10
Nonnetje	100-200	0,3-20	4-20	2-30	1-10	0,1-0,5	0,3	0,03	0,1-0,2	3-10
Slijkgaper	40	0,5-60	10	8	2	2	1	0,04	0,1	2-5
Am. venusschelp		2	2	3		0,5-1		0,5		

f = concentratie in het dier fysiologisch gereguleerd op het externe gehalte;

Bron [21].

De bepaling van dergelijke concentratiefactoren wordt bemoeilijkt door de beperkte nauwkeurigheid waarmee sedimentanalyses uitgevoerd kunnen worden. Daarbij komt dat de accumulatie-niveaus binnen een soort kunnen

variëren, met de conditie van het dier en standplaatsfactoren als zoutgehalte. In de onderzochte borstelwormen zijn de cadmium-, zilver- en kwikgehalten een factor tien hoger dan in het sediment, terwijl de gehalten van lood en mangaan in deze dieren relatief lager zijn. Bij de tweekleppige schelpdieren wordt zilver met een factor 100 geconcentreerd. De gehalten van cadmium, koper, kwik, zink en PCB's zijn een factor tien hoger dan in het sediment; de concentraties ijzer en mangaan zijn lager.

7.6 Biologische effecten van contaminanten

7.6.1 Inleiding

In hoofdstuk 6 van deelrapport 2 is aandacht besteed aan de effecten van toxicanten in de waterfase. Ondermeer zijn letale concentratieniveau's gepresenteerd voor opgeloste contaminanten. Subletale effecten vormen in de praktijk een veel grotere bedreiging voor het ecosysteem dan acute letale. De chronische vergiftiging heeft een sluipende, onzichtbare werking, die op een langere termijn ernstige schadevormen kan aannemen. Voorbeelden hiervan zijn groeistoornissen, vermindering van de voortplanting en aantasting van het afweersysteem tegen infecties. Anders dan de acute sterfte zijn deze subletale effecten het gevolg van een langdurige verhoging van de gehalten van toxische stoffen in het organisme. In de vorige paragrafen is gebleken dat deze verhoging bij bodemdieren tevens tot stand kan komen door een opname van seston (inclusief algen en zoöplankton), of de ingestie van sediment. Enkele voorbeelden van subletale effecten hierdoor worden in deze paragraaf kort besproken.

7.6.2 Effecten op lagere trofische niveau's

Reynoldson geeft een samenvatting van de literatuur over effecten van interacties tussen verontreinigd sediment en bodemorganismen [30]. Uit diverse studies blijkt dat de levenscyclus van bodemdieren verstoord kan raken. Bij wormen (o.a. *Capitella capitata*) nam de gemiddelde lengte van de dieren af, de reproductie verminderde en de mortaliteit nam toe, in vergelijking tot controle-dieren. Ook bij muggenlarven (Chironomiden), die gekweekt werden op met zware metalen verontreinigde bodems, werden dergelijke effecten geconstateerd. De larven werden minder zwaar en de ontwikkeling van pop tot mug werd vertraagd.

7.6.3 Effecten op hogere trofische niveau's : Visziekten

Onderzoek in de Verenigde Staten heeft een verband aangetoond tussen het vóórkomen van levertumoren bij bentische vissen en de concentratie van polycyclische aromaten (PAK's) in het sediment. Al eerder bleken bodemvispopulaties in de omgeving van industriecentra gekenmerkt te worden door een hoge prevalentie van visziekten, zoals levertumoren en vinrot [26]. Om het verband tussen bodemverontreiniging en ziektevóórkomen te onderzoeken, werd veldonderzoek gecombineerd met laboratoriumexperimenten [23]. Het veldonderzoek werd uitgevoerd in Puget Sound, een baai

in Zuid-Californië. Het sediment in deze baai is op vele plaatsen sterk vervuild met diverse chemicaliën. In geïndustrialiseerde gebieden was het PAK-gehalte in de bodem 150 keer hoger dan in andere delen van de baai (figuur 25). Ook het PCB-gehalte was plaatselijk sterk verhoogd (figuur 26). Als testorganisme werd de Engelse tong (*Parophrys vetulus*) gekozen, een bodemgebonden vis met territoriumgedrag, die aparte subpopulaties vormt. Volwassen individuen vertonen in de paaitijd een beperkte migratie maar keren steeds weer terug naar hun oorspronkelijke woongebieden. Het voedsel van deze vis bevatte hoge gehalten aan PAK's en PCB's. Het effect hiervan werd afgemeten aan het vóórkomen van levertumoren (figuur 27). Vissen uit de meest-verontreinigde gebieden vertoonden de hoogste prevalenties. Tussen de prevalentie in de gehele baai en de gehalten van 36 verschillende PAK's, konden significante positieve correlaties worden berekend. Laboratoriumproeven maakten duidelijk dat deze regressies tevens als dosis-effectrelatie gehanteerd konden worden.

7.6.4 Beoordeling van de situatie in de Westerschelde

Ook in de Westerschelde is sprake van een verhoogde prevalentie van levertumoren en vinrot bij Bot. De PAK-gehalten in het sediment van het oostelijk deel liggen in de orde van 2 tot 14 mg/kg asvrij drooggewicht voor fluorantheen en 1 tot 6 mg/kg voor benzo(a)anthraceen.

De vegetatie van het Land van Saeftinge is gekenmerkt door verhoogde gehalten van zware metalen, die met het seizoen variëren. In het voorjaar zijn de concentraties twee tot zes keer hoger dan in de zomer. In de periode mei 1983 - mei 1985 zijn gestorven of geslachte schapen uit de kudde van Saeftinge onderzocht [2]. De levers van de dieren vertoonden een vijfvoudige verhoging van het loodgehalte en een tienvoudige van het ijzergehalte. Het cadmiumgehalte in de levers en nieren was licht verhoogd. Toch vertoonden geen van de dieren fysieke tekenen van vergiftiging.

In schelpdieren uit het oostelijk deel is het cadmiumgehalte eveneens verhoogd. De gehalten benaderen de grens waarbij de populatie-ontwikkeling stagneert (zie deelrapport 2).

8.1 Het huidige beleid ten aanzien van baggerspecie

Voor het onderhoud van havens en vaarwegen zijn regelmatige baggerwerkzaamheden noodzakelijk. De opgebaggerde specie is meestal in meer of mindere mate verontreinigd. Daarnaast kunnen er in een watersysteem bodems voorkomen die niet om nautische redenen gebaggerd hoeven te worden, maar waarvan de verontreinigingsgraad zodanig is dat sanering gewenst is. In beide gevallen wordt de waterbeheerder geconfronteerd met omvangrijke hoeveelheden baggerspecie, die op een verantwoorde wijze behandeld moeten worden.

Voor het terugstorten van baggerspecie in het watersysteem is een vergunning vereist krachtens de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO). Een belangrijk criterium voor het al of niet verlenen van deze vergunning vormt de chemische kwaliteit van de specie. Deze kwaliteit moet dan ook bepaald worden voorafgaand aan de vergunningsaanvraag. De vastgestelde kwaliteit wordt vervolgens getoetst aan normen die opgesteld zijn om het ontvangende milieu te beschermen tegen een te sterke verontreiniging, als gevolg van de depositie van de specie. Tot op heden vindt deze toetsing plaats aan de hand van de zogenaamde BER/WL-normering. Deze normering is gebaseerd op de concentraties van microverontreinigingen in een aantal referentiegebieden, waarbij de mate van verontreiniging varieert van schoon (klasse I) tot ernstig vervuild (klasse IV).

Het WVO-beleid inzake baggerspecie dat de Rijkswaterstaat Directie Zeeland in de afgelopen jaren gevoerd heeft, kende de volgende uitgangspunten :

- Specie van de klasse II, III of IV is dermate verontreinigd dat het terugstorten in watersystemen met een hoge ecologische doelstelling niet zonder meer is toegestaan;
- Specie van de klasse II of III kan in een overgangsperiode onder voorwaarden worden teruggestort. Deze voorwaarden hangen samen met de aard van de verontreiniging en de kenmerken van de stortlocatie. Bovendien wordt geëist dat de bronnen van verontreiniging weggenomen worden;
- Specie van de klasse I wordt als schoon aangemerkt en kan in het watersysteem worden teruggestort.

Dit beleid is verwoord in de nota "Speciebergings zuidelijke Deltawateren" van de Directie Zeeland [12]. In deze nota wordt geanticipeerd op de invoering van het nieuwe normeringssysteem, dat in de volgende paragrafen zal worden toegelicht.

In verband met de duidelijke morfologische, sedimentologische en hydrochemische verschillen tussen de Deltawateren en het Benedenrivierengebied, acht de Directie Zeeland het wenselijk om een bredere basis te creëren voor het beheer van de Zeeuwse wateren. Voor de onderhavige problematiek is het gewenst om aansluiting te zoeken bij de landelijke ontwikkelingen met betrekking tot de normering van de (water)bodemkwaliteit. Door Rijkswaterstaat is een interim normeringssysteem ontwikkeld, dat bedoeld

is als leidraad voor het speciebergingsbeleid voor rijkswateren [9]. Dit systeem zal door Rijkswaterstaat gehanteerd worden, totdat een definitieve, landelijke normering ontwikkeld is.

8.2 De ontwikkeling van de normering van de waterbodemkwaliteit

In verband met de beperkte toepasbaarheid van de BER/WL-normering wordt binnen Rijkswaterstaat al enige tijd gewerkt aan de ontwikkeling van een normeringsstelsel voor de waterbodemkwaliteit, dat landelijk bruikbaar is. Tegelijkertijd is een algemeen toepasbare methode ontwikkeld voor de correctie van gehalten in sedimenten van uiteenlopende samenstelling.

Het RWS-systeem

Deze werkzaamheden hebben inmiddels geleid tot een beoordelingssysteem dat net als het BER/WL-systeem gebaseerd is op gehalten in een groot aantal referentiemonsters. Deze monsters zijn echter niet alleen uit het Benedenrivierengebied afkomstig, maar uit diverse, overwegend zoete, Nederlandse wateren. Dit nieuwe normeringssysteem zal in de komende periode tevens dienst gaan doen als toetsingskader voor de WVO-vergunningen voor het storten van baggerspecie in rijkswateren. In het vervolg van deze nota zal dit systeem worden aangeduid als het RWS-systeem.

Voor de praktische toepassing van het RWS-systeem zijn voorlopig drie normen van belang :

- 1) De basiskwaliteitsnorm, die gebaseerd is op de bodemkwaliteit van nauwelijks door microverontreinigingen vervuilde gebieden (Oosterschelde, Markermeer, Zuidelijke Randmeren);
- 2) De toetsingswaarde, die gebaseerd is op de gehalten in de bodem van het IJsselmeer;
- 3) De signaleringswaarde, die gebaseerd is op de verontreinigingsgraad van bodems op de grens van de klassen III en IV uit de BER/WL-normering.

Bijlage 2 geeft een overzicht van de normen voor de diverse microverontreinigingen, volgens het BER/WL en het RWS-systeem.

De RWS-normen zijn afgeleid van de bovengrens van de ranges, gevormd door de gehalten in de referentiesedimenten. Deze normen moeten als volgt geïnterpreteerd worden :

ad 1) De basiskwaliteit geeft het minimaal na te streven kwaliteitsniveau aan. Uitgangspunt vormen de bovengrenzen voor een goede bodemkwaliteit. Twee punten zijn belangrijk. Tussen de gedefiniëerde basiskwaliteit en de kwaliteit van de referentiebodems kunnen verschillen gaan ontstaan (bijvoorbeeld door specifieke eigenschappen van het aquatisch systeem of ontwikkelingen in onderzoeksmethodieken). Dit zal met name voor sommige organische microverontreinigingen kunnen gelden. Op de tweede plaats moet voorkomen worden dat de basiskwaliteitsnorm "opgevuld" wordt;

waterbodems met een kwaliteit boven de basiskwaliteitsnorm (de Noordzee en laag-belaste kustwateren), mogen niet significant in kwaliteit achteruitgaan als gevolg van het storten van baggerspecie.

ad 2) De toetsingswaarde speelt vooral een rol bij de beoordeling van de chemische kwaliteit van baggerspecie. Wanneer de kwaliteit aan deze norm voldoet is toepassing of verspreiding van de specie onder voorwaarden mogelijk. De voorwaarden kunnen betrekking hebben op de plaats waar storting wordt toegestaan, op de wijze van storten, op de toegestane vracht aan microverontreinigingen e.a. Wanneer de toetsingswaarde overschreden wordt moet gezorgd worden voor een gecontroleerde opslag (bijvoorbeeld in diepe putten of op het land), of verwerking.

Voor bodems in wateren met een ecologische doelstelling van het hoogste niveau, geldt dat bij overschrijding van deze norm onderzoek naar de noodzaak van sanering gewenst is.

Verscherping van de toetsingswaarde biedt op de langere termijn een mogelijkheid om de doelstelling van een goede water- en bodemkwaliteit te realiseren.

ad 3) De signaleringswaarde geeft aan dat ecotoxicologische risico's potentiëel aanwezig zijn. Waar deze norm van toepassing is, is onderzoek naar de noodzaak van sanering urgent.

Toekomstige ontwikkelingen

Het RWS-systeem is gebaseerd op referentiemonsters die in hoofdzaak afkomstig zijn uit zoete wateren. Het is niet uitgesloten dat het systeem in de toekomst wordt uitgebreid met een normering die toegespitst is op brakke en zoute wateren. Op dit moment zijn nog onvoldoende gegevens beschikbaar, om op eenzelfde wijze definitieve normen op te stellen voor mariene milieu's.

De aanpassing voor dergelijke wateren zal vooral betrekking hebben op de normstelling voor zware metalen. Van enkele metalen is de mobiliteit in zout water groter dan in zoet. Voor de Zeeuwse situatie vormen de huidige RWS-normen vooralsnog een goed uitgangspunt.

Voorts zal in de nabije toekomst de Nederlandse normering moeten worden afgestemd op die voor de Noordzee, in het kader van de uitvoering van het Verdrag van Oslo inzake de verspreiding van baggerspecie.

9 BELEIDSONTWIKKELING

9.1 Het Nederlandse waterbodembelief

De landelijke doelstelling voor de waterbodemkwaliteit is het bereiken van de basiskwaliteit. De termijn waarbinnen en de wijze waarop dit doel bereikt dien te worden, wordt door de beheerder per watersysteem aangegeven. Als toetsingskader voor de beoordeling van de kwaliteit is een uniform toepasbare klassificatiemethode ontwikkeld, die in hoofdstuk 8 besproken is (zie ook [13]).

In de Derde Nota Waterhuishouding zullen watersysteemdofstellingen worden ontwikkeld, die betrekking hebben op de gebruiksfuncties van het systeem, inclusief de natuurfunctie. Deze doofstellingen monden uit in een verzameling van eisen aan de fysische, chemische en biologische eigenschappen van een watersysteem, om de gewenste situatie op termijn zo goed mogelijk te kunnen benaderen. Onder watersysteem wordt het oppervlaktewater verstaan, met inbegrip van oever, waterbodem en grondwater.

De Westerschelde wordt belast door zijdelingse lozingen in het Nederlandse deel, maar vooral door lozingen in het afwateringsgebied van de Schelde. Verbetering van de slechte bodemkwaliteit in het oostelijk deel zal vooral tot stand moeten komen door een sanering van afvalwaterstromen. Aan de Nederlandse zijde van de grens zal het te formuleren stortbeleid voor baggerspecie, rekening moeten houden met een slechts langzame verbetering van de kwaliteit van de bodem.

9.2 Internationale afspraken

In het Verdrag van Oslo is vastgelegd dat geen afvalstoffen, waaronder baggerspecie, in zee verspreid mogen worden, tenzij kan worden aangetoond dat dit geen schadelijke gevolgen heeft. Voor de beoordeling hiervan zijn voorlopige, experimentele normen in het verdrag opgenomen. Elke lidstaat mag strengere regels stellen.

De Oslo-Commissie, het internationale orgaan dat de uitvoering van het Verdrag van Oslo coördineert, heeft het voorstel geaccordeerd om ook de estuaria, tot een gegeven grens op basis van het zoutgehalte, onder de verdragscode te brengen. De lidstaten moeten deze verandering nog bekrachtigen. Het Nederlandse standpunt is dat in ieder geval de Westerschelde, maar ook een deel van de Schelde op Belgisch grondgebied, onder het verdrag van Oslo behoort te vallen. De RWS-toetsingswaarden zijn strenger dan de voorlopige normen van het Oslo-Verdrag.

9.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde

9.3.1 Algemeen

Bij het formuleren van de beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde is onderscheid gemaakt in doelen, voorwaarden en maatregelen. Bovendien is aangegeven welke aspecten nader onderzoek behoeven.

De doelen zijn vastgelegd in doelstellingen voor de korte termijn (het jaar 1995) en doelstellingen voor de middellange termijn (het jaar 2000).

De doelstellingen voor de korte termijn zijn in eerste instantie gericht op het ecologisch functioneren van het Nederlandse deel van het estuarium. Voor de doelstellingen op middellange termijn zijn aanvullende eisen gesteld aan het functioneren van de Schelde zelf.

Het is nog niet mogelijk om voor alle doelstellingen de corresponderende voorwaarden in kwantitatieve zin aan te geven. In de meeste gevallen zijn deze voorwaarden dan ook richtinggevend geformuleerd.

De te nemen maatregelen vloeien slechts ten dele voort uit reeds vastgesteld beleid. Aanvullende maatregelen zijn geformuleerd vanuit de gestelde doelen.

9.3.2 Doelen

Korte termijn (1995)

- Geen verdere verslechtering van de bodemkwaliteit van het estuarium en de havens;
- Bereiken van de toetswaarde van de bodemkwaliteit, in baggervakken en havens die beïnvloed worden door directe lozingen;

Middellange termijn (2000)

- Bereiken van de basiskwaliteit in baggervakken en havens die beïnvloed worden door directe lozingen;
- Benaderen van de natuurlijke bodemkwaliteit in het overige deel van het estuarium.

Het resultaat van de middellange-termijndoelstelling voor de beïnvloede baggervakken, is een waterbodemkwaliteit die als licht-verontreinigd kan worden beschouwd. Hierbij is een veiligheidsmarge in acht genomen, met het oog op ecotoxicologische risico's. Baggerspecie zal op grond van deze kwaliteit weer in het systeem verspreid kunnen worden.

9.3.3 Voorwaarden

Voor het bereiken van de kwaliteitsdoelstellingen is het nodig dat de belastingen op de Schelde en de zijdelingse belastingen op de Westerschelde in de komende jaren (verder) gereduceerd worden. Uit de analyse van de rivierslibbalans (hoofdstuk 6) kan afgeleid worden, dat een verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde riviersediment essentieel is. Alleen dan zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel van de Westerschelde de basiskwaliteitsnorm kunnen gaan benaderen. Beleidsvoorstellen die een

reductie beogen van de belasting aan microverontreinigingen zijn geformuleerd in deelrapport 2. Zolang de kwaliteit van het aangevoerde slib slecht blijft, dient de verspreiding van gecontamineerd sediment beperkt te worden. Een reductie van de grensoverschrijdende slibvracht in het algemeen zal een gunstig effect op het herstel van de bodemkwaliteit kunnen hebben. De algemene voorwaarden kunnen als volgt worden samengevat :

Algemeen

- Reductie van de gehalten van opgeloste en particulier-gebonden microverontreinigingen (zie deelrapport 2);
- Beperking van de verspreiding van gecontamineerd slib;
- Reductie van de zwevend-stofvracht.

9.3.4 Maatregelen

De maatregelen die tot doel hebben om de bodemkwaliteit te verbeteren, vallen in twee groepen uiteen. Op de eerste plaats is een reeks maatregelen geformuleerd die de belasting aan microverontreinigingen en zwevend stof zal moeten terugdringen. Deze categorie is uitgewerkt in de deelnota's 1 en 2 en zullen hier kort verwoord worden. Op de tweede plaats zijn maatregelen voorgesteld die tot doel hebben om de verspreiding van verontreinigd slib te beperken, in de periode die nodig is voor het bereiken van de basiskwaliteit en daarna.

Reductie van de belasting aan microverontreinigingen en zwevend stof

Korte termijn (1995)

- Afronding van het Nederlandse zuiveringsprogramma voor het Westerscheldegebied;
- De sanering van diffuse bronnen in de havens dient met kracht te worden voortgezet;
- Toepassing van het 70%-reductiescenario met betrekking tot de belasting aan zuurstofbindende stoffen in het stroomgebied van de Schelde;
- Een algemene reductie van de belasting met microverontreinigingen in het afwateringsgebied van de Westerschelde en de Schelde met 50%, conform de afspraken van de Noordzee-Ministersconferentie;
- Een reductie van minstens 80% van de belasting met de prioritaire stoffen cadmium, PCB's, tributyltin, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en organochloorpesticiden in het stroomgebied van de Schelde.

Middellange termijn (2000)

- Een verdere reductie van de belasting met contaminanten;
- Het toekennen van een hogere ecologische doelstelling aan de Schelde, afgestemd op haar belang voor het estuarium en de kustzone;
- Het opstellen van een actieplan voor het gehele afwateringsgebied van Schelde en Westerschelde om de ecologische doelstellingen te realiseren.

Beperking van de verspreiding van verontreinigde baggerspecie

Het vervuilde slib komt in het oostelijk deel van de Westerschelde terecht door sedimentatie van afstromend rivierslib en voor een groot deel via stortingen van baggerspecie, afkomstig uit sedimentatiegebieden in de Zeeschelde en de Antwerpse havens. Op andere slibrijke locaties, zoals de toegangseulen tot de grote zeesluizen, leidt het onderhoudsbaggerwerk tot een voortdurend rondstromen van sterk vervuild slib. De balansstudie toont aan dat onttrekking van dit slib een aanzienlijke bijdrage kan leveren aan de realisatie van de beleidsdoelen binnen de geplande termijn. Inmiddels wordt door België een deel van deze specie geborgen in putten buiten het systeem. Gezocht wordt naar een uitbreiding van de bergingscapaciteit.

Eén van de uitgangspunten in het beleid voor de Zeeuwse wateren, is het standpunt dat verontreinigde specie niet van het ene naar het andere watersysteem verspreid mag worden [12, 13]. Dit uitgangspunt moet voorkomen dat watersystemen waarvoor de norm op de middellange termijn ruimer is, worden belast met verontreinigde specie uit systemen waarvoor een strengere norm gehanteerd wordt (geen opvulling van de norm).

Het nieuwe beleid ten aanzien van de verspreiding van baggerspecie in de Westerschelde zal uiterlijk 1 januari 1991 ingaan. De tijd tot 1991 wordt besteed aan de uitwerking van een provinciaal speciebergingsplan [28], conform de geformuleerde beleidsuitgangspunten. Deze termijn biedt tevens de mogelijkheid om het nieuwe classificatiesysteem in de praktijk te toetsen en de ervaringen in het speciebergingsplan te verwerken.

Per 1 januari 1991 zal specie uit baggervakken die beïnvloed worden door directe lozingen en waarvan de kwaliteit slechter is dan de toetsingswaarde van het RWS-systeem, niet meer teruggestort mogen worden in de Westerschelde. In het huidige beleid wordt voor het storten van dergelijke specie alleen een vergunning verleend, wanneer de lokale vervuilingbronnen gesaneerd worden. Het gaat hierbij met name om de havens langs de Westerschelde en de toegangseulen tot de sluizen. Ook de Drempel van Zandvliet en de meer stroomopwaarts gelegen drempels in de Schelde, zullen onder deze maatregel vallen; de water- en bodemkwaliteit in deze gebieden wordt direct beïnvloed door de lozingen van de langs de Schelde gevestigde industrieën.

De bodemkwaliteit in het Westerschelde-bekken zelf, is in vrijwel alle gevallen beter dan de toetsingswaarde en voldoet in de meeste gevallen aan de basiskwaliteitsnorm. Dit geldt ook voor de intergetijdegebieden en de stroomafwaarts van Zandvliet gelegen drempels. Wel nemen de gehalten van microverontreinigingen in de Westerschelde toe van west naar oost.

Baggerspecie afkomstig van baggervakken uit de vaargeul wordt als gebiedseigen specie benaderd. Deze specie is niet direct beïnvloed door zijdelingse lozingen. Met de concentratiegradiënt van microverontreinigingen wordt rekening gehouden door de specie niet terug te storten op meer westelijk gelegen locaties.

Door calamiteiten kunnen de drempels in de vaargeul extra vervuild raken. Het verspreiden van opgebaggerd sediment moet in deze gevallen beperkt worden, afhankelijk van de aard en de mate van verontreiniging.

In het Westerscheldegebied zal in de komende jaren nog een hoeveelheid specie vrijkomen die niet voldoet aan de toetsingswaarde en derhalve niet in de Westerschelde verspreid zal mogen worden. Deze specie zal geborgen moeten worden in een geïsoleerde berging.

Stappen voor de realisatie van een depôt zullen uitgewerkt worden in het Provinciale Beleidsplan voor de Berging van Baggerspecie. Het depôt zal tevens ruimte moeten bieden aan probleemspecie uit andere rijks- en binnenwateren in de provincie Zeeland.

Daarnaast moet onderzoek worden verricht naar de praktische mogelijkheden van scheidings- en reinigingstechnieken, om de hoeveelheid in depôt te bergen specie zoveel mogelijk te kunnen reduceren.

In verband met de afstemming op het waterkwaliteitsbeleid voor de Noordzee mag in de toekomst een verdere aanscherping verwacht worden. Deze aanscherping zal ertoe moeten leiden dat de middellange-termijn doelstelling gehaald wordt. Essentieel hierbij is een reductie van de verontreinigingsvracht ten gevolge van speciéstortingen. Deze vracht dient vóór 1995 met 50% gereduceerd te zijn.

Hieronder worden de maatregelen met betrekking tot de berging van specie samengevat.

Korte termijn (1995)

- De verspreiding of gecontroleerde berging van verontreinigde baggerspecie in een ander watersysteem is in principe niet toegestaan;
- Baggerspecie waarvan de kwaliteit niet voldoet aan de toetsingswaarde mag niet in de Westerschelde worden verspreid;
- Voor de berging van specie die niet aan de toetsingswaarde voldoet dient een geïsoleerde berging te worden gerealiseerd;
- Verontreinigde baggerspecie afkomstig uit baggervakken in de vaargeul en waarvan de kwaliteit voldoet aan de toetsingswaarde, dient in hetzelfde riviervak of oostelijker teruggestort te worden;
- Bij calamiteiten die tot extra vervuiling van baggervakken in de vaargeul leiden, kan specieberging noodzakelijk zijn, afhankelijk van de aard en de mate van verontreiniging;
- Het milieurendement van het onderhoudsbaggerwerk in de vaargeulen van de zeesluizen bij Antwerpen dient te worden vergroot door het meest-vervuilde, slibrijke materiaal in depôt te brengen;
- Het storten van materiaal afkomstig van ontgroningen ten behoeve van de verbreding van kanalen, aanleg van havens, e.d. moet beperkt worden. De berging van deze grond moet zodanig plaatsvinden dat de verspreiding van slib wordt geminimaliseerd;
- De verontreinigingsvracht ten gevolge van speciéstortingen in het estuarium zal met 50% gereduceerd moeten worden.

9.4 Nader onderzoek

Het geformuleerde beleid berust voor een aanzienlijk deel op de resultaten van het slibbalansonderzoek, besproken in de hoofdstukken 3 t/m 5. Bij dit onderzoek zijn een aantal veronderstellingen gehanteerd :

- De verdeling rivierslib/zeeslib is in de loop van de jaren niet sterk veranderd;
- Binnen een modelvak zijn erosie en sedimentatie in evenwicht;
- De belasting vanuit de Schelde overheerst;
- De aan slib gebonden verontreiniging gedraagt zich conservatief;
- De invloed van biologisch-gestuurde uitwisselingsprocessen is op deze schaal niet belangrijk.

Om de juistheid van deze aannames te controleren zijn de volgende onderzoekinspanningen gewenst :

- Een nadere modellering van de slibtransporten, met aandacht voor zowel de ruimtelijke aspecten als de dichtheidsstroming;
- Een nadere modellering van de verdeling van marien en fluviatiel sediment in het bekken;
- Een nadere studie naar de mobiliteit van verontreinigingen als functie van fysisch-chemische condities en in relatie tot de normering. In het verlengde hiervan ligt een verdere ontwikkeling van het systeem-analytisch instrumentarium voor de verspreiding van verontreinigingen in het systeem;
- Een saneringsonderzoek op locaties waar de kwaliteit van de specie niet voldoet aan de signaleringswaarde. Hierbij moet gedacht worden aan een aantal havens, of havengedeelten en aan het Land van Saeftinge. Een meer gedetailleerd onderzoek naar de verontreinigingstoestand van zowel de oppervlakkige als de diepere bodemlagen in dit gebied, kan bovendien meer informatie opleveren omtrent de verontreinigingsgeschiedenis van dit gebied;
- Een onderzoek naar de voorwaarden die gesteld moeten worden aan technieken voor de scheiding en reiniging van (ernstig) vervuild sediment, om voldoende rendement op te leveren bij toepassing in de Westerschelde-situatie. De ontwikkeling van dergelijke technieken moet gestimuleerd worden.

Daarnaast is het noodzakelijk om een bergingsdepôt te realiseren voor de specie die niet in het systeem verspreid mag worden. Om de vereiste capaciteit te kunnen bepalen, moet vastgesteld worden hoeveel specie voor berging in aanmerking komt.

Daarnaast is onderzoek nodig naar de verspreiding van gecontamineerd zeeslib, afkomstig van de stortlocatie voor havenslib uit Zeebrugge. In recente jaren zijn hoge totaalgehalten van zink, kwik en PAK's aangetroffen in het water van de kustzone ter hoogte van Cadzand (zie deelrapport 2), met name in de wintermaanden. Deze gehalten zijn hoger dan te Vlissingen en nauw gecorreleerd met het zwevend-stofgehalte. Dit betekent dat de opwerveling van bodemmateriaal een rol speelt. Getijstromingen zullen dit sediment het estuarium in kunnen transporteren.

GECITEERDE LITERATUUR

- 1 ANONYMUS (1987) Milieubewust baggeren en storten. MKO-nota R 87.13, Gemeentewerken Rotterdam, Rijkswaterstaat.
- 2 BAARS AJ ET AL. (1988) Environmental contamination by heavy metals and fluoride in the Saeftinge salt marsh and its effect on sheep. *The Veterinary Quarterly* 10 : 90-98.
- 3 BALZER (1987) Diagenesis and exchange processes at the benthic boundary. p 116-119 in : Rumohr J (ed) *Seawater-sediment interactions in coastal waters*. Lecture notes on coastal and estuarine studies. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- 4 BASTIN A (1974) Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en het Schelde estuarium. Dissertatie, Katholieke Universiteit Leuven. 91 p.
- 5 BAYNE BL, BROWN DA, BURNS K, DIXON DR, IVANOVICI A, LIVINGSTONE DR, LOWE DM, MOORE MN, STEBBING ARD en WIDDOWS J (1985) The effects of stress and pollution on marine animals. Preager Publications, New York. 375 p.
- 6 BIJLSMA L en STEYAERT F (1988) Bed quality development in the Western Scheldt estuary. Bijdrage gepresenteerd tijdens : *BHRA Water Modelling and Measurement* 2, Morrogate, UK, November 7-9, 1988.
- 7 COURTNEY WAM en LANGSTON WJ (1978) Uptake of polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) from sediment and from seawater in two intertidal polychaetes. *Environ Poll* 15 : 303-309.
- 8 DBW/RIZA (1987) Verwerking van baggerslib. Nota 87.006, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA.
- 9 DBW/RIZA (1988) Baggerspecie- en waterbodemproblematiek. Stand van zaken. Nota 88.034, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA.
- 10 DGM (1986) NOB interimrapport van de werkgroep Normering. Rijkswaterstaat DGM.
- 11 D'HONT P en JACQUES TG (1982) Gesuspendeerd materiaal in de Schelde. *Water* nr. 4, Ministerie van Volksgezondheid.
- 12 DIRECTIE ZEELAND (1987) Speciebergings zuidelijke Deltawateren. Nota AX 87.176, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 13 DIRECTIE ZEELAND (1989) Waterbodembeleid Zeeuwse rijkswateren. Nota AX 89.008, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.

- 14 EVERAARTS JM (1986) The uptake and distribution of copper in the lugworm *Arenicola marina* (Annelida, Polychaeta). *Neth J Sea Res* 20 : 253-267.
- 15 FOWLER SW, POLYKARPOV GG, ELDER DL, PARSI P en VILLENEUVE JP (1978). Polychlorinated biphenyls : accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar Biol* 48 : 303-309.
- 16 GIBBS PF, BRYAN GW en RYAN KP (1981) Copper accumulation by the polychaete *Melina palmata*: an antipredation mechanism ? *J mar biol Ass UK* 61 : 707-722.
- 17 GRONTMIJ (1988) Voorstudie locatiekeuze berging baggerspecie Provincie Zeeland. Grontmij.
- 18 HURK P VAN DEN (1988) Voortgangsrapportage Indicat-Biomon 2. Periode mei-oktober 1988. Bureau Waardenburg BV, Culemborg.

HURK P VAN DEN. Ongepubliceerde gegevens over *Bathyporeia*.
- 19 JORGENSEN NOG en KRISTENSEN E (1980) Uptake of amino acids by three species of *Nereis* (Annelida: Polychaeta). *Mar Ecol Progr Ser* 3 : 329-340.
- 20 KOCK WC DE (1985) Biologische monitoring van contaminanten in sedimenten. In : *Onderwaterbodems, rol en lot*. Verslag van een symposium gehouden op 28-29 mei 1985, Rotterdam.
- 21 KOCK WC DE en MARQUENIE JM (1982) The effects of discharges of certain metals and of organochlorine compounds such as PCB's and pesticides on marine ecosystems; a literature survey. TNO-report CL 82/97. 178 p.
- 22 KOOIJ LA VAN DER (1982) De waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. Nota 82.063, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater.
- 23 MALINS DC, MCCAIN BB, LANDAHL JJ, MYERS MS, KRAHN MM, BROWN DW, CHAN SL en ROUBAL WT (1988) Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. *Aquatic Toxicology* 11 : 43-67.
- 24 MARQUENIE JM en TENT L (1986) Environmental impact of contaminants mobilized from sediment upon disposal. TNO-publication no. P 86/030.
- 25 MCLEESE DW, METCALFE CD en PEZZACK DS (1980) Uptake of PCB's from sediment by *Nereis virens* and *Crangon septemspinosa*. *Arch environ Contam Toxicol* 9 : 507-518.
- 26 MURCHELANO R en WALKE R (1985) Epizootic carcinoma in the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. *Science (Wash.)* 228 : 587-589.
- 27 PHILLIPS DHJ (1980) Quantitative aquatic biological indicators. *Pollution Monitoring Series*. 488 p.

- 28 PWS ZEELAND (1987) Interimrapportage Werkgroep beleidsplan verontreinigde waterbodems en berging baggerspecie. Provinciale Waterstaat Zeeland, Middelburg.
- 29 REYNDERS JJ (1985) Het bodemkundig milieu van het intergetijdegebied van de Westerschelde. Instituut voor Aardwetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht. 74 p.
- 30 REYNOLDSON TB (1987) Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiologia* 149 : 53-66.
- 31 RIZA (1977) Onderzoek naar de effecten van sanering bij AKZO, Delfzijl.
- 32 SALOMONS W, BRUIN M DE, DUIN RPW en MOOK WG (1978) Mixing of marine and fluvial sediments in estuaries. Bijdrage gepresenteerd tijdens : *18th Coastal Engineering Conference*, August 27-September 2, 1978, Hamburg, FRG.
- 33 SALOMONS W en EYSINK WD (1981) Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the North Sea. *Special publication Int Ass Sediment* : 429-450.
- 34 SALOMONS W en MOOK WG (1981) Field observations of the isotopic composition of particulate organic carbon in the southern North Sea and adjacent estuaries. *Marine Geology* 41 : 11-20.
- 35 SWART JP (1987) Onderzoek naar de verhouding marien-fluviatiel slib in de Westerschelde. Nota NXL-87.015, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 36 TERWINDT JHJ (1977) Mud in the Dutch Delta area. *Geologie en Mijnbouw* 56 (3).
- 37 WARTEL S (1977) Composition, transport and origin of sediments in the Scheldt estuary. *Geologie en Mijnbouw* 56 : 219-233.
- 38 WILLEMSSEN J (1977) Population dynamics of Percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. *J Fish Res Bd Can* 34 : 1710-1719.
- 39 WOLLAST R en PETERS JJ (1978) Biochemical properties of an estuarine system, the river Scheldt. In : *Biochemistry of estuarine sediments*. UNESCO, Paris.
- 40 WOLLAST R en MARIJNS A (1981) Evaluation des contributions des différentes sources de matière en suspensions à l'envasement de l'Escant. Rapport final au Ministère de la Santé Publique. 152 p.

OVERZICHT VAN FIGUREN

- 1 Vakindeling van het Schelde-estuarium ten behoeve van modelstudies.
- 2 Compartimenten en materiaaltransport in de slibbalans.
- 3 Compartimenten en transport van verontreinigd slib.
- 4 Hoeveelheden onttrokken specie per vak.
- 5 Ontwikkeling van de gestorte hoeveelheden baggerspecie.
- 6 Ontwikkeling van de hoogteligging van Saeftinge, 1962-1987.
- 7 Gehalte van Cs-137(a) en Pb-210 (b) in bodemonsters van Saeftinge.
- 8 Ligging van de bemonsteringslocaties op Saeftinge.
- 9 Gecorrigeerde gehalten van zware metalen in de bodem van Saeftinge.
- 10 Gecorrigeerde gehalten van PCB en HCB in de bodem van Saeftinge.
- 11 Kwaliteit waterbodems in havens langs de Westerschelde.
- 12 Kwaliteit waterbodems in de Westerschelde.
- 13 Berekend slibtransport in de Westerschelde.
- 14 Berekende opbouw van de cadmiumverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 15 Berekende opbouw van de kwikverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 16 Berekende opbouw van de zinkverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 17 Effect van sanering van de lozingen op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 18 Ontwikkeling van de gehalten in water en bodem bij ongewijzigd beleid inzake het storten van baggerspecie.
- 19 Effect van specieberging buiten het systeem op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 20 Effect van het stroomafwaarts storten van specie op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 21 Afname van de komberging van het Verdrongen Land van Saeftinge.
- 22 Interacties tussen abiotische en biotische compartimenten bij de overdracht van contaminanten in aquatische systemen.
- 23 Cadmiumgehalten in Slijkgaper uit de Oosterschelde na experimentele blootstelling aan Westerscheldewater.
- 24 Aantal overlevende *Bathyporeia*'s na tien dagen blootstelling aan havensediment.
- 25 Gemiddelde concentraties van PAK's in sedimentmonsters uit Puget Sound, USA.
- 26 Gemiddelde concentraties van PCB's in sedimentmonsters uit Puget Sound, USA.
- 27 Prevalentie van levertumoren bij Engelse tong in Puget Sound.

OVERZICHT VAN TABELLEN

- 1 Herkomst van de gemiddelde jaarlijkse vracht aan slib, aangevoerd naar de Schelde.
- 2 Slibgehalte en de verhouding zeeslib/rivierslib in de drie modelvakken van het Westerschelde-estuarium.
- 3 Omvang van de slibuitwisseling via resuspensie en sedimentatie.
- 4 Gemiddelde jaarlijkse slibhoeveelheden betrokken in baggerwerkzaamheden en zandwinning uitgevoerd sinds 1950.
- 5 Overzicht van de gecorrigeerde metaalgehalten in de bodem van de drie vakken, herrekend naar een standaardsediment.
- 6 Grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof in de periode 1981-1986, vergeleken met de berekende transporten.
- 7 Lineaire correlatiecoëfficiënten voor relaties tussen de cadmiumconcentratie in drie organismen en enkele milieucompartimenten.
- 8 Concentraties van cadmium en totaal-PCB in slijkgapers verzameld in de Oosterschelde, na 40 dagen blootstelling aan Westerscheldesediment onder verschillende condities.
- 9 Concentratiefactoren bodemdier/bodem, voor enkele mariene organismen.

OVERZICHT VAN BIJLAGEN

- 1 Definitie van symbolen gebruikt in de slibbalans.
- 2 Relatieve waarden van de kwaliteitsnormen voor sediment ten opzichte van de signaleringswaarden uit het RWS-systeem.

COLOFON

omslagfoto	LANDSAT
tekenwerk	A. de Buck
drukwerk	Pitman BV, Goes
redactionele ondersteuning en lay-out	Bureau RDD <i>Aquatic Ecosystems</i> , Groningen  

BIJLAGE 1 Overzicht van gebruikte symbolen in de modelbeschrijving

Symbool	Dimensie	Omschrijving
B	10^3 kg/jaar	Definitieve berging in een willekeurig vak
BA	10^3 kg/jaar	Hoeveelheid opgebaggerde specie per vak
ST	10^3 kg/jaar	Hoeveelheid gestorte specie per vak
E	10^3 kg/jaar	Door erosie uitgewisselde hoeveelheid sediment van de diepe bodemlaag in een willekeurig vak
S	10^3 kg/jaar	Door sedimentatie afgezette hoeveelheid sediment in de diepe bodemlaag van een willekeurig vak
U	10^3 kg/jaar	Snelheid van sedimentuitwisseling tussen watercompartiment en actieve bodemlaag in een willekeurig vak
KB	mg/kg	Kwaliteit van het definitief geborgen materiaal
KSR	mg/kg	Kwaliteit van het aangevoerde rivierslib
KST	mg/kg	Kwaliteit van de gestorte specie
KSUS	mg/kg	Kwaliteit van de het gesuspendeerde sediment
KU	mg/kg	Kwaliteit van de actieve bodemlaag
KE	mg/kg	Kwaliteit van het door erosie verplaatste materiaal van de diepe bodemlaag
KS	mg/kg	Kwaliteit van het afgezette materiaal in de diepe bodemlaag
PR		Percentage rivierslib in een willekeurig vak
PZ		Percentage zeeslib in een willekeurig vak
OPP	m^2	Oppervlakte van een modelvak
P		Percentage slib in het bodemcompartiment van een vak
SR	10^3 kg/jaar	Resultierend longitudinaal transport van rivierslib
SZ	10^3 kg/jaar	Resultierend longitudinaal transport van zeeslib
SG	10^3 kg/ m^3	Soortelijke massa van droog sediment
j		Nummer van het modelvak
i		Index voor inkomend materiaal in vak j
u		Index voor uitgaand materiaal uit vak j

Berekening van de gecorrigeerde gehalten volgens het RWS-interimsysteem:

a. ZWARE METALEN

$$\text{gecorr. gehalte} = \text{gemeten geh.} * \frac{(a + b*25 + c*10)}{(a + b*\text{lutum}\% + c*\text{org.stof}\%)}$$

a, b en c: constanten afhankelijk van metaal
(zie onderstaande tabel)

metaal	a	b	c
As	15	0.4	0.4
Cd	0.4	0.007	0.0021
Cr	50	2	0
Cu	15	0.6	0.6
Hg	0.2	0.0034	0.0017
Pb	50	1	1
Ni	10	1	0
Zn	50	3	1.5

b. ORGANISCHE MICROVERONTREINIGINGEN

$$\text{gecorr. gehalte} = \text{gemeten gehalte} * 10/\text{org.stof} \%$$

De aldus berekende gecorrigeerde gehalten worden vervolgens getoetst aan de klasse-normen die zijn weergegeven in tabel 1

Vergelijking van de BER-WL normen met de interim RWS-normen.

Om een zinvolle vergelijking van de beide normeringssystemen mogelijk te maken is het noodzakelijk dat de bodemsamenstelling van het sediment waarop de normen betrekking hebben overeenkomt. Hiertoe zijn de BER-normen, die gelden voor een bodem waarin het gecorrigeerde gehalte aan slib <16 um gelijk is aan 50 % (zware metalen) en 100 % organisch C (organische microverontreinigingen), omgerekend naar een bodem met 25 % slib < 2um en 10 % organische stof, dat wil zeggen de standaardbodem van de interim RWS-normering.

Omrekening BER-WL normen:

De praktijk leert dat de verhouding tussen de fractie slib <2 um en de fractie <16 um bij benadering gelijk is aan 2:3, hetgeen impliceert dat een bodem met 25 % slib <2 um dus 37.5% slib <16 um bevat. De ratio organische stof : organisch C bedraagt ca. 1.7 : 1 zodat de RWS-standaardbodem ca. 6 % organisch C zal bevatten. Als bovendien aangenomen wordt dat het calcië-gehalte in dit sediment 10 % bedraagt betekent dit dat het gecorrigeerd gehalte slib < 16 um in de standaardbodem 46.8 % bedraagt.

dus: "RWS-standaardbodem" bevat 46.8% slib < 16 um ———>
————> BER-normen voor zware metalen gecorrigeerd voor
deze bodemsamenstelling: $46.8/50 * \text{feitelijke BER-normen}$

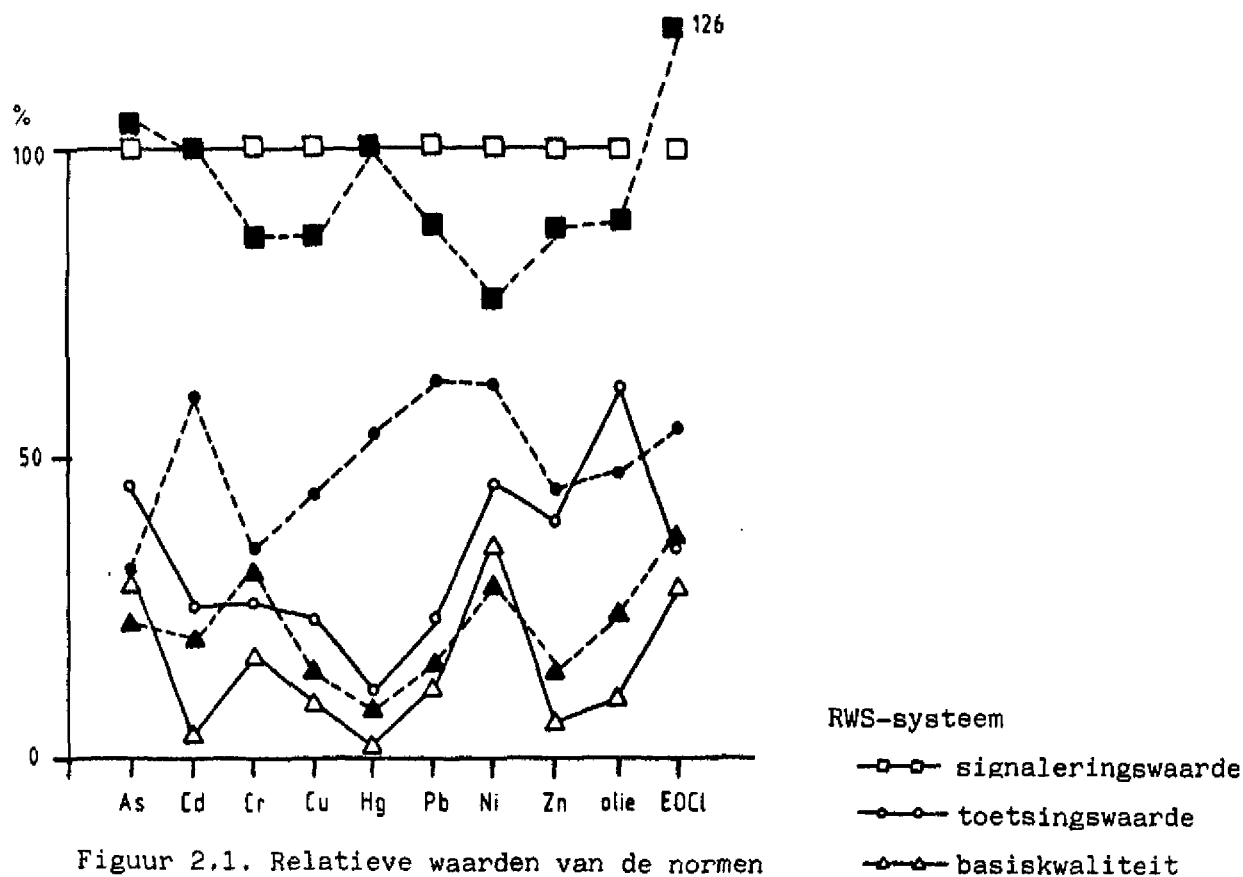
"RWS-standaardbodem" bevat ca. 6% org. C ———>
————> BER-normen voor zware metalen gecorrigeerd voor
deze bodemsamenstelling: $6/100 * \text{feitelijke BER-normen}$

Met deze gegevens is het mogelijk de BER-WL normen om te rekenen naar normen voor een bodem met een sediment-samenstelling die overeenkomt met de RWS-standaardbodem. Het resultaat is aangegeven in tabel 1.
In Figuur 2.1 en 2.2 zijn de resultaten grafisch weergegeven.

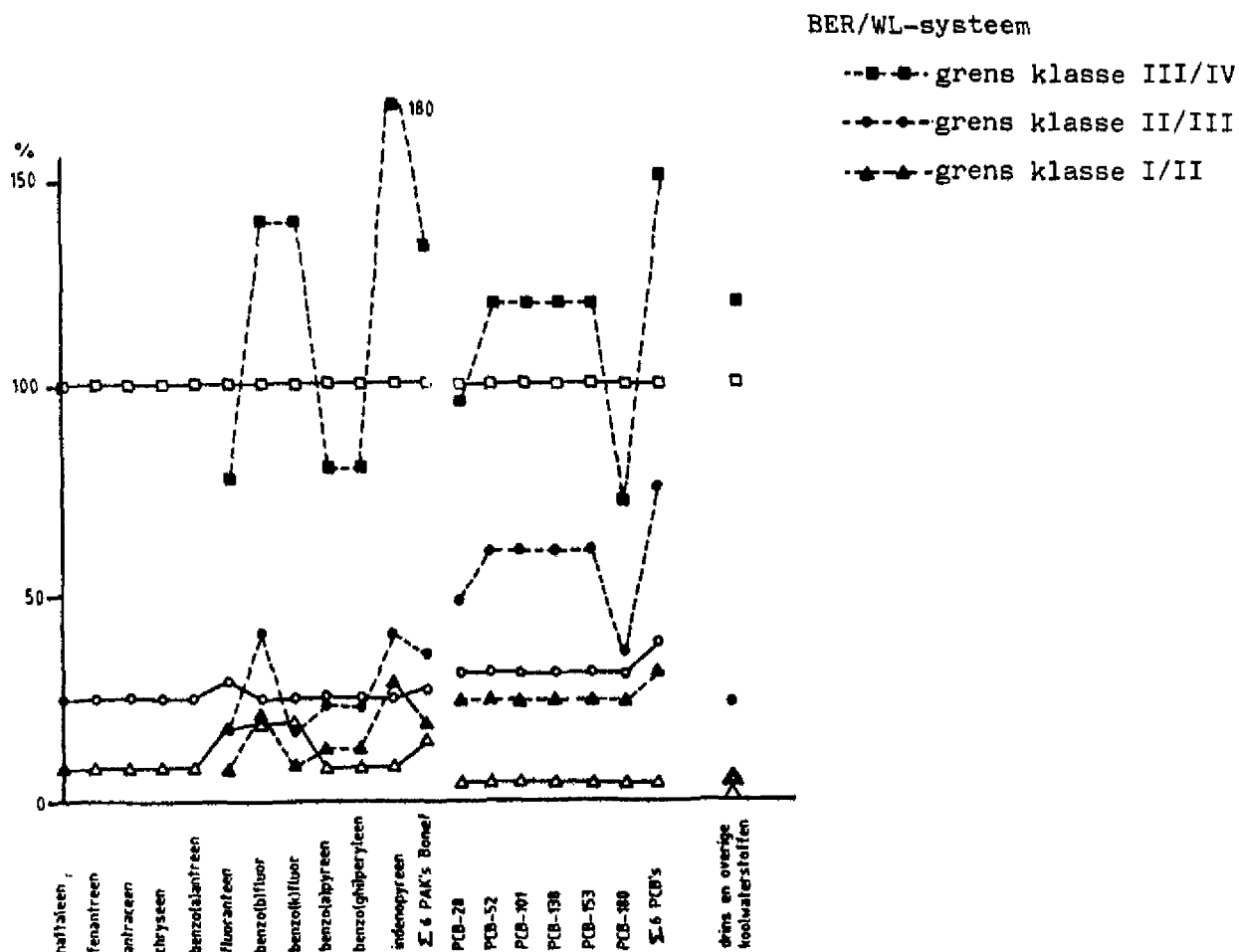
Tabel 1. RWS-interimnormen en BER-WL normen (omgerekend naar RWS-standaardbodem); RWS 1-2: klassegrens voor RWS-klasse 1 en 2 etc.

	RWS 1-2	BER I-II	RWS 2-3	BER II-III	RWS 3-4	BER III-IV
Arseen	29.0	21.6	45.0	30.0	100.0	103.2
Cadmium	0.8	5.6	7.5	17.8	30.0	30.0
Chroom	100.0	178.2	155.0	206.4	600.0	515.9
Koper	36.0	56.3	90.0	178.2	400.0	347.0
Kwik	0.3	1.4	1.6	8.4	15.0	15.0
Lood	85.0	103.2	160.0	431.5	700.0	619.1
Nikkel	35.0	32.8	45.0	61.0	100.0	75.0
Zink	140.0	347.0	1000.0	1088.0	2500.0	2185.0
Olie	500.0	1172.0	3000.0	2345.0	5000.0	4408.0
EOCL	5.5	7.2	7.0	10.8	20.0	25.2
Naftaleen	0.2	-	0.75	-	3.0	-
Antraceen	0.2	-	0.75	-	3.0	-
Fenantreen	0.2	-	0.75	-	3.0	-
Chryseen	0.2	-	0.75	-	3.0	-
b(a)antrac.	0.2	-	0.75	-	3.0	-
Fluoranteen	1.2	0.48	2.0	1.2	7.0	5.4
b(b)fluoran.	0.55	0.60	0.75	1.2	3.0	4.2
b(k)fluoran.	0.55	0.24	0.75	0.48	3.0	4.2
b(a)pyreen	0.2	0.36	0.75	0.72	3.0	2.4
b(ghi)peryl.	0.2	0.36	0.75	0.72	3.0	2.4
ind(123cd)pyr.	0.2	0.84	0.75	1.2	3.0	5.4
6 PAK Borneff.	2.3	3.0	4.6	6.0	17.0	22.8
PCB-28	4.0	24	30	48	100	96
PCB-53	4.0	24	30	60	100	120
PCB-101	4.0	24	30	60	100	120
PCB-138	4.0	24	30	60	100	120
PCB-153	4.0	24	30	60	100	120
PCB-180	4.0	12	30	36	100	72
som 6 PCB's	20.0	120	150	300	400	600
HCH	2.5	12	15	120	500	600
HCB	2.5	12	15	120	500	600
hept.epoxide	2.5	12	15	120	500	600
Aldrin	2.5	12	15	120	500	600
dieldrin	2.5	12	15	120	500	600
endrin	2.5	12	15	120	500	600
endosulfan	2.5	12	15	120	500	600
DDT	2.5	12	15	120	500	600
DDD	2.5	12	15	120	500	600
DDE	2.5	12	15	120	500	600
som Cl-koolw.	20	-	100	-	2500	-

Metalen, PAK's, olie en EOCL: gehalten in mg per kg droge stof
Overige microverontreinigingen: gehalten in ug per kg droge stof

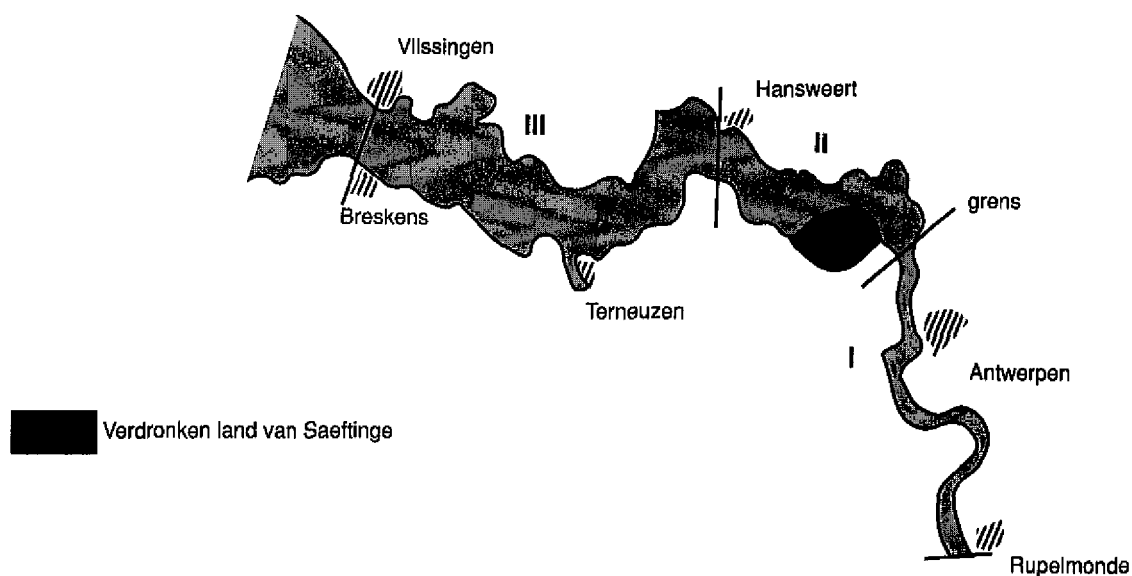


Figuur 2.1. Relatieve waarden van de normen t.o.v. de signaleringswaarde (metalen, olie en EOCL).

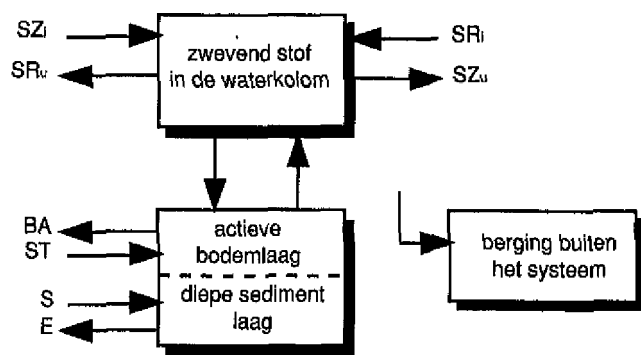


Figuur 2.2. Relatieve waarden van de normen t.o.v. de signaleringswaarde (org.microverontreinigingen)

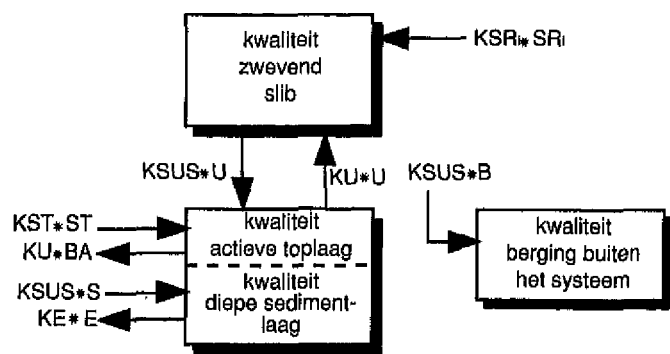
figuur 1 :
Vakverdeling Westerschelde voor model-berekeningen



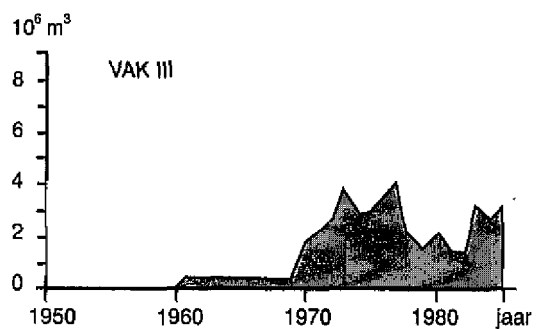
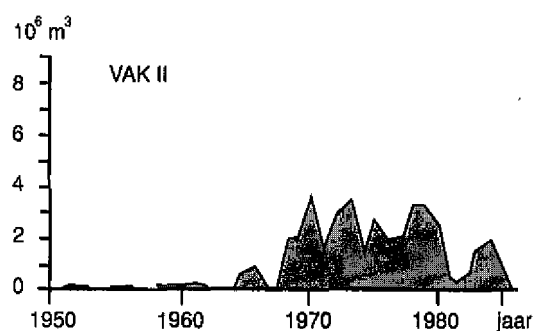
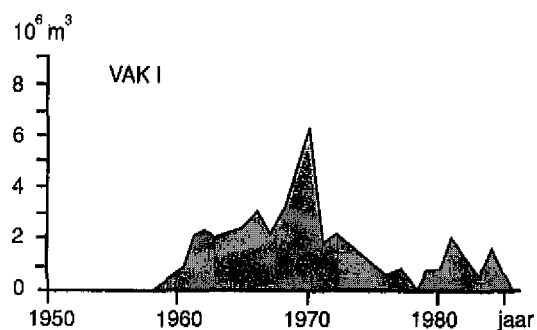
figuur 2 :
Compartimenten en materiaaltransport in de slibbalans



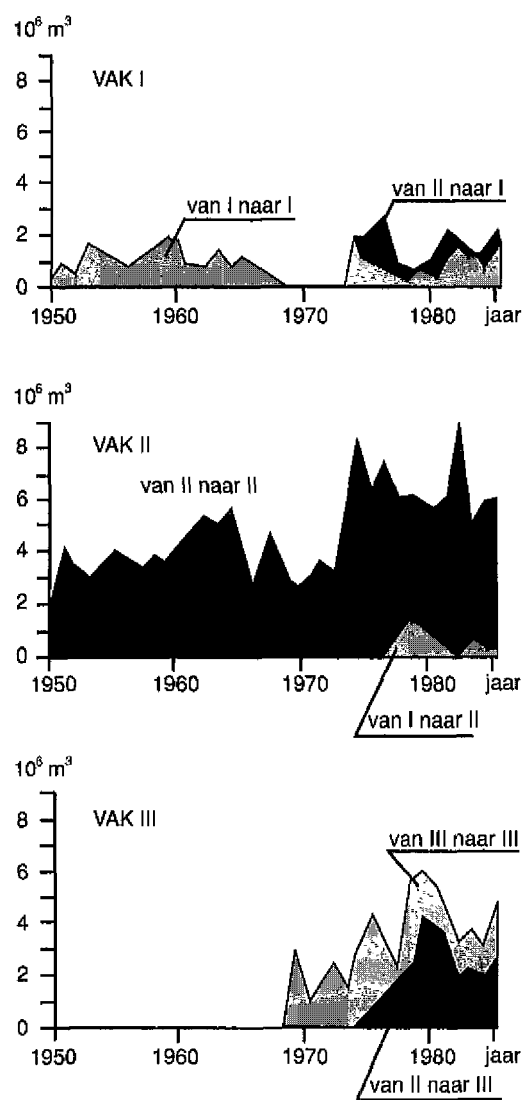
figuur 3 :
Compartimenten en materiaaltransport van verontreinigd slib



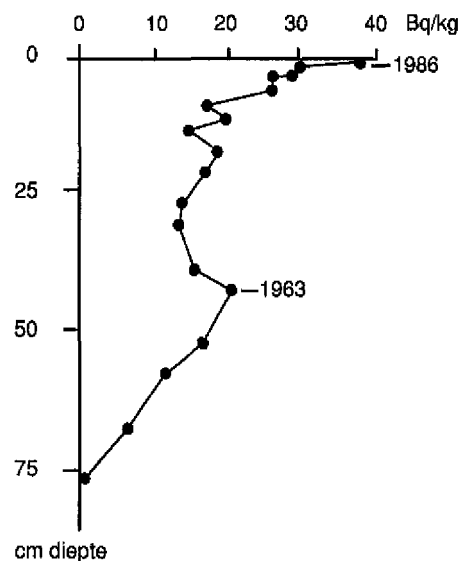
figuur 4 :
Hoeveelheid onttrokken specie per vak



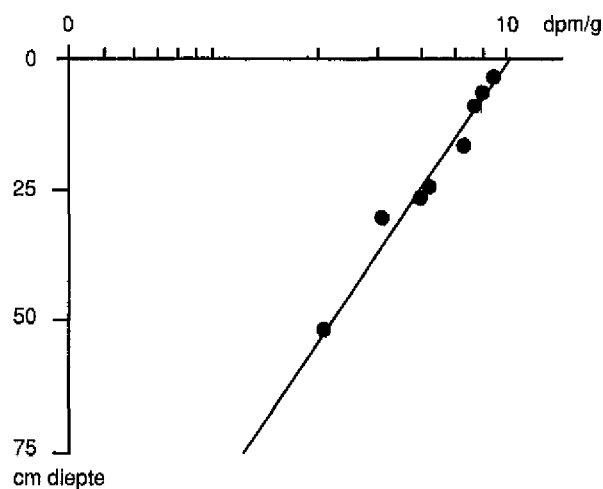
figuur 5 :
Stortactiviteiten



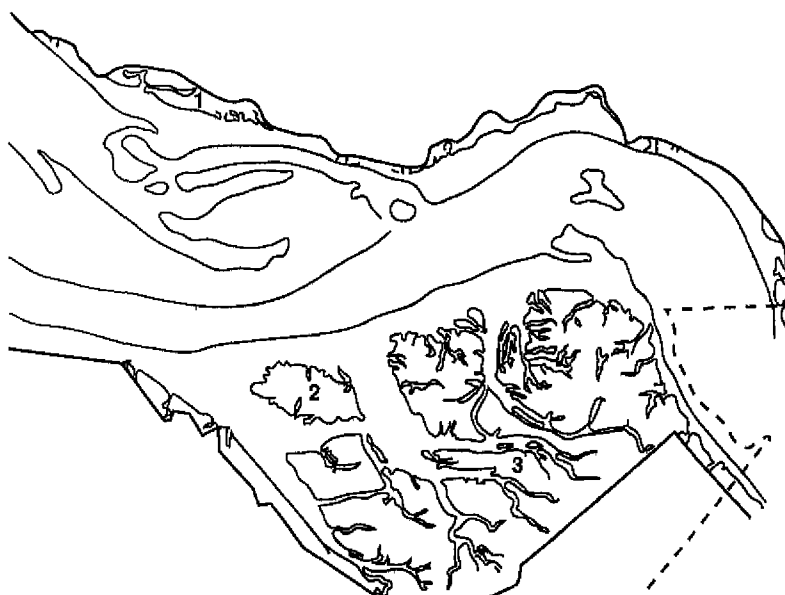
figuur 7a :
 ^{137}Cs gehalte in Saeftinghe bodemonsters



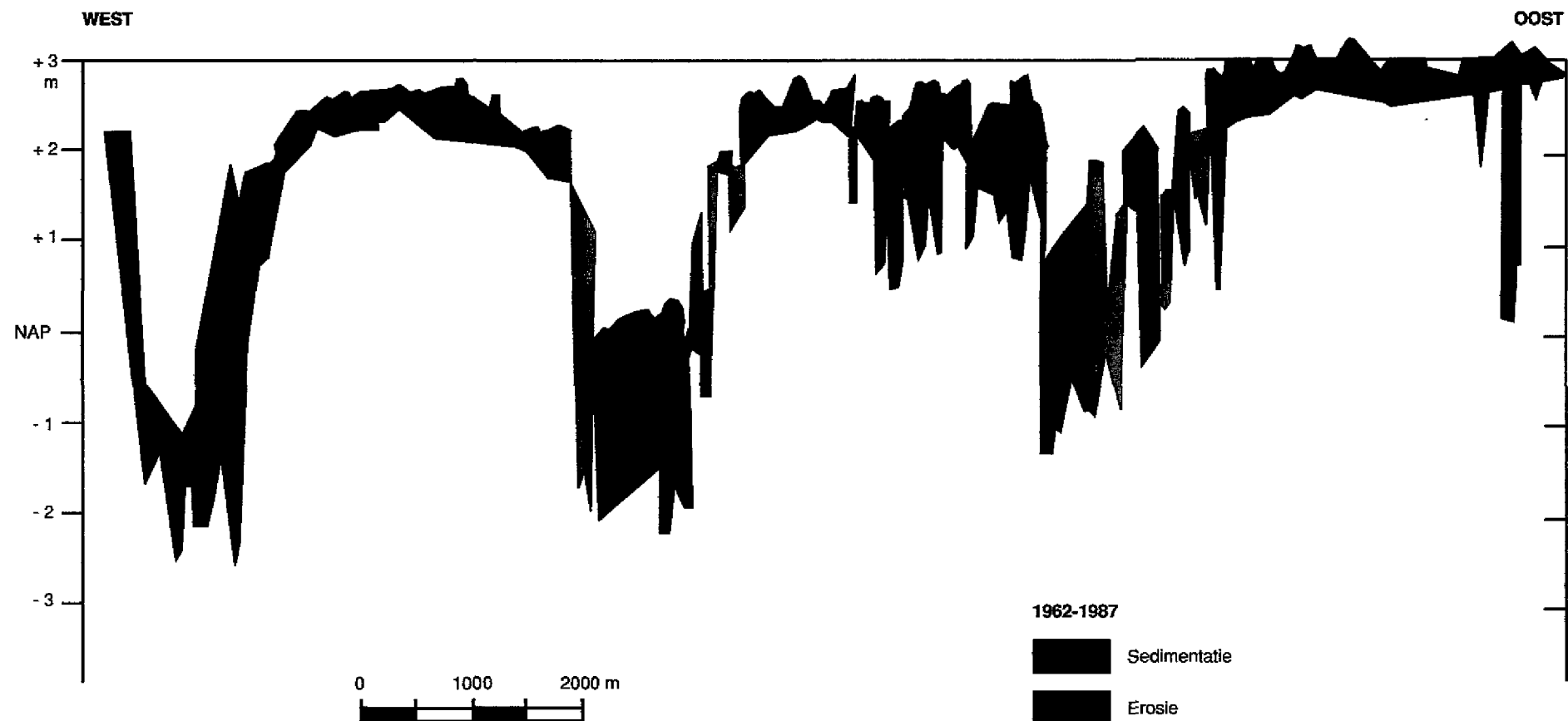
figuur 7b :
 ^{210}Pb gehalte in Saeftinghe bodemonsters



figuur 8 :
Bemonsteringslokaties bodemkwaliteitsonderzoek Saeftinghe

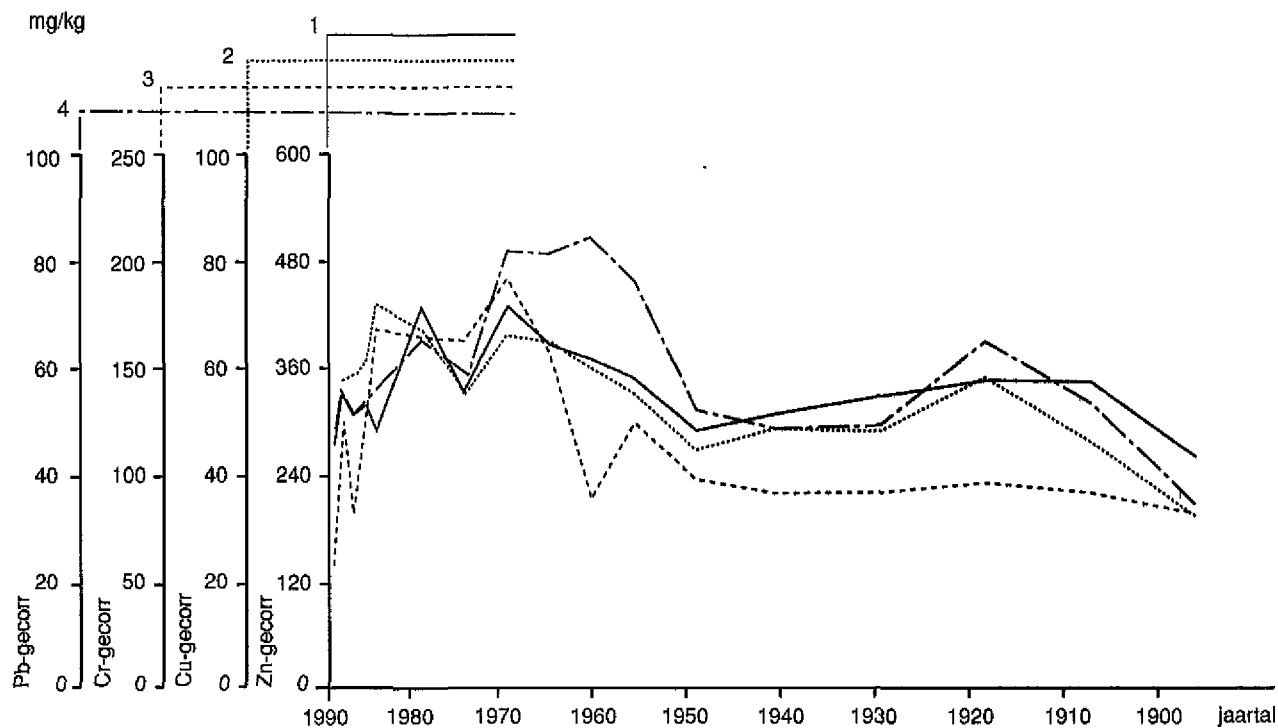


figuur 6 :
Hoogteigging bodem Saeftinghe 1962, 1987



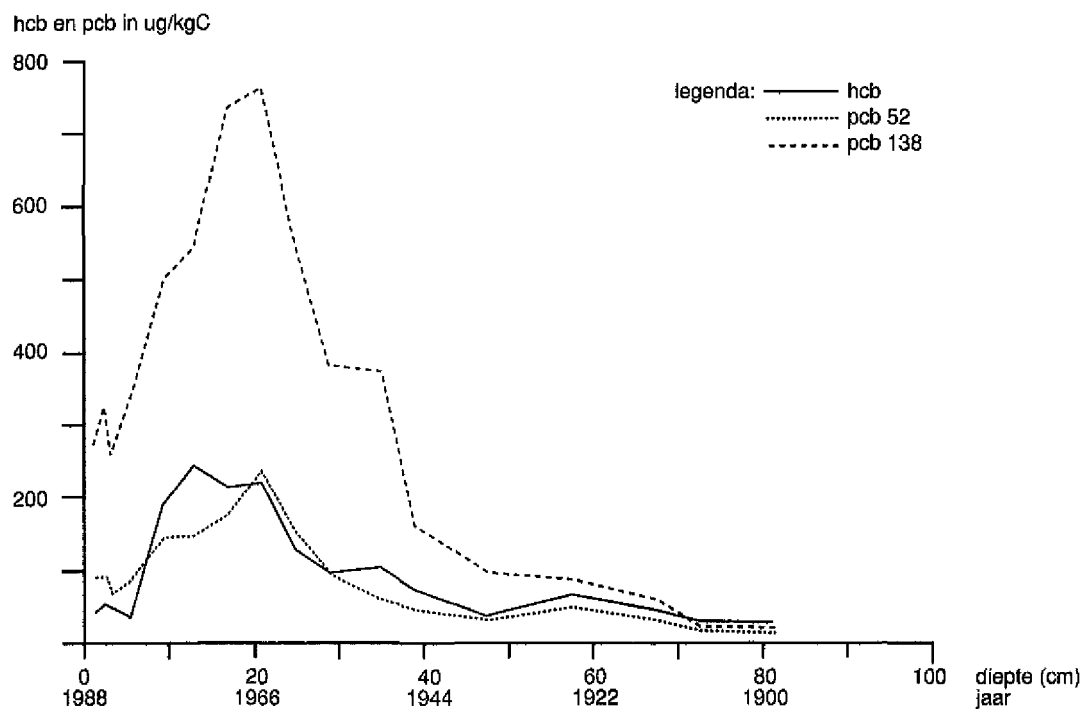
figuur 9 :

Gecorrigeerde gehalten zware metalen in de bodem van Emanuel-Schor

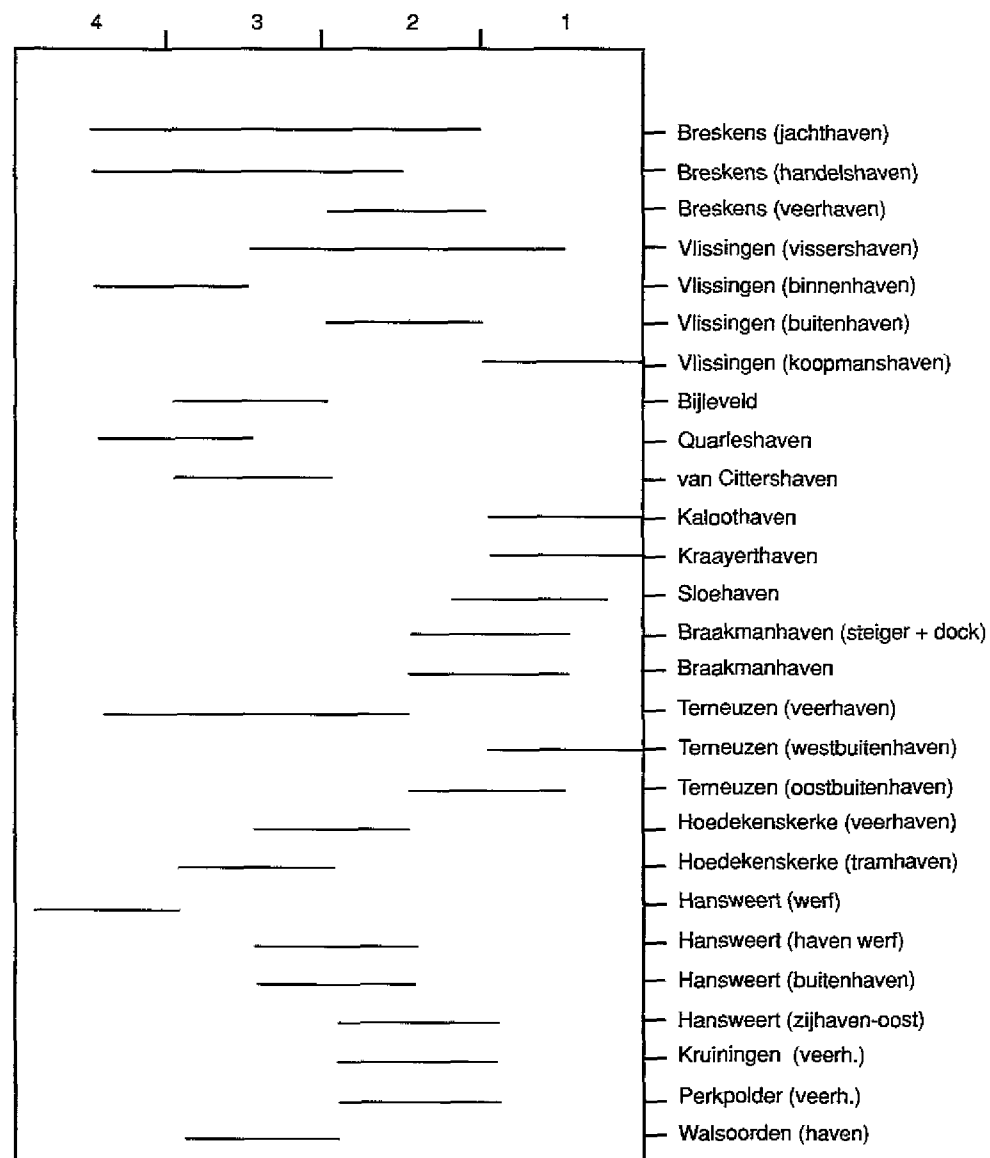


figuur 10 :

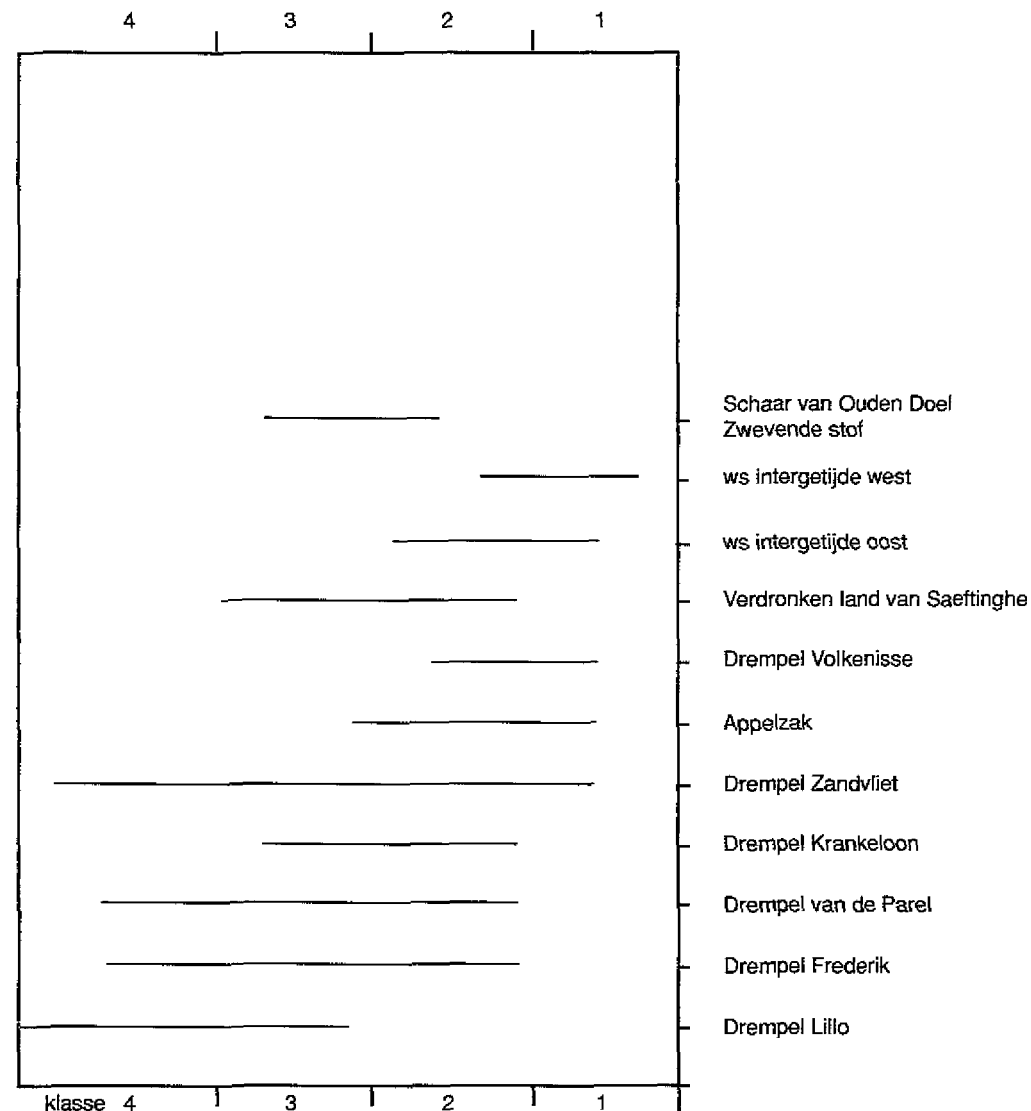
HCB en PCB gehalten, gestandaardiseerd op organisch koolstof, in de bodem van Emanuelschor (fractie < 63 µm).



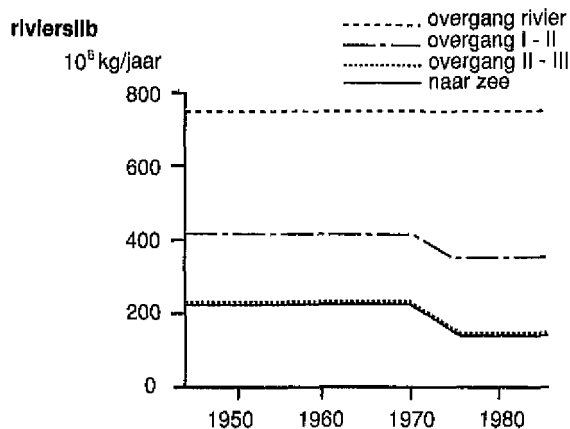
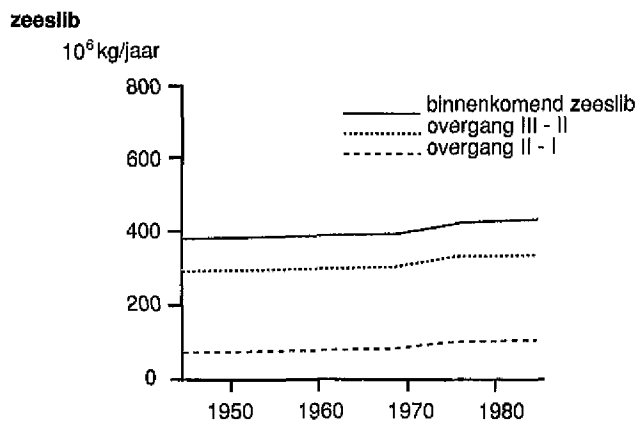
figuur 11 :
Kwaliteit waterbodems havens Westerschelde,
Klassificatie cf. interim-normeringssysteem RWS



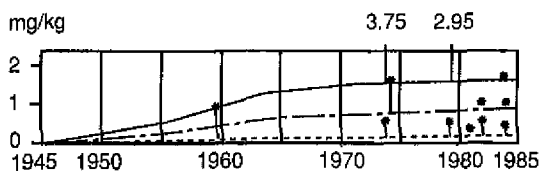
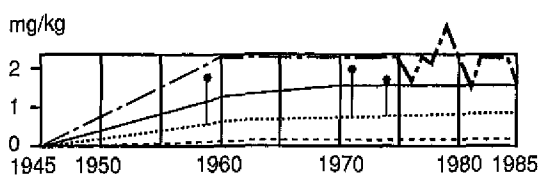
figuur 12 :
Kwaliteit waterbodems in de Westerschelde



figuur 13 :
Berekend slibtransport in de Westerschelde

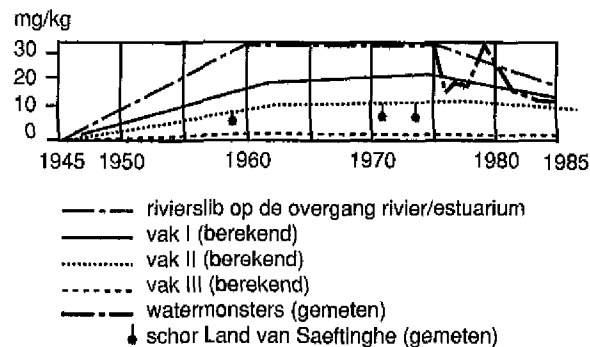


figuur 15 :
Berekende opbouw van de kwikverontreiniging in de Westerschelde (legenda zie fig. 14)

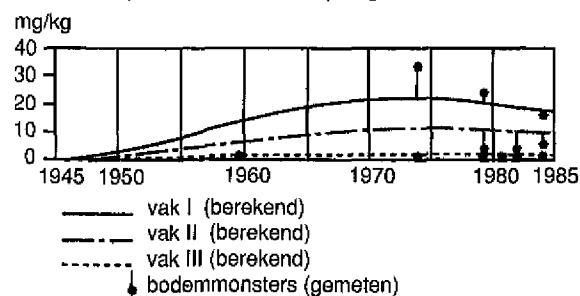


figuur 14 :
Berekende opbouw van de cadmiumverontreiniging in de Westerschelde

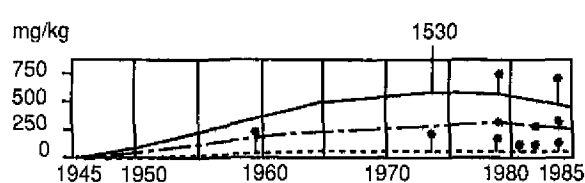
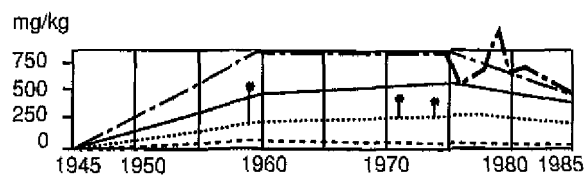
Kwaliteit van het compartiment zwevend slib



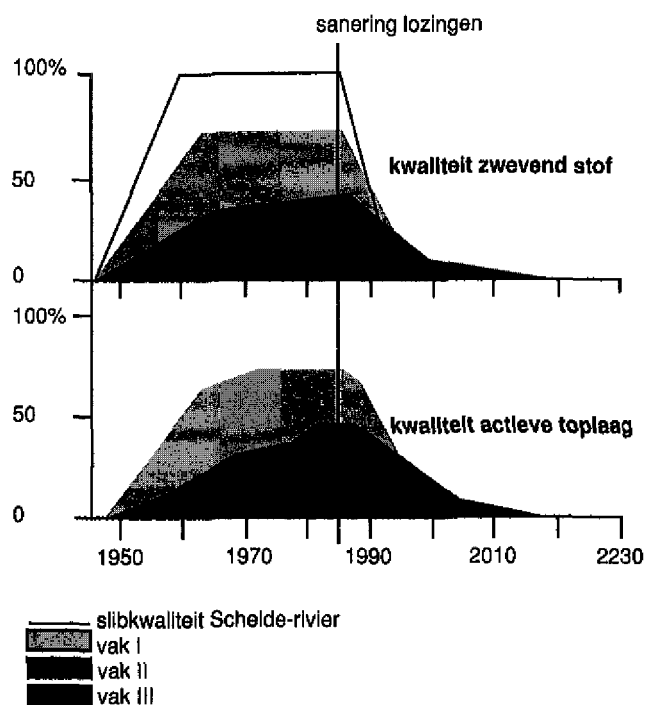
Kwaliteit van het compartiment actieve toplaag bodem



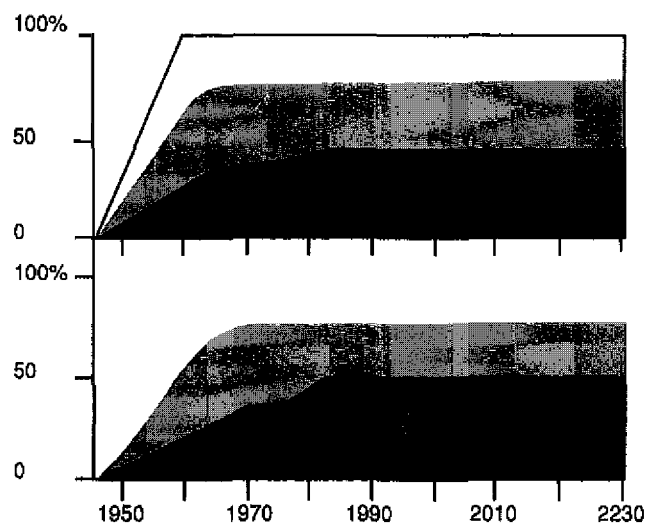
figuur 16 :
Berekende opbouw van de zinkverontreiniging in de Westerschelde (legenda zie fig. 14)



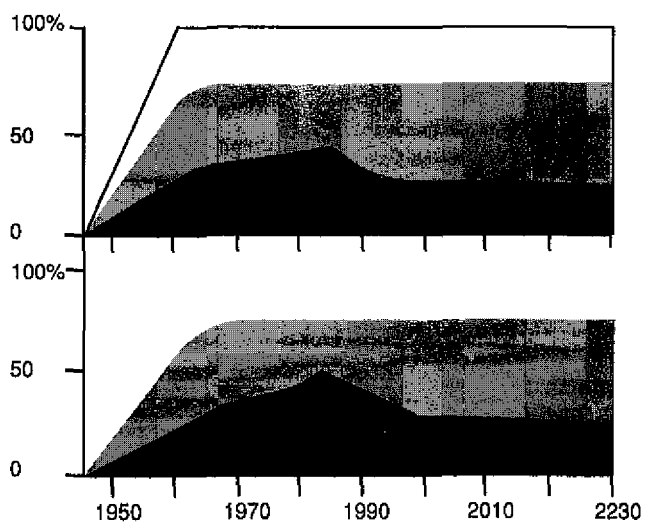
figuur 17 :
Effect van de sanering van lozingen op gehalten in water en bodem van de Westerschelde
(100% = maximum vervuiling rivierslib)



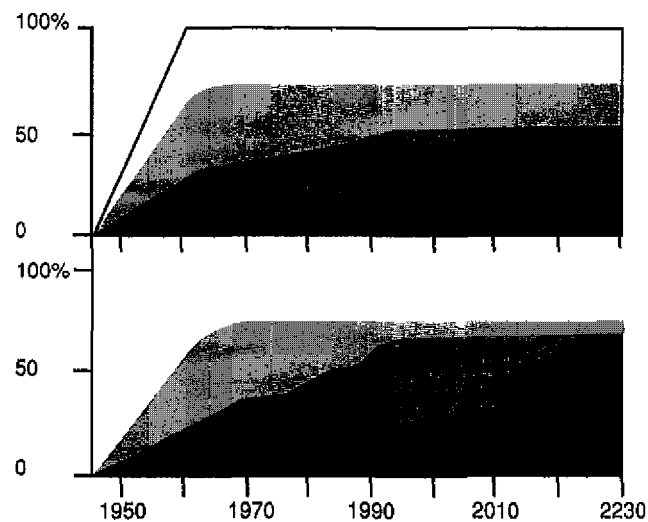
figuur 18 :
Het effect van ongewijzigd beleid met betrekking tot het storten van baggerspecie (legenda, zie fig. 17)



figuur 19 :
Effect van het bergen van baggerspecie buiten het systeem (legenda, zie fig. 17)

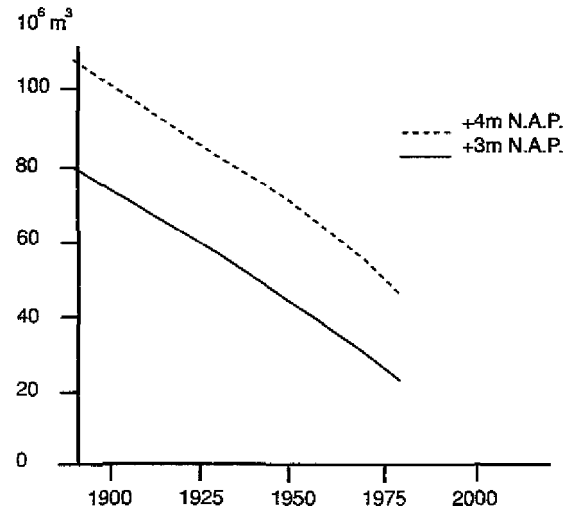


figuur 20 :
Effect van het stroomafwaarts storten van baggerspecie (legenda, zie fig. 17)



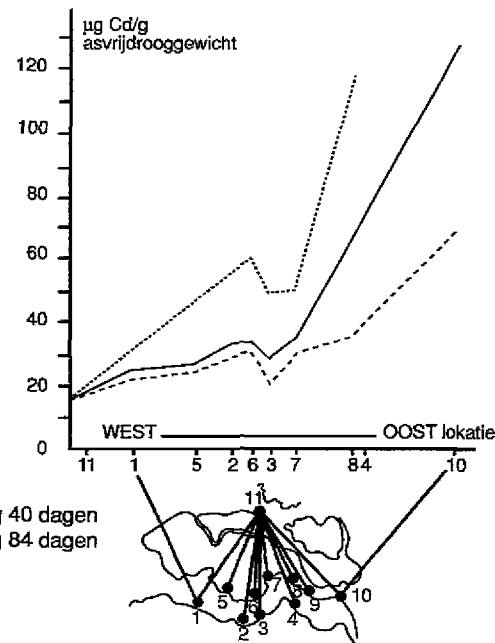
Figuur 21 :

Afname van de komberging van het Verdrongen Land van Saeftinghe



Figuur 23 :

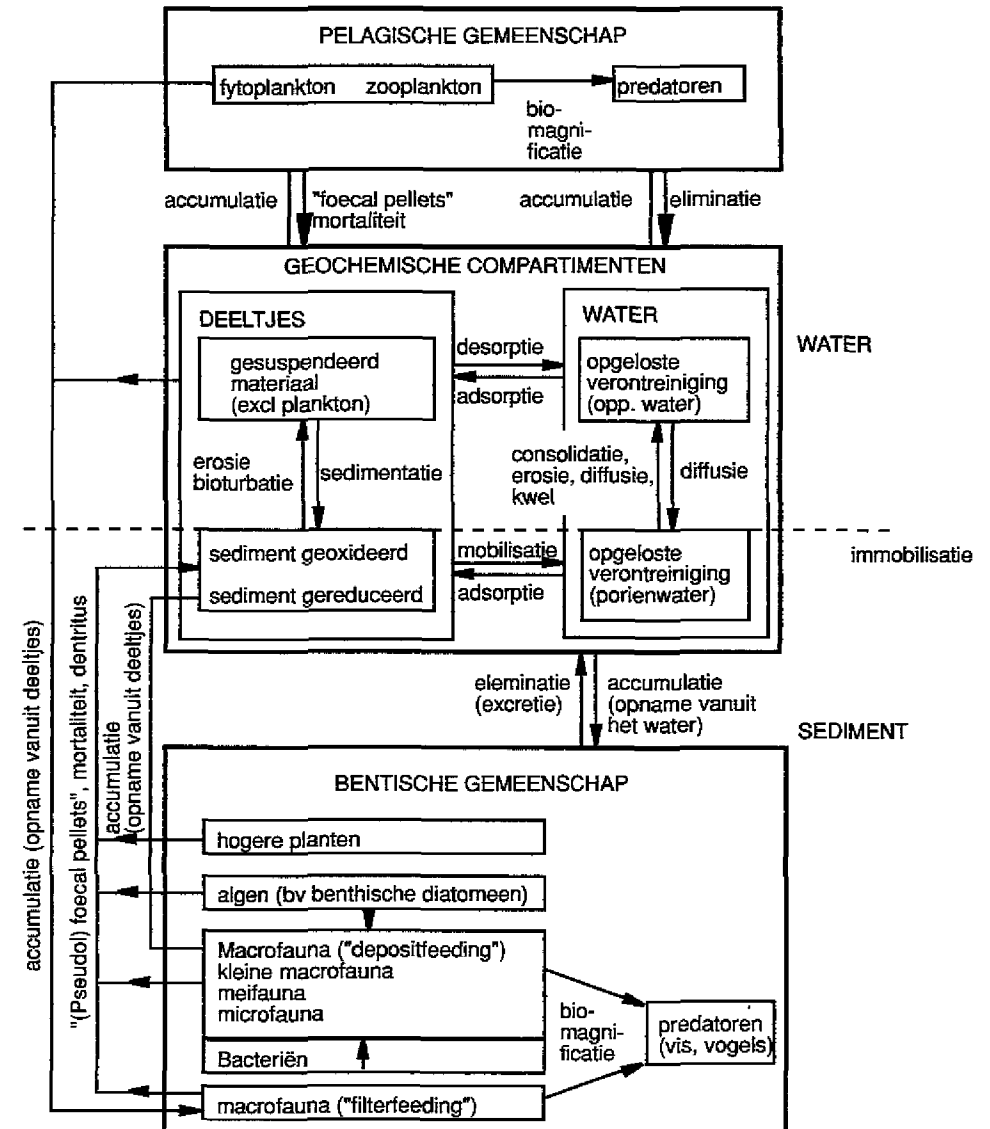
Cadmiumgehalte in slijkgapers afkomstig uit de Oosterschelde, na 40 resp. 84 dagen verblijf in de Westerschelde. (gehalte gemeten in gehomogeniseerd weefsel)



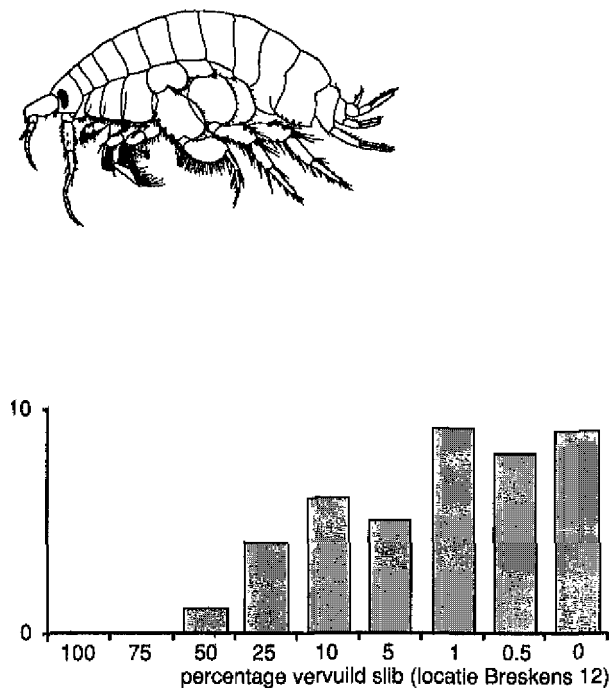
----- overgebrachte dieren, blootstelling 40 dagen
 ————— overgebrachte dieren, blootstelling 84 dagen
 lokaal voorkomende exemplaren

Figuur 22 :

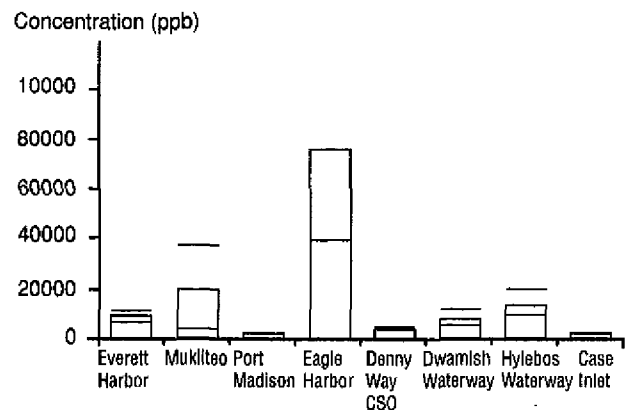
Interacties tussen abiotische en biotische compartimenten bij de overdracht van verontreinigingen in aquatische systemen.



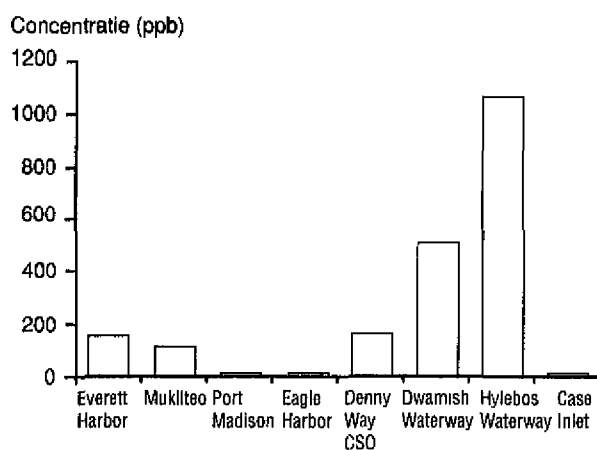
figuur 24 :
Aantal overlevende Bathyporeia's na 10 dagen



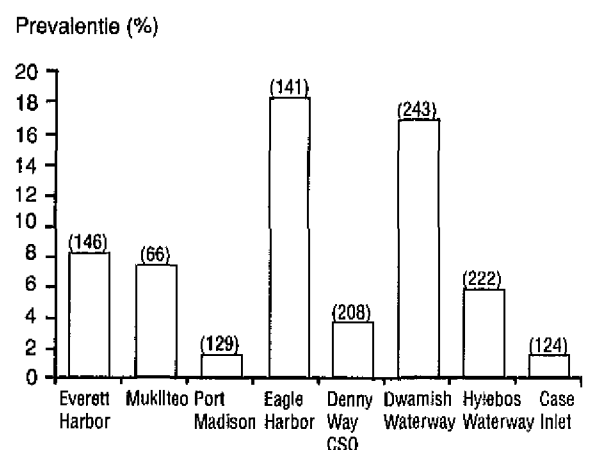
figuur 25 :
Gemiddelde concentraties (in ppb, drooggewicht gem. standaardafwijking) van aromatische koolwaterstofverbindingen in sedimentmonsters van stations in de Puget Sound, U.S.A. (uit: Mulins et al., 1987)



figuur 26 :
Gemiddelde concentraties (in ppb, drooggewicht) van PCB's in sedimentmonsters van stations in de Puget Sound, U.S.A. (uit: Mulins et al., 1987)



figuur 27 :
Voorkomen van levertumoren bij Engelse Tong op verschillende locaties in Puget Sound, U.S.A. (het getal boven de balken geeft het onderzocht aantal dieren aan) (uit: Mulins et al., 1987)



BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

Deelrapport 4

Morfologische

Structuur en Dynamiek

rijkswaterstaat
dienst getijdewateren
bibliotheek
grenadiersweg 31 -
4338 PG middelburg

Werkgroep

Waterbeheer Westerschelde

April 1989

Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Rijkswaterstaat Directie Zeeland
Postbus 5014, 4330 KA Middelburg

INHOUDSOPGAVE

1 Samenvatting	1
2 Inleiding	3
3 Beschrijving van de hydraulische situatie	
3.1 Het verticale getij	5
3.1.1 Hoog- en laagwaterstanden	5
3.1.2 Grenspeil	6
3.1.3 Vloed- en ebduur	6
3.2 Het horizontale getij	7
3.2.1 Getijvolumes en debieten	7
3.2.2 Stroomsnelheden	8
3.3 Rivierafvoer	9
3.3.1 De afvoer ter hoogte van Schaar van Ouden Doel	10
3.3.2 Verhouding tussen rivierafvoer en getijdebiet	11
4 Baggerwerkzaamheden	
4.1 De ontwikkeling van het onderhoudsbaggerwerk	13
4.2 Stortlocaties voor het huidige onderhoudsbaggerwerk	14
4.3 Baggerhoeveelheden bij de Verdieping 48'/43'	14
5 Zandwinning	
5.1 Mogelijkheden voor zandwinning in de Westerschelde	17
5.1.1 Inleiding	17
5.1.2 Zandwinning door de overheden	17
5.1.3 Zandwinning voor de zandhandel	17
5.1.4 Het zandwinbeleid	18
5.2 Mogelijkheden voor zandwinning in de kustzone	18
6 Morfologische ontwikkelingen in het estuarium	
6.1 Algemeen	21
6.2 Ontwikkelingen in de zandbalans	21
6.2.1 Doel en berekening van een zandbalans	21
6.2.2 De periode 1955-1971/1972	22
6.2.3 De periode 1971/1972-1980	22
6.2.4 De periode 1980-1984/1985	22
6.3 Ontwikkelingen van het zandtransport	23
6.3.1 Het zandtransport volgens metingen en modelberekeningen	23
6.3.2 Het zandtransport volgens inhoudsberekeningen	24
6.3.3 Resumé	26
6.4 Morfologische veranderingen per dieptezone	27
6.4.1 Omvang van de veranderingen in inhoud en oppervlakte	27
6.4.2 Analyse van de oppervlakteveranderingen per dieptezone	28
6.4.3 Morfologische ontwikkelingen in het intergetijdegebied	29

7 Morfologische ontwikkelingen in de kustzone

7.1	De buitendelta van de Westerschelde	31
7.1.1	Natuurlijke ontwikkelingen	31
7.1.2	Ingrepen in de ontwikkeling	31
7.2	De kust	32
7.2.1	Algemeen	32
7.2.2	De kust van Zeeuws-Vlaanderen	33
7.2.3	De zuidwestkust van Walcheren	34

8 Ecologische gevolgen van ingrepen in de morfologie

8.1	Algemeen	37
8.2	Ingrepen in de ruimtelijke structuur	37
8.2.1	Inpolderingen	37
8.2.2	Onderhoudsbaggerwerk	38
8.3	Ecologische effecten van baggeren en storten	39
8.3.1	Inleiding	39
8.3.2	Directe effecten van baggeren en storten	39
8.3.3	Gevolgen van morfologische en hydrografische veranderingen	44
8.3.4	Samenvatting van de ecologische gevolgen	48

9 Storten en bergen van baggerspecie

9.1	Sleepzuigers en steekzuigers	49
9.2	Mogelijkheden voor storting	49
9.2.1	Mogelijkheden bij de huidige stortmethode	49
9.2.2	Mogelijkheden bij opvulling tot de laagwaterlijn	51
9.2.3	Mogelijkheden bij opvulling tot boven de hoogwaterlijn	53
9.3	Mogelijkheden bij de verplaatsing van specie oost-west	54
9.4	Mogelijkheden bij de onttrekking van specie	55
9.4.1	Veranderingen in het hydraulisch regiem	55
9.4.2	Veranderingen in de morfologie van het estuarium	56

10 Stort- en bergingsscenario's voor baggerspecie

10.1	Algemeen	57
10.2	Storten in de huidige situatie	57
10.3	Stort- en bergingsscenario's na een verdieping 48'/43'	58
10.3.1	Inleiding	58
10.3.2	Scenario 1, verplaatsing west van overtollige specie	58
10.3.3	Scenario 2, maximale zandwinning	60
10.3.4	Scenario 3a, berging tot laagwaterniveau	61
10.3.5	Scenario 3b, berging tot hoogwaterniveau of hoger	62
10.3.6	Combinaties van scenario's	63
10.3.7	Scenario-beoordeling op ecologische en economische gronden	63

11 Beleidsontwikkeling

11.1 Inleiding	65
11.2 Het Nederlandse waterbeleid	65
11.3 Internationale afspraken	66
11.4 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde	66
11.4.1 Algemeen	66
11.4.2 Doelen	66
11.4.3 Voorwaarden	68
11.4.4 Maatregelen	69
11.5 Onderzoek	70

Geciteerde literatuur	71
------------------------------	-----------

Overzicht van figuren	73
------------------------------	-----------

Overzicht van tabellen	75
-------------------------------	-----------

Overzicht van bijlagen	75
-------------------------------	-----------

Colofon	76
----------------	-----------

Bijlagen en figuren	
----------------------------	--

1 SAMENVATTING

De Westerschelde is één van de laatste twee estuariene systemen in Nederland. Dergelijke systemen ontleen een eigen, ecologische waarde aan de geleidelijke overgang van zoet naar zout milieu en de morfologische structuur van geulen, platen, slikken en schorren. In het zeewaartse deel en het midden van het dwarsprofiel bevinden zich geëxponeerde, relatief-grofzandige geul- en plaatgebieden; in het landinwaartse deel en langs de randen bevinden zich rustiger, afgeschermdde slikken en schorren. In de Westerschelde is nog een meervoudig geulenstelsel aanwezig met eb- en vloedscharen. Op de overgangen tussen eb- en vloedscharen bevinden zich drempels. Van een natuurlijke, morfologische ontwikkeling van geul- en plaatgebieden is in het oostelijk deel van de Westerschelde sinds de vijftiger jaren echter geen sprake meer.

De oppervlakte aan slikken en schorren is in dit oostelijk deel sinds 1969 afgenomen, voornamelijk door erosie en inpoldering. In Saeftinge echter is de oppervlakte van de intergetijd- en ondiepwatergebieden afgenomen als gevolg van doorgaande sedimentatie.

In verband met de scheepvaart op Antwerpen worden de drempels in de Zeeschelde en het oostelijk deel van de Westerschelde sinds het begin van deze eeuw op diepte gehouden. Daarnaast zijn enkele malen verdiepingen uitgevoerd. Bij de laatste verdieping, in de jaren 1970-1975, werden de drempels in het oostelijk deel van de Westerschelde met 3 à 4 m verdiept. Hierdoor nam het onderhoudsbaggerwerk met een factor drie toe ten opzichte van de situatie in 1950 en bedraagt momenteel 10 à 12 miljoen m³ specie per jaar.

Het grootste deel van de specie wordt teruggestort in het estuarium, waarvoor een aantal stortlocaties aangewezen zijn. De meeste locaties liggen in vloedscharen.

Als gevolg van de verdiepingen zijn de getijverschillen toegenomen. Daarnaast hebben de speciestortingen in vloedscharen bijgedragen aan veranderingen in de verdeling van de debieten over eb- en vloedgeulen. Dit heeft ertoe geleid dat een aantal geulen niet in evenwicht is met de hydraulische situatie. Van sommige geulen is het doorstroomprofiel te nauw in verhouding tot het maximale debiet, van andere geulen is het doorstroomprofiel te ruim. Als resultaat treden omvangrijke zandtransporten op. Van de gestorte specie komt ongeveer éénderde deel weer terecht in de hoofdgeul. Gegevens wijzen op een vloeddominant zandtransport in de jaren 1980-1985. In de geulen ter hoogte van Terneuzen treedt ontzanding op als gevolg van de verdieping in het oostelijk deel.

Na een eventuele verdere verdieping (48"/43") zal het onderhoudsbaggerwerk ongeveer 17,5 miljoen m³ per jaar bedragen. De stortcapaciteit in het oostelijk deel, zo'n 7 miljoen m³ per jaar, is nu al ontoereikend om de opgebaggerde specie te bergen. Verplaatsing van specie naar het middengebied is in strijd met het advies van de Raad van de Waterstaat aan de Minister. Er zal dan ook gezocht moeten worden naar alternatieven. Eén van de mogelijkheden die in deze nota worden aangegeven is berging tot laagwater in het geulen- en plaatgebied ten noorden van het Zuidergat.

In de Westerschelde wordt specie onttrokken voor de zandwinning. Aan concessiehouders zijn vergunningen verleend die een onttrekking van in totaal ongeveer 1,5 miljoen m³ per jaar mogelijk maken. Door de overheden werd in 1980 nog ongeveer 4,5 miljoen m³ onttrokken ten behoeve van werken. Sindsdien is de jaarlijkse hoeveelheid sterk afgenomen. Het zandwinbeleid in de Westerschelde is gebaseerd op het uitgangspunt dat niet meer zand uit het estuarium onttrokken mag worden dan vanuit de Noordzee wordt aangevoerd. De zandbalans vertoonde over het tijdvak 1971/72-1980 een negatief saldo; over de periode 1980-1984/85 werd een positief saldo berekend.

In dit rapport zijn de gebruiksfuncties scheepvaart en zandwinning nader beoordeeld in relatie tot de ecologische kwaliteit en ontwikkelingsmogelijkheden van het estuarium. De mogelijkheden voor het optimaliseren van de aanpassing van deze functies in het watersysteem zijn verkend. Cruciaal hierbij is de oplossing van het probleem van de onderhoudsbaggerspecie; met name in het oostelijk deel van de Westerschelde is de huidige situatie verre van ideaal. Oplossingen worden voorgesteld die resulteren in een vermindering van het onderhoudsbaggerwerk en waarbij tevens een gunstiger uitgangssituatie gecreëerd wordt voor het nevengebied van de vaargeulen.

2 INLEIDING

Deze nota is opgesteld ter onderbouwing van het beleid voor de Westerschelde, met betrekking tot de morfologische structuur en dynamiek. Dit beleid is verwoord in het integrale beleidsplan Westerschelde.

De Westerschelde en het Eems-Dollard estuarium vormen de laatste twee estuariene systemen in Nederland. Dergelijke systemen ontleen een eigen ecologische waarde aan een tweetal hoofdkarakteristieken: De geleidelijke overgang van zoet naar zout milieu en de structuur van geulen, platen, slikken en schorren. De platen en intergetijdegebieden zijn rijk aan bodemdieren, waardoor deze systemen een essentiële rol spelen als pleisterplaats voor overwinterende en doortrekkende vogels en als kinderkamer voor Garnalen, Tong en Schol. De hogergelegen brakwaterschorren zijn qua vegetatie afwijkend van de zoutwaterschorren, die ook langs de Waddenzeekust nog veelvuldig voorkomen. Het Land van Saeftinge is het grootste, aanéengesloten brakwaterschorgebied van West-Europa.

Een estuarium is een dynamisch milieu. De dagelijkse getijbeweging is een dynamiek die voor organismen voorspelbaar is; in gedrag en morfologie zijn ze ingesteld op de veranderingen die met deze dynamiek gepaard gaan. De geleidelijke veranderingen in geulpatronen, hoogteligging en sedimentsamenstelling, voltrekken zich op een geheel andere tijdschaal. Deze processen gaan gepaard met een geleidelijke verandering van levensgemeenschappen.

Door inpolderingen zijn in de afgelopen eeuwen herhaaldelijk stukken van schorren en slikken verdwenen, zowel in het Eems-Dollard estuarium als in de Westerschelde. In recentere jaren zijn in beide gebieden omvangrijke ingrepen uitgevoerd die de morfologische structuur en dynamiek van de geulen- en platenstelsels hebben veranderd. Het belang van de scheepvaart-functie vroeg een toenemende inzet van baggermateriëel. Van een natuurlijke ontwikkeling is in het oostelijk deel van de Westerschelde al zo'n 15 jaar geen sprake meer. Hier doet zich een negatieve ontwikkeling voor in Saeftinge en de intergetijdegebieden en geulen. De geplande verdere verdieping van de ebgeulen zal in deze situatie geen verbetering brengen.

In het eerste deel van deze nota worden de karakteristieken en ontwikkelingen van de Westerschelde beschreven. Aandacht wordt besteed aan de buitendelta en het kustgebied, omdat het estuarium daar onlosmakelijk mee verbonden is.

In de komende jaren is het beleid voor de Westerschelde erop gericht de negatieve beïnvloeding in het oostelijk deel zoveel mogelijk om te zetten in een verbetering van de ecologische waarde. In hoofdstuk 11 zijn de doelen geformuleerd. Van fundamenteel belang is de wijze waarop in de toekomst omgegaan zal worden met de opgebaggerde specie. Tot dusver werd deze specie zoveel mogelijk gestort op oostelijk gelegen locaties. In de hoofdstuk 9 worden mogelijkheden voor specieberging onderzocht, wat resulteert in een aantal scenario's (hoofdstuk 10). De keuze voor een scenario zal bepalen in hoeverre de doelen gerealiseerd kunnen worden.

Verantwoording van de rapportage

Deze nota maakt deel uit van een rapportage van onderzoek waarin de ecologische ontwikkeling van de Westerschelde wordt beschreven ter onderbouwing van het beleid voor dit estuarium. Om praktische redenen is de rapportage opgesplitst in vier deelnota's, getiteld :

- 1 Zuurstof- en nutriëntenhuishouding
- 2 Microverontreinigingen
- 3 Slibhuishouding en bodemkwaliteit
- 4 Morfologische structuur en dynamiek

Deze nota's zijn vervaardigd door de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, een samenwerkingsverband tussen de Dienst Getijdewateren en de Directie Zeeland van de Rijkswaterstaat.

Samenstelling van de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde

Directie Zeeland : L. Bijlsma (*voorzitter*)
W. Iedema
J.P. Swart

Dienst Getijdewateren : J. Coosen
A.M.B. Holland
T. Pieters (*vanaf juni 1988*)
F. Steyaert (*tot juni 1988*)
J. Stronkhorst
T. Walhout (*secretaris*)
C.J. van Westen

RDD Aquatic Ecosystems : R. Bijkerk (*redactionele ondersteuning; vanaf augustus 1988*)

3 BESCHRIJVING VAN DE HYDRAULISCHE SITUATIE

3.1 Het verticale getij

De getijbeweging in de Westerschelde wordt opgewekt door de getijbeweging op de Noordzee. De binnenkomende getijgolf wordt vervormd tijdens de voortplanting in het Westerscheldebekken, door de weerstand die zij van de bodem ondervindt. Daarnaast treedt opstuwing op als gevolg van de geometrische vorm van het bekken; hoe verder stroomopwaarts, hoe groter de opstuwing. Deze processen leiden tot een toename van het getijverschil van Vlissingen naar Antwerpen. Het gemiddelde getijverschil te Vlissingen bedraagt 3,82 m, dat te Antwerpen 4,90 m.

3.1.1 Hoog- en laagwaterstanden

De gemiddelde hoog- en laagwaterstanden variëren in de tijd. In de Westerschelde is deze variatie gedeeltelijk van natuurlijke aard en gedeeltelijk een effect van de uitgevoerde verdiepingswerken.

De natuurlijke schommelingen zijn het gevolg van de cyclus van de maandelijksclimatie, met een duur van gemiddeld 18,6 jaar. In de loop van deze cyclus varieert het gemiddelde getijverschil te Vlissingen met 14 cm. Een geleidelijke toename van de gemiddelde waterhoogten wordt veroorzaakt door de relatieve stijging van het zeeniveau, die gemiddeld 22 cm per eeuw bedraagt.

Door de voortgaande verdieping van de drempels in de Zeeschelde (op Belgisch grondgebied) is er te Antwerpen al langere tijd sprake van een toename van het getijverschil. Pas in de laatste tien jaar is het getijverschil óók in het oostelijk deel van de Westerschelde tot aan Hansweert, sterk toegenomen [2]. Sinds 1970 zijn de drempels in dit deel met 3 à 4 m verdiept. De bescheiden verdieping die vóór 1970 in het oostelijk deel was uitgevoerd (tot ca. 1 m), had nauwelijks invloed op het getij.

De toename van het getijverschil door verdieping

De invloed op de waterstand uit zich vooral in een sterke verlaging van de laagwaters. Dit wordt duidelijk wanneer de ontwikkeling van de waterhoogten te Antwerpen en Bath vergeleken wordt met die te Vlissingen. In figuur 1 zijn de waterhoogten over de periode 1900-1980 uitgezet ten opzichte van de trendlijn van het getijmeetstation Vlissingen. Hierdoor kan de invloed van de gemiddelde zeespiegelrijzing geëlimineerd worden.

De gemiddelde hoogwaterstand neemt op alle drie de punten gelijkmatig toe in deze periode. De ontwikkeling van de laagwaterstand vertoont duidelijke verschillen tussen de locaties. Bij Vlissingen en Bath is sprake van een verhoging van de laagwaters. Bij Antwerpen echter, neemt de gemiddelde laagwaterstand over de hele periode gestaag af. Dit resulteert in een sterke toename van het getijverschil ter plaatse; met name in de periode 1970-1980 is deze toename zeer sterk.

In tabel 1 zijn de veranderingen gekwantificeerd, op basis van de slotgemiddelden en de tienjaarlijkse gemiddelden. Geconcludeerd kan worden dat de verdiepingswerken geleid hebben tot een verlaging van de laagwaters te

Antwerpen en Bath met ruim 1,5 dm over de periode 1970-1980. De gemiddelde hoogwaterstand nam in deze periode met enkele centimeters toe.

TABEL 1 *Verandering in de gemiddelde standen van hoog- en laagwater.*

Meetstation	Stand	Periode	Verhoging (cm)	Verlaging (cm)
Vlissingen	hoogwater	1900-1980	33	
	laagwater	1900-1980	19	
Bath	hoogwater	1900-1980	44	
	laagwater	1900-1970	14	
		1970-1980		16
Antwerpen	hoogwater	1910-1980	42	
	laagwater	1910-1970		6
		1970-1980		17

3.1.2 Grenspeil

In de Westerschelde treden de laatste jaren vaker stormvloed op dan vroeger. De oorzaak moet gezocht worden in de relatieve zeespiegelrijzing in combinatie met de toename van het getijverschil. Deze ontwikkeling is aanleiding geweest het oude grenspeil te herzien. Met het grenspeil wordt de waterstand bedoeld die gemiddeld 0,5 keer per jaar wordt overschreden. Het oude grenspeil te Vlissingen dateerde uit 1938 en bedroeg NAP + 3,27 m. In 1984 is dit peil vastgesteld op NAP + 3,40 m. Voor Bath is het grenspeil met 25 cm verhoogd tot NAP + 4,30 m.

Overigens blijkt uit onderzoek dat de sluiting van de Oosterscheldekering een verwaarloosbare invloed heeft op de waterstanden in de Schelde en Westerschelde [8].

3.1.3 Vloed- en ebduur

In de Westerschelde is de vloedduur korter dan de ebduur. De vloedduur neemt van Vlissingen tot Antwerpen af van 5 uur 55 min tot 5 uur 20 min. De ebduur daarentegen, neemt van Vlissingen tot Antwerpen toe van 6 uur 30 min tot 7 uur 7 min. Het verschil tussen vloed- en ebduur bedraagt dus ca. 30 min te Vlissingen en loopt op tot 1 uur 50 min te Antwerpen.

Dit betekent dat vanaf de mond stroomopwaarts gaande, het vloeddebiet in een steeds kortere tijd door een dwarsdoorsnede stroomt. Voor het ebdebiet neemt de tijd hiervoor juist toe.

3.2 Het horizontale getij

Het Westerschelde-estuarium is een relatief kort bekken. Het gevolg is dat het horizontale getij in grote lijnen gekarakteriseerd wordt door kombergings. Door de geringe afwijking van het ideale kombergingsverval vallen de stroomkenteringen niet precies samen met de tijdstippen van hoog- en laagwater; de kenteringen vallen ca. 1 uur na hoog- en laagwater.

Figuur 2 toont dat het vloedvolume slechts weinig lager is dan de kombergings. Hierdoor zal het horizontale getij in de Westerschelde zich voornamelijk gedragen als een vullings- en ledigingsstroom.

3.2.1 Getijvolumes en debieten

Naast een toename van de debieten is er in de laatste decennia een belangrijke verandering opgetreden in de verdeling van de debieten over eb- en vloedgeulen. De grootste veranderingen zijn opgetreden in de debietraaien Zuidergat - Schaar van Waarde (raai 5) en Middelgat - Gat van Ossensse (raai 6); in figuur 8 zijn de debietraaien ingetekend. De vraag is of verdere veranderingen verwacht mogen worden. Inzicht hierin kan verkregen worden uit een analyse van de diverse getijkarakteristieken en de grootte van het doorstroomprofiel. Tussen het maximale debiet ($Q_{\max}$) en het doorstroomprofiel (A_c) bestaat een nauwe evenwichtsrelatie, die voor een willekeurige geul beschreven wordt door een rechte lijn (zie figuur 3 en 5) [12]. Verstoring van een evenwichtsituatie, door verdieping of speciëstorting, leidt tot een afwijking van deze rechte lijn. Morfologische processen zullen vervolgens tot een nieuw evenwicht kunnen leiden. Op veel plaatsen in de Westerschelde bestaat het doorstroomprofiel uit een eb- en een vloedgeul. In dit geval treedt een wisselwerking op tussen beide geulen.

Zuidergat - Schaar van Waarde (debietraai 5)

Omstreeks 1955 is het baggerwerk op de drempel van Hansweert (zie figuur 11) aanzienlijk toegenomen. De hierbij opgebaggerde specie is gestort in de Schaar van Waarde, waardoor sinds 1957 het doorstroomprofiel van deze vloodschaar kleiner is geworden. Als gevolg hiervan zijn de eb- en vloedvolumes in de Schaar van Waarde afgenomen, terwijl de getijvolumes in het Zuidergat, de ebgeul, zijn toegenomen (figuur 4). In de periode 1964-1970 heeft deze tendens zich voortgezet, hoewel de omvang van de speciëstortingen in deze jaren kleiner is geweest.

Na 1970 is de drempel bij Hansweert ongeveer 3 m verdiept, wat gepaard is gegaan met omvangrijke speciëstortingen in de Schaar van Waarde (tot $4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar). Hierdoor zijn de getijvolumes in deze geul verder afgenomen. Deze verdieping heeft bovendien geleid tot een verlaging van de weerstand tijdens de ebfase. In het Zuidergat doet zich dan ook een sterke stijging voor van het ebvolume.

In de periode 1975-1980 zijn de stortingen teruggebracht tot 1 à $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar, waardoor het profiel van de Schaar van Waarde enigszins toeneemt. Ook de getijvolumes stijgen in geringe mate. Debietmetingen uitgevoerd in de periode 1970-1981, gaven aan dat het doorstroomprofiel in de Schaar van Waarde te klein was ten opzichte van het maximum

debiet (figuur 3). Uit de laatste debietmeting, in 1988, blijkt echter dat door verruiming het doorstroomprofiel momenteel te groot is in verhouding tot het maximum debiet. Ook in het Zuidergat is het profiel te ruim ten opzichte van het maximale debiet. Dit betekent dat beide geulen niet in evenwicht zijn met de hydraulische situatie. Zonder ingrijpen zullen zowel het Zuidergat als de Schaar van Waarde in deze situatie aanzanden.

Middelgat - Gat van Ossenis (debietraai 6)

Uit debietmetingen en lodingen blijkt dat de waterverdeling over het Middelgat (ebgeul) en het Gat van Ossenis (vloed-schaar) sinds de jaren dertig belangrijk is gewijzigd (figuur 5). Het Middelgat vertoont een afname van de getijvolumes die gepaard gaat met verondieping, terwijl het Gat van Ossenis een toename van de getijvolumes laat zien waarbij verruiming van de geul optreedt (figuur 6). Als gevolg hiervan treedt een voortgaande ontwikkeling van de uitloop van het Gat van Ossenis op. In samenhang hiermee is de drempel van Baarland achteruitgegaan.

De drempel van Baarland vormde de overgang tussen het Middelgat en het Gat van Ossenis. Ondanks een voortdurende baggerinspanning op deze drempel en de baggerspeciéstoringen in de westelijk gelegen Ebschaar van de Everingen (om het debiet over de drempel van Baarland te stimuleren), kon deze drempel als verbinding tussen beide geulen niet in stand gehouden worden. Omstreeks 1970 was de ontwikkeling van het Gat van Ossenis in de richting van de Overloop van Hansweert zo ver gevorderd, dat een doorbraak geforceerd kon worden met een geringe baggerinspanning.

Sinds 1977 worden op de drempel van Baarland geen baggerwerken meer uitgevoerd. De diepteligging van deze drempel hangt overigens nauw samen met de ontwikkeling van de oostelijke uitloop van de Everingen; door deze ontwikkeling wordt een groter deel van de vloedstroom gericht op het Gat van Ossenis.

Uit de debietmeting van 1983 blijkt dat de eb- en vloedvolumes in het Gat van Ossenis in de periode 1978-1983 niet verder zijn toegenomen. Verder blijkt dat het doorstroomprofiel nog te klein is in verhouding tot het maximale debiet (figuur 5). Dit betekent dat het Gat van Ossenis de neiging heeft verder te verruimen. Het Middelgat echter, benadert volgens de debietmeting uit 1988, een evenwichtssituatie. Op korte termijn zijn voor deze geul geen grote veranderingen in de hydraulische situatie te verwachten.

3.2.2 Stroomsnelheden

De optredende stroomsnelheden zijn bepalend voor het zandtransport en de ligging van het geulensysteem in het estuarium. Wanneer een geul niet in evenwicht verkeert zal een netto zandtransport optreden in de eb- of de vloedrichting. Gezocht is naar een "kengetal" voor de stroomsnelheid waarmee aangegeven zou kunnen worden of een geul in evenwicht verkeert of niet. Een dergelijke evenwichtsstroomsnelheid is berekend uit het quotiënt van het maximum eb- of vloeddebiet en de oppervlakte van het doorstroomprofiel, waarbij gebruik is gemaakt van de evenwichtsrelatie tussen beide. De berekening is uitgevoerd in bijlage 1.

Voor de vloedgeulen in de Westerschelde is de evenwichtsstroomsnelheid bepaald op 1,05 m/s. Wanneer een onnauwkeurigheid van 10% verondersteld wordt, zullen de boven- en ondergrens respectievelijk 1,15 en 0,95 m/s bedragen. Voor de ebgeulen zijn deze grenzen respectievelijk 1,05 en 0,85 m/s.

Het meerjarig verloop van de maximale stroomsnelheden in de diverse eb- en vloedgeulen van de Westerschelde, berekend uit de verhouding tussen maximaal debiet en doorstroomprofiel, is weergegeven in figuur 7. Vrijwel steeds is de maximale snelheid van de vloedstroom hoger dan van de ebstroom; dat geldt zowel voor de vloodscharen als de ebgeulen. Van de ebgeulen heeft de Pas van Terneuzen de hoogste maximale ebstroom; deze ligt iets boven de evenwichtsstroomsnelheid. Voor de geulen die genoemd werden in paragraaf 3.2.1 geldt het volgende :

Schaar van Waarde

Door de afname van het doorstroomprofiel (door speciéstortingen) is in deze vloodschaar de laatste jaren een sterke toename van de maximale vloedstroom opgetreden, zodat de evenwichtsstroomsnelheid ruim overschreden wordt. De ebstroomsnelheden daarentegen liggen ver onder deze waarde. Dit betekent dat in de Schaar van Waarde een vloedtransport van zand resulteert.

Zuidergat

Door verruiming van het doorstroomprofiel (door baggerwerken) is in het westelijk deel van deze ebgeul al geruime tijd sprake van een afname van zowel de eb- als de vloedstroomsnelheden. Dit betekent dat de omstandigheden hier gunstig zijn voor een netto sedimentatie. In het oostelijk deel is de maximale ebstroomsnelheid sinds 1963 toegenomen, als gevolg van een toename van het maximale ebdebiet; omstreeks 1980 liggen de eb- en vloedstroomsnelheden op eenzelfde niveau.

Middelgat

In deze ebgeul liggen de maximale snelheden van zowel de eb- als de vloedstroom beneden de evenwichtsstroomsnelheid. Hier is door sedimentatie de laatste jaren het doorstroomprofiel afgenomen.

Gat van Ossensse

Door het toegenomen getijvolume zijn de maximale stroomsnelheden in deze vloedgeul toegenomen. De vloedstroomsnelheden overschrijden sinds 1972 de evenwichtswaarde, maar vertonen de laatste jaren weer een afname. In de huidige situatie is nog steeds een vloedtransport van zand aanwezig.

Verloop van de maximale stroomsnelheid in de Westerschelde

Figuur 8 toont het verloop van de maximale stroomsnelheden langs de lengte-as van de Westerschelde, in vier perioden na 1930. Ook uit deze figuur blijkt dat de vloedmaxima in het bekken hoger zijn dan de ebmaxima. In het gebied oostwaarts van de Pas van Terneuzen is de maximale snelheid van de vloedstroom sinds 1975 hoger dan in de jaren ervoor.

3.3 Rivierafvoer

3.3.1 De afvoer ter hoogte van Schaar van Ouden Doel

Op grond van de herkomst van het afgevoerde water moeten de Schelde en haar bijrivieren tot de zogenaamde regenrivieren gerekend worden. De oppervlakte van het afwateringsgebied bedraagt ongeveer 1.900.000 ha.

Sinds 1947 verrichten de Antwerpse Zeediensten metingen om de afvoer van de Schelde te bepalen. Figuur 9 geeft het jaargemiddelde debiet ter hoogte van Schelle over de periode 1950-1987. De gehanteerde berekeningsmethodiek [1] is in dit tijdvak vrijwel gelijk gebleven. Wel zijn werken uitgevoerd die verdere wijzigingen van het rivierregiem teweeg hebben gebracht, zoals de dijkwerken in de Kleine Nete in 1986, maar deze hebben niet geleid tot veranderingen in de afvoer.

De jaarafvoer te Schelle, gemiddeld over het tijdvak 1950-1987, bedraagt $3.4 \cdot 10^9$ m³. De laagste afvoer, $1.7 \cdot 10^9$ m³, werd gemeten in 1976, de hoogste, $6.5 \cdot 10^9$ m³, in 1966. De periode 1980-1987 wordt gekenmerkt door relatief-hoge debieten (tabel 2). Deze kunnen toegeschreven worden aan het eveneens relatief-hoge neerslagoverschot.

Ter hoogte van de Schaar van Ouden Doel overschrijdt de Zeeschelde de grens met Nederland. Vanaf dat punt wordt de rivier over het algemeen Westerschelde genoemd. Deze grensovergang heeft geen directe betekenis voor het estuarium, maar is van essentieel belang door verschillen in beleid die tussen België en Nederland met betrekking tot oppervlaktewater bestaan.

De afvoer te Schaar van Ouden Doel wordt als volgt berekend uit de gemeten afvoer te Schelle. Tot en met 1987 verhoogden zijdelingse belastingen op het traject Schelle-Schaar van Ouden Doel de afvoer met gemiddeld 12%. Hierin zijn de waterverliezen in het sluizensysteem van het Albertkanaal begrepen, waardoor ongeveer 8 m³/s aan Maaswater wordt afgevoerd naar het Scheldebekken. De afvoer te Schaar van Ouden Doel is dan ook berekend door die te Schelle met een factor 1,12 te vermenigvuldigen (tabel 2). Sinds medio 1988 wordt uit het Zoommeer gemiddeld ongeveer 6 m³/s zoetwater (Rijnwater) op de Schelde gebracht, via het systeem Kreekraksluizen-Antwerps Havenbekken-Zandvlietssluizen. Hierdoor kan deze factor toenemen tot maximaal 1,32.

TABEL 2 De afvoer van de Schelde te Schelle en Schaar van Ouden Doel, in de periode 1980 - 1987.

Locatie	Jaargemiddelde afvoer in m ³ /s							
	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987
Schelle	120	141	111	107	131	107	113	149
Schaar van Ouden Doel	134	158	124	120	147	120	127	167

Bron: Antwerpse Zeediensten

3.3.2 Verhouding tussen rivierafvoer en getijdebiet

Het totale watervolume dat in een gemiddelde vloedperiode de diverse debietraaien passeert, is slechts weinig minder dan de totale inhoud tussen hoog- en laagwater (de komberging) van het gebied ten oosten van deze raaien (figuur 2). Het gemiddelde vloedvolume bij Vlissingen bedraagt ca. $1100 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. De rivierafvoer van de Schelde bedraagt per getij gemiddeld $4,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ ($2,2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per getij in de droogste maand, $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per getij in de natste maand). Dit is 0,4 % van het getijdebiet ter hoogte van Vlissingen.

4 BAGGERWERKZAAMHEDEN

4.1 De ontwikkeling van het onderhoudsbaggerwerk

Voor zover bekend dateren de eerste baggerwerken op de drempel van Bath uit 1905. Het doel was zandwinning. Sinds 1925 is sprake van een jaarlijks programma voor onderhoudsbaggerwerk, opgesteld door de Belgische overheid. In het oostelijk deel van de Westerschelde wordt baggerwerk uitgevoerd op de drempels van Zandvliet, Bath, Valkenisse en Hansweert. Van tijd tot tijd wordt ook langs de rand van de Plaat van Walsoorden enig onderhoudsbaggerwerk verricht. Op de drempels van Baarland en Borssele, in het westelijk deel van de Westerschelde, wordt sinds respectievelijk 1969 en 1972 gebaggerd.

De gewenste diepteligging van de drempels is in de loop der jaren aangepast aan de toenemende diepgang van de scheepvaart op Antwerpen. Met deze verdiepingen is het onderhoudsbaggerwerk toegenomen.

De toename van het onderhoudsbaggerwerk

Figuur 10 toont de toename van het onderhoudsbaggerwerk in de periode 1950 tot 1983. In de jaren 1950-1960 bedroeg het onderhoudsbaggerwerk op de drempels in de Zeeschelde en Westerschelde gemiddeld $5 \cdot 10^6$ m³ per jaar. In de periode 1960-1970 nam dit onderhoudsbaggerwerk toe tot $7,5 \cdot 10^6$ m³ per jaar. In de jaren 1970-1975 werden de drempels in het oostelijk deel van de Westerschelde met ca. 3 à 4 m verdiept. Hierdoor steeg het onderhoudsbaggerwerk in eerste instantie tot ruim $15 \cdot 10^6$ m³ per jaar.

De verdieping van een drempel leidt tot een netto zandtransport van de aangrenzende geulgedeelten naar de verdiepte drempel. Hierdoor zal het onderhoudsbaggerwerk toenemen totdat een nieuw evenwicht is ontstaan tussen drempelligging, geulligging en getijdebieten. De benodigde tijd voor het bereiken van een nieuwe evenwichtssituatie kan globaal gesteld worden op vijf jaar. Dit betekent dat omstreeks 1980 in deze geulen van een hernieuwde evenwichtssituatie gesproken kan worden. Momenteel bedraagt het jaarlijkse onderhoudsbaggerwerk 10 à $12 \cdot 10^6$ m³.

Storting en onttrekking van baggerspecie

Het grootste deel van de gebaggerde specie wordt teruggestort in het estuarium op diverse stortlocaties. Relatief geringe hoeveelheden specie zijn aan het systeem onttrokken.

In de jaren 1939-1971 en 1972-1980 heeft België respectievelijk ca. $19 \cdot 10^6$ en $18 \cdot 10^6$ m³ specie voor terreinophoging onttrokken aan de Westerschelde. Sinds 1980 is door België maximaal $0,2 \cdot 10^6$ m³ voor dit doel gewonnen. Nederland heeft in de periode 1972-1980 ca. $14 \cdot 10^6$ m³ aan het rivierbed onttrokken voor dijkversterkingen rond de Westerschelde en voor de zandhandel.

4.2 Stortlocaties voor het huidige onderhoudsbaggerwerk

Voor het storten van de onderhoudsbaggerspecie zijn stortlocaties aangewezen, die zo dicht mogelijk bij de te baggeren drempels liggen. De locaties bevinden zich in vloedscharen en in sommige gevallen langs uitschurende oevers. Figuur 11 toont de ligging van de huidige stortlocaties. Figuur 12 geeft een overzicht van de gestorte hoeveelheden op de locaties in de oostelijke Westerschelde.

Slechts een deel van de gestorte specie blijft op de locaties liggen; de rest verspreidt zich over een groter gebied. Op locaties in de vloedscharen overheerst het vloedtransport, op locaties langs uitschurende oevers het ebtransport. Door deze transporten wordt specie verplaatst in de richting van nabij gelegen platen of geulen. Deze verspreiding neemt enige tijd in beslag zodat de stortlocaties niet onbeperkt benut kunnen worden. Uit de stortstatistieken blijkt dan ook dat het gebruik van de locaties van jaar tot jaar verschilt.

Het gebruik van de stortlocaties is in principe gekoppeld aan de baggerlocaties. De keuze wordt bepaald door de meest-economische vervoersafstand binnen de technische mogelijkheden van het moment. In sommige gevallen zal de specie verder dan gebruikelijk verplaatst moeten worden. Op grond van hun oorspronkelijke diepteligging zijn de stortlocaties in het algemeen toegankelijk voor de grote sleepzuigers die voor het onderhoudsbaggerwerk in de Westerschelde worden ingezet.

Ontwikkeling van de stortcapaciteit

In het oostelijk deel van de Westerschelde is de stortcapaciteit de laatste jaren afgenomen, door de sterke toename van het onderhoudsbaggerwerk. Met name de meest-oostelijk gelegen locaties, Appelzak en Zimmermangeul, zijn sterk in diepteligging afgenomen en nog slechts in beperkte mate bruikbaar. De gemiddelde diepteligging van de Appelzak bedraagt thans NAP - 5,0 à 7,5 m. De locatie in de Zimmermangeul is door de aanwezige drempel op NAP - 4,0 m niet meer bereikbaar voor het stortmaterieel.

De huidige capaciteit van de stortlocaties in de oostelijke Westerschelde (de locaties 1 t/m 8 in figuur 11) is geschat op $7 \cdot 10^6$ m³ per jaar. Het onderhoudsbaggerwerk op de drempels in dit gebied bedraagt momenteel gemiddeld $9 \cdot 10^6$ m³ per jaar (inclusief de drempel van Zandvliet). Dit betekent dat een deel van de specie van de drempel van Hansweert en de Overloop van Hansweert, gestort moet worden op westelijker gelegen locaties: De ebschaar naar de Everingen en de linker geulrand van het Gat van Ossensisse. Het gaat hierbij om gemiddeld $2 \cdot 10^6$ m³ per jaar.

4.3 Baggerhoeveelheden bij de Verdieping 48'/43'

België wil de drempels in de Westerschelde verder verdiepen met ruim 1,5 m. Hierdoor kan de haven van Antwerpen bereikbaar worden voor schepen met een diepgang van 48' bij de opvaart en 43' bij de afvaart. Realisatie van deze verdieping zal leiden tot een verdere, sterke toename van de

baggerwerkzaamheden in de Westerschelde. In tabel 3 zijn de berekende hoeveelheden samengevat. De cijfers van het huidige onderhoudsbaggerwerk zijn gebaseerd op gemiddelden van de laatste jaren; de hoeveelheden tengevolge van verdieping zijn ontleend aan [24]. Wanneer wordt uitgegaan van de huidige diepteligging van de drempels zullen deze laatste hoeveelheden iets lager uitvallen. Bij de berekening van de jaarlijkse volumes is er vanuit gegaan dat de verdieping in één jaar gerealiseerd wordt. Voorts is verondersteld dat het in dat jaar uitgevoerde onderhoudsbaggerwerk, het gemiddelde is van het onderhoud vóór en na de verdieping.

TABEL 3 *Schatting van de baggerhoeveelheden vóór, tijdens en na de Verdieping 48'/43'.*

Drempels	Baggerspecie (beuninhoud) in 10 ⁶ m ³ /jaar			
	onderhoud	initiële verdieping	specieaanbod verdiepingsjaar	onderhoud na verdieping
Zandvliet (Belgie)	1,1	1,1	2,3	1,4
Oostelijke W Schelde ¹⁾	8,1	7,1	17,6	12,9
Westelijke W Schelde	1,5	11,6	13,7	3,2
Totaal	10,7	19,8	33,6	17,5

1) De grens tussen oost en west is gelegd bij Hansweert

Het zal duidelijk zijn dat de stortcapaciteit in het oostelijk deel van de Westerschelde ontoereikend zal zijn om de opgebaggerde specie te bergen. Dit wordt nog eens geïllustreerd in figuur 13. Gesteld is dat de specie die vrijkomt bij de verdieping geborgen zal kunnen worden in het westelijk deel [24]. Dit is in strijd met het advies van de Raad van de Waterstaat aan de Minister, waarin de verplaatsing van verontreinigde specie van oost naar west onaanvaardbaar geacht wordt. Wanneer wordt vastgehouden aan storten zullen alternatieve stortlocaties gezocht moeten worden. In hoofdstuk 9 wordt hierop teruggekomen.

5 ZANDWINNING

5.1 Mogelijkheden voor zandwinning in de Westerschelde

5.1.1 Inleiding

In de Westerschelde wordt al sinds het begin van deze eeuw specie onttrokken ten behoeve van de zandwinning. Op commerciële basis gebeurt dit door concessiehouders. In de periode 1956-1980 is de gebaggerde hoeveelheid specie voor de zandhandel toegenomen van 130.000 tot 1.500.000 m³ per jaar (beuninhoud). Daarnaast wordt zand gewonnen voor de uitvoering van werken, door de Nederlandse en Belgische overheid. In het tijdvak 1955-1980 is deze hoeveelheid toegenomen van 750.000 tot zo'n 4.500.000 m³ specie per jaar. Op basis van de recente ontwikkelingen in de Westerschelde worden de mogelijkheden voor toekomstige onttrekkingen aangegeven.

5.1.2 Zandwinning door de overheden

Figuur 14 geeft het verloop sinds 1955 van de hoeveelheid specie die jaarlijks door de Belgische en Nederlandse overheid onttrokken is. Het zand is gebruikt voor dijkversterking en terreinophoging.

België bezat tot 1985 een vergunning om 2.500.000 m³ specie per jaar te winnen. De negatieve zandbalans, die over de periode 1971-1980 geconstateerd werd, was aanleiding om de toegestane hoeveelheid terug te brengen tot 1.000.000 m³ per jaar. Sinds 1980 echter, onttrekt België slechts zeer geringe hoeveelheden specie aan het rivierbed: 0-200.000 m³.

Door Nederland is in de loop der jaren gemiddeld 1.000.000 à 4.500.000 m³ specie per jaar onttrokken. Ook deze onttrekkingen zullen in de toekomst sterk in omvang teruglopen, omdat vrijwel alle werken rond de Westerschelde gerealiseerd zijn. Alleen voor dijkversterkingen zal in 1989 nog ongeveer 1.000.000 m³ specie aan de Westerschelde onttrokken worden.

5.1.3 Zandwinning voor de zandhandel

Aan concessiehouders zijn vergunningen verleend, die een onttrekking van totaal ongeveer 1.500.000 m³ specie mogelijk maken. De zandwinning voor de zandhandel vindt uitsluitend plaats in een vijftal plaatgebieden (figuur 15). In deze gebieden treedt periodieke aanzanding op door natuurlijk zandtransport in het estuarium. Hierdoor hebben de platen de neiging op te schuiven in de richting van de vaargeul. Het onderhoudsbaggerwerk dat hieruit voortvloeit, is door de zandwinning op een aantal locaties nagenoeg overbodig geworden.

Voor de winvakken in de plaatgebieden is een maximale baggerdiepte vastgesteld, die ligt tussen GLWS -5 en -10 m. Aantasting van hogergelegen plaatgebieden dient hiermee voorkomen te worden. In verband met de afnemende onttrekkingen door de overheid zal het huidige zandwinbeleid worden bijgesteld, wat consequenties heeft voor de vergunningverlening aan concessiehouders. In de volgende paragraaf wordt dit beleid toegelicht.

5.1.4 Het zandwinbeleid

Het zandwinbeleid in de Westerschelde is gebaseerd op het uitgangspunt dat niet méér zand uit het estuarium verwijderd mag worden dan vanuit de Noordzee wordt aangevoerd. De gedachte hierachter is dat een inhoudstoename als gevolg van zandonttrekking door natuurlijke processen versterkt kan worden. Hierdoor zou de Westerschelde als geheel een eroderend bekken worden, wat als een ongewenste ontwikkeling beschouwd wordt.

Om de inhoudstoename ten gevolge van de zeespiegelrijzing (2,5 mm/jaar) te compenseren is een netto zandimport nodig van 600.000 m³/jaar. Een surplus aan gesedimenteerd zand komt in aanmerking voor zandwinning. Opgemerkt moet worden dat met name in perioden van verdieping (met veel specie-onttrekking) de berekende, natuurlijke zandimport of -export slechts een klein deel uitmaakt van de totale specie-onttrekking. Vooral wanneer de inhoudsberekeningen betrekking hebben op relatief-korte perioden zal de onnauwkeurigheid van de berekende netto import of export groot zijn (zie hoofdstuk 6).

Voor de periode 1955-1971/72 is een natuurlijke, netto zandimport van ca. 2.000.000 m³/jaar berekend. Voor de periode 1971/72-1980 (tijdens en na de verdieping) is een natuurlijke zandexport van 600.000 m³/jaar berekend. In verband hiermee is in de afgelopen jaren een voorzichtig zandwinbeleid gehanteerd.

De concessiehouders hebben in de afgelopen jaren aanvragen ingediend voor de onttrekking van extra hoeveelheden specie. Deze aanvragen zijn op bovenbeschreven gronden niet gehonoreerd.

De laatste inhoudsberekeningen over de periode 1980-1984/85 geven aan dat er weer sprake is van een netto import van 600.000 m³ per jaar. (figuur 16). Omdat de onttrekkingen door de Belgische en Nederlandse overheid ook in de toekomst gereduceerd zullen zijn, is er in principe ruimte om de toegestane hoeveelheid voor vergunninghouders te verruimen. Onder de huidige condities zal de totaal te onttrekken hoeveelheid echter niet mogen toenemen. Dit betekent dat de verruiming voor concessiehouders in samenhang met de vergunningverlening aan België moet worden beoordeeld. Door het uitvoeren van de Verdieping 48'/43' zal vermoedelijk een grotere hoeveelheid zand aan het systeem onttrokken kunnen worden. Hierop wordt teruggekomen in paragraaf 9.5.

5.2 Mogelijkheden voor zandwinning in de kustzone

Voor de versterking van waterkeringen in het mondingsgebied van de Westerschelde is in de toekomst een toenemende hoeveelheid zand nodig. Onderzocht wordt of de bestaande zandwinlocaties in dit gebied uitgebreid kunnen worden. Dit onderzoek kan alleen in de zomermaanden verricht worden, zodat het onderzoeksprogramma over meerdere jaren gespreid is.

De ligging van de bestaande en potentiële zandwinlocaties is aangegeven in figuur 17. In tabel 4 zijn de tot dusver gewonnen hoeveelheden samengevat.

In totaal zullen jaarlijks enkele miljoenen m³ nodig zijn voor kustverdediging en oeversuppletie. Tabel 5 geeft de hoeveelheden die op dit moment bekend zijn.

TABEL 4 *Overzicht van zandwinning in het mondingsgebied.*

Tijdvak	Zandwinlocatie	Hoeveelheid 10^6 m^3
1974-1977	Sardijngeul	1,2
1980	Sluische Hompels	0,7
1983-1986	Sardijngeul	1,0
1986	Bankje van Zoutelande	1,6
1986	Inloop Oostergat	0,3
1987-1988	Sluische Hompels	1,2

TABEL 5 *Zandhoeveelheden nodig voor kustverdediging en suppletie in het mondingsgebied, uitgesplitst naar locatie.*

Tijdvak	Locatie	Hoeveelheid $10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$	Hoeveelheid $10^6 \text{ m}^3/5 \text{ jaar}$
1986	Domburg	0,3	
1987/1988	Nieuwersluis/Breskens-Cadzand	1,2	2,0
1987/1988	Cadzand	1,3	
1988	Zoutelande-Westkapelle	0,3	0,16
1989	Domburg	0,2	0,13
1989/1990	Noorderstrand	0,45	
1990	Oranjezon-Westhove	0,2	
1990	Cadzand (Zwartepolder)	0,5	

Het streven is om het benodigde zand zo dicht mogelijk bij de uit te voeren werken te winnen. Voor de werken langs de Zeeuwsch-Vlaamse kust zal het zand gewonnen worden op de Sluische Hompels, langs de rechter oever van de Wielingen. De kustvakken langs Schouwen en Walcheren zullen in de toekomst verdedigd worden met zand afkomstig van nabijgelegen wingebieden. Verder zullen nieuwe wingebieden aangeboord moeten worden in verband met de toenemende zandbehoefte.

De keuze voor zandwinlocaties wordt gebaseerd op technische, milieukundige en ecologische aspecten. Uit boorkerngegevens blijkt slechts een beperkt aantal locaties geschikt voor de winning van grof zand (fractie $> 300 \mu\text{m}$). Dit betekent dat het zand uit het mondingsgebied zoveel mogelijk gereserveerd moet worden voor de verdediging van de Zeeuwse kust. Op grond van deze schaarste aan grof zand moet overwogen worden om het bruikbare zand dat vrijkomt bij de eventuele verdieping van de Wielingen (48'/43'), te gebruiken voor strandsuppletie en/of suppletie van de onderzeese oevers langs de Zeeuwsch-Vlaamse kust. Bij deze verdieping is een hoeveelheid van ongeveer $38.000.000 \text{ m}^3$ bruikbaar zand te winnen.

Onderzocht wordt de mogelijkheid om zand te winnen langs de begrenzing van de diepere Noordzee. Hierbij wordt met name gedacht aan het gebied ter hoogte van het Steendiep. Een probleem in dit gebied vormen de diverse kabels, die de zandwinning kunnen bemoeilijken.

Onttrekking van zand aan een eroderend gebied als de monding van de Westerschelde is morfologisch niet verantwoord. Omdat het zand door de overheid voornamelijk gebruikt wordt voor het uitvoeren van suppleties, blijft het gewonnen materiaal echter grotendeels in het kustgebied.

Onttrekking voor de zandhandel is op bovenstaande gronden niet mogelijk in het mondingsgebied.

6 MORFOLOGISCHE ONTWIKKELINGEN IN HET ESTUARIUM

6.1 Algemeen

Door de verdieping van de drempels en de toename van het onderhoudsbaggerwerk, is de hydraulische situatie in de Westerschelde gewijzigd. Van een aantal belangrijke geulen is het evenwicht tussen doorstroomprofiel en maximum debiet verstoord (zie hoofdstuk 3). Als gevolg daarvan is de natuurlijke uitwisseling van zand tussen verschillende gebieden in het estuarium veranderd. Deze wijzigingen en de onttrekking voor de zandwinning zijn van invloed op de zandbalans en de morfologie van de Westerschelde. In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de veranderingen in de zandbalans en de zandtransporten in de afgelopen twee à drie decennia. Vervolgens worden de resulterende oppervlakteveranderingen per gebiedsdeel beschreven.

De genoemde processen kunnen over een langere termijn geanalyseerd worden aan de hand van de inhoudsveranderingen van het bekken. Voor de bepaling hiervan wordt de Westerschelde onderverdeeld in een aantal vakken (figuur 16 en 20); de westelijke begrenzing van het modelgebied wordt gevormd door de lijn Vlissingen-Breskens, de oostelijke valt min of meer samen met de Nederlands-Belgische grens. De inhoud van een bekken kan slechts met beperkte nauwkeurigheid bepaald worden. Om veranderingen vast te kunnen stellen zal de periode tussen de opnametijdstippen lang moeten zijn, of zal, bij een beschouwing van kortere perioden, het aantal waarnemingen voldoende groot moeten zijn om een trendanalyse te kunnen uitvoeren met behulp van daartoe ontwikkelde computerprogramma's.

6.2 Ontwikkelingen in de zandbalans

6.2.1 Doel en berekening van een zandbalans

De zandbalans van een systeem toont het resultaat van de natuurlijke zandtransporten naar binnen en naar buiten. Deze balans wordt berekend uit de inhoudsverandering van het bekken tussen twee opnametijdstippen en moet voor de Westerschelde verminderd worden met het saldo van de gebaggerde en de gestorte hoeveelheden specie. Deze laatste gegevens worden ontleend aan de bagger- en stortstatistieken. De gebaggerde specie bestaat hoofdzakelijk uit zand.

Voor een bepaling van de inhoudsveranderingen wordt de Westerschelde sinds 1955 onderverdeeld in negen modelvakken (figuur 16). De inhoudsbepalingen worden uitgevoerd volgens de zogenaamde raaienmethode. Hierbij wordt de inhoud van een vak bepaald uit het diepteverloop langs meetraaien en de afstand tussen deze raaien. De hoogteveranderingen van de boven NAP gelegen oevergedeelten zijn niet in de berekeningen betrokken.

Een positieve uitkomst van de zandbalans wijst op een netto import van zand vanuit de Noordzee. Dit komt tot uiting in een inhoudsvermindering van het bekken, tenzij de sedimentatie gecompenseerd wordt door een

baggeroverschot. Een negatieve balans betekent een netto export van zand naar de Noordzee (het grensoverschrijdend transport in de richting van België is verhoudingsgewijs klein). Deze erosie uit zich in een inhoudsvergroting, tenzij er sprake is van een minstens zo groot stortoverschot.

Voor de Westerschelde zijn over een aantal perioden inhoudsberekeningen uitgevoerd [15, 16]. De perioden die hier worden beschreven zijn de tijdvakken 1955-1971/72, 1971/72-1980 en 1980-1984/85. Over het tijdvak 1878-1931 was de zandbalans negatief, over de periode 1931-1952 was zij positief, wat betekent dat een periode van erosie gevolgd werd door een periode met een natuurlijke netto sedimentatie.

6.2.2 De periode 1955-1971/72

Ook de zandbalans over het tijdvak 1955-1971/72 is positief (figuur 16) en toont een natuurlijk importoverschot van ruim $35 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie. Op jaarbasis trad een sedimentatie op van gemiddeld $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. Voor werken werd in dit tijdvak bijna $27 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie aan het estuarium onttrokken, zodat de inhoudsverkleining van het bekken beperkt bleef tot ca. $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Berekeningen geven aan dat er sprake was van een zandimport ter hoogte van Vlissingen, ter grootte van $2,5$ à $3,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar [15]. Verder werd $0,75$ à $1 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ zand per jaar over de grens richting België getransporteerd [26]. Sinds de aanleg van de leidam op de Ballastplaat, in de jaren 1968-1971, is dit grensoverschrijdend transport nog nauwelijks van betekenis.

6.2.3 De periode 1971/72-1980

In de jaren 1970-1975 werden de drempels in de Westerschelde ca. 3 à 4 m verdiept, ten behoeve van de toegenomen diepgang van de scheepvaart. Het onderhoudsbaggerwerk nam hierdoor toe tot 12 à $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{jaar}$. Over de gehele periode 1971/72-1980 werd ruim $120 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie gebaggerd, waarvan het grootste deel, ca. $89 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, weer in het estuarium teruggestort werd. Uit lodingen blijkt dat de inhoud van het bekken over dit tijdvak toenam met bijna $37 \cdot 10^6 \text{ m}^3$, waarvan ruim $31 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ toegeschreven kan worden aan zandonttrekking ten behoeve van werken en handel (figuur 16). Dit betekent dat er in deze periode een extra inhoudstoename van $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ plaatsvond.

De oorzaak hiervan kan niet met zekerheid worden aangegeven; een netto zandexport naar de Noordzee is een mogelijke verklaring, maar onnauwkeurigheden bij de inhoudsbepalingen of bij de vaststelling van de specie-onttrekkingen kunnen niet worden uitgesloten.

Voorzichtigheidshalve werd besloten om op grond van deze zandbalans de zandwinning in de eerstkomende jaren zoveel mogelijk te beperken.

6.2.4 De periode 1980-1984/85

Uit de inhoudsberekening over het tijdvak 1980-1984/85 blijkt sprake te zijn van een inhoudstoename ter grootte van ca. $2,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (figuur 16). Ruim $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie werd in deze jaren aan het bekken onttrokken, zodat een netto import van ruim $2,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ verondersteld moet worden.

6.3 Ontwikkelingen van het zandtransport

De opstelling van een zandbalans geeft inzicht in de globale zandhuishouding van het estuarium, maar niet in de zanduitwisseling tussen de verschillende geulvakken. Kennis van deze zandtransporten is nodig om de bodemveranderingen in deze vakken te kunnen begrijpen en berekenen. De zanduitwisseling kan bepaald worden door gedetailleerde zandtransportmetingen, of berekend met behulp van mathematische modellen.

6.3.1 Het zandtransport volgens metingen en modelberekeningen

In de afgelopen jaren zijn een aantal zandtransportmetingen uitgevoerd, die vergeleken zijn met de uitkomsten van verschillende ééndimensionale modellen. De metingen weken sterk af van de computerberekeningen, die bovendien verschillen vertoonden tussen de modellen onderling. Dit was aanleiding om in 1985 opnieuw een onderzoek te laten uitvoeren door het Waterloopkundig Laboratorium in Delft. In het kader van dit project NAUWES is de mate van nauwkeurigheid onderzocht, waarmee bodemveranderingen in een geulvak voorspeld kunnen worden met behulp van een mathematisch model [19]. Uit dit onderzoek blijkt de hoeveelheid zand die gedurende één getijfase (eb of vloed) de grens van een geulvak passeert, afgeschat te kunnen worden met een onnauwkeurigheid van 100%.

Zandtransport en bodemverandering in het Zuidergat

Voor het geulvak van het Zuidergat is het getij-geïntegreerd zandtransport bepaald via transportmetingen. Tevens is dit transport berekend met behulp van zandtransportformules (Morra-Kalinske). De resultaten van beide benaderingen liggen in dezelfde ordegrootte (tabel 6).

TABEL 6 *Berekende en gemeten zandtransporten voor het geulvak Zuidergat.*

Jaar	Methode	Getijfase	Totale transporten (10^6 m ³ /jaar)		Netto transport (10^6 m ³ /jaar)	
			In	Uit	In	Uit
1977	berekening	vloed	5,59	3,33		
		eb	3,19	5,50		0,05
1978	berekening	vloed	10,69	6,34		
		eb	6,38	11,09		0,36
1981	berekening	vloed	3,60	2,14		
		eb	2,06	3,57		0,05
1981	meting	vloed	2,58	1,43		
		eb	1,61	2,91		0,15

Per eb-vloedcyclus bedraagt de berekende netto zandexport uit het Zuidergat $0,1 \cdot 10^6$ kg, met een afwijking van $12,6 \cdot 10^6$ kg. Dit resulteert in een jaarlijkse verdieping van $0,3 \pm 35$ cm. Op basis van lodingen is in dit vak een erosie vastgesteld van 20 à 30 cm/jaar, over de periode 1971-1980. Geconcludeerd is dat de voorspellende waarde van een zandtransportmodel voor de Westerschelde op dit moment nihil is [19]. Met een toename van de kennis kunnen in de toekomst wellicht betrouwbaarder modellen ontwikkeld worden. Uit tabel 6 blijkt dat het in- en uitgaande zandtransport in de orde ligt van 1 tot $10 \cdot 10^6$ m³ per jaar. Per getij wordt 2.000 tot 20.000 m³ over de vakgrenzen verplaatst.

Zandtransport op andere locaties

Ook voor een aantal andere geulen zijn zandtransporten bepaald, waarbij gebruik is gemaakt van zowel zandtransportformules als metingen van zandgehalten in het water [19]. De absolute transporten tonen grote verschillen tussen de diverse locaties, die gedeeltelijk inherent zullen zijn aan de berekeningsmethoden. Wel kan de verhouding van de eb- en vloedtransporten tussen de locaties vergeleken worden :

Gat van Ossensisse	Vloedtransport is tien maal groter dan het ebtransport;
Pas van Terneuzen	Ebtransport is vier maal groter dan het vloedtransport;
Schaar van Waarde	Vloedtransport is tien maal groter dan het ebtransport;
Vaarw. boven Bath	Ebtransport is gelijk aan tot twee maal zo groot als het vloedtransport;
Zuidergat	Het eb- en vloedtransport zijn ongeveer gelijk.

In de vloedscharen is het vloedtransport steeds vele malen hoger dan het ebtransport. De ebgeulen daarentegen vertonen een ebtransport dat in het algemeen slechts weinig hoger is dan het vloedtransport.

6.3.2 Het zandtransport volgens inhoudsberekeningen

Uit de berekende inhoudsveranderingen per modelvak, aangevuld met de specieverplaatsingen door baggerwerkzaamheden, kunnen de zandtransporten per geul- en plaatsysteem over een langere periode worden bepaald. Per modelvak is een sluitende balans gemaakt voor de perioden 1971/1972-1980 en 1980-1984/85. In de figuren 18 en 19 is door pijltjes op de vakgrenzen de grootte en richting van de netto zandtransporten aangegeven. De verdeling van het transport over eb- en vloedgeulen in eenzelfde vak is niet exact af te leiden. Daarom moeten de resttransporten door dergelijke geulen met enige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden.

Periode 1971/1972-1980

De beschrijving is alleen gemaakt voor het oostelijk deel, waar in de jaren 1970-1975 de drempels met 3 à 4 m verdiept worden. Bij deze verdieping worden grote hoeveelheden specie verplaatst: Het baggerwerk op de drempels omvat ca. $120 \cdot 10^6$ m³, het storten ca. $89 \cdot 10^6$ m³ en er

wordt ca. $31 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie voor zandwinning onttrokken. Door deze specieverplaatsingen ondergaan de drempels, de aangrenzende geulgedeelten, de stortlocaties en de plaatgebieden grote diepteveranderingen.

Uit figuur 18 kan het volgende worden afgeleid :

In de Overloop van Valkenisse (B) en het Nauw van Bath (A) (drempels) treedt door specieverplaatsing en onttrekking in de geulen een inhoudstoename op. De netto specieverplaatsing naar elders is ongeveer twee maal zo groot als de inhoudstoename.

De Schaar van de Noord (C) (stortlocatie) vertoont een inhoudsafname. Deze afname bedraagt ca. $2/3$ van het volume van de speciestortingen in het gebied. Blijkbaar komt $1/3$ deel van de specie uiteindelijk weer in de hoofdgeul terecht.

Het Zuidergat (D) ter hoogte van Konijneschor (stortlocatie) ondergaat een inhoudstoename, ondanks de storting van specie afkomstig van bovenstrooms gelegen drempels. De gestorte specie wordt blijkbaar volledig naar aangrenzende geulvakken getransporteerd.

Op de drempel van Hansweert (G) treedt door specieverplaatsing een inhoudstoename op. De netto specieverplaatsing is ongeveer twee maal zo groot als de inhoudstoename.

In de Schaar van Waarde (E) (stortlocatie) gaan de speciestortingen gepaard met een inhoudsafname. Deze inhoudsafname kan geschat worden op $1/3$ van de totale hoeveelheid gestorte specie, wat betekent dat $2/3$ deel uit deze geul verdwijnt. Hiervan komt $1/3$ deel uiteindelijk terecht op de Platen van Valkenisse (F), terwijl $1/3$ getransporteerd wordt naar de hoofdgeul.

Het Gat van Ossenis en de Overloop van Hansweert (H) vertonen een inhoudstoename, ondanks het storten van specie in deze geulen.

Het Middelgat (I) vertoont een sterke inhoudsafname, die ongeveer even groot is als de som van de speciestortingen in en de inhoudstoename van het Gat van Ossenis en de Overloop van Hansweert. In paragraaf 3.2.1 is al vastgesteld dat er tussen het doorstroomprofiel van beide geulen een duidelijk verband bestaat.

Over de dwarsraaien ter hoogte van Baarland (I-I) en Hansweert-Perkpolder (II-II) treedt slechts een gering netto transport op van west naar oost.

Periode 1980-1984/85

In de meeste geulvakken zet de inhoudsverandering uit de voorgaande periode zich door. Alleen in het Vaarwater boven Bath, het Nauw van Bath en de Overloop van Valkenisse doet zich een tegengestelde ontwikkeling voor. Voor het oostelijk en westelijk deel van de Westerschelde kan uit figuur 19 het volgende worden afgeleid :

In het Vaarwater boven Bath (A) en het Nauw van Bath (B) is in deze periode sprake van een geringe inhoudsafname. Oorzaak is de afname van

het onderhoudsbaggerwerk op de drempels van Bath en Zandvliet. Ook in de Overloop van Valkenisse (C) en op de gelijknamige drempel treedt nu een geringe inhoudsafname op, terwijl het onderhoudsbaggerwerk nagenoeg constant blijft.

In het Zuidergat (D) ter hoogte van het Konijneschor wordt in deze jaren bijna evenveel specie gestort als in de gehele periode 1971/72-1980. In dit geulvak doet zich echter geen inhoudsverandering meer voor. Verruiming wordt blijkbaar door de stortingen gecompenseerd, terwijl het surplus aan specie uit het gebied getransporteerd wordt.

Op de drempel van Hansweert (F) blijft de omvang van het onderhoudsbaggerwerk vrijwel constant. De inhoudstoename zet zich voort en bedraagt nu 1/3 deel van het volume van de opgebaggerde specie.

In de Schaar van Waarde (E) wordt aanzienlijk minder specie gestort dan in de voorgaande periode, door de afname van het onderhoudsbaggerwerk. Toch blijft er in deze geul en op de Platen van Valkenisse sprake van een inhoudsafname. Het zandtransport van de stortlocatie naar de platen blijft doorgaan.

Van het Gat van Ossenis en de Overloop van Hansweert (G) blijft de inhoud toenemen.

Van het Middelgat (H) blijft de inhoud afnemen. De inhoudsvermindering is in dit tijdvak ongeveer twee keer zo groot als het volume van de hier gestorte specie. Het zand dat wordt aangevoerd kan in het Middelgat sedimenteren, omdat het debiet en daarmee de stroomsnelheden in deze geul, in de laatste decennia zijn afgenomen (zie paragraaf 3.2).

Het zandtransport vanuit het westelijk naar het oostelijk deel van het bekken neemt sterk toe. In het westelijk deel is in de jaren 1980-1984/85 sprake van een inhoudstoename in de Pas van Terneuzen (I) en de Everingen (J). Deze toename gaat gepaard met een verhoging van het oostwaartse zandtransport door de dwarsraai van Baarland. Verder treedt in de omgeving van de Schaar van Spijkerplaat en de Honte (K) een sterke inhoudstoename op. Vooral de Schaar van de Spijkerplaat ontwikkelt zich in recente jaren sterk. Het westelijk deel van de Honte en het gebied tussen Vlissingen en Breskens vertonen echter een inhoudsafname. Een groot deel van het zandtransport vanuit de kustzone sedimenteert in dit gebied.

6.3.3 Resumé

De ontwikkelingen over de tijdvakken 1971/72-1980 en 1980-1984/85 kunnen als volgt worden samengevat. In het oostelijk deel van de Westerschelde wordt na de verdiepingsperiode 1970-1975 een dynamisch evenwicht bereikt tussen drempels en geulen. Deze situatie wordt gekenmerkt door een vrijwel constante inhoud van de verschillende geulenstelsels. De inhoudsveranderingen die optreden in de periode 1971/72-1980 kunnen verklaard worden uit de baggeractiviteiten, specieverplaatsingen en zandonttrekkingen binnen dit oostelijke deel. Van een netto oostwaarts transport van zand door de dwarsraaien Baarland en Hansweert-Perkpolder is in deze periode nauwelijks sprake.

In de jaren 1980-1984/85 wordt er wel een aanzienlijk netto transport van west naar oost geconstateerd. In de geulen ter hoogte van Terneuzen (Everingen, Pas van Terneuzen) treedt ontzanding op. Deze geulen passen zich aan, aan de nieuwe diepteligging van de oostelijke geulen. Door de verdieping in het oostelijk deel nemen de vloedstroomsnelheden in de Everingen en de Pas van Terneuzen toe en overschrijden de kritische waarden waarboven erosie optreedt. Deze geulen verruimen en het overgrote deel van het zand wordt afgezet in het Middelgat. Daarnaast treedt in deze jaren een groot netto zandtransport op vanuit het gebied Gat van Ossensisse/Overloop van Hansweert naar het oostelijk deel van de Westerschelde.

6.4 Morfologische veranderingen per dieptezone

6.4.1 Omvang van de veranderingen in inhoud en oppervlakte

De zandbalans over de periode 1971/72-1980 toont een inhoudstoename van de Westerschelde (paragraaf 6.1.3). Uit de inhoudsveranderingen van de hierbij gebruikte modelvakken kan niet worden afgeleid op welke diepteniveau's een netto erosie optreedt. Deze informatie kan wel worden ontleend aan de inhoudsberekeningen die uitgevoerd zijn voor de debietraaivakken [7]. Figuur 20 toont de vakindeling van de Westerschelde volgens deze debietraaien. Voor deze vijf vakken laat figuur 21 de ontwikkeling zien van de oppervlakte per dieptezone, over de periode 1969-1981.

In tabel 7 zijn de inhoudsveranderingen samengevat voor de diep- en onderwatergebieden (de zones beneden het gemiddelde laagwaterniveau GLW) en de intergetijdegebieden (de zones tussen GLW en het gemiddelde hoogwaterniveau GHW). Uit deze tabel blijkt dat in vier van de vijf vakken de inhoud onder de laagwaterlijn is toegenomen. Alleen in het vak ter hoogte van Terneuzen is in deze periode sprake van een inhoudsafname. In alle vakken treedt een verondieping van het intergetijdegebied op. Deze verondieping is het sterkst in het oostelijk deel van de Westerschelde (de vakken 4 en 5).

TABEL 7 *Veranderingen in de inhoud van het intergetijdegebied en de daaronder gelegen gebieden, in de periode 1969-1981.*

Gebiedsbegrenzing	Inhoudsverandering in 10^6 m^3						
	per debietraaivak					totaal	per jaar
	1	2	3	4 ¹⁾	5		
Intergetijdegebied	+1	+5	+2	+9	+7	+25	+2,1
Onderwatergebied	-10	+11	-5	-31	-9	-43	-3,6

+ = Inhoudsafname (verondieping)

- = Inhoudstoename (verdieping)

1) Inclusief het Land van Saefinge

6.4.2 Analyse van de oppervlakteveranderingen per dieptezône

Met behulp van de dieptelijnskaarten van 1963 en 1985 kunnen de morfologische veranderingen per dieptezône in de laatste twee decennia, nader beschreven en verklaard worden. De aangegeven diepten in meter zijn ten opzichte van NAP.

Vak 1 (Vlissingen - Ellewoutsdijk)

- < - -12 m Oppervlakte-toename, veroorzaakt door verdieping van de Schaar van Spijkerplaat.

Vak 1 (Vlissingen - Ellewoutsdijk) vervolg

- 12 - -4 m Oppervlakte-afname, als gevolg van de verdieping van de Schaar van Spijkerplaat en de verondieping van de vloed-schaar in het noordoostelijk deel van de Hooge Platen.
- 0 - +2 m Oppervlakte-toename, door de ophoging van het midden- en oostelijk deel van de Hooge Platen.
- +2 - > m Oppervlakte-afname, door havenaanleg in het Sloegebied.

Vak 2 (Terneuzen - Baarland)

- < - -15 m Oppervlakte-afname, door de verondieping van de Everingen.
- 15 - -5 m Oppervlakte-toename, als gevolg van de verondieping van de Everingen en de verdieping van het Straatje van Willem.
- 5 - 0 m Oppervlakte-afname, voornamelijk veroorzaakt door erosie langs de noordkant van het oostelijk deel van de Middelplaten, als gevolg van de verdieping van het Straatje van Willem. De toenemende hoogteligging van de Middelplaten en Lage Springer speelt een bescheiden rol.
- 0 - +2 m Oppervlakte-toename door ophoging van Middelplaten en Lage Springer.

Vak 3 (Ossensisse - Hansweert)

- < - -15 m Oppervlakte-toename, als gevolg van de verruiming van het Gat van Ossensisse.
- 15 - -10 m Oppervlakte-afname, door de verdieping van het Gat van Ossensisse en daarnaast door de verondieping van de zuidwestelijke uitloop van het Middelgat (Pas van Baarland).
- 10 - -5 m Oppervlakte-toename, door de verondieping van de Pas van Baarland.
- 5 - -1 m Oppervlakte-afname, door de verzanding van de vloedscharen tussen de Rug van Baarland, de Brouwersplaat en de Molenplaat, door de uitbouw van deze beide platen en door de ophoging van de Plaat van Ossensisse.
- 1 - +2 m Oppervlakte-toename, als bijkomend gevolg van de verzanding van bovengenoemde vloedscharen en de uitbouw en ophoging van genoemde platen.

Vak 4 (Waarde - Saeftinge)

< - -15 m	Oppervlakte-toename, veroorzaakt door de verdieping van het Zuidergat.
-15 - -10 m	Oppervlakte-afname door de verruiming van het Zuidergat en de verondieping van de Schaar van Waarde.
-10 - -5 m	Oppervlakte-toename, als bijkomend gevolg van de verondieping van de Schaar van Waarde.
-5 - -1 m	Oppervlakte-afname, door de uitbouw en sterke ophoging van de Platen van Valkenisse.
-1 - +2 m	Oppervlakte-toename, door deze ontwikkeling van de Platen van Valkenisse.

Vak 5 (Bath - Ouden Doel)

De oppervlaktetoename beneden NAP -15 m en de oppervlakte-afname boven NAP -15 m zijn het gevolg van de verdieping van het Nauw van Bath en het Vaarwater boven Bath. De oppervlakte-afname in de intergetijdezône is grotendeels het resultaat van de inpoldering van het schor van Ossendrecht.

6.4.3 Morfologische ontwikkelingen in het intergetijdegebied

De natuurlijke ontwikkeling van de platen in de Westerschelde wordt de laatste jaren sterk door de mens beïnvloed. Met name in het oostelijk deel zijn de effecten van de toegenomen onderhoudsbagger- en stortwerkzaamheden zichtbaar. De uitbouw van platen wordt gestimuleerd door speciéstortingen in de naaste omgeving. De zandwinning zal een negatieve invloed hebben op de ontwikkeling van sommige platen, ofschoon deze winning plaatsvindt op diepten beneden GLLWS -5 à -7,5 m. Een deel van de zandonttrekking wordt uitgevoerd om de vaargeul in stand te houden.

De Rijkswaterstaat Directie Zeeland heeft een inventarisatie gemaakt van de ontwikkeling van de platen sinds 1955 [23]. Figuur 22 toont de oppervlakteveranderingen van de plaatgebieden en hun ligging in de Westerschelde.

Platen in het westelijk deel

In het westelijk deel van de Westerschelde ontwikkelen de platen zich nog grotendeels op natuurlijke wijze. Bij enkele platen, zoals de Suikerplaat, wordt deze ontwikkeling geremd door de zandwinning, die hier een rol speelt bij de instandhouding van de scheepvaartgeul.

De plaatgebieden in dit deel tenderen naar een gelijkblijvende tot licht-afnemende oppervlakte in de zône tussen NAP -5,0 en -2,5 m (figuur 22). Een uitzondering vormt de Middelpaat-Oost, waar een sterke afname plaatsvindt van de oppervlakte beneden NAP -2,5 m. Deze afname is het gevolg van de voortgaande ontwikkeling van het Straatje van Willem langs de noordzijde van deze plaat.

De plaatgedeelten boven NAP vertonen echter in alle gevallen een toename sinds de vijftiger jaren.

Platen in het oostelijk deel

Van een natuurlijke plaatontwikkeling kan in het oostelijk deel al enige tijd nauwelijks meer worden gesproken. Sinds 1950 zijn tal van kunstmatige ingrepen uitgevoerd en de specieverplaatsingen door baggerwerkzaamheden sterk in omvang toegenomen.

Door de aanleg van de leidam op de Ballastplaat (1968-1971) is de omvang van deze plaat volledig vastgelegd en van weinig betekenis meer.

De ontwikkeling van de Plaat van Saeftinge wordt sterk bepaald door de speciéstortingen in de Schaar van de Noord. Van het plaatgebied boven NAP -5 m is de oppervlakte sinds de vijftiger jaren gehalveerd (figuur 22).

De Platen van Walsoorden en Valkenisse vormen het belangrijkste platengebied in dit deel van de Westerschelde. De uitbreiding ervan gaat in eerste instantie gepaard met de aanzanding van de in dit gebied gelegen Schaar van Valkenisse. Door de toename van de baggerwerkzaamheden op de drempels nemen de speciéstortingen in de Schaar van Waarde vanaf 1970 sterk toe. Het doorstroomprofiel van deze vloedschaar wordt hierdoor verkleind wat leidt tot een stijging van de stroomsnelheden in de vloedfase. Door deze vloedtransporten wordt een belangrijk deel van de specie naar dit platengebied verplaatst. Als resultaat is de oppervlakte van het boven NAP gelegen gedeelte sinds 1970 met een factor drie toegenomen (figuur 22).

7 MORFOLOGISCHE ONTWIKKELINGEN IN DE KUSTZONE

7.1 De buitendelta van de Westerschelde

7.1.1 Natuurlijke ontwikkelingen

Uit hydrografische kaarten van het mondingsgebied van de Westerschelde, blijkt dat de noordwestelijke rand van de buitendelta in de periode 1800-1962 aan erosie onderhevig was [9]. Weliswaar verondiepten de Deurloo en de Vlake van de Raan, maar de geulen Wielingen en Oostgat namen in betekenis toe (figuur 23). In de periode 1869-1931 verdiepten deze gaten zich van tijd tot tijd meer dan twee meter [25]. De verruiming van de Wielingen ging gepaard met een verkleining van een aantal langgerekte banken, de Sluische Hompels, de Bol van Knokke, de Bol van Heist en de Paardenmarkt en het verdwijnen van het Bankje van Cadzand.

Men zou verwachten dat deze ontwikkeling van de Wielingen tot een toename van het getijdebiot heeft geleidt. Uit metingen is dit echter niet gebleken. Aangenomen wordt dat de bijdrage van het Oostgat in de totale in- en uitstroming groter is geworden. Mogelijk is hier nog sprake van een aanpassingsproces, dat naijlt op de veranderingen in het getij van de Westerschelde in de 18^e eeuw of daarvoor. Door de aanwezigheid van kleilagen in de bodem van de Wielingen zal een aanpassing traag kunnen verlopen. Uit boringen blijkt dat kleilagen uit het Tertiair nog veel voorkomen langs de noordelijke flank van de Wielingen, op een diepte van NAP -9 tot -12 m.

De verzanding van de Deurloo en de verdieping van de Wielingen zijn processen die lang vóór 1800 lijken te zijn begonnen. Uit 17^e eeuwse zeekaarten blijkt dat beide geulen in deze tijd ongeveer even diep waren. In de middeleeuwen waren op de plaats van de huidige Wielingen een aantal eilanden aanwezig. De voornaamste ebstroom uit het zeegat zal langs de noordzijde van de Droogte van Schooneveld hebben gelopen [13], hoogstwaarschijnlijk via een ebgeul waaruit zich de latere Deurloo ontwikkelde. In de loop der tijd zijn de eb- en vloedstromen steeds meer geconcentreerd langs de zuidelijke flank van de buitendelta, waarbij de kust van Zeeuws-Vlaanderen sterk aan erosie onderhevig werd [14]. In het zeegat draaide de as van de stroomrichting van WNW-OZO naar WZW-ONO, wat binnengaats heeft geleid tot sterke verdiepingen langs de rede van Vlissingen en een aanzienlijke uitbreiding van de Hooge Platen.

7.1.2 Ingrepen in de ontwikkeling

In de jaren na 1965 heeft België omvangrijke baggerwerken uitgevoerd om de vaargeulen in het Scheur en de Pas van het Zand te verdiepen en te onderhouden. Ook voor de uitbreiding en instandhouding van de haven van Zeebrugge zijn grote hoeveelheden specie verplaatst. Ten noorden van de Wielingen is zand gewonnen, voor omvangrijke strandsuppleties ten oosten van Zeebrugge in de jaren 1977-1979.

Voor de periode 1970-1984 geeft figuur 24 een overzicht van de gebaggerde en gestorte hoeveelheden per locatie. Bij lodingen blijken alle locaties als gebieden van verdieping of verondieping teruggevonden te kunnen worden. De morfologische ontwikkelingen in het Scheur en omgeving kunnen volledig toegeschreven worden aan deze kunstmatige sedimenttransporten.

De verdieping van het Scheur zelf stimuleert het natuurlijk proces van verruiming en verdieping in de Wielingen. Hierdoor wordt de ebstroom steeds meer in deze geul geconcentreerd. In samenhang met deze ontwikkeling draait de as van de Deurloo verder naar het noorden, waardoor de uitloop van deze geul voor de kop van Walcheren dicht langs het Oostgat komt te liggen (figuur 23). Het zand dat door de ebstroom via de Deurloo wordt meegevoerd, lijkt nu over een smalle drempel te worden gevoerd om te sedimenteren langs de westflank van het Oostgat. Dit is vermoedelijk de reden dat het Oostgat steeds dichter langs de kop van Walcheren komt te liggen. Door de voortgaande verzanding en de noordwaartse verdraaiing van de Deurloo breidt de Raan zich sterk in noordwaartse richting uit. Bij de opnemings van 1978 vormden de Raan en de Rassen een aanéengesloten ondiepte.

7.2 De kust

7.2.1 Algemeen

De Westerschelde maakt deel uit van het Deltagebied, waar de morfologie van de niet-afgesloten zeegaten gedomineerd wordt door het getij. Tijdens vloed worden de estuaria gevuld. Het water wordt als het ware een trechter ingezogen, waarbij de stroomsnelheid toeneemt. Hierdoor kan het water van meerdere zijden toestromen en ontstaan relatief-ondiepe vloedscharen langs de zijanten van de trechter. Bij de uitstroming van het estuarium tijdens eb, komt de waterstroom in een zich verbredend bekken. In zo'n situatie heeft de stroom de neiging als een straal rechtdoor te lopen en worden diepe, oost-west lopende ebgeulen gevormd. Met het meegevoerde sediment is in de loop van de eeuwen de Voordelta opgebouwd.

Kortsluitgeulen en brekerbanken

Als gevolg van de aardrotatie trekt de getijgolf de Noordzee rond: Van noord naar zuid langs de Engelse kust en van zuid naar noord langs de Belgische en Nederlandse kust. Dit leidt tot faseverschillen tussen de getijbewegingen in de opéénvolgende estuaria: Westerschelde, Oosterschelde en voorheen Grevelingen en Haringvliet. De hierdoor optredende vervallen hebben kortsluitgeulen doen ontstaan langs de koppen van de eilanden. Door de aanwezigheid van getijgeulen, met vrij steile oevers dicht onder de kust, komen brekerbanken nauwelijks voor op de vooroevers in het Deltagebied.

Erosie van de eilandkoppen

Terwijl door de ebstroom bodemmateriaal zeewaarts getransporteerd wordt, voeren de vloedstroom en de brandingsstroom sediment mee het zeegat in. De brandingsstroom transporteert zand langs de flanken van de eilandkoppen. Door het transportmechanisme van golven wordt zand getransporteerd over ondiepe plaatgebieden. Beide processen hebben een negatieve invloed op de stabiliteit van de eilandkoppen.

Door het zandtransport over de platen groeien deze in het algemeen aan de oostzijde aan. De getijstroom heeft hierdoor de neiging zich oostwaarts te verplaatsen, waardoor de stroming tegen de eilanden aangedrukt wordt. Mede door de invloed van de brandingsstroom kan als gevolg een aanzienlijke kustachteruitgang optreden. De aanwezigheid van stroomresistente lagen in de ondergrond kan deze erosie nog tegenspel bieden.

Zandgolven

De kustontwikkeling in het Deltagebied wordt tevens sterk beïnvloed door de zich verplaatsende sedimentatie- en erosiezones, die langs de kust naar voren komen als lopende golven met een periode van ruim een eeuw. Het ontstaan van deze zogenaamde zandgolven is nog niet duidelijk. Mogelijk bestaat er verband met astronomische cycli.

7.2.2 De kust van Zeeuws-Vlaanderen

Langs de Zeeuws-Vlaamse kust, in het mondingsgebied van de Westerschelde, zijn diverse polders verloren gegaan, mede als gevolg van de verruiming van de Wielingen in de afgelopen eeuwen. De verloren strijd komt tot uiting in de onregelmatige kustlijn met diverse dijkrestanten in de vorm van nollen. Zandaanvoer vanaf de Belgische kust en opwaaiend materiaal van het verloren gegane land, hebben de kust steeds meer het aanzien gegeven van een duinkust, met hier en daar ondergestoven dijken.

Het kustgedeelte tussen Nieuwesluis en Breskens ligt dicht langs de diepe geul de Wielingen. Bij Nieuwesluis kan niet van een zandkust worden gesproken. De stranden voor de zeedijk zijn zeer laag en de vooroever is plaatselijk bezonken. Hier zijn in het verleden meerdere malen oevervallen opgetreden.

In de omgeving van Cadzand ligt de diepe getijgeul op enkele kilometers uit de kust. Lange tijd is de kustontwikkeling hier beïnvloed door het nevengeultje de Appelzak.

Ontwikkeling van de kustgedeelten

Het gehele kustgedeelte tussen Breskens en Cadzand is verdedigd door middel van paalhoofden, met doorgaans tot grote diepte reikende, bestorte of bezonken koppen. De voornaamste functie van deze hoofden is het uit de oever houden van de getijstroom. De hoofden op het strand reduceren tevens het resttransport van de brandingsstroom in noordoostelijke richting. Als aanvullende maatregel ter verbetering van de stranden zijn zandsuppleties uitgevoerd. In 1971 is het strand bij Breskens opgehoogd met 206.000 m³

zand, afkomstig uit de verruimde veerhaven; in 1988 is op het strand en de vooroever bij Cadzand 940.000 m³ zand gespoten.

Het kustgedeelte tussen Breskens en Nieuwesluis heeft zich in de afgelopen honderd jaar vrij gunstig ontwikkeld. Alleen bij Nieuwesluis zijn diverse oevervallen opgetreden. Over grote lengten is sprake van een vrij stabiele kustligging. Slechts hier en daar vindt een lichte, doorgaande achteruitgang plaats van ongeveer 0,35 m per jaar.

Het kustgedeelte tussen Nieuwesluis en Cadzand vertoont echter grote fluctuaties. Door zandgolven (paragraaf 7.2.1) zijn afwisselend perioden van kusterosie en kustaanwas opgetreden. Hierbij heeft de kustlijn zich soms meer dan 150 m verplaatst (gemeten bij laagwater).

Daarnaast is in de afgelopen honderd jaar sprake geweest van een lichte, doorgaande achteruitgang. In het kustgedeelte tussen Nieuwesluis en de Geinundeerde Zwartepolder bedraagt de achteruitgang per jaar ongeveer 0,2 m. Westelijk van de Geinundeerde Zwartepolder varieert de doorgaande kustregressie tussen 0,5 en 0,8 m per jaar.

Het kustgedeelte tussen Zwartepolder en Cadzand is momenteel het sterkst aan erosie door zandgolven onderhevig. De kusterosie kan aan de duinvoet oplopen tot ca. 2,5 m per jaar, op de vooroever tot ca. 6 m per jaar. Daarentegen treedt ter hoogte van Nieuwvliet vooruitgang op, met een snelheid tot 2 m per jaar aan de duinvoet en ca. 4 m per jaar op de vooroever.

Invloed van Belgische kustsuppleties

De invloed van de Belgische kustsuppleties op de ontwikkeling van de Zeeuws-Vlaamse kust is tot dusver gering. Door extra zandaanvoer verplaatst de Zwingel zich de laatste jaren in oostelijke richting, zodat regelmatig duinafslag optreedt. Het stoppen van de vooroever-erosie bij het Zwin past geheel in het beeld van de zandgolven en lijkt daarom een natuurlijke oorzaak te hebben. Het verdwijnen van de Appelzak houdt mogelijk verband met de havenuitbreiding te Zeebrugge en zal zeker gestimuleerd zijn door het storten van baggerspecie op de rand van deze geul.

7.2.3 De zuidwestkust van Walcheren

De ontwikkeling van de Walcherse kust tussen Vlissingen en Westkapelle wordt sterk bepaald door de getijgeul het Oostgat. Deze geul heeft zich in de loop van de eeuwen in oostelijke richting verplaatst. Door de vrij resistente ondergrond en de intensieve kustverdediging met paalhoofden, gaat deze verplaatsing betrekkelijk langzaam. Met name ter hoogte van Westkapelle hebben de verdedigingswerken geleid tot een verdieping van het Oostgat tot NAP -40 m. De diepten nemen af in zuidoostelijke richting. Bij de overgang van het Oostgat in de Sardijngeul bevindt zich een drempel met een diepte van ongeveer NAP -11 m. Voor het Nollehoofd bij Vlissingen is een turbulentieput ontstaan met een grootste diepte van NAP -21 m. De stroomdruk op de Walcherse oever heeft zeer steile hellingen doen ontstaan; halverwege Westkapelle en Zoutelande is een verloop van 1:2.

In de omgeving van Vlissingen en tussen Zoutelande en Westkapelle bestaat de ondergrond uit stroomresistente, oude afzettingen (Calais). Deze kustvakken steken enigszins naar voren. De jongere afzettingen ten zuiden van Zoutelande zijn verder geërodeerd en geven een holle kustlijn te zien. Hier zijn de hoogste en breedste duinen gevormd. Wellicht daarom is dit kustvak lang onverdedigd gebleven.

Ontwikkeling van de kustgedeelten

De kustontwikkeling tussen Westkapelle en Vlissingen kan gekarakteriseerd worden als een geringe, doorgaande erosie van de vooroever met daarop gesuperponeerd een flauwe, langperiodieke zandgolfbeweging. In tegenstelling tot andere Zeeuwse kustvakken verplaatst deze golf zich nauwelijks in de lengterichting van de kust. De golfbeweging heeft een amplitude van 10 à 35 m. Hierdoor is in het begin van de eeuw de vooroever met zo'n 4 m per jaar achteruitgegaan. Geleidelijk is de erosie afgenomen en vertoont de vooroever op vele plaatsen een stabiele ligging of zelfs aanzanding. De doorgaande erosieve trend bedraagt in de omgeving van Vlissingen ongeveer 0,2 m per jaar en neemt in noordwestelijke richting toe tot 1 m per jaar bij Westkapelle.

Als gevolg van het overheersende brandingsstroomtransport in zuidoostelijke richting treedt lij-erosie op naast obstakels als de Westkapelse Zeedijk, de dijk met het strandhoofdenstelsel bij Zoutelande en het Nollehoofd bij Vlissingen. Alleen in de zone die door golven beïnvloed wordt, de zone boven NAP -5 m, vindt ontgroning plaats. De achteruitgang van de vooroever in de eerste helft van deze eeuw heeft tot minimale strandbreedten geleid. In kustvakken waar de vooroever-erosie gestopt is tendeert het strand naar een flauwere ligging, zodat de erosie van het bovenstrand en de duinafslag zich nog enige tijd voortzetten.

Ingrepen

In de directe omgeving van de zuidwestkust van Walcheren zijn geen grote werken uitgevoerd, die de kustontwikkeling kunnen hebben beïnvloed. De vaarwegverruiming in het Scheur en de stormvloedkering in de Oosterschelde, kunnen over een langere termijn mogelijk van invloed zijn.

8 ECOLOGISCHE GEVOLGEN VAN INGREPEN IN DE MORFOLOGIE

8.1 Algemeen

In Nederland komen nog twee systemen voor met een estuarien karakter: Het Eems-Dollardestuarium en de Westerschelde. Karakteristiek voor een estuarium is de dynamiek die veroorzaakt wordt door de overgang van zoet naar zout water en door de veranderlijkheid van de ruimtelijke structuur. Kenmerkend voor deze structuur is een stelsel van geulen met verschillende diepten, die gescheiden zijn door plaatgebieden. Aan de buitenranden bevinden zich hogergelegen slikken en schorren. In een dynamisch evenwicht met de waterbeweging is dit stelsel voortdurend aan geleidelijk-verlopende, vaak cyclische veranderingen onderhevig. De Westerschelde bestaat, binnen de door dijken vastgelegde begrenzing, nog uit een meervoudig geulensysteem met eb- en vloedscharen. De vorm van het geul-platenstelsel bepaalt de omvang van diep- en onderwatergebieden, intergetijdegebieden, slikken en schorren. Elk van deze gebieden herbergt specifieke levensgemeenschappen die zich ontwikkelen in samenhang met de geleidelijke veranderingen in omgevingsfactoren. De diversiteit van deze gemeenschappen wordt bepaald door de amplitude en voorspelbaarheid van de dagelijkse variaties in omgevingsfactoren.

In de twintigste eeuw is de mens steeds sterker gaan ingrijpen in de morfologische structuur en dynamiek van de Westerschelde. Aanvankelijk via inpolderingen en in de laatste decennia via het verdiepen en op diepte houden van de vaargeulen. Hiermee zijn geleidelijke veranderingen gestabiliseerd of versneld, terwijl dagelijkse variaties zijn versterkt. Het storten van baggerspecie bijvoorbeeld, gaat gepaard met een plotselinge en aanzienlijke toename van het zwevend-stofgehalte en de sedimentatie. De effecten op de ecologie van het systeem worden in dit hoofdstuk besproken. Eerst wordt de omvang van de ingrepen beschreven, waarbij vooruit wordt gelopen op een toekomstige verdieping 43'/48'.

8.2 Ingerepen in de ruimtelijke structuur

8.2.1 Inpolderingen

De huidige begrenzing van de Westerschelde is het resultaat van inpolderingen die uitgevoerd zijn in de afgelopen twee eeuwen. Tabel 8 geeft een overzicht van de inpolderingen op Nederlands grondgebied vanaf 1800.

In totaal is sinds 1800 15.000 ha ingepolderd, terwijl de huidige oppervlakte van de Westerschelde, tussen de Belgisch/Nederlandse grens en de lijn Vlissingen-Breskens, ruim 30.000 ha beslaat. Rond 1800 zal het estuarium dus anderhalf maal groter zijn geweest.

TABEL 8 *Inpolderingen op het Nederlands deel van de Westerschelde.*

Periode	Oppervlakte in 10^4 m^2 per gebiedsdeel				
	Sloegebied	Braakman	Saeftinge	Bath e.o.	Totaal
1800-1860	388	4.651	2.073	-	7.112
1861-1905	147	1.118	627	951	2.843
1906-1931	-	1.069	316	257	1.642
1932-1952	481	1.525	-	319	2.325
1953-1960	075	-	-	-	75
1961-1970	200	-	-	680	880
1971-1980	-	151	-	210	361
Totaal	1.291	8.514	3.016	2.417	15.238

Bron: [24].

8.2.2 Onderhoudsbaggerwerk

Tot in de zestiger jaren is de natuurlijke diepte van de geulen vrijwel voldoende om de scheepvaart doorgang te verlenen. De scheepvaartroutes worden aangepast aan de geulontwikkelingen. Regelmatig veranderen hoofdvaargeulen in nevenvaargeulen en omgekeerd. Alleen om de overgangen van eb- naar vloedscharen (drempels) in het oostelijk deel op diepte te houden wordt onderhoudsbaggerwerk verricht. De opgebaggerde specie wordt meestal gestort in vloedscharen. In de vijftiger jaren bedraagt het baggerwerk $5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar, in de zestiger jaren $7,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar. Een verdubbeling tot $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar treedt op wanneer de drempels in de jaren 1970-1975 met 3 à 4 m verdiept worden. In de periode daarna stabiliseert het onderhoudsbaggerwerk zich op een hoeveelheid van 10 à $12 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar. Verreweg het grootste deel van dit baggerwerk vindt plaats in het deel oostelijk van Hansweert.

De omvang van deze ingrepen wordt geïllustreerd door de volgende vergelijkingen. Met de jaarlijks gebaggerde hoeveelheid specie kan een geul van 10 km lengte en een bodembreedte van 200 m, met 5 m verondiept worden. De gebaggerde en gestorte hoeveelheden zijn ongeveer twee maal groter dan de totale omvang van de erosie, respectievelijk sedimentatie langs de gehele Nederlandse kust. Dit betekent niet alleen een enorme beïnvloeding van de ruimtelijke structuur, maar ook van de temporele variatie binnen het systeem.

8.3 Ecologische effecten van baggeren en storten

8.3.1 Inleiding

De ecologische effecten van baggeren en storten zijn in drie groepen onder te verdelen :

- 1) De directe effecten gedurende het baggeren en storten op en in de naaste omgeving van de locatie, inclusief de gevolgen van een langdurige verhoging van de sedimentatie;
- 2) De gevolgen van het in suspensie brengen en verspreiden van de fijne fractie, het slib;
- 3) De gevolgen van veranderingen van bodemligging en waterbeweging.

De fysisch-chemische implicaties van de onder 2) genoemde resuspensie zijn besproken in de deelrapporten 1, 2 en 3. Het gaat hierbij om de effecten van het zuurstof-, nutriënten- en zwevend-stofgehalte in de waterkolom, de totaalgehalten aan microverontreinigingen in de waterkolom en de ontwikkeling van de bodemkwaliteit in het estuarium. De morfologische aspecten worden beschreven in paragraaf 8.3.3, samen met de hydrografische veranderingen.

8.3.2 Directe effecten van bagger- en stortwerkzaamheden

De fijne fractie van het sediment (silt en detritus) resuspendeert snel en blijft lang in de waterkolom zweven. Tijdens het baggeren en vooral bij het storten leidt dit tot tijdelijke verhogingen van het zwevend-stofgehalte en de troebelheid. Een toename van het zwevend-stofgehalte kan fysieke gevolgen hebben voor vissen en voor bodemdieren die hun voedsel uit het water filteren. Een verhoging van de troebelheid beïnvloedt de voedselopname van vissen die hiervoor afhankelijk zijn van hun gezichtsvermogen. Een derde effect wordt veroorzaakt door de plotselinge bedekking van bodemdieren en visse-eieren, door grote hoeveelheden sedimenterende specie.

Effecten op vissen

Bij vissen wordt de kieuwfunctie beïnvloed door het zwevend-stofgehalte. Wanneer het gehalte langdurig boven een bepaalde waarde uitkomt verslechtert hun conditie en in het ergste geval treedt sterfte op. Vermoedelijk zullen vissen het gebied met verhoogde zwevend-stofgehalten mijden of onvluchten. Het is logisch te veronderstellen dat irritatie van kieuwen of huid, sterke prikkels zullen zijn om over te gaan tot dergelijk gedrag. Op korte termijn betekent vluchtgedrag een aanslag op het energiebudget van de dieren. Gebieden die dagelijks door stortingen beïnvloed worden, zullen als voedselgebied onaantrekkelijk worden voor vissen die bodemdieren eten. Dit kan op langere termijn een vermindering van de draagkracht van het systeem betekenen. In de praktijk zijn deze effecten vermoedelijk van groter belang voor de populaties, dan de fysieke gevolgen voor de individuen.

Uit literatuuronderzoek zijn de volgende conclusies getrokken met betrekking tot de effecten van verhoogde zwevend-stofgehalten en troebelheid [3].

(a) Verhoogde zwevend-stofgehalten

Resultaten van studies op populatie- of gemeenschapsniveau naar de gevolgen van een tijdelijk-verhoogd zwevend-stofgehalte, wijzen niet op significante lange-termijneffecten, tenzij de omgevingskarakteristieken structureel veranderden (qua waterdiepte, sedimentsamenstelling, aanwezigheid van macrofyten e.d.).

Uit de omgeving van baggerwerkzaamheden is nooit een aanzienlijke vissterfte gemeld. Wel is een enkele maal waargenomen dat vissen het troebele gebied ontweken. Experimenten waarbij kooien met vissen opgehangen werden in de directe omgeving van baggerlocaties hebben geen verhoogde sterfte kunnen aantonen.

Laboratoriumexperimenten wijzen op soort-specifieke tolerantiegrenzen voor zwevend-stofgehalten. Sterfte treedt meestal op door een belemmering van de gasuitwisseling. Als oorzaken worden genoemd een beschadiging van de kieuwen, het samenplakken van kieuwlamellen en het verstopt raken van de kieuwholte. Subletale effecten vertonen overeenkomst met de symptomen van een acuut zuurstoftekort. De afweermechanismen zijn vergelijkbaar met die van de mens: Een verhoogde slijmproductie en een soort "kuchen", waarbij de vis een sterke waterstroom langs de kieuwen "hoest".

Typische estuariene vissoorten vallen in de hoogste tolerantieklasse. Bepalingen van de concentratie anorganisch zwevend-stof waarbij 10% van de proefdieren na 24 uur blootstelling is gestorven (de 24hLC10-waarde), laten gehalten zien van meer dan 10 g/l. Bij extreem-gevoelige, pelagische soorten zijn 24hLC10-waarden gevonden van minder dan 1 g/l. Subletale effecten zijn waargenomen bij gehalten van 1 à 3 g/l.

Vislarven blijken gevoeliger te zijn: Concentraties boven 100 mg/l zorgen bij sommige soorten al voor een verhoogde sterfte.

Gehalten tot ca. 1 g/l hebben geen effect op de ontwikkeling van op de bodem afgezette visse-eieren in een met zuurstof verzadigde omgeving. Een gehele of gedeeltelijke (> 50%) bedekking met een laagje sediment kan echter leiden tot een sterke verhoging van de sterfte van eieren en tot een vertraagde ontwikkeling van de embryo's.

(b) Verhoogde troebelheid

In de Nederlandse kustwateren komen een aantal vissoorten voor die met behulp van hun gezichtsvermogen voedsel moeten zoeken (figuur 25). Tot deze zogenaamde visuele predatoren behoren de platvissoorten Bot, Schol en Schar. De Tong vindt zijn voedsel met behulp van tast- en reukvermogen.

Deze vissoorten leven van verschillende soorten bodemdieren. De grotere individuen hebben in het algemeen ook diverse kleine vissen op hun menu staan, zoals grondels. Van Bot en Schar komen behalve één- tot tweejarige dieren ook volwassen exemplaren in de kustwateren voor.

De Westerschelde vervult een belangrijke rol als kinderkamer voor Tong en Schol. De jongste stadia leven van bewegelijke, kleine kreeftachtigen (copepoden), van borstelwormen en delen (sifons) van tweekleppige schelpdieren. De oudere jaarklassen leven van borstelwormen, tweekleppigen en soms grotere kreeftachtigen. Van de Schar is weinig bekend. Deze soort trekt in de winterperiode de kinderkamergebieden binnen en leeft vooral van bewegelijke, kleine kreeftachtigen, zoals copepoden en aasgarnalen.

Hoe deze platvissen fourageren is voor de Schar onderzocht. Deze vis ontdekt zijn prooi op ongeveer 20 cm afstand, benadert hem vervolgens stapsgewijs tot op enkele millimeters en hapt dan plotseling toe. Van Schol en Bot is geen gedetailleerde informatie bekend, alleen dat deze soorten bij daglicht actief op de bodem fourageren. Het is aannemelijk dat ook bij deze soorten het lichtklimaat een rol speelt bij de localisatie en herkenning van prooien.

Van belang is dat Schol en Bot bij hoogwater naar de platen trekken om voedsel te zoeken; de Schol blijft op de laaggelegen delen, de Bot trekt naar de hoogste delen. De Schar daarentegen vertoont geen getijmigratie, maar blijft in de geulen en langs de plaatranden fourageren. Vermoedelijk zal deze vissoort dan ook de meeste hinder ondervinden van een toename van de troebelheid door zwevend stof. In de troebele Westerschelde komt de Schar weinig voor. In het Eems-Dollardestuarium nemen de aantallen in de richting van de Dollard sterk af, terwijl de troebelheid toeneemt [21].

Effecten op bodemdieren

Dat baggerwerken invloed hebben op bodemdieren is evident. Met het sediment wordt de volledige gemeenschap van schelpdieren, wormen en kreeftachtigen op de schop genomen. Op de stortlocatie wordt de daar nog aanwezige fauna bedolven, terwijl over een groter gebied de sedimentatiesnelheid kan toenemen. Van de diersoorten die met de specie verplaatst worden, lijkt alleen de sterkste graver, de Zandzager (*Nephtys*) enige overlevingskansen te hebben. Hierbij vergeleken verbleken de gevolgen van een verhoogd zwevend-stofgehalte, waarvan Moore [17] een uitgebreid overzicht geeft.

(a) Verhoogde zwevend-stofgehalten

Bodemdieren die hun voedsel uit het water moeten filteren, zijn gebaat bij algen en in mindere mate bij anorganische deeltjes. Gesuggereerd is wel (bij mosselen) dat het slib in lage concentraties de vertering stimuleert, maar in hoge concentraties zal het de groei kunnen remmen. Uit onderzoek is gebleken dat mosselen bij de voedselopname gehinderd worden wanneer het slibgehalte hoger is dan 50 mg/l [20]. Toch blijft de Mossel beter dan de Kokkel in staat voedsel op te nemen in situaties met een toenemend gehalte aan anorganische partikeltjes [17]. Terwijl de Kokkel op een toename reageert door de opnamesnelheid te verlagen, handhaaft de Mossel zijn maximale opnamesnelheid en verhoogt de directe afscheiding van ongenietbaar materiaal in de vorm van pseudofaeces.

Gedragseffecten die niet direct samenhangen met voedselopname doen zich voor bij kleine kreeftachtigen zoals de Garnaal en de Slijkgarnaal [17]. De Garnaal graaft zich overdag oppervlakkig in en gaat voedsel zoeken wanneer het donker wordt; vermoedelijk dient dit gedrag om predatie te vermijden. In troebel water is de Garnaal echter ook overdag actief.

De Slijkgarnaal bouwt tunneltjes om langdurig in te leven. Het dier zwemt pas weg wanneer zijn woonbuis dreigt in te storten. Ook een toename van het zwevend-stofgehalte induceert dit zwemgedrag, vermoedelijk omdat dit vooraf gaat aan een verhoogde sedimentatie. Bij een hoog zwevend-stofgehalte blijven de dieren langer zwemmen dan in helder water.

(b) Bedekking door baggerspecie

Baggerwerkzaamheden en speciéstortingen gaan gepaard met een toename van de sedimentatie. Op de stortplaats zetten zich grote hoeveelheden sediment in korte tijd af. Bij frequente werkzaamheden, of een verandering van de hydraulische situatie, kan de sedimentatie over grotere gebieden min of meer permanent verhoogd worden.

Bodemdieren, zoals sedentaire wormen, kleine kreeftachtigen en schelpdieren, zijn relatief-weinig mobiel. De meeste raken spoedig begraven wanneer de sedimentatie plotseling sterk toeneemt. Juist in estuaria speelt deze fauna een belangrijke rol als voedselbron voor vogels en benthische vissen. Het herstel van de locale bodemfauna zal in veel gevallen moeten plaatsvinden via de vestiging van jonge individuen van elders. Een volledig herstel kost op deze wijze al gauw enkele jaren. De overlevingskansen van de begraven dieren zijn namelijk beperkt, vooral wanneer de gestorte baggerspecie zich als een vloeibare modderlaag op de bodem afzet. Wat deze overlevingskansen betreft zijn uit literatuuronderzoek een aantal conclusies getrokken [6].

Met uitzondering van de soorten die permanent zijn vastgehecht aan het substraat (mossels, oesters), zijn bodemdieren in meer of mindere mate in staat om een plotselinge bedekking door sediment te overleven, door zich naar de oppervlakte terug te graven. Er is echter een maximale dikte die op deze wijze overwonnen kan worden; worden de dieren begraven tot op een diepte die groter is dan deze "fatale diepte", dan zijn de overlevingskansen nihil. De fatale diepte is per soort verschillend en wordt bepaald door de fysische eigenschappen van het sediment en de morfologische eigenschappen van de soort (figuur 26).

De overlevingskansen van dieren die op geringere diepten begraven raken nemen toe naarmate de dikte van de afgezette laag geringer is (figuur 27). Verschillen tussen soorten hangen samen met verschillen in uitgraafcapaciteiten. Tussen de individuen van een soort kunnen de overlevingskansen verschillen, afhankelijk van de fysiologische conditie en soms van de lichaamsgrootte. Van enkele soorten die in het volwassen stadium het graafvermogen verliezen (strandgaperachtigen), is bekend dat overleving kan plaatsvinden dankzij het vermogen om de sifonen (adembuizen) te verlengen totdat het contact met de waterkolom hersteld is. Voor beide strategieën geldt dat een succesvolle ontsnapping in meer of mindere mate afhankelijk is van de fysische eigenschappen van het nieuw-afgezette laag; de kans op succes is het grootst wanneer deze eigenschappen overeenkomen met die van het oorspronkelijke sediment. Ook het seizoen heeft invloed op de overlevingskansen via de watertemperatuur: Lagere temperaturen leiden tot lagere ontsnappingspercentages.

Een geringe maar langdurige verhoging van de sedimentatie, kan op langere termijn alsnog leiden tot een fatale bedekking, of op kortere termijn tot het vertrek van soorten. Maximale tolerantiegrenzen zijn op basis van literatuuronderzoek niet te geven. Wel kan een beeld geschetst worden van de relatieve tolerantie van bodemdiersoorten (figuur 28). Een verhoogde depositie van zand lijkt in het algemeen beter te worden getolereerd dan een verhoogde sedimentatie van slib. Slijkgarnaal en Wadpier kunnen in sediment met een hoog slibgehalte hun gangen niet in stand houden en zullen vertrekken. De Strandgaper kan in zandige afzettingen zijn sifonen verlengen, maar raakt verstopt bij een toenemende sedimentatie van slib.

Beoordeling van de directe beïnvloeding in de Westerschelde

De beschreven effecten zijn het meest omvangrijk wanneer slibrijke sedimenten gestort worden in niet al te diepe geulen. In de Westerschelde wordt hoofdzakelijk zand verplaatst met een kleine slibfractie. Als er in diepere geulen wordt gestort zal het directe effect op de organismen niet groot zijn, omdat de dichtheid van bodemdieren daar van nature laag is. De ervaring is echter dat door de grote omvang van de stortingen een aanzienlijk sedimenttransport optreedt. Vanaf de stortlocatie in de Schaar van Waarde bijvoorbeeld, worden grote hoeveelheden sediment naar de omliggende plaatgebieden getransporteerd. Omvangrijke zandtransporten worden eveneens in gang gezet door stortingen op plaatsen waar de achterliggende oever beschermd moet worden tegen erosie.

Het directe gevolg hiervan is een versterking van de natuurlijke dynamiek, waarbij gebieden ontstaan die op een kleine tijdschaal morfologisch instabiel zijn. De bodemdiergemeenschappen zullen op deze plaatsen niet volledig tot ontwikkeling kunnen komen. Het is voorstelbaar dat de afwezigheid van volwassen Strandgapers in het oostelijk deel, mede hierdoor veroorzaakt wordt. Ook de ruimtelijke structuur wordt beïnvloed, wat zich uit in relatief-snel verlopende oppervlakteveranderingen van ondiepwatergebieden en intergetijdegebieden. Hierop wordt teruggekomen in paragraaf 8.3.3.

De invloed op organismen en levensgemeenschappen kan moeilijk gekwantificeerd worden. Bij de interpretatie van waarnemingen speelt voortdurend het gegeven dat ook de waterkwaliteit een grote invloed heeft op het ecologisch functioneren van de benthische levensgemeenschappen. Daarom wordt volstaan met een schatting van de omvang van het gebied waar jaarlijks diepteveranderingen van één tot enkele meters optreden, als gevolg van baggeren of storten (tabel 9).

TABEL 9 *Beïnvloed oppervlak door baggeren en storten in twee gebieds- delen van de Westerschelde (situatie 1985)¹⁾.*

Omschrijving	Terneuzen - Hansweert	Hansweert - grens
	in 10 ⁴ m ²	in 10 ⁴ m ²
Totale oppervlakte gebiedsdeel	7000	8000
Oppervlak beïnvloed door baggeren	20	100
Oppervlak beïnvloed door storten	300	800
Beïnvloed oppervlak van totaal	5%	11%

1) Met "beïnvloed" zijn die gebieden bedoeld die jaarlijkse diepteveranderingen van één tot meerdere meters ondergaan als gevolg van baggerwerkzaamheden.

Met name het oostelijk deel van de Westerschelde vervult een kinderkamer-functie voor Garnalen en platvis, vooral Tong. De hoogste aantallen jonge Garnalen worden aangetroffen rond de Platen van Ossenissee en Valkenisse. Jonge Garnalen groeien op in ondiepe, slibrijke gebieden. Garnalen kleiner dan 3 mm leven voornamelijk van Slijkgarnalen (*Corophium*). Grotere dieren tot 3 à 4 cm, eten borstelwormen, copepoden en andere kleine kreeftachtigen [18]. Tengevolge van de sterke aanzanding en de morfologische instabiliteit zijn de Platen van Walsoorden en Valkenisse arm aan slib en worden er relatief weinig bodemdieren gevonden (figuur 29). De Slijkgarnaal is in de afgelopen jaren in aantal achteruit gegaan op de slikken in het oostelijk deel, als gevolg van deze verzanding. Het voedselaanbod voor jonge Garnalen zal hierdoor zijn afgenomen. Vermoed wordt dat hierdoor ook de aantallen overwinterende Bonte strandlopers en Tureluurs in de tachtiger jaren terug zijn gelopen; in het westelijk deel zijn de aantallen van Bonte strandloper veel minder sterk gedaald [22].

In de periode 1969-1978 verbleef gemiddeld 22% van de jonge Tongpopulatie van alle Nederlandse kinderkamergebieden, in het voorjaar in dit deel van de Westerschelde. Recentere gegevens ontbreken, zodat geen trends kunnen worden bepaald. Van de standvissoorten Puitaal en Bot zouden hogere aantallen in het oostelijk deel verwacht mogen worden, op grond van hun tolerantie voor zoetwater [4]. Beide vissoorten leven van bodemdieren.

8.3.3 Gevolgen van morfologische en hydrografische veranderingen

Baggerwerken beïnvloeden de morfologie en hydrografie van het estuarium. De ecologische gevolgen van een langdurige verhoging van de sedimentatie die hierdoor lokaal kan optreden, zijn aangegeven in de vorige paragraaf. Hieronder worden gevolgen beschreven die samenhangen met de fixatie van het geulenpatroon, de wijzigingen in de verdeling tussen intergetijde-, ondiepwater- en diepwatergebieden en de erosie van slikken en schorren.

Fixatie van het geulenpatroon

In het oostelijk deel van de Westerschelde vormt de vaargeul een scheiding tussen het natuurgebied Saeftinge en de uitgebreide stortlocaties in het noorden. Door de aanleg van leidammen en door het onderhoudsbaggerwerk is de ruimtelijke variatie teruggebracht en worden geleidelijke, natuurlijke veranderingen onderdrukt. Wanneer de verdieping 48'/43' wordt uitgevoerd zullen de debieten door de hoofdgeulen toenemen. Om erosie te bestrijden zullen geulranden, oevers en schorranden met bestortingen vastgelegd moeten worden. De fixatie van het geulenpatroon zal hierdoor versterkt worden. Deze fixatie zal zich naar het westen uitbreiden wanneer het Gat van Ossenissee door de verdieping definitief hoofdvaarwater wordt.

Door de aanleg van een vaste oeververbinding (WOV), volgens kansrijke tracé's nabij Terneuzen, zal de onderdrukking van de dynamiek zich verder naar het westen uitbreiden. Langs dit tracé zal het doorstroomprofiel door damaanzetten, brugpijlers en een eventueel overgangseiland brug-tunnel, worden beperkt en strikt worden vastgelegd. Deze beperking van het profiel zal de sedimenthuishouding van het gehele systeem beïnvloeden, in wisselwerking met veranderingen in het onderhoudsbaggerwerk.

Verdeling tussen dieptezones

Het intergetijdegebied en de ondiepwatergebieden (tot NAP -5 m) vormen essentiële milieutypen binnen een estuarien systeem. In deze zones vindt men de grootste verscheidenheid en biomassa van bodemdieren [10] (figuur 30). Van de vogelsoorten die in het estuarium voorkomen, is het grootste deel voor zijn voedsel afhankelijk van het intergetijdegebied. Veel vissoorten fourageren en paaien er; jonge Garnalen groeien er op.

Tussen 1969 en 1981 hebben zich belangrijke oppervlakteveranderingen in de Westerschelde voorgedaan (figuur 21). Voor het intergetijde- en ondiepwatergebied zijn deze veranderingen samengevat in tabel 10.

In het deel tussen Hoofdplaat-Borssele en de Nederlands/Belgische grens neemt de oppervlakte van beide gebieden algemeen af. Een uitzondering vormt het niveau tussen NAP 0 en +2 m; van deze zone neemt de oppervlakte toe, behalve in het meest-oostelijke deel.

In het westelijk deel zijn de veranderingen grotendeels als natuurlijke ontwikkelingen te beschouwen. Mogelijk is de ontwikkeling versneld door de verdieping van het Scheur (paragraaf 7.1). In het oostelijk deel zijn deze veranderingen toe te schrijven aan menselijke ingrepen, te weten inpoldering, vaargeulverdieping en vaargeulonderhoud. Het nautisch baggerwerk leidt tot verondiepingen op de stortplaatsen voor baggerspecie, tot aanzanding van plaatgebieden en, indirect, tot erosie op slikken en afslag van de randen van schorren, gelegen in de buitenbochten van geulen.

De totale afname van het oppervlak tussen NAP -5 en +3 m bedraagt ruim 1300 hectare, wat 12% van het in 1969 aanwezige areaal is (11.000 ha). Voor het oostelijk deel alleen, vanaf Waarde-Walsoorden, bedraagt de afname ruim 1000 hectare, wat 16% is van het in 1969 aanwezige oppervlak (6.500 ha).

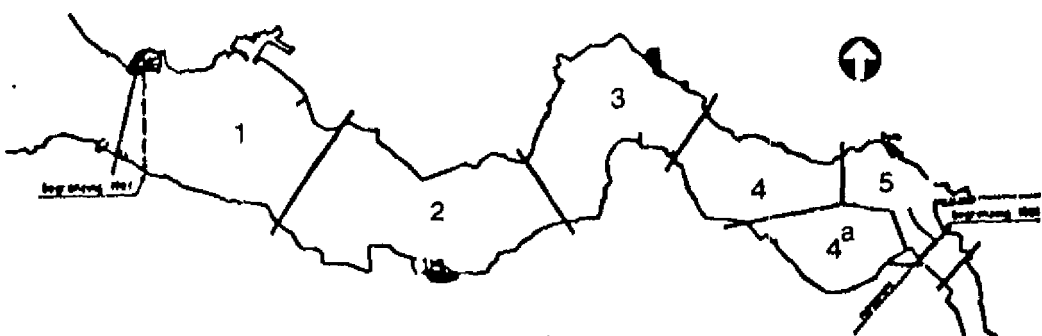
De oppervlakte-afname van slikken en schorren

De morfologisch-instabiele platen in het oostelijk deel zijn relatief arm aan slib en bodemdieren (figuur 29; paragraaf 8.3.2). Vogels fourageren daarom voornamelijk op de slibrijkere en rustiger gelegen delen van het intergetijdegebied en op de slikken langs de randen van het estuarium.

In de Westerschelde komen een aantal van dergelijke gebieden voor. Deze gebieden zijn klein van omvang en de vogeldichtheden kunnen zeer hoog zijn. Op een aantal plaatsen gaan de slikken via een schorklif over in schorgebieden. In de Westerschelde komt nog zo'n 2800 hectare aan schor voor, waarvan het Land van Saeftinge ongeveer 1920 hectare beslaat. Dit gebied is daarmee het grootste, aaneengesloten brakwater-schorgebied in West-Europa. De overige 600 hectare is verdeeld over een aantal kleinere schorren, verspreid langs het gehele estuarium. Deze kleinere schorren weerspiegelen in hun karakteristieken de zoutgehalte-gradiënt: Van zoutwaterschor naar brakwaterschor.

Het oppervlak aan schorren en slikken neemt af, voornamelijk door inpolderingen en erosie. Wanneer een voorliggend slik door erosie versmalt, vermindert de golfdemping en neemt de aanval op de schorkliffen toe.

TABEL 10 Veranderingen in de oppervlakte (in $ha=10^4 m^2$) van intergetijde- en ondiepwatergebieden in de Westerschelde tussen 1969 en 1981.

						
vaknrs.						
niveau t.o.v. N.A.P.	2	3	4	4a	5	totaal
<u>+3.00 m en +2.00 m</u>						
opp. in 1969	70	20	210	1400	260	1960
opp. in 1981	50	10	170	1100	180	1510
toe-/afname	-20	-10	-40	-300	-80	-450
proc. toe-/afname	-29%	-50%	-19%	-21%	-31%	-23%
<u>+2.00 m en 0.00 m</u>						
opp. in 1969	560	520	680	620	510	2890
opp. in 1981	760	600	750	570	330	3010
toe-/afname	+200	+80	+70	-50	-180	+120
proc. toe-/afname	+36%	+15%	+10%	-8%	-35%	+4%
<u>0.00 m en -2.00 m</u>						
opp. in 1969	930	870	920	330	310	3360
opp. in 1981	730	850	930	240	200	2950
toe-/afname	-200	-20	+10	-90	-110	-410
proc. toe-/afname	-21%	-2%	+1%	-27%	-35%	-12%
<u>-2.00 m en -5.00 m</u>						
opp. in 1969	660	730	890	30	380	2690
opp. in 1981	460	630	660	10	360	2120
toe-/afname	-200	-100	-230	-20	-20	-570
proc. toe-/afname	-30%	-14%	-26%	-67%	-5%	-21%

De opgetreden erosie is daarom hoofdzakelijk een indirect gevolg van de toename van de stroomsnelheden in de buitenbochten van verdiepte vaargeulen. Een betrekkelijk geringe bijdrage wordt geleverd door de toename van de hoogwaterstanden, als gevolg van een vergroting van de getijvolumes. De vermindering van het areaal aan slikken en schorren wordt in tabel 10 uitgedrukt door de oppervlakte-afnamen tussen NAP +2 en +3 m. In Saeftinge en in de omgeving van Bath is erosie echter niet de hoofdoorzaak. De afname in de omgeving van Bath is grotendeels te wijten aan de inpoldering van de slikken van Ossendrecht, bij de aanleg van de Schelde-Rijnverbinding. Tabel 11 geeft op een andere wijze wel een indruk van de afname van schorren en slikken door erosie, over de periode 1950-1980.

TABEL 11 *Afname van de vooroevers van slikken en schorren tussen 1950 en 1980.*

Gebied	Afname vooroever in m
Platen van Hulst	75 - 125
Schorren bij Baalhoek-Paal (Speelmansgat)	100 - 200
Konijneschor	100 - 200
Morlemonsche Plaat	100
Ten westen van Bath	40 - 80
Bij Hedwiggpolder	40 - 80

Bron: Delta Dienst Milieu en Inrichting (DGW).

De oppervlakte-afname van de intergetijde- en ondiepwatergebieden van Saeftinge is voor het overgrote deel veroorzaakt door sedimentatie, niet door erosie. De schorgebieden in de Westerschelde nemen niet alleen een belangrijke plaats in vanwege hun natuurhistorische en ecologische waarden, het zijn ook de gebieden waar een snelle en grotendeels definitieve sedimentatie van slib plaatsvindt. Door de ligging vlak na de troebelheidszone in het systeem, speelt het Land van Saeftinge een belangrijke rol als slibvanggebied. Uit diverse gegevens is te reconstrueren dat het kombergingsvolume over de laatste honderd jaar met gemiddeld $0,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per jaar afneemt (tabel 12). Gedeeld door de oppervlakte van dit gebied komt dit neer op een ophoging van gemiddeld 0,02 m per jaar.

Figuur 31 toont het verloop van de kombergingsoppervlakte per dieptezone vanaf 1931. De gegevens komen uit zeer verschillende bronnen, zodat geen sluitende reconstructie gemaakt kan worden. Het totale oppervlak vertoont verschillen tussen de diverse opnamen. De ontwikkeling is echter duidelijk zichtbaar. In de eerste decennia na 1931 treedt een sterke laterale uitbreiding op, die tot uiting komt in de oppervlakte-afname rond NAP +2 m. In de laatste decennia overheerst een verhoging van zowel de hoge delen, als de geulbodems. De dwarsprofielen in de figuren 32 en 33 illustreren dit duidelijker. Vooral het Konijneschor neemt in de periode 1931-1962 sterk in oppervlakte toe. Na 1962 verondiepen vooral de geulbodems.

TABEL 12 Afname van het kombergingsvolume van het Land van Saeftinge.

Jaartal	Eb/Vloedvermogen ¹⁾ in 10 ⁶ m ³	Periode	Jaarlijkse afname in 10 ⁶ m ³
1878	68		
1931	40	1878-1931	0,53
1949	30	1931-1949	0,56
1970	19	1949-1970	0,52
1980	14	1970-1980	0,50

1) Gemiddeld hoogwaterniveau (GWH) : NAP +2,38 m.

De doorgaande sedimentatie op het Land van Saeftinge kan slechts gedeeltelijk verklaard worden door de stijging van de hoogwaterstanden. Sinds de eeuwwisseling is de gemiddelde hoogwaterstand te Bath met ongeveer 0,35 m toegenomen, van NAP +2,25 tot NAP +2,60 m in 1980. Dit is een gemiddelde toename van ongeveer 0,5 cm per jaar. Uit de kombergingsafname is een opslibbing van ongeveer 2 cm per jaar berekend. Dit betekent dat de overspoelingsfrequentie van de hoge delen moet zijn afgenomen, terwijl er tot dusver geen afname van de opslibbingssnelheid is waar te nemen. Kennelijk is het sedimentaanbod zo groot dat het afgenomen aantal overspoelingen nog voldoende is om de opslibbingssnelheid te handhaven. Het materiaal waarmee de krekken zich vullen bestaat voor het grootste deel uit zand. Mogelijk is er een relatie met de omvangrijke speciéstortingen langs de geulrand ter plaatse. Bij het huidige tempo van opslibbing zal de komberging onder NAP +3 m in het jaar 2010 tot nul gereduceerd zijn en de komberging onder NAP +4 m in het jaar 2050.

8.3.4 Samenvatting van de ecologische gevolgen

Door ingrepen in de morfologische structuur van de Westerschelde is de ook de dynamiek in het estuarium beïnvloed, vooral in het oostelijk deel. Een aantal gevolgen met ecologische implicaties is opgetreden en zal zich naar verwachting in de toekomst blijven voordoen :

- Een onderdrukking van de geuldynamiek op macroschaal;
- Een zeer beperkte, ecologische waarde van het platengebied bij Valkenisse, als gevolg van de grote dynamiek op microschaal en de verzanding; gemeenschappen van bodemdieren komen niet tot volledige ontwikkeling, sommige soorten gaan in aantal achteruit, wat gevolgen heeft voor de kinderkamerfunctie voor garnalen, tong en schol en de functie als doortrek- en overwinteringsgebied voor vogels (steltlopers);
- Een afname van de oppervlakte aan ecologisch-belangrijke intergetijdegebieden en ondiepwatergebieden, door het steiler worden van geulwanden, speciéstortingen en, in het verleden, inpolderingen;
- Een afname van het areaal aan slikken en schorren door erosie in buitenbochten van geulen en, in het verleden, inpolderingen;
- Een voortgaande verlanding van het Land van Saeftinge.

9 STORTEN EN BERGEN VAN BAGGERSPECIE

9.1 Sleepzuigers en steekzuigers

Bij het onderhoudsbaggerwerk dat in opdracht van de Belgische overheid wordt uitgevoerd op de Westerschelde, maakt men gebruik van twee typen zuigers: Sleepzuigers en steekzuigers.

De sleepzuigers zijn zeewaardige zuigers met een beuninhoud van 2.500 à 4.000 m³ en een diepgang van 6 à 9 m in geladen toestand. Dit betekent dat de stortlocaties met deze zuigers tot maximaal NAP -7,5 à -8,5 m kunnen worden opgevuld.

De steekzuigers zijn kleine, verankerde zuigers, die bakken volpersen met een beuninhoud van 400 à 900 m³. Deze bakken hebben in geladen toestand een diepgang van gemiddeld 5 m. De laatste jaren wordt hoofdzakelijk gebruik gemaakt van de grotere, zeewaardige sleepzuigers.

9.2 Mogelijkheden voor storting

Bij de huidige stortmethode worden de stortlocaties opgevuld tot een diepte van NAP -5 à -7,5 m. De capaciteit van de bestaande stortlocaties kan hieruit afgeleid worden. Op dit moment is de capaciteit in de oostelijke Westerschelde al onvoldoende, om de specie die er wordt gebaggerd volledig in dit deel terug te storten. Met het oog op een eventuele verdieping 48'/43' betekent dit, dat de methode veranderd zal moeten worden, of, bij voortzetting van de huidige, dat nieuwe locaties gevonden zullen moeten worden. De potentiële capaciteit die hierbij ontstaat, is berekend uit kombergingsgrafieken van de diverse gebieden. Dit geeft dus een indicatie van de initiële capaciteit, maar niet van de capaciteit op jaarbasis over een langere termijn.

9.2.1 Mogelijkheden bij de huidige stortmethode

Capaciteit van de huidige stortlocaties

De ligging van de bestaande stortlocaties is weergegeven in figuur 11. Het huidige stortbeleid is erop gericht deze locaties ten volle te benutten. In de situatie van dit moment betekent dat opvullen tot NAP -5 à -7,5 m. Wanneer een locatie is opgevuld is deze niet meer bereikbaar. Pas na verloop van tijd is er weer voldoende diepte aanwezig voor het bagger- of stortmaterieel. De maximale bergingscapaciteit van de stortlocaties in het oostelijk deel van de Westerschelde, is bij deze methode geschat op $7,0 \cdot 10^6$ m³ per jaar (tabel 13).

De specie die momenteel in het oostelijk deel wordt gebaggerd is hoofdzakelijk afkomstig van de drempels van Zandvliet, Bath, Valkenisse en Hansweert. In totaal gaat het de laatste jaren om een hoeveelheid van gemiddeld $9 \text{ à } 10 \cdot 10^6$ m³ per jaar. Een deel van deze specie, $2 \text{ à } 3 \cdot 10^6$ m³ afkomstig van de drempel van Hansweert en de Overloop van Hansweert, wordt dan ook gestort op locaties ten westen van Hansweert. In de ebschaar naar de

Everingen en langs de linkeroever van het Gat van Ossensisse, grenzend aan de Platen van Hulst.

TABEL 13 *Jaarlijkse capaciteit van de huidige stortlocaties in het oostelijk deel van de Westerschelde, bij opvulling tot NAP -7,5 m.*

Stortlocatie		Capaciteit in 10^6 m^3 per jaar
(1)	Appelzak	0,2
(2)	Schaar van de Noord	0,5
(3)	Konijneschor/Boei 63	3,0
(4)	Zimmermangeul	0,2
(5)	Schaar van Walsoorden	0,1
(6,7,8)	Schaar van Waarde	3,0
Totaal		7,0

Capaciteit bij uitbreiding van het aantal stortlocaties

Een tweetal potentiële stortlocaties is onderzocht op hun geschiktheid en capaciteit: De Schaar van Valkenisse en het Middelgat (tabel 14).

(a) De Schaar van Valkenisse

Langs de noordkant van de Platen van Valkenisse bevindt zich een vloed-schaar, waarvan de oostelijke uitloper uitmondt in het platengebied (figuur 34). Deze vloed-schaar heeft zich de laatste jaren sterk ontwikkeld, in samenhang met de verondieping van de stroomopwaarts gelegen Zimmermangeul.

Het diepere deel van de Schaar van Valkenisse heeft een gemiddelde diepte van NAP -13 m. Om dit deel te kunnen bereiken moet bij de inloop echter een drempel worden gepasseerd, die op NAP -5 m ligt. Dit betekent dat met bakken gestort zal moeten worden. Grotere sleepzuigers kunnen de locatie alleen bereiken als deze drempel eerst wordt opgeruimd. De initiële capaciteit van de Schaar van Valkenisse bij opvulling tot NAP -7,5 en NAP -5,0 m bedraagt respectievelijk 2,5 en $6,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (figuur 34).

(b) Middelgat

Het Middelgat bevindt zich ten westen van Hansweert (figuur 35). De laatste decennia is deze ebgeul aan sedimentatie onderhevig. Inhoudsberekeningen over een aantal perioden van 1955 tot 1985 geven aan dat de inhoud van het Middelgat afneemt met 1 à $2 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ /jaar. Uit metingen blijkt dat de geul momenteel naar een evenwichtsligging tendeert.

Hoewel het Middelgat een functie heeft als nevenvaargeul, biedt de aanwezigheid van diepe delen mogelijkheden voor speciéstortingen. De initiële capaciteit van deze diepe gebieden bij opvulling tot NAP -15,0 en -20,0 m is berekend op respectievelijk 38 en $20 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (figuur 35).

TABEL 14 *Initiële capaciteit van twee potentiële stortlocaties, gelegen in de omgeving van Hansweert.*

Stortlocatie	Opvulling	Capaciteit in 10^6 m^3
Schaar van Valkenisse Middelgat	NAP -7,5 m	2,5
	NAP -15,0 m	38,0
	NAP -20,0 m	20,0

9.2.2 Mogelijkheden bij opvulling tot de laagwaterlijn

Bij opvulling tot de laagwaterlijn worden de stortlocaties opgevuld tot een diepte van gemiddeld NAP -2,5 m. Tot een diepte van NAP -5,0 m kan de huidige methode van storting toegepast worden. Voor verdere opvulling moet de specie via leidingen getransporteerd worden. De mogelijkheden die met deze methode ontstaan zijn voor een aantal bestaande en potentiële locaties onderzocht (tabel 15). Als locaties komen in eerste instantie de bestaande gebieden in aanmerking die niet langs inscharende oevers liggen. In tweede instantie biedt het gebruik van pijpleidingen de mogelijkheid nieuwe locaties te benutten, in gebieden die bij de huidige methode niet bereikbaar zijn.

Mogelijkheden van bestaande locaties

(a) Schaar van Waarde

Bij opvulling tot NAP -2,5 m neemt de capaciteit van deze stortlocatie in eerste instantie toe tot ongeveer $23 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (figuur 34). Het doorstroomprofiel ter hoogte van deze stortplaats wordt gevormd door het Zuidergat en de Schaar van Waarde (debietraai 5). Tussen het debiet van beide geulen bestaat een nauw verband. Bij opvulling tot de laagwaterlijn zal het doorstroomprofiel van de Schaar van Waarde gereduceerd worden van ca. 14.000 tot ca. 3.200 m^3 . Hierdoor zal het debiet door het Zuidergat sterk toenemen, wat leidt tot een stijging van de stroomsnelheden met 10 à 15%. Voor de scheepvaart lijkt dit aanvaardbaar. Langs de Zeeuws-Vlaamse oever zullen mogelijk enige extra verdedigingswerken moeten worden uitgevoerd.

(b) Appelzak

Deze stortplaats is momenteel niet bereikbaar voor het gebruikte bagger- en stortmaterieel; de diepte bedraagt slechts NAP -2,5 tot -5,0 m. Bij opvulling tot de laagwaterlijn met behulp van leidingen, kan nog een capaciteit van ongeveer $3,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ benut worden.

(c) Schaar van de Noord

Het deel dat voor opvulling tot NAP -2,5 m in aanmerking komt, biedt in eerste instantie een capaciteit van ongeveer $2,3 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

Mogelijkheden van potentiële locaties

(a) Schaar van Ossenisse

Deze geul is op dit moment een betond vaarwater voor de binnenscheepvaart. De gemiddelde diepte bedraagt NAP -5,0 m, terwijl zich in het westelijk deel van de geul een drempel bevindt op ca. NAP -3,0 m. Wanneer deze vloedschaar als stortlocatie gebruikt gaat worden zal de scheepvaartfunctie geheel verdwijnen. In verband hiermee is deze potentiële locatie niet opgenomen in tabel 15.

Het debiet door de Schaar van Ossenisse is ongeveer 10-15% van het debiet door de Overloop van Hansweert, het hoofdvaarwater. Dit betekent dat een afsluiting van de schaar tot een acceptabele toename van de stroom-snelheden in het hoofdvaarwater zal leiden.

De initiële capaciteit van deze potentiële locatie bij opvulling tot laagwater bedraagt ongeveer $7,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ (figuur 36).

TABEL 15 *Initiële capaciteit van bestaande en potentiële stortlocaties in het oostelijk deel, bij opvulling tot de laagwaterlijn (NAP -2,5 m).*

Stortlocatie		Capaciteit in 10^6 m^3
Bestaand	Schaar van Waarde	23,0
	Appelzak	3,0
	Schaar van de Noord	2,3
Potentiël	Schaar van Valkenisse	15,0
	Gebied ten noordoosten van de Schaar van Valkenisse, incl. Zimmermangeul	6,0
Totaal		49,3

In verband met de scheepvaartfunctie is de Schaar van Ossenisse niet opgenomen.

(b) Gebied ten noordoosten van de Schaar van Valkenisse

Tot dit gebied behoren de bestaande stortlocatie Zimmermangeul met als mogelijke uitbreidingen, de verbindingsgeul tussen Zimmermangeul en Schaar van Valkenisse en de aan deze geulen grenzende plaatgebieden (figuur 37). De totale capaciteit van deze drie gebieden bij opvulling tot NAP -2,5 m bedraagt in eerste instantie ca. $6,0 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

(c) Schaar van Valkenisse

Bedoeld wordt de vloed-schaar met de aan de zuidzijde hiervan gelegen Platen van Valkenisse (figuur 34). Bij opvulling tot de laagwaterlijn kan de totale capaciteit geschat worden op $15 \cdot 10^6 \text{ m}^3$.

9.2.3 Mogelijkheden bij opvulling tot boven de hoogwaterlijn

Bij deze methode moet gedacht worden aan het opspuiten van baggerspecie vanaf een diepte van NAP -5,0 m tot een hoogte van NAP +3,0 à +3,5 m. Naast het gebruik van leidingen vergt dit extra voorzieningen in de vorm van spuitkaden met aan de buitenzijde stroom- en golfbestendig materiaal. Dit alternatief zal daarom duurder zijn dan de vorige methode. Een belangrijk voordeel is echter, dat er geen rondstroming zal plaatsvinden van de gestorte specie. Van het gebied ten noorden van het Zuidergat is de capaciteit als stortplaats voor deze methode onderzocht. In deze gebieden liggen stortlocaties die nu nog volgens de traditionele methode benut worden. De omvangrijke afname van het kombergingsgebied door opvulling tot boven GHW, zal leiden tot een aantal hydrografische veranderingen.

Capaciteit van het gebied ten noorden van het Zuidergat

Dit gebied omvat een aantal geulen en platen en strekt zich uit over de Platen van Ossensisse, de Platen van Valkenisse en de geulen Schaar van Waarde, Schaar van Valkenisse en Zimmermangeul. De initiële capaciteit van het gehele gebied bedraagt bij opvulling tot NAP +3,0 à +3,5 m ongeveer $40 \cdot 10^6 \text{ m}^3$. Door de afname van het kombergingsgebied verandert de hydraulische situatie in het estuarium vrij ingrijpend. Dit zal gepaard gaan met wijzigingen van waterstanden en stroomsnelheden (tabel 16).

Hydraulische effecten

Om deze veranderingen te kunnen voorspellen is gebruik gemaakt van het ééndimensionale model IMPLIC. Bij de berekeningen is de komberging verminderd met het totale volume van de stortcapaciteit van het gebied. Verondersteld is dat het doorstroomprofiel van het Zuidergat constant zal blijven. In werkelijkheid zal deze geul zich na de verdieping (43'/48') gaan aanpassen aan de veranderde stroomsituatie. De geul zal zich gaan verruimen en wel hoofdzakelijk in de breedterichting van zijn profiel. Daarom zullen de resultaten gepresenteerd in tabel 16, met name wat de stroomsnelheden betreft, de situatie op langere termijn overschatten.

In ieder geval zal de vloedstroom sterk toenemen, waardoor erosie zal plaatsvinden. In eerste instantie zal deze erosie optreden in de buitenbochten: De bocht van Walsoorden, langs Baalhoek en langs het Land van Saeftinge. Het meegevoerde materiaal zal zich stroomafwaarts van deze gebieden gaan afzetten. Hierdoor zal met name de drempel van Valkenisse extra gaan aanzanden.

TABEL 16 *Verandering van de waterstanden (absoluut) en stroomsnelheden (procentueel) op enkele locaties, door storting tot boven GHW, in het gebied van de Platen van Valkenisse.*

Locatie	Waterstand (m)		Stroomsnelheid (%)	
	LW	HW	eb	vloed
Honte			- 10	- 1
Pas van Terneuzen	0	+ 0,2	- 15	- 10
Middelgat	0	+ 0,2	- 20	- 20
Overloop Hansweert	0	+ 0,2	- 20	- 20
Hansweert	0	+ 0,2	- 25	- 25
Zuidergat	+ 0,05	- 0,05	+ 15	+ 30
Bath	+ 0,05	- 0,10	- 2	- 1
Belgische grens	+ 0,05	- 0,10	- 2	- 2
Lillo	+ 0,05	- 0,10	- 2	- 2

+ = toename - = afname

9.3 Mogelijkheden bij de verplaatsing van specie oost-west

Afgezien van de kwaliteitsaspecten is de verplaatsing van specie van het oostelijk naar het westelijk deel van de Westerschelde een voorstelbaar alternatief. Als potentiële stortlocatie komt op de eerste plaats het Middelgat in aanmerking, omdat deze geul een aantal diepe gebieden heeft. Met betrekking tot de hydraulische aspecten bestaat de mogelijkheid dat deze verplaatsing van specie de evenwichtsligging van de geulen beïnvloedt en daarmee het zandtransport in het estuarium. Deze mogelijkheid wordt hieronder besproken.

Invloed op doorstroomprofiel en zandtransport

In het algemeen geldt dat een specieverplaatsing van ebgeul naar vloedschaar of omgekeerd binnen één traject, het totale doorstroomprofiel van dit traject niet wezenlijk verandert. Wanneer specie echter verplaatst wordt naar een ander vloedschaar/ebgeulsysteem stroomafwaarts, betekent dit een vergroting van het doorstroomprofiel in het deel waar gebaggerd wordt en een verkleining in het deel waar gestort wordt. Worden grote hoeveelheden op deze wijze verplaatst, dan nemen de stroomsnelheden in

het oostelijk deel af en die in het westelijk deel toe. Omdat in de Westerschelde de vloedstroommaxima domineren zal er een sterk zandtransport resulteren van west naar oost. Dit transport zal optreden totdat een nieuwe evenwichtssituatie is bereikt tussen de dwarsprofielen van west naar oost. Juist door de specieverplaatsingen zal een dergelijke evenwichtssituatie nooit bereikt worden. Hierbij maakt het niet uit of specie verplaatst zal worden van het oostelijk deel naar het Middellgat, of van het oostelijk deel naar een nog verder westelijk gelegen gebied in de Westerschelde.

Het oost-west verloop van het doorstroomprofiel in de Westerschelde (figuur 38) maakt duidelijk, dat bij een afname van dit profiel in het westen met bovenbeschreven ontwikkelingen rekening moet worden gehouden. Zo zal door storting in het westen van $10 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ specie in een 1 km lang gebied (evenwijdig aan de lengteas van de Westerschelde) met een doorstroomoppervlak van 70.000 m^2 , dit doorstroomprofiel met 10.000 m^2 , dus 14% verminderen. Bij storting in het Middellgat zullen de stroomsnelheden in het Gat van Ossensisse toenemen, waardoor deze vloedschaar zich zal verruimen. Dit betekent dat een dergelijke oost-west verplaatsing van specie geen oplossing biedt. Het zandtransport naar het oosten zal toenemen, waardoor de efficiëntie van het baggerwerk beduidend daalt.

9.4 Mogelijkheden bij de onttrekking van specie

De onttrekking van specie treedt als alternatief naar voren als de mogelijkheden van storten uitgeput raken. Voor een verbetering van de bodemkwaliteit is een onttrekking van specie aan de Zeeschelde en het oostelijk deel van de Westerschelde eveneens aantrekkelijk (zie deelrapport 3). De consequenties hiervan voor het getijregiem en de morfologische structuur en dynamiek in het estuarium, worden in deze paragraaf besproken.

9.4.1 Veranderingen in het hydraulisch regiem

Zoals al meerdere malen is opgemerkt gaat specie-onttrekking gepaard met een verruiming van het doorstroomprofiel ter plaatse. In eerste instantie leidt dit tot een verlaging van de stroomsnelheden in het gebaggerde gebied en/of een verhoging van de stroomsnelheden in de aangrenzende geulgedeelten. Uiteindelijk zal een netto sedimenttransport plaatsvinden van de aangrenzende geulen naar de drempels. Dit transport duurt voort totdat het profiel van de gehele geul in evenwicht is met het grotere getijvolume en de optredende stroomsnelheden gelijk zijn aan de oorspronkelijke stroomsnelheden, of lager.

De invloed van relatief-kleine onttrekkingen zoals bij de zandwinning, is alleen lokaal merkbaar.

Tijdens en na de verdieping 48'/43' zullen de ebgeulen zich aan de nieuwe drempelligging aanpassen. Hierbij verruimen deze geulen en wordt het weggeërodeerde zand naar de drempels verplaatst om daar te sedimenteren en vervolgens weer te worden weggebaggerd. In het kader van het voorbereidend onderzoek zijn diverse berekeningen gemaakt van de invloed van de

verdieping 48'/43' op het verticale en horizontale getij [24]. Deze berekeningen zijn uitgevoerd met het ééndimensionale model IMPLIC, onder verschillende randvoorwaarden.

Onder meer is de variant onderzocht waarbij verondersteld wordt dat de vloedscharen in het oostelijk deel vol zijn en de gebaggerde specie onttrokken wordt aan het systeem. Ook de vrijkomende onderhoudsspecie van de oostelijk-gelegen drempels wordt in de loop der jaren aan het systeem onttrokken; deze hoeveelheid is hierbij begroot op totaal $64 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ [11].

De resultaten van deze berekening geven aan dat de veranderingen van het verticale getij gering zullen zijn [11]. Voor de plaatsen Bath en Antwerpen wordt de toename van de hoogwaterstanden berekend op respectievelijk +5 en +7 cm; de afname van de laagwaters op -14 en -16 cm.

Zowel de eb- als de vloeddebieten van de raaien Zuidergat-Schaar van Waarde en het Vaarwater boven Bath nemen in deze variant toe met respectievelijk 4,6 en 3,5%. Hierbij neemt het debiet in de ebgeulen toe ten opzichte van het debiet in de vloedgeulen. Een duidelijke faseverschuiving van de eb- en de vloedduur is niet uit de berekeningen af te leiden.

De gevolgen van de versterkte getij-indringing zijn volgens de berekeningen qua grootte gelijk aan de overeenkomstige effecten van de verdieping in de zeventiger jaren. Bij deze verdieping werd de specie wel aan de vaargeulen maar niet aan het systeem onttrokken, alleen verplaatst.

9.4.2 Veranderingen in de morfologie van het estuarium

Wordt de verruiming die optrad bij de verdieping in de zeventiger jaren geëxtrapoleerd, dan volgt voor de verdieping 48'/43' een maximale toename van het geulprofiel van ruim 30% (onder NAP); deze toename heeft betrekking op de ebgeul ter hoogte van de overgang tussen het Zuidergat en de Overloop van Valkenisse [11].

Ook de geulen in het aangrenzende middengebied van de Westerschelde worden beïnvloed door de verdieping van de drempels in het oostelijk deel. In het huidige middendeel zijn de geulen al te krap in verhouding tot de geulen in het oostelijk deel. Uitvoering van de verdieping 48'/43' zal deze discrepantie versterken, waardoor de erosie in dit middengebied verder toeneemt. Net als bij de verplaatsing van specie naar het westen (paragraaf 9.3) zal er een toename optreden van het zandtransport naar het oosten. Hierdoor blijft de intensiteit van het onderhoudsbaggerwerk in het oostelijk deel hoog, totdat een nieuwe evenwichtssituatie ontstaan is tussen getijvolume en doorstroomprofiel in het middengebied. In het estuarium als geheel is van een evenwichtssituatie sprake wanneer zowel het getijvolume, als de natte doorsneden van de geulen evenredig afnemen van het oostelijk naar het westelijk deel; het quotiënt van maximum debiet en stroomvoerend oppervlak in dwarsdoorsnede moet constant zijn.

Ook in de huidige situatie ondervindt het oostelijk deel een zandtoevoer vanuit het middengebied. Ter hoogte van Terneuzen treedt ontzanding op, waardoor de geulen in dit gebied naar een evenwichtssituatie neigen. Door een onttrekking van specie in het oostelijk deel zullen deze geulen aanvankelijk weer wat verder van een evenwichtssituatie gebracht worden, zodat rekening gehouden moet worden met een geringe, additionele verruiming. Inzicht in dergelijke veranderingen is van belang bij het bepalen en eventueel bijstellen van de omvang van de specie-onttrekkingen.

10 STORT- EN BERGINGSSCENARIO'S VOOR BAGGERSPECIE

10.1 Algemeen

In het oostelijk deel van de Westerschelde wordt de ontwikkeling van geulen en platen al ongeveer 15 jaar in sterke mate beïnvloed door het huidige bagger- en stortbeleid. De zandtransporten die veroorzaakt worden door het baggeren en storten, hebben een overheersend karakter gekregen. Als gevolg hiervan treedt een sterke aanzanding op van de intergetijdegebieden, de plaatgebieden en de vloedscharen. Vanwege het belang van de scheepvaartfunctie van de Westerschelde, is aan een zekere beïnvloeding door baggerwerkzaamheden niet te ontkomen. Het effect op de natuurfunctie is echter in sterke mate afhankelijk van de wijze waarop met de baggerspecie wordt omgegaan.

De voor onderhoud te baggeren hoeveelheid specie zal in de eerste jaren na een eventuele verdieping 48'/43', met ruim 60% verhoogd zijn. Na zo'n verdieping zullen de aangrenzende geulgedeelten en in mindere mate ook de nevengeulen, zich aan de nieuwe hydraulische situatie aanpassen. De hiervoor benodigde tijd ligt tussen de 5 à 7 jaar. Het volume van het onderhoudsbaggerwerk zal in deze eindsituatie nog zo'n 40% hoger zijn dan de huidige omvang.

Scenario's voor de toekomstige omgang met baggerspecie zijn in een beleidsplan voor de Westerschelde dus essentieel, ook wanneer met de huidige diepteliggingen volstaan zal worden.

De volgende scenario's zijn onderzocht op hun ecologische en economische implicaties :

- 1 Huidige stortbeleid en verplaatsing van overtollige specie oost-west
- 2 Huidige stortbeleid en maximale zandwinning
- 3a Berging in nevengeulen en op platen tot LW (NAP -2,5 m)
- 3b Berging in geulen en op platen tot HW of hoger (NAP +3,0 à 3,5 m)
- 2+3a Huidige stortbeleid met maximale zandwinning gevolgd door berging in nevengeulen en op platen tot LW

Allereerst wordt het huidige bagge- en stortbeleid kort gememoreerd.

10.2 Storten in de huidige situatie

Het huidige onderhoudsbaggerwerk op de oostelijke drempels exclusief de drempel van Zandvliet omvat ca. 8 miljoen m³ per jaar. De capaciteit van de hier aanwezige stortlocaties bedraagt bij de gehanteerde stortmethode ca. 6 à 7 miljoen m³ per jaar (zie hoofdstuk 9). Dit betekent dat ca. 1 à 2 miljoen m³ specie moet worden afgevoerd naar westelijker gelegen locaties. In het oostelijk deel wordt thans ca. 0,5 miljoen m³ specie op jaarbasis aan het systeem onttrokken.

Het huidige baggerbeleid is erop gericht niet méér baggerwerk op de drempels te verrichten dan strikt noodzakelijk is voor het in stand houden van de scheepvaartgeul. Bij het huidige stortbeleid moet rekening gehouden

worden met de bereikbaarheid van de bestaande stortlocaties in het gebied, in verband met de diepgang van het materi el. De troebelheid en rondstroming van specie binnen het oostelijke deel blijven bij dit huidige beleid hoog en constant. Volgens globale schattingen is bij de rondstroming van de stortlocaties naar de drempels, ca. 30% van de gestorte specie betrokken. Het overige deel zet zich af in de vloedgeulen en op de aangrenzende platen en intergetijdegebieden. Hier is in de afgelopen tijd dan ook een sterke sedimentatie opgetreden. Geleidelijk zullen de bestaande stortplaatsen volraken en met het huidige stortmateri el in de toekomst niet meer bereikbaar zijn. Dit perspectief dwingt om voor de langere termijn andere oplossingen te kiezen.

10.3 Stort- en bergingsscenario's na een verdieping 48'/43'

10.3.1 Inleiding

Bij het opstellen van deze bergingsscenario's is er van uitgegaan dat een afzonderlijke bergingsoplossing gezocht wordt voor de specie die vrijkomt bij de eventuele verdieping zelf. De scenario's hebben dus betrekking op het onderhoudsbaggerwerk na deze verdieping. De gevolgen kunnen op dit moment alleen nog maar kwalitatief en globaal aangegeven worden; nader onderzoek is dan ook gewenst.

De volgende doelen zijn bij deze scenario's richtgevend :

- De veiligheid van de scheepvaart in verband met stroom- en dwarsstroomhinder en de aanwezigheid van bagger- en stortmateri el;
- Een qua morfologische structuur en dynamiek zo natuurlijk mogelijk estuarium;
- De instandhouding van oevers en natuurgebieden;
- De ontwikkeling van nieuwe natuurgebieden;
- Een minimalisatie van het onderhoudsbaggerwerk, met als gevolg een afname van de kosten van het onderhoudsbaggerwerk. Bovendien zal een vermindering van het onderhoudsbaggerwerk lokaal tot een afname van de troebelheid kunnen leiden;
- Een verruiming van de mogelijkheden voor zandwinning, rekening houdend met het evenwicht tussen geulen en platen binnen het systeem en de zeespiegelrijzing.

10.3.2 Scenario 1 : Huidige stortbeleid (status-quo) en verplaatsing van overtollige specie naar het westen

Dit scenario wordt in het Verdiepingsrapport 48'/43' als oplossing gezien [24]. De specie die niet in het oostelijk deel gestort zal kunnen worden, wordt in deze visie verplaatst naar het westen (het middengebied van de Westerschelde). De huidige stortlocaties in het oosten worden hierbij maximaal benut en opgevuld tot NAP -5 à -7 m. De capaciteit van deze locaties bedraagt bij de voorgestelde aanpak 6 à 7 miljoen m³ op jaarbasis. Omdat een deel van de gestorte specie binnen de stortvakken en het aangrenzende gebied sedimenteert, zal de stortcapaciteit van de locaties

in de loop der tijd afnemen. In de eerste 5 à 7 jaar na de eventuele verdieping omvat het onderhoudsbaggerwerk 13 miljoen m³ per jaar. Dit betekent dat per jaar ongeveer 6 miljoen m³ naar het westen verplaatst zal moeten worden. De drempels worden in deze periode belast met het materiaal dat bij de verruiming van de stroomafwaarts gelegen geulgedeelten vrijkomt. De omvang van het onderhoudsbaggerwerk zal daardoor in eerste instantie nagenoeg gelijk blijven, waardoor ook de troebelheid in het gebied niet zal afnemen.

Na deze aanpassingsperiode van 5 à 7 jaar zal het onderhoudsbaggerwerk afnemen met ca. 2 miljoen m³, tot een omvang van ongeveer 11 miljoen m³ per jaar. In deze situatie zal de hoeveelheid die jaarlijks naar het westen verplaatst moet worden teruggebracht kunnen worden tot ca. 4 miljoen m³.

De stortingen langs de inscharende oevers (Land van Saeftinge en het Konijneschor/boei 63) blijven bij dit scenario ook in de eindsituatie noodzakelijk. Daarnaast blijft in dit scenario een versterkte discrepantie bestaan tussen de guldoorsneden in het middengebied en het oostelijk deel. Het grootste deel van de gestorte specie zal hierdoor teruggetransporteerd worden naar het oosten, wat in strijd is met het doel het onderhoudsbaggerwerk te minimaliseren. Daarnaast verslechtert de bodemkwaliteit in het middengebied (zie deelrapport 3). Hieronder worden de effecten samengevat.

Scenario 1 Samenvatting effecten

Estuaria karakter/ecologische waarde :

De bestaande ebgeul in het oostelijk deel blijft bestaan, evenals de vloedscharen in het bestaande platengebied. Toch zal het stortbeleid tot een afnemende ontwikkeling van deze vloedscharen leiden.

Door de vloedstroom ontstaan op de stortplaatsen omvangrijke zandtransporten waardoor het gebied als kinderkamer voor Garnalen en platvis verder achteruit zal gaan.

Bodemkwaliteit :

In principe wordt zoveel mogelijk specie in de nevengeulen geborgen. Hierdoor zal de bodemkwaliteit in het stortgebied en de naaste omgeving niet verbeteren.

De specieverplaatsing naar het westen leidt tot een verslechtering van de bodemkwaliteit op de stortlocaties aldaar en in de directe omgeving.

Onderhoudsbaggerwerk :

Het onderhoudsbaggerwerk blijft na de periode van aanpassing aan de verdieping, nagenoeg constant. Ten opzichte van de huidige situatie stijgt de omvang van het onderhoudsbaggerwerk met een factor 1,5.

Door het storten op westelijker locaties neemt het retourtransport toe en vermindert de efficiëntie van het onderhoudsbaggerwerk.

De troebelheid zal in de omgeving van de stortlocaties in het oostelijk deel niet verminderen, omdat deze locaties ten volle benut worden. Door het storten in het middengebied zal de troebelheid daar plaatselijk toenemen.

10.3.3 Scenario 2 : Huidige stortbeleid (status-quo) en maximale zandwinning

Dit scenario komt overeen met scenario 1 met dit verschil, dat de niet in het oosten te storten specie zoveel mogelijk voor de zandwinning zal worden vrijgemaakt. In de eerste 5 à 7 jaar na de eventuele verdieping zal dit specie-overschot ongeveer 6 miljoen m³ bedragen, in de periode daarna ca. 3 à 4 miljoen m³.

De hoeveelheid specie die onttrokken zal kunnen worden voor zandwinning, wordt in feite bepaald door de zandbalans (zie hoofdstuk 6). De invloed die het onttrekken van grote hoeveelheden specie kan hebben op het getijregiem, is modelmatig onderzocht [11]. De uitkomsten laten zien dat de veranderingen acceptabel zijn (zie paragraaf 9.4). Het onderhoudsbaggerwerk zal door specie-onttrekking afnemen.

De zandbalans geeft aan in hoeverre in het estuarium sprake is van evenwicht tussen zandimport en zandonttrekking. Wanneer scenario 2 uitgevoerd wordt dient dit evenwicht van tijd tot tijd getoetst te worden, om het zandwin-beleid zonodig bij te kunnen stellen. Voor het volgen van de ontwikkelingen zullen in de toekomst dan ook de nodige onderzoeksprogramma's uitgevoerd moeten worden.

Scenario 2 Samenvatting effecten

Estuarien karakter/ecologische waarde :

De bestaande ebgeul in het oostelijk deel blijft bestaan, evenals de vloedscharen in het bestaande platengebied.

De vloedstroom wekt op de stortplaatsen omvangrijke zandtransporten op, waardoor dynamische zandribbels ontstaan en het gebied als kinderkamer voor Garnalen en platvis verder achteruit zal gaan.

Bodemkwaliteit :

In principe wordt zoveel mogelijk specie in de nevengeulen geborgen.

Hierdoor zal de bodemkwaliteit in het stortgebied en de naaste omgeving niet verbeteren.

De specie die niet in het oosten gestort kan worden wordt zoveel mogelijk gebruikt voor zandwinning. Er wordt geen specie naar het westen verplaatst, waardoor de bodemkwaliteit aldaar niet door stortingen zal verslechteren.

Onderhoudsbaggerwerk :

Het onderhoudsbaggerwerk blijft na de periode van aanpassing aan de verdieping, nagenoeg constant. Ten opzichte van de huidige situatie neemt de omvang van het onderhoudsbaggerwerk met een factor 1,5 toe.

De troebelheid in het oostelijk deel zal in de omgeving van de stortlocaties niet verminderen, omdat deze locaties ten volle benut worden.

10.3.4 Scenario 3a : Berging in nevengeulen en op platen tot LW

In dit scenario wordt het geulen- en plaatgebied ten noorden van het Zuidergat opgevuld tot om en nabij de laagwaterlijn (NAP -2,5 m) (figuur 39). Hierdoor zullen de Schaar van Valkenisse en de Zimmermangeul verdwijnen en het debiet en de stroomsnelheid in het Zuidergat toenemen. De intensiteit van het baggerwerk in dit gebied zal afnemen, als gevolg van de verminderde aanzanding op de drempels in deze geul.

Omdat de baggerspecie min of meer definitief geborgen wordt, zal het onderhoudsbaggerwerk in zijn geheel afnemen ten opzichte van de hoeveelheden in de vorige scenario's. Een geringe rondstroming zal wel aanwezig blijven. Het jaarlijkse onderhoudsbaggerwerk zal naar verwachting afnemen met een factor 0,5 ten opzichte van de huidige situatie. Van belang is dat deze feitelijke onttrekking aan het systeem niet blijvend mag leiden tot een verstoorde evenwichtssituatie tussen geulen en het getijdebiet.

Ter bescherming van het bergingsgebied zullen de nodige maatregelen getroffen moeten worden, met het oog op de stroom- en golfaanval. Gedacht kan worden aan een soort leidam. In dit gebied zal vervolgens een aanslibingsproces kunnen plaatsvinden. Dit betekent dat er bij een optimaal ontwerp een slik- en schorgebied kan ontstaan. Door sedimentatie boven laagwater zal de oppervlakte van de intergetijdezône in dit bergingsgebied toenemen. De komberging zal in het oostelijk deel als geheel afnemen, wat gunstige effecten heeft op de ontwikkeling van het stroomopwaarts gelegen gebied. Mogelijk zal het Land van Saeftinge hierdoor als sedimentatiegebied ontlast worden. Stroomafwaarts zou het effect negatief kunnen zijn, door een verhoging van de waterstanden. Volgens verkennende berekeningen blijven deze effecten ook bij volledige onttrekking van het gebied aan de komberging (scenario 3b), nog binnen aanvaarde normen (zie de paragrafen 9.2.2 en 9.2.3). De zout-zoetgradiënt zal naar het westen verschuiven. De noodzaak de inscharende oevers te beschermen blijft ook in dit scenario gehandhaafd.

Voor een optimaal ontwerp moet nader onderzoek verricht worden. Belangrijke aspecten zijn maximalisatie van de afname van het onderhoudsbaggerwerk en van de kansen op een gunstige morfologische en ecologische ontwikkeling. Stuurvariabelen zijn het niveau van opvulling, de mate van bescherming, de fasering van de aanpak en de wijze van uitvoering.

Scenario 3a Samenvatting effecten

Estuaries karakter/ecologische waarde :

De structuur en dynamiek van de geulen zal in dit deel verdwijnen.
Bij een goede inrichting kan er een groot slik- en schorgebied ontstaan.
De ecologische waarde van dit gebied zal op grond van de morfologie groot kunnen zijn en uiterst geschikt als opgroei gebied voor Garnalen en platvis. De zout-zoetgradiënt zal in westelijke richting opschuiven.

Bodemkwaliteit :

De verspreiding van verontreinigde specie uit het oostelijk deel beperkt zich nagenoeg tot het aangevulde gebied. De bodemkwaliteit van dit gebied zal niet verbeteren, wel die van de naaste omgeving, omdat er een vermindering van de rondstroming van specie optreedt.

Onderhoudsbaggerwerk :

Het onderhoudsbaggerwerk neemt af. In de opbouwfase van de bergingslocatie zal nog wel enige rondstroming van specie plaatsvinden, die de efficiëntie van het baggerwerk vermindert.

De troebelheid zal rond de stortlocaties in het oostelijk deel afnemen door een vermindering van het onderhoudsbaggerwerk. In de opbouwfase van de bergingslocatie zal nog wel enige rondstroming van specie plaatsvinden, die bijdraagt aan de troebelheid in het gebied.

10.3.5 Scenario 3b : Berging in geulen en op platen tot HW of hoger

In dit scenario wordt het geulen- en plaatgebied ten noorden van het Zuidergat opgevuld tot aan de hoogwaterlijn of hoger (NAP +3,0 à +3,5 m) (figuur 39). Hierdoor zal dit gebied, met de Schaar van Valkenisse en de Zimmermangeul, volledig aan de komberging onttrokken worden. Naar analogie van het vorige scenario zullen het debiet en de stroomsnelheid in het Zuidergat toenemen, waardoor de intensiteit van het baggerwerk in dit gebied zal afnemen.

Omdat de baggerspecie definitief geborgen wordt zal het onderhoudsbaggerwerk relatief snel afnemen ten opzichte van de hoeveelheden in de vorige scenario's. De bergingscapaciteit in dit scenario is zeer groot en bedraagt ongeveer 40 miljoen m³. Wel zal de bergingslocatie langs de rand gedeeltelijk of geheel verdedigd moeten worden tegen golf- en stroomaanval. Hiermee wordt de ontwikkeling van het gebied volkomen vastgelegd en de vaargeul gefixeerd. De troebelheid zal ter plaatse echter sterk verminderen, als gevolg van de afname van het onderhoudsbaggerwerk. De omvang van dit baggerwerk zal minimaal kunnen zijn en wordt geschat op 4 à 5 miljoen m³ op jaarbasis in de eindsituatie.

Door het onttrekken van dit gebied aan het doorstroomprofiel zullen de stroomsnelheden in het Zuidergat in de vloedfase toenemen met 20 à 30% (zie paragraaf 9.2.3, tabel 16). Voor de scheepvaart lijkt dit voornamelijk aanvaardbaar. Wel zullen de oevers extra worden aangestroomd. Door verruiming van het Zuidergat, via natuurlijke erosie of baggeren, kunnen deze effecten beperkt worden. Mogelijk zal de bestaande oeververdediging uitgebreid moeten worden, afhankelijk van de uitschuring van de geul ter plaatse. Dit moet nader onderzocht worden.

De effecten op de waterstanden blijven binnen aanvaardbare grenzen (zie paragraaf 9.2.3). De zout-zoetgradiënt zal naar het westen verschuiven.

Scenario 3b Samenvatting effecten

Estuaries karakter/ecologische waarde :

Bij ophoging van het gebied boven hoogwater vervalt het estuariene karakter volledig, evenals de ecologische waarde voor vissen, bodemdieren en vogels die van deze dieren leven. Er zal een duinlandschap ontstaan met mogelijke broedplaatsen voor bepaalde vogelsoorten, met name meeuwen; de ecologische waarde van dit deel van het estuarium neemt af. De zout-zoetgradiënt zal in westelijke richting opschuiven.

Bodemkwaliteit :

De bodemkwaliteit van het gebied zelf zal niet verbeteren, wel die van de naaste omgeving, omdat er geen rondstroming van specie uit de berging plaatsvindt.

Onderhoudsbaggerwerk :

Het onderhoudsbaggerwerk neemt sterk af.

De troebelheid in de omgeving van de stortlocaties in het oostelijk deel zal afnemen, door de vermindering van dit baggerwerk en de afwezigheid van rondstroming bij deze definitieve berging van de specie.

10.3.6 Combinatie van scenario's

Combinaties van bovenbeschreven scenario's zijn denkbaar en bieden aantrekkelijke oplossingen. Verder zouden bepaalde scenario's als interim-oplossing kunnen worden uitgevoerd, tot een definitieve keuze bepaald kan worden. Als voorbeeld wordt de combinatie van de scenario's 2 en 3a beschreven.

Combinatie van scenario's 2 en 3a

Een aantrekkelijke optie vormt de combinatie van de scenario's 2 (status-quo met maximale zandwinning) en 3a (berging in nevengeulen en op platen tot LW). Bij de aanpak zal eerst scenario 2 worden uitgevoerd, wat een tijdelijke verruiming van de zandwinning betekent. Hierdoor zullen de bestaande stortlocaties gedurende een langere periode benut kunnen worden. Na deze periode zal door constructie van een lage dam het gebied ten noorden van het Zuidergat worden afgeschermd en optimaal worden ingericht (scenario 3a). Onder reductie van het onderhoudsbaggerwerk is er een morfologische en ecologische ontwikkeling van dit gebied mogelijk, die past in de natuurlijke situatie en functie van het oostelijk deel van de Westerschelde. In het ondiepwatergebied is slik- en schorvorming in principe mogelijk, onder handhaving van de daarbij behorende dynamiek. Door één en ander goed te dimensioneren kan de debiettoename in de hoofdgeul zodanig beperkt worden dat de oevererosie eveneens tot een minimum beperkt blijft.

10.3.7 Scenario-beoordeling op ecologische en economische gronden

De onderzochte scenario's zijn :

- 1 Huidige stortbeleid en verplaatsing van overtollige specie oost-west
- 2 Huidige stortbeleid en maximale zandwinning
- 3a Berging in nevengeulen en op platen tot LW (NAP -2,5 m)
- 3b Berging in geulen en op platen tot HW of hoger (NAP +3,0 à 3,5 m)
- 2+3a Huidige stortbeleid met maximale zandwinning gevolgd door berging in nevengeulen en op platen tot LW

In de scoringstabel 17 zijn de scenario's 2, 3a en 3b gewogen ten opzichte

van scenario 1. Tevens is de combinatie van scenario 2 en 3a beoordeeld. In de weging zijn een aantal ecologische en economische aspecten betrokken. Het scenario 3a en de combinatie van 3a en 2, scoren voor beide aspectcategorieën relatief goed.

TABEL 17 *Scoringstabellen voor de ecologische en economische aspecten van de stort- en bergingsscenario's: weging t.o.v scenario 1.*

Aspect	Score scenario ten opzichte van 1			
	2	3a	3b	2+3a
Behoud huidige nevengebied	0	--	--	--
Ecologische waarde nevengebied	0	++	-	++
Slik- en schorvorming	0	+	-	+
Hydraulisch-morfologisch evenwicht	+	++	++	++
Troebelheid rond stortlocaties	0	+	++	+
Bodemkwaliteit westelijk deel	+	+	+	+
Afname onderhoudsbaggerwerk	+	+	+	+
Veiligheid scheepvaart	0	+	++	+
Mogelijkheid zandwinning	++	+	+	++

11 BELEIDSONTWIKKELING

11.1 Inleiding

Bij de ontwikkeling van beleid inzake de morfologische structuur en dynamiek van de Westerschelde, moet rekening gehouden worden met de scheepvaartfunctie. Het behoud van deze functie bepaalt de randvoorwaarden voor dit beleid. De met de scheepvaart verbonden zeehaven- en industriële activiteiten stellen eisen aan de ontwikkeling van deze functie, waardoor de randvoorwaarden voor het beleid stringenter kunnen worden. Daarnaast moet het belang van de waterkeringen als buitenste begrenzing van het bekken, gewaarborgd worden.

Belangrijke toekomstige ontwikkelingen zijn de aanleg van de Westerschelde Oeververbinding (WOV) en de eventuele verdieping 48'/43'.

De beleidsvoorstellen die in dit hoofdstuk geformuleerd worden, zijn erop gericht om binnen deze randvoorwaarden de natuurfunctie van het estuarium te herstellen, potentiële natuurwaarden te ontwikkelen en een goede uitgangssituatie te creëren voor de ontwikkeling van visserij- en recreatiefuncties.

11.2 Het Nederlandse waterbeleid

In het beleid dat de Nederlandse overheid de komende decennia zal voeren zijn de verschillende aspecten van de waterhuishouding geïntegreerd. In de Derde Nota Waterhuishouding zullen watersysteemdooelstellingen worden ontwikkeld, die betrekking hebben op de gebruiksfuncties van het systeem, inclusief de natuurfunctie. Deze doelstellingen monden uit in een verzameling van eisen aan de fysische, chemische en biologische eigenschappen van een watersysteem, om de gewenste situatie op termijn zo goed mogelijk te kunnen benaderen. Onder watersysteem wordt het oppervlaktewater met inbegrip van oever, waterbodem en grondwater verstaan.

De Westerschelde vormt met het Eems-Dollardestuarium de laatste twee estuariene systemen in Nederland. De voor de Westerschelde gewenste ecologische situatie wordt daarom ontleend aan de hoofdkarakteristieken van dergelijke systemen: De overgang van zoet naar zout milieu en de natuurlijke structuur en dynamiek van geulen, platen en intergetijdegebieden. Het beleid inzake de morfologische aspecten zal gevoerd worden in samenhang met andere onderdelen van het watersysteembeleid voor de Westerschelde, zoals het water- en bodemkwaliteitsbeleid.

De nieuwe beleidskaders voor de zeeweringen, die momenteel ontwikkeld worden, zullen additionele randvoorwaarden stellen. In voorbereiding zijn de Wet op de Waterkeringen en de nota Kustbeleid. Relevante aspecten van dit beleid zijn de verdere overdracht van het waterkeringsonderhoud en -beheer naar lagere overheden, het tot handhaving van de kustlijn beperken van de taak van het Rijk en de toenemende voorkeur voor zachte, flexibele kustbeschermingsmethoden zoals suppleties, boven hardere ingrepen zoals de aanleg van hoofden.

11.3 Internationale afspraken

De Westerschelde heeft als verbinding tussen de Noordzee en een groot achterland in België en Frankrijk, meerdere functies in internationaal verband.

In 1984 is door de Belgisch-Nederlandse Technische Scheldec commissie de nota "Verdieping Westerschelde, programma 48'/43'" uitgebracht [24]. Deze nota heeft inmiddels de procedure via de Raad van de Waterstaat doorlopen.

De voorgestelde verdieping is door de Nederlandse overheid geaccepteerd; tussen Nederland en België bestaat een verdrag waarin de handhaving van de scheepvaartfunctie is geregeld. Wel zijn een aantal voorwaarden geformuleerd, die negatieve effecten moeten beperken. Zo werd in de genoemde nota verondersteld dat de overtollige baggerspecie vanuit het oostelijk deel naar het westen verplaatst zou kunnen worden. De Raad van de Waterstaat heeft hierover negatief geadviseerd, omdat deze verplaatsing gepaard zou gaan met een verslechtering van de kwaliteit van bodem en water in het westelijke deel. Dit advies is in overeenstemming met het Nederlandse standpunt over de werkingssfeer van het Verdrag van Oslo (zie ook deelrapport 3).

Naast de handhaving van de vaarweg aanvaardt de Nederlandse overheid ook de verantwoordelijkheid om de ecologische waarden die van internationaal belang zijn te beschermen en waar mogelijk te vergroten. Het gaat hierbij om de kinderkamerfunctie voor de Noordzee, de overwinterings- en doortrekfunctie voor vogels uit arctische en subarctische broedgebieden en het Land van Saeftinge als grootste, aaneengesloten brakwaterschorgebied van West-Europa.

11.4 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde

11.4.1 Algemeen

Bij het formuleren van beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde is onderscheid gemaakt tussen doelen, voorwaarden en maatregelen. Bovendien is aangegeven welke aspecten nader onderzoek behoeven. Een duidelijk onderscheid tussen korte en middellange termijn is niet mogelijk, vanwege de overheersende invloed die een verdieping 48'/43' zal hebben. Wanneer deze verdieping uitgevoerd zal worden is op dit moment niet aan te geven. De doelstellingen hebben betrekking op de uiteindelijk te realiseren situatie na de verdieping.

11.4.2 Doelen

Om doelen te kunnen formuleren zal de huidige situatie in de Westerschelde geconfronteerd worden met het oorspronkelijke beeld van een estuarium.

In een natuurlijk estuarium ontwikkelen levensgemeenschappen zich in samenhang met een relatief-dynamisch abiotisch milieu. De dynamiek wordt veroorzaakt door het getij, de golven en getijstromen, met in het verlengde daarvan erosie- en sedimentatieprocessen. Binnen een estuarium levert dit

een tweetal soorten gebieden op, in een min of meer evenwichtige verdeling:

- (1) Relatief-grofzandige geul- en plaatgebieden onder de volle locale expositie van de hydraulische krachten.
Dit levert een "macro-dynamiek" op van zich geleidelijk en vaak cyclisch verplaatsende geulen en platen;
- (2) Rustiger, afgeschermd gebieden met resulterende sedimentatie van fijn zand en slib (platen, slikken en schorren), gekenmerkt door een geleidelijke "rijping" en de daarbij behorende successie van organismen, c.q. levensgemeenschappen.
In deze gebieden heerst een "micro-dynamiek" van krekens, prielen, wallen en een zekere beweeglijkheid van de bodem.

De eerste categorie gebieden bevindt zich overheersend in de zeewaartse delen en in het midden van het dwarsprofiel van een estuarium. De rustiger gebieden bevinden zich meer in het landinwaartse deel en langs de randen.

In het westelijk deel van de Westerschelde overheerst het natuurlijke, estuariene karakter, zoals dat hierboven geschetst is; uiteraard binnen de begrenzingen van de waterkeringen. In het oostelijk deel zijn er duidelijke afwijkingen :

- Via het zogenaamde rondpompen van zand, jaarlijks 5 à 10 miljoen m³, worden de hoofdgeul-nevengeulstelsel uit het evenwicht met de waterbeweging gehouden. De geuldynamiek op macroschaal wordt hierdoor onderdrukt, terwijl de dynamiek op meso- en microschaal versterkt wordt door de omvangrijke zandtransporten. De platen worden hoger en de geuloevers steiler, waardoor het areaal aan ecologisch-waardevol inter-getijde- en ondiepwatergebieden afneemt;
- Door het rondstromen van specie en de inpolderingen in het verleden is het areaal aan rustiger, afgeschermd gebieden, waar invang van fijn zand en slib mogelijk is, eveneens afgenomen. In gebieden waar dit nog wel mogelijk is vindt een doorgaande opslibbing plaats: Het Land van Saeftinge zal binnen afzienbare tijd zijn verland.

Handhaving van een dynamisch, meervoudig geulensysteem is in het oostelijk deel niet mogelijk, wanneer er vanuit wordt gegaan dat de verdieping 48'/43' te zijner tijd zal worden uitgevoerd. Het verschil tussen natuurlijke geuldiepte en gewenste vaardiepte is daarvoor te groot. Wel is het mogelijk om maatregelen te treffen die de huidige ecologische waarde van dit deel kunnen vergroten (paragraaf 11.4.3).

De onderstaande doelen worden realiseerbaar geacht.

Doelen

- Instandhouding c.q. realisering (verdieping 48'/43') van een voldoende diepe vaarweg;
- Reductie van de kosten van vaarwegonderhoud;
- Veiligheid op de vaarroute, door minimalisatie van stroom- en dwarsstroomhinder;

Doelen (vervolg)

- Handhaving van het kerend vermogen en de stabiliteit van de waterkeringen;
- Verbetering van de bodemkwaliteit;
- Verlaging van de troebelheid in de omgeving van stortlocaties;
- Herstel van de kinderkamerfunctie voor vissen en garnalen;
- Herstel van de mogelijkheden in het oostelijk deel voor overwinterende en pleisterende vogels;
- Versterking van de aanwezigheid van milieutypen die de overgang van zoet naar zout milieu weerspiegelen (schorren, intergetijde- en ondiep-watergebieden);
- Herstel van het natuurlijke tempo van sedimentatie op de schorren (met name de versnelde verslibbing van Saeftinge en verzanding van het Zwin moeten voorkomen worden);
- Een dynamisch en meervoudig geulensysteem. Alleen in het oostelijk deel mag aan deze doelstelling een lagere prioriteit gegeven worden, ten gunste van de vier hierboven genoemde doelen;
- Een maximale benutting van baggerspecie voor de zandwinning, voor zover hiermee aan de voorgaande doelstellingen geen afbreuk gedaan wordt.

11.4.3 Voorwaarden

De conflicten tussen functies leiden vooral in het oostelijk deel tot problemen. Daarom zijn de voorwaarden die vervuld moeten worden om de doelen te bereiken sterk gericht op dit gebied :

- Het onderhoudsbaggerwerk moet worden teruggebracht, tot een niveau beneden het huidige; ook in de eindsituatie na de verdieping (met het oog op reductie van de onderhoudskosten, verhoging van de veiligheid, verbetering van de bodemkwaliteit, lokale verlaging van de troebelheid);
- Sterke stromen en dwarstromen moeten tegengegaan worden (met het oog op de veiligheid van de scheepvaart);
- Erosie van vooroevers van waterkeringen, slikken en schorren moet beperkt worden;
- Toename van het areaal aan morfologisch-stabiele en enigszins afgeschermd intergetijde- en ondiepwatergebieden; een verbetering van de slikkwaliteit en een het tegengaan van verzanding zijn hierbij belangrijke nevenvoorwaarden (met het oog op verbetering bodemkwaliteit, herstel vogel- en kinderkamerfunctie);
- Uitbreiding van het areaal aan sedimentatiegebieden en stabilisatie van de hoogwaterstanden tot op de natuurlijke tendens (met het oog op vertraging van de verlanding van schorren).

Opgemerkt kan worden dat de meeste voorwaarden meerdere doelen dienen. Reductie van het onderhoudsbaggerwerk bijvoorbeeld, heeft belangrijke voordelen voor de veiligheid en de kosten van de scheepvaart en tevens voor de ecologische waarden van het estuarium.

11.4.4 Maatregelen

Of de genoemde voorwaarden gecreëerd kunnen worden is vrijwel geheel afhankelijk van de wijze waarop met de baggerspecie omgegaan zal worden. In hoofdstuk 10 zijn hiervoor een aantal scenario's geschetst. Voortzetting van het huidige stortbeleid met onttrekking of oost-west verplaatsing van overtollige specie (scenario's 1 en 2), biedt geen uitzicht op een realisatie van de doelstellingen: In beide scenario's neemt het volume van het onderhoudsbaggerwerk met de verdieping toe en blijft nadien hoog. Dit betekent een verslechtering van de huidige situatie. Scenario 2, biedt alleen perspectieven als eerste fase in de uitvoering van scenario 3a (een tijdelijk-verhoogde onttrekking). Een gefaseerde uitvoering van scenario 3a is gewenst om in de praktijk de meest-optimale voorwaarden te bepalen, voor een reductie van het onderhoudsbaggerwerk en verhoging van de ecologische waarde. Deze voorwaarden zijn nog niet precies bekend, zodat een aantal maatregelen hier slechts globaal aangegeven kan worden :

Periode tot de eventuele verdieping

- Alle activiteiten en maatregelen worden getoetst aan de hiervoor geformuleerde beleidsdoelstellingen.

Verdieping en inrichting

- Het in de nota Programma 48'/43' [24] voorgestelde ontwerp voor de verdieping wordt getoetst aan en in overeenstemming gebracht met de geformuleerde doelstellingen van het beleid ten aanzien van structuur en dynamiek;
- Onderzoek wordt uitgevoerd naar de meest-optimale inrichting van het oostelijk deel, gemeten aan de mate waarin de voorwaarden vervuld worden;
- Onderzoek wordt uitgevoerd naar de fasering en wijze waarop deze optimale situatie kan worden gecreëerd in samenhang met de verdieping;
- Tot aan de realisatie van deze optimale situatie en de verdieping, wordt slechts zoveel specie gebaggerd en verplaatst als strikt noodzakelijk is voor de handhaving van het thans overeengekomen hoofdgeulprofiel;
- De hydraulisch-morfologische effecten van de Westerschelde Oeververbinding worden beoordeeld op de geformuleerde voorwaarden en doelstellingen. Het effectieve doorstroomprofiel mag ter plaatse van de WOV met niet meer dan 5% verminderd worden;

Zandwinning

- Niet in het oostelijk deel te storten onderhoudsspecie wordt in de fase tot de verdieping beschikbaar gesteld voor de zandwinning, tot een nog nader te bepalen maximumhoeveelheid per jaar; deze zandwinning wordt gecombineerd met het onderhoudsbaggerwerk;
- Na uitvoering van toetsing en onderzoek, c.q. realisering van verdieping en optimale situatie, worden de zandwinmogelijkheden bijgesteld voor de dan heersende situatie;

11.5 Onderzoek

Het in de vorige paragraaf genoemde onderzoek moet antwoord geven op tenminste de hieronder geformuleerde vragen :

- Op welk niveau van opvulling van de nevengeulen gaat de aanvankelijke toename van de baggerintensiteit (na de verdieping) over in een afname?
- Hoe ziet de totale zandbalans van de Westerschelde er momenteel uit en hoe zal hij veranderen bij de realisering van de verdieping in de voorgestelde richting?
- Hoe ziet het huidige patroon van waterbewegingen eruit en welke interactie met morfologische ontwikkelingen vindt plaats?
- Welk niveau van baggerintensiteit kan worden bereikt bij welk niveau van opvulling van het nevengeulengebied, in combinatie met welke aanvullende maatregelen als "erosierem"?
- In welke bochten zijn erosiebeperkende maatregelen nodig en hoe kunnen deze het best worden uitgevoerd (bestortingen, speciéstortingen)?
- Moet het verruimen van de hoofdgeul door baggeren gefaseerd worden en zo ja, hoe?
- Wat is de optimale aanpak voor het afremmen van de verlanding van Saeftinge tot een natuurlijk tempo, in relatie tot bagger- en stortwerkzaamheden, erosiebestrijding en inrichting van het gebied?
- Wat is de optimale inrichting van het gebied in relatie tot de ecologische functie, met name de vogelfunctie en de kinderkamerfunctie?

GECEITEERDE LITERATUUR

- 1 ANTWERPSE ZEEDIENSTEN (ongedateerd) Debieten van het Scheldebekken, periode 1959-1972. Antwerpse Zeediensten, Antwerpen.
- 2 BAKKER WT en LOOFF D DE (1980) Onderzoek gevolgen verdieping Westerschelde met betrekking tot morfologie, zandhuishouding, stortplaatsen en stabiliteit oevers. Nota WWKZ 80.V265B, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.
- 3 BAVECO JM (1988) Vissen in troebel water. De effecten op visuele predatoren van een verhoogde troebelheid en zwevend-stofgehalte als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek. RDD Aquatic Ecosystems, Groningen. 61 p.
- 4 BEEK SA en RINK GJ (1987) Aantalsfluctuaties en verspreiding van enkele vissoorten in het Schelde-estuarium. Rapport 2F87-103, Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek.
- 5 BERG JH VAN DE (1987) Toelichting bij isallopatenkaart Voordelta 1975-1984. Nota ZL-87.0020, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 6 BIJKERK R (1988) Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek. RDD Aquatic Ecosystems, Groningen. 72 p.
- 7 BOLLEBAKKER P (1985) Inhoudsveranderingen Westerschelde 1952-1981. Nota WWKZ-85.V027, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.
- 8 BOLLEBAKKER P, JONG H DE en KAMER S VAN DE (1987) Een analyse van de stormvloedstanden bij Antwerpen (Prosperpolder), opgetreden in de periode 1971-1986. Nota GWWS-87.407, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 9 CAUWENBERGHE C VAN (1971) Hydrografische analyse van de Scheldemonding ten oosten van de meridiaan 3° 05' tot Vlissingen. *Ingenieurstijdingen* (Hydrografie Dienst der Kust) 20(4).
- 10 COOSEN J en SMAAL AC (1985) Jaargemiddelde biomassa en activiteit van bodemdieren in de Oosterschelde. Interimrapport BALANS 1985-2, Rijkswaterstaat DDMI, Middelburg/Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- 11 DEKKER L en BOLLEBAKKER GP (1981) Getijberekeningen in verband met het onderzoek naar de verdieping van de Westerschelde. Deel 1a. Matig springtij. Nota WWKZ-81.V008, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.
- 12 GERRITSEN F en JONG H DE (1983) Stabiliteit van doorstroomprofielen in de Westerschelde. Nota WWKZ-83.V008, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.

- 13 LEENDERS KAHW (1986) Tweeduizend jaar kustontwikkeling van Kaap Gris-Nez tot Hoek van Holland. Nota NZ-N-86.19, Rijkswaterstaat Directie Noordzee, Rijswijk. 44 p.
- 14 LIGTENDAG WA (1987) Van ijzer tot jade. Reconstructie van de zuidelijke Noordzeekust in de jaren 1600 tot 1750. Rapport Historisch-Geografisch Seminarium, Universiteit van Amsterdam.
- 15 LOOFF D DE (1983) Inhoudsveranderingen en zandbalans Westerschelde op basis van de resultaten van vroeger, over de periode 1878-1971/1972 en recent, over de periode 1971/1972-1980, uitgevoerde berekeningen. Nota WWKZ-83.V003, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.
- 16 LOOFF D DE (1986) Inhoudsveranderingen en zandbalans Westerschelde voor de periode 1980-1984/1985, aansluitend op eerdere berekeningen voor het tijdvak 1878-1980. Nota NXL-86.020, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 17 MOORE PG (1977) Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals.
Oceanogr Mar Biol Ann Rev 15 : 225-363.
- 18 PLAGMANN J (1939) *Helgol wiss Meeresunters* 2 : 113-162.
- 19 RIJN LC VAN (1985) Zandtransportmodel Westerschelde, stochastisch onderzoek zandtransportformule. Onderzoekverslag S 582, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- 20 SMAAL AC red (1988) De kering en de kweek.
Nota GWAO 88-1011, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren/Rijksinstituut voor Visserij Onderzoek, Projectgroep MOKWE, Middelburg. 26 p.
- 21 STAM A (1984) De vissen, krabben en garnalen van het Eems-Dollard Estuarium. III. Kwantitatieve inventarisatie van de platvissen.
Publicaties en Verslagen 1984(2), Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium (BOEDE).
- 22 STUART JJ, MEIRE P EN MEININGER P (1988) Watervogels in de Westerschelde. Rijksuniversiteit, Gent/Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg.
- 23 SWART JP (1988) Ontwikkeling van de platen in de Westerschelde.
Nota NXL-88.45, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 24 TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE (1984) Verdieping Westerschelde, Programma 48'/43'. Studierapport. Technische Scheldecommissie, Subcommissie Westerschelde, Antwerpen, Middelburg. (3 delen).
- 25 VEEN J VAN (1943) Verdieping Scheldemond. Rijkswaterstaat Directie Benedenrivieren.
- 26 WERKGROEP TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE (1976) Aanzanding en aanslibbing noordelijk bekken na realisering bochtafsnijding bij Bath.
Nota 76.2, Rijkswaterstaat Studiedienst, Vlissingen.

OVERZICHT VAN FIGUREN

- 1 De ontwikkeling van de gemiddelde hoog- en laagwaterstanden te Vlissingen, Bath en Antwerpen, in de periode 1900-1980.
- 2 Kombergings- en getijvolumegrafiek van de Westerschelde.
- 3 Relatie tussen maximale debiet en doorstroomprofiel voor het Zuidergat en het Schaar van Waarde.
- 4 Debietontwikkeling in het Zuidergat en het Schaar van Waarde, in de periode 1937-1981.
- 5 Relatie tussen maximale debiet en doorstroomprofiel voor het Middelgat en het Gat van Ossensisse.
- 6 Debietontwikkeling in het Middelgat en het Gat van Ossensisse, in de periode 1932-1983.
- 7 Het meerjarig verloop van de maximale stroomsnelheid in eb- en vloedgeulen van de Westerschelde.
- 8 Het verloop van de maximale snelheden van de eb- en de vloedstroom langs de lengteas van de Westerschelde, in vier perioden sinds 1930.
- 9 De jaargemiddelde afvoer van de Schelde ter hoogte van Schelle in de periode 1950-1987.
- 10 Toename van het onderhoudsbaggerwerk in de periode 1950-1983.
- 11 Ligging van de huidige bagger- en stortlocaties.
- 12 Overzicht van de gestorte hoeveelheden specie op de stortlocaties in het oostelijk deel van de Westerschelde.
- 13 Vergelijking tussen de gebaggerde hoeveelheden en de stortcapaciteit bij realisatie van de Verdieping 48'/43'.
- 14 Jaarlijkse onttrekking van specie voor zandwinning, door de Belgische en Nederlandse overheid sinds 1955.
- 15 Ligging van de vijf zandwingebieden voor concessiehouders, met het verloop van de jaarlijkse specie-onttrekkingen sinds 1956.
- 16 Inhoudsberekeningen Westerschelde voor drie perioden.
- 17 Ligging van de huidige en potentiële zandwinlocaties in het mondingsgebied van de Westerschelde.
- 18 Zandtransporten in het oostelijk deel van de Westerschelde, afgeleid uit de inhoudsveranderingen over de periode 1971/72-1980.
- 19 Zandtransporten in de Westerschelde, afgeleid uit de inhoudsveranderingen over de periode 1980-1984/85.
- 20 Vakindeling Westerschelde volgens debietraaien.
- 21 Ontwikkeling van de oppervlakte per dieptezone in de periode 1969-1981.
- 22 Ligging en oppervlakteveranderingen sinds 1955 van de plaatgebieden in de Westerschelde.
- 23 Hydrografische situatie in het mondingsgebied van de Westerschelde, in de jaren 1829, 1863, 1921 en 1978.
- 24 Overzicht van gebaggerde en gestorte hoeveelheden specie in de buitendelta, in de periode 1970-1984.
- 25 Enkele Nederlandse vissoorten die gerekend worden tot de visuele predatoren, met een aanduiding van hun voornaamste voedsel.
- 26 Schatting van de "fatale diepte" voor enkele belangrijke bodemdiersoorten, bij een plotselinge bedekking door zand of slib.
- 27 Relatie tussen het percentage ontsnapte dieren en de diepte van begraving.

- 28 Tolerantie van enkele belangrijke bodemdiersoorten voor een permanente sedimentatie van zand of slib.
- 29 Globale dichtheden van bodemdieren in de Westerschelde.
- 30 Vergelijking van de gemiddelde biomassa van bodemdieren, tussen geulen, platen en plaatranden in de Oosterschelde.
- 31 Verloop van de kombergingsoppervlakte per dieptezône van Saeftinge vanaf 1931.
- 32 Dwarsprofiel van Saeftinge, periode 1931-1962.
- 33 Dwarsprofiel van Saeftinge, periode 1962-1987.
- 34 Situering en bergingscapaciteit Schaar van Waarde en Schaar van Valkenisse.
- 35 Situering en bergingscapaciteit Middelgat.
- 36 Situering en bergingscapaciteit Gat van Ossenis.
- 37 Situering en bergingscapaciteit Zimmermangeul, verbindingsgeul Zimmermangeul-Schaar van Valkenisse en aangrenzende plaatgebieden.
- 38 Verloop van het doorstroomprofiel van de geulenstelsels in de Westerschelde.
- 39 Situering van het voorgestelde bergingsgebied op de Platen van Valkenisse.

OVERZICHT VAN TABELLEN

- 1 Verandering in de gemiddelde standen van hoog- en laagwater.
- 2 De afvoer van de Schelde te Schelle en Schaar van Ouden Doel, in de periode 1980-1987.
- 3 Schatting van de baggerhoeveelheden vóór, tijdens en na de Verdieping 48'/43'.
- 4 Overzicht van zandwinning in het mondingsgebied.
- 5 Zandhoeveelheden nodig voor kustverdediging en suppletie in het mondingsgebied, uitgesplitst naar locatie.
- 6 Berekende en gemeten zandtransporten voor het geulvak Zuidergat.
- 7 Veranderingen in de inhoud van het intergetijdegebied en de daaronder gelegen gebieden, in de periode 1969-1981.
- 8 Inpolderingen op het Nederlands deel van de Westerschelde.
- 9 Beïnvloed oppervlak door baggeren en storten in twee gebiedsdelen van de Westerschelde (situatie 1985).
- 10 Verandering in de oppervlakten van intergetijde- en ondiepwatergebieden tussen 1969 en 1981.
- 11 Afname van de vooroevers van slikken en schorren tussen 1950 en 1980.
- 12 Afname van het kombergingsvolume van het Land van Saeftinge.
- 13 Jaarlijkse capaciteit van de huidige stortlocaties in het oostelijk deel van de Westerschelde, bij opvulling tot NAP -7,5 m.
- 14 Initiele capaciteit van twee potentiële stortlocaties gelegen in de omgeving van Hansweert.
- 15 Initiele capaciteit van bestaande en potentiële stortlocaties in het oostelijk deel, bij opvulling tot de laagwaterlijn (NAP -2,5 m).
- 16 Verandering van de waterstanden en stroomsnelheden op enkele locaties, door storting tot boven de hoogwaterlijn (GHW).
- 17 Scoringstabellen voor de ecologische en economische aspecten van de stort- en bergingsscenario's.

OVERZICHT VAN BIJLAGEN

- 1 Berekening van de evenwichtsstroomsnelheid.

COLOFON

omslagfoto	LANDSAT
drukwerk	Pitman BV, Goes
redactionele ondersteuning en lay-out	Bureau RDD <i>Aquatic Ecosystems</i> , Groningen _____ _____ _____

De evenwichtsstroomsnelheid, U^e , is een belangrijke parameter. Is de maximale stroomsnelheid in een geul, tijdens eb of vloed, gelijk aan deze evenwichtsstroomsnelheid, dan is het doorstroomprofiel van de geul "in evenwicht" met het maximale eb- respectievelijk vloeddebiet. Als de optredende maximale stroomsnelheid beneden deze evenwichtswaarde ligt, betekent dit dat de geul te ruim is voor het optredende maximale debiet en onderhevig zal zijn aan netto sedimentatie. Is de maximale stroomsnelheid hoger dan deze waarde, dan is de geul te nauw en zal per saldo erosie optreden. Deze aanzandings- of verruimingsprocessen zullen voortduren totdat een evenwichtssituatie bereikt is tussen het doorstroomprofiel en het maximale debiet.

Voor de vloedgeulen in de Westerschelde is uit debietmetingen de volgende regressie afgeleid tussen maximaal debiet, $Q_{\max}$ en het doorstroomprofiel, A_c , bij evenwicht :

$$Q_{\max} = 1,08 \cdot A_c - 1330 \quad (1)$$

De maximale stroomsnelheden in de eb- of vloedfase, $U_{\max}$, kunnen berekend worden uit de vergelijking :

$$U_{\max} = Q_{\max} / A_c \quad (2)$$

De maximale stroomsnelheid voor de evenwichtsligging kan vervolgens afgeleid worden door de leden van vergelijking (1) te delen door A_c :

$$U^e = 1,08 - 1330 / A_c \quad (3)$$

Voor de ebgeulen kan de vergelijking voor de evenwichtsstroomsnelheid op dezelfde wijze worden afgeleid uit de basisvergelijking :

$$Q_{\max} = 0,96 \cdot A_c - 4118 \quad (4)$$

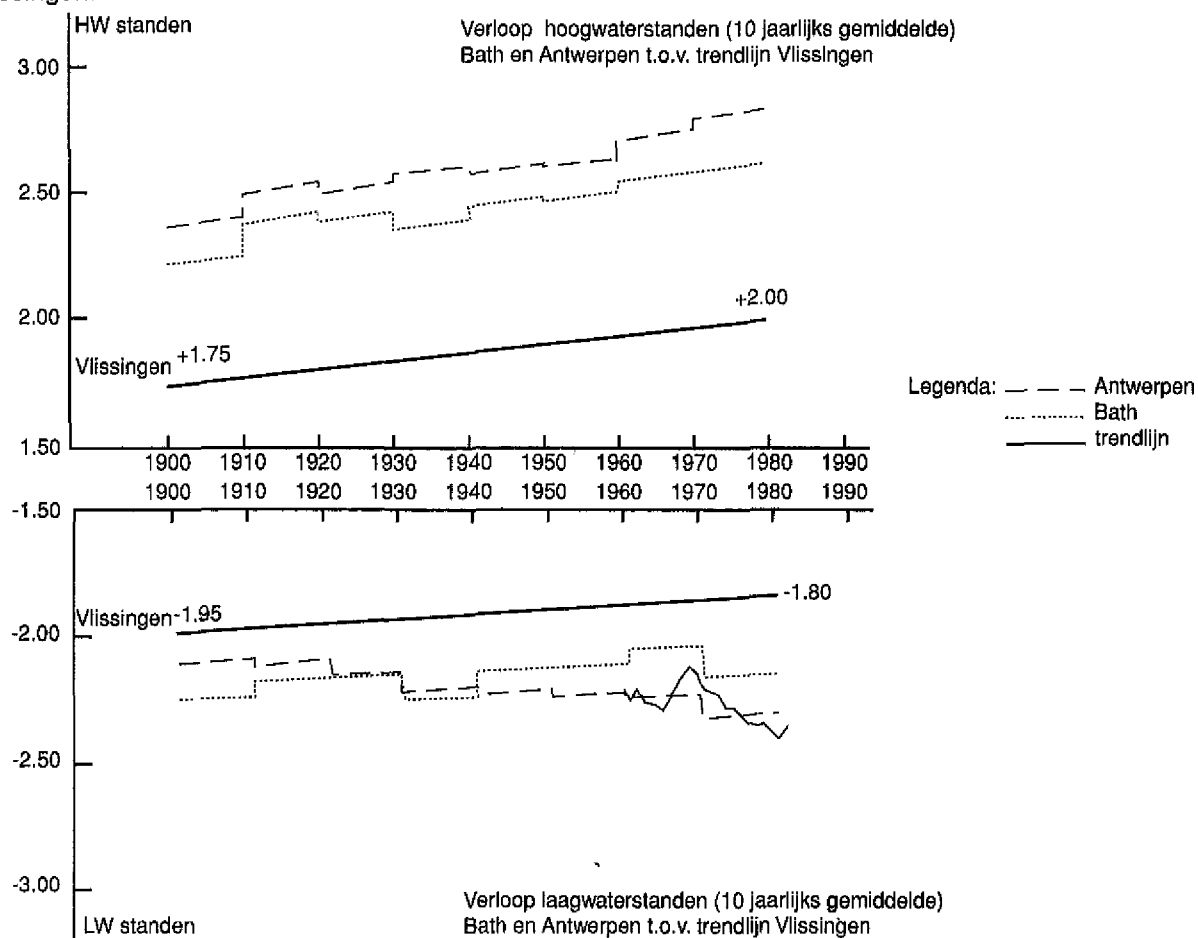
De maximale stroomsnelheid in een geul wordt bepaald uit metingen van het maximale debiet en het uit lodingen berekende doorstroomprofiel. De uitkomst kan vervolgens vergeleken worden met de evenwichtsstroomsnelheid om te bepalen of de geul in evenwicht verkeert, te ruim is, of te nauw.

Onderstaande tabel geeft de variabelen met hun dimensies.

Variabele	Omschrijving	Dimensie
A_c	Oppervlakte doorstroomprofiel	m^2
$Q_{\max}$	Maximale eb- c.q. vloeddebiet	m^3/s
$U_{\max}$	Maximale eb- of vloedstroomsnelheid	m/s
U^e	Evenwichtsstroomsnelheid	m/s

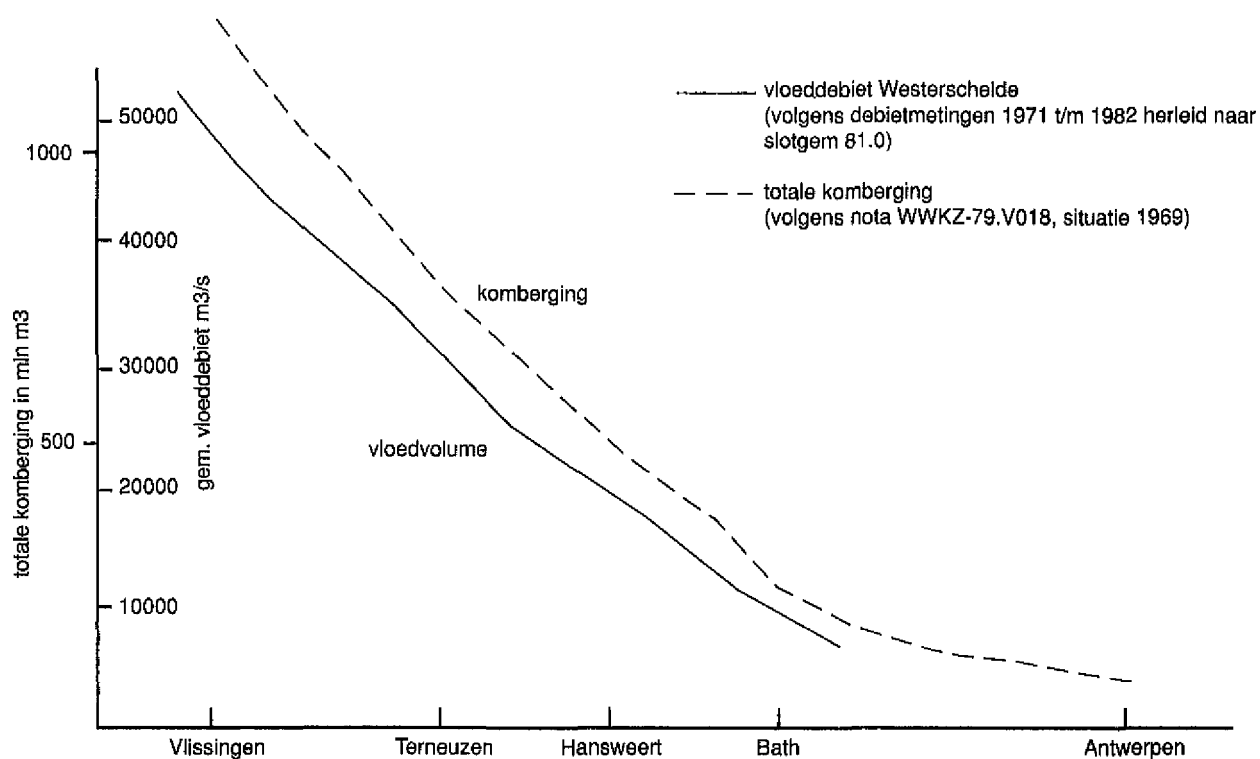
figuur 1 :

De ontwikkeling van de gemiddelde hoog- en laagwaterstanden te Bath en Antwerpen periode 1900-1980 t.o.v. trendlijn Vlissingen.

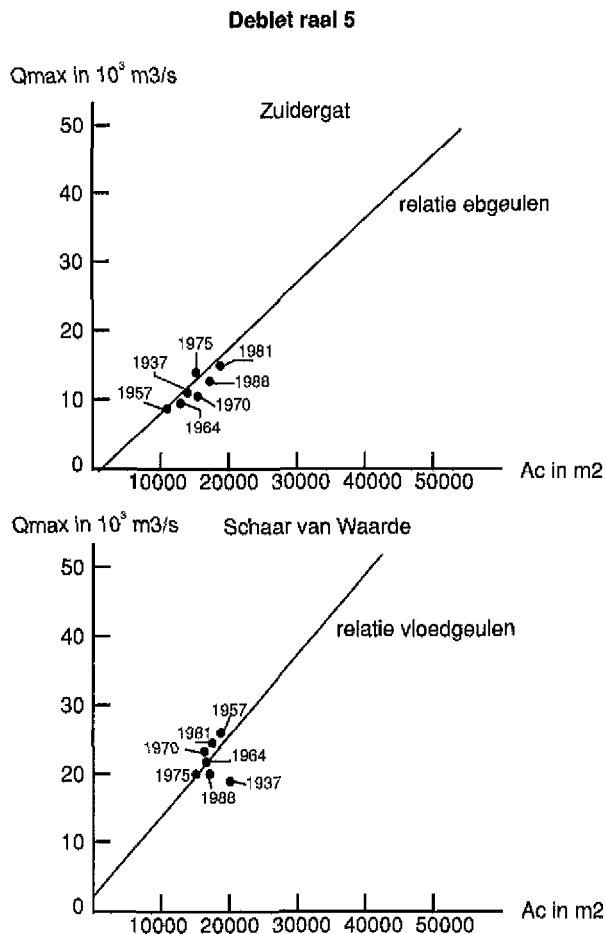


figuur 2 :

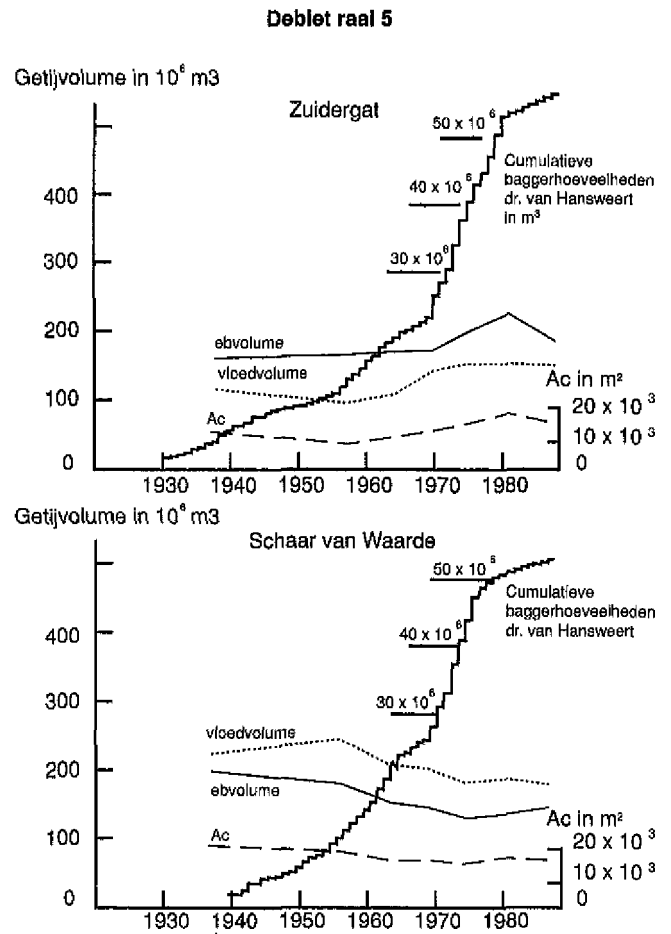
Kombergings- en getijvolumegrafiek van de Westerschelde.



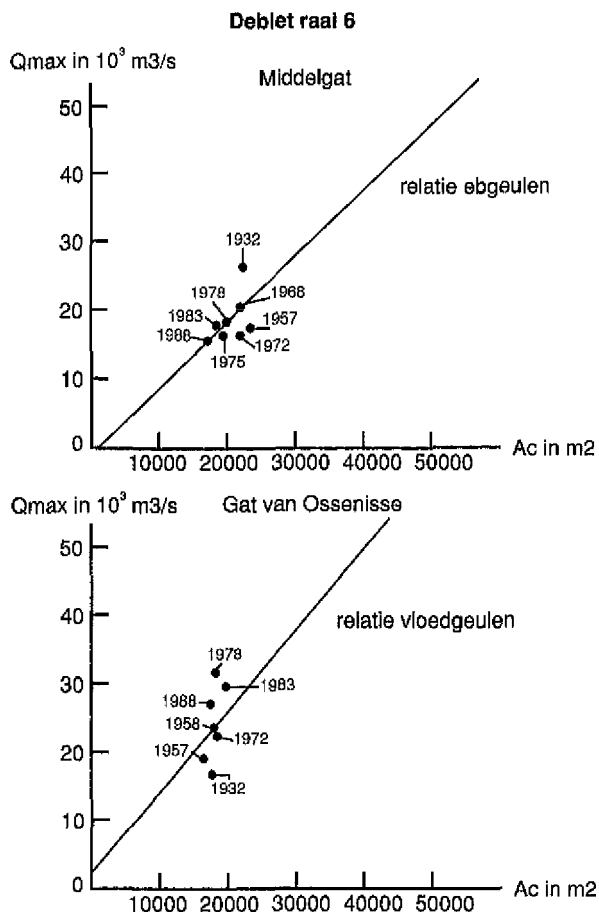
figuur 3 :
Relatie maximaal debiet-doorstroomprofiel.



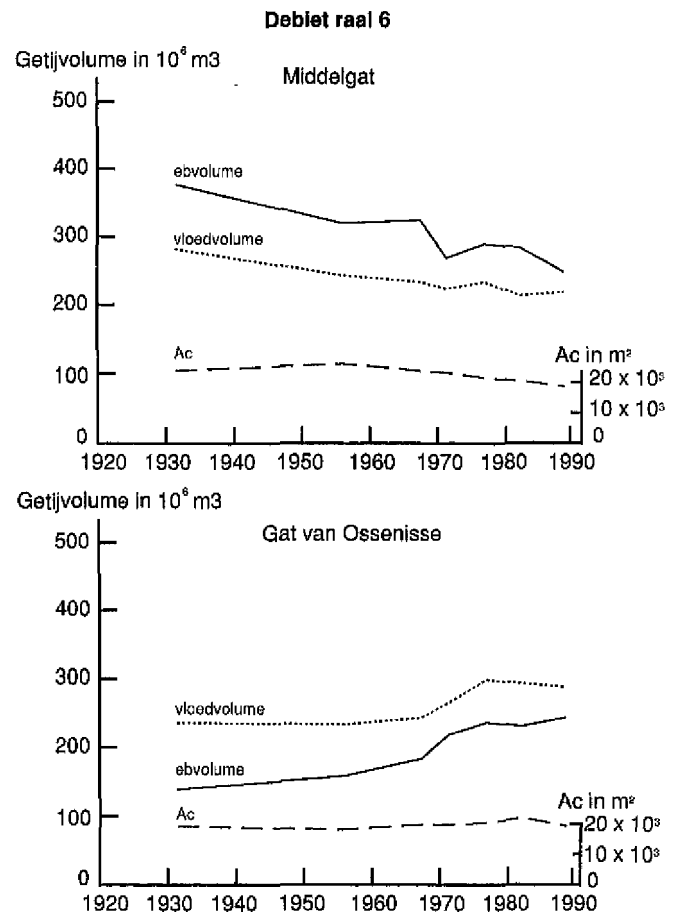
figuur 4 :
Debietontwikkeling Zuidergat - Schaar van Waarde



figuur 5 :
Relatie maximaal debiet-doorstroomprofiel.

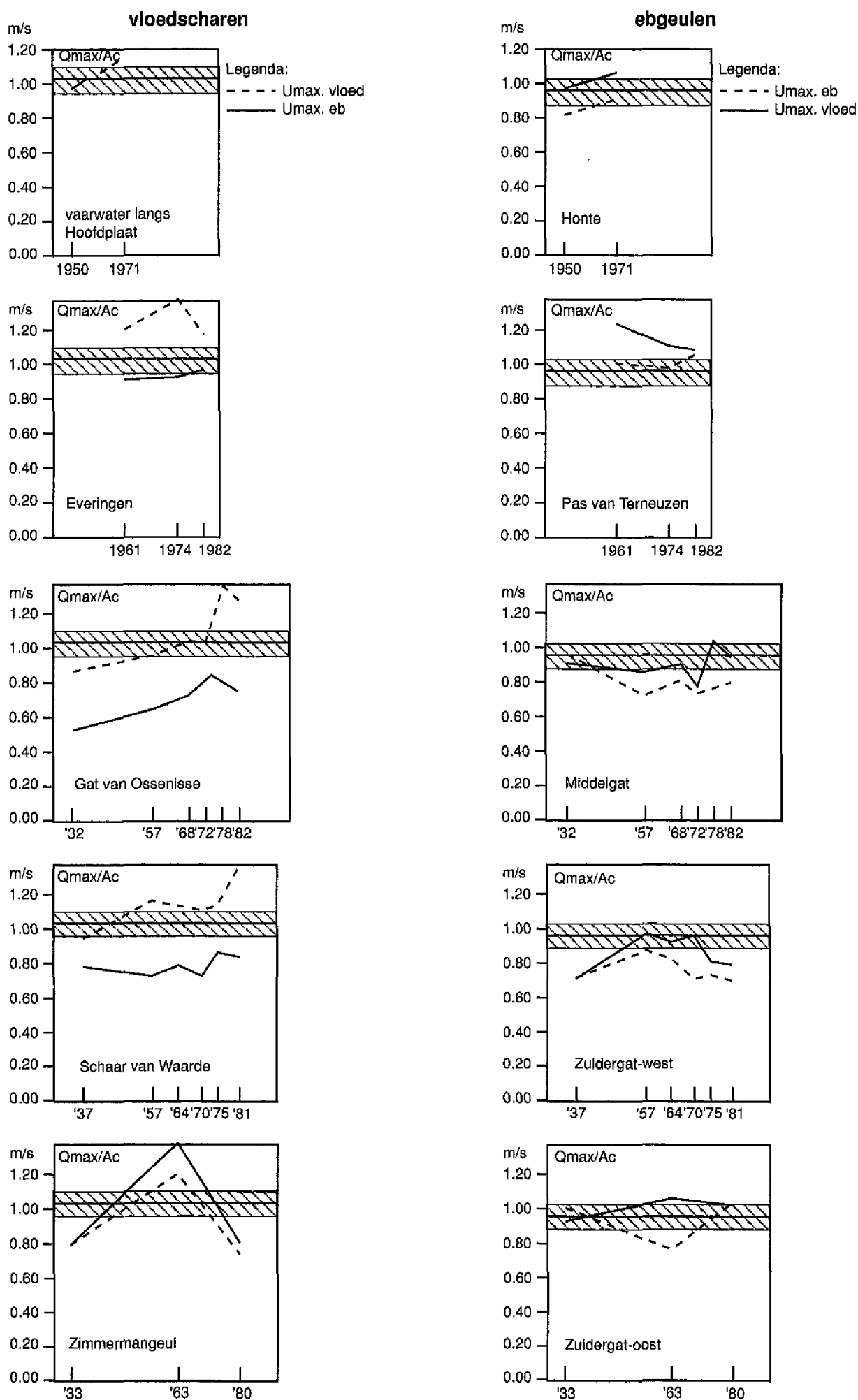


figuur 6 :
Debietontwikkeling Middelgat - Gat van Ossensisse



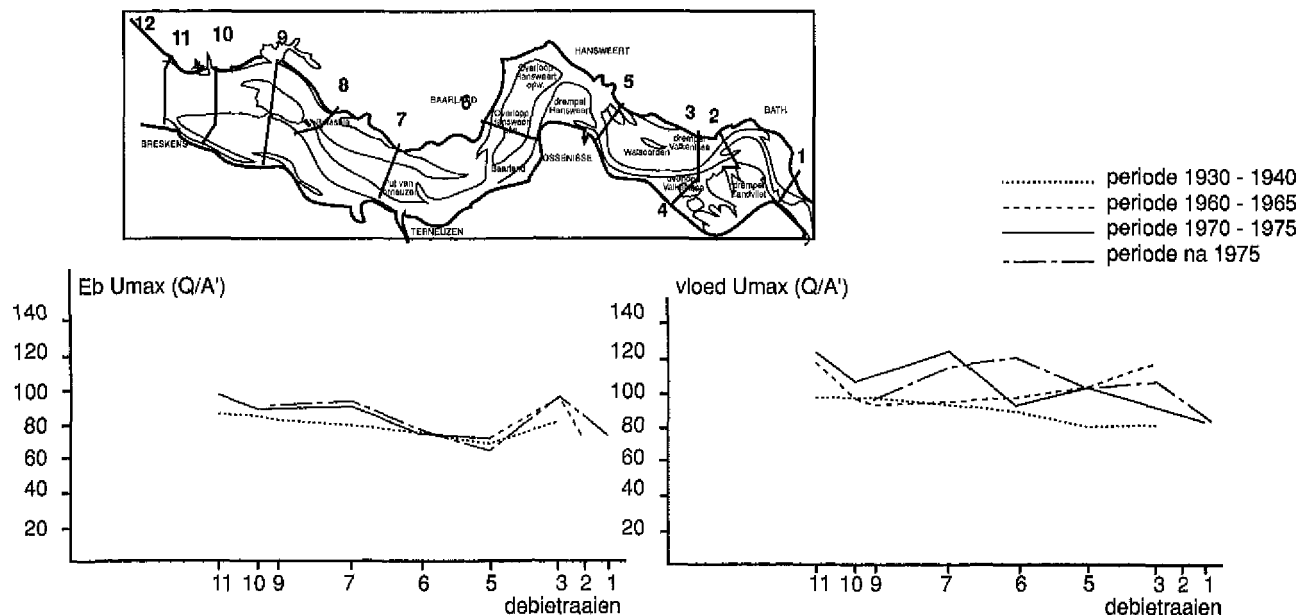
figuur 7 :

Meerjarig verloop maximale stroomsnelheden in eb- en vloedgeulen Westerschelde.



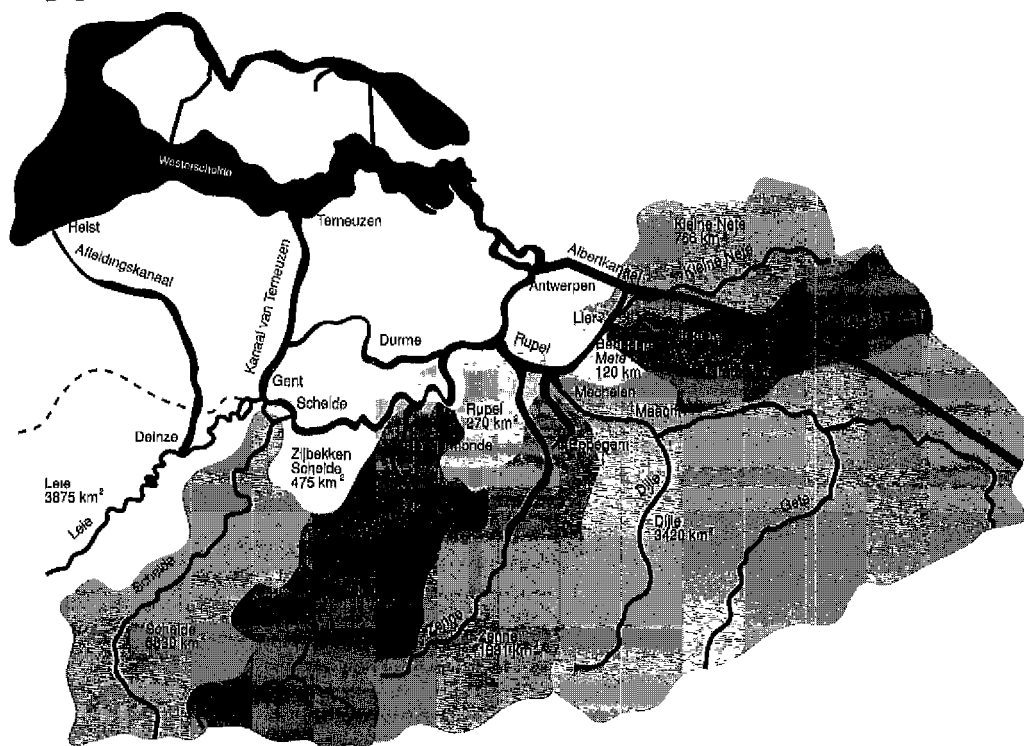
figuur 8 :

Verloop maximale snelheden eb- en vloedstroom langs de lengte as.



figuur 9 :

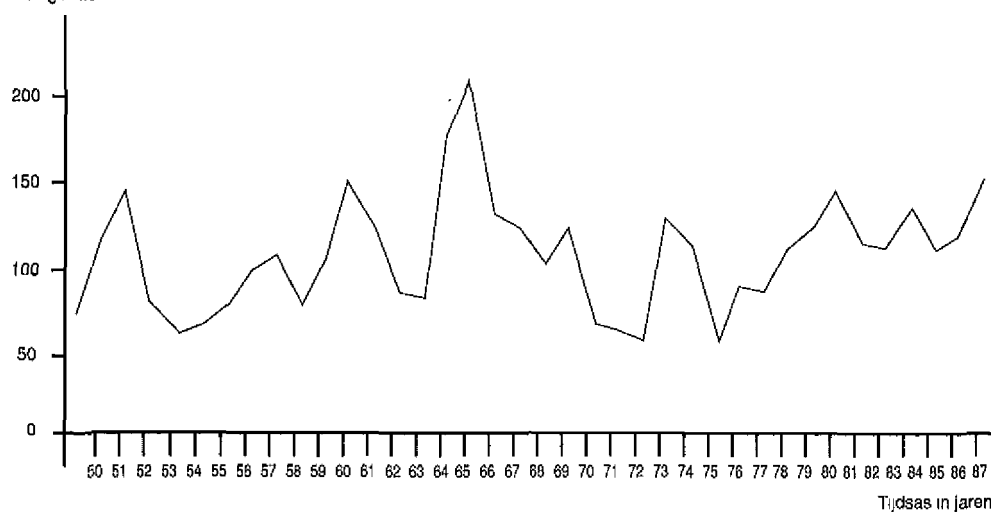
Afwateringsgebied van de Schelde



De jaargemiddelde afvoer van de Schelde nabij Schelle in m³/s, periode 1950-1987.

(gegevens Antwerpse Zeediensten)

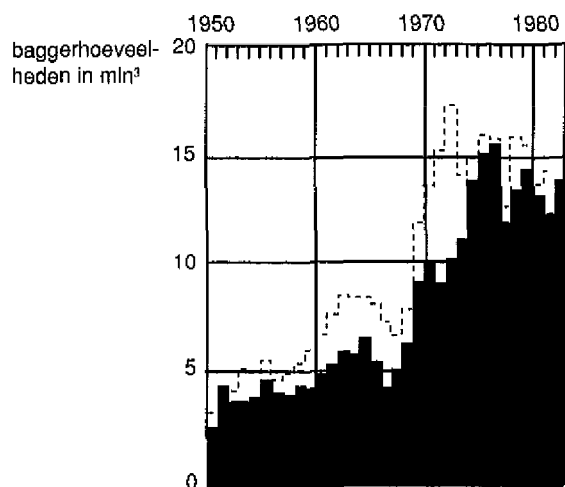
Jaargemiddelde afvoer in m³/sec



figuur 10:

Toename onderhoudsbaggerwerk periode
1950-1983
(Belgische staat)

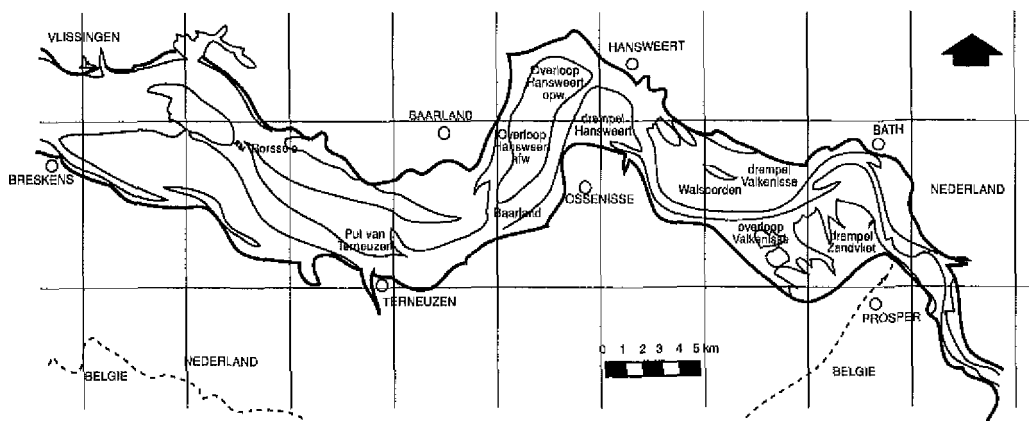
----- Westerschelde + Schelde
—— Westerschelde (Vlissingen - Zandvlietluis)



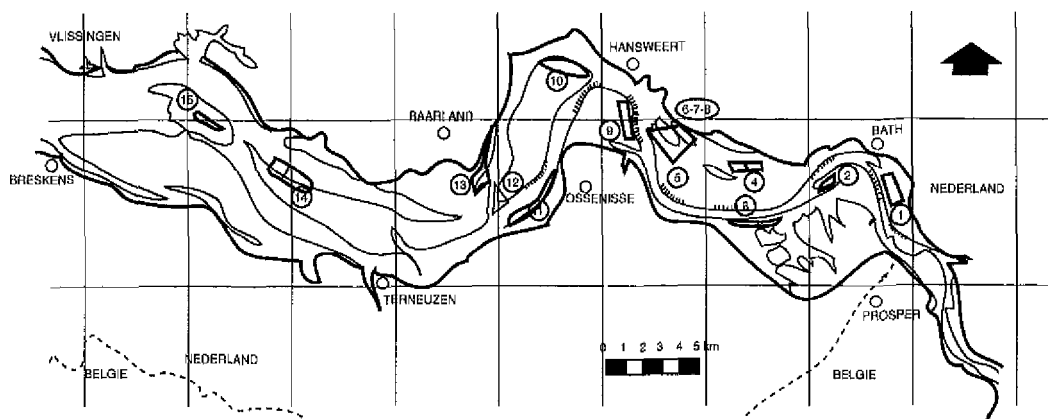
figuur 11:

Overzicht bagger- en stortlocaties Westerschelde

Westerschelde
baggerlocaties

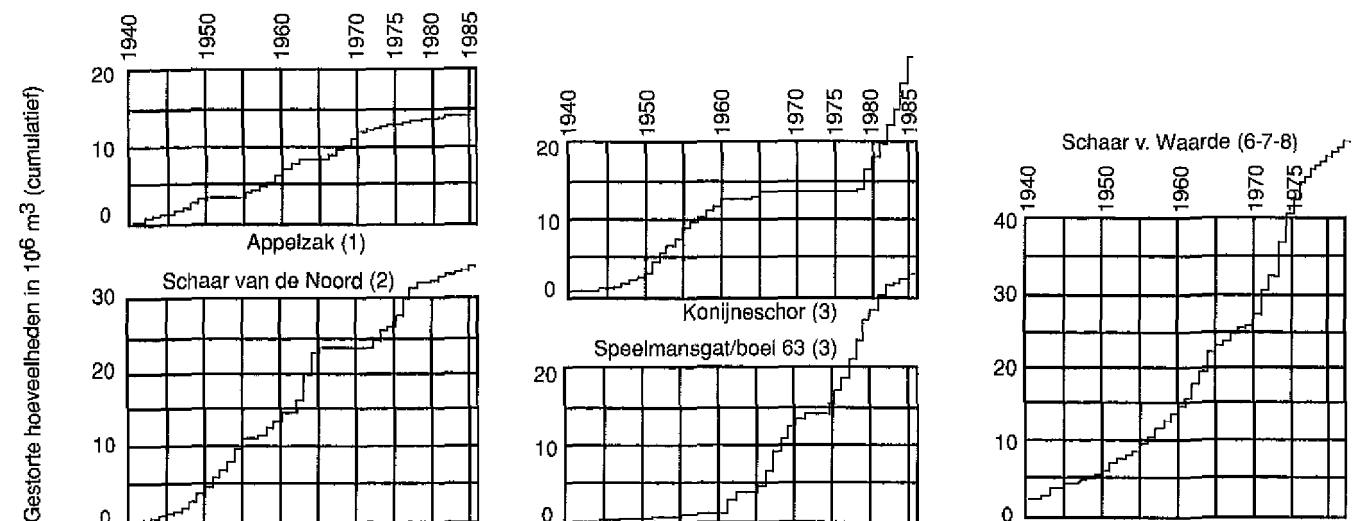


Westerschelde
stortlocaties
baggerspecie



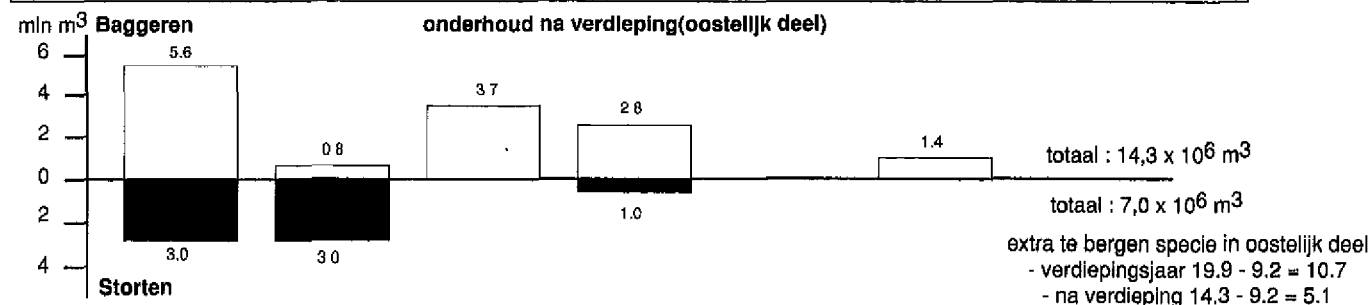
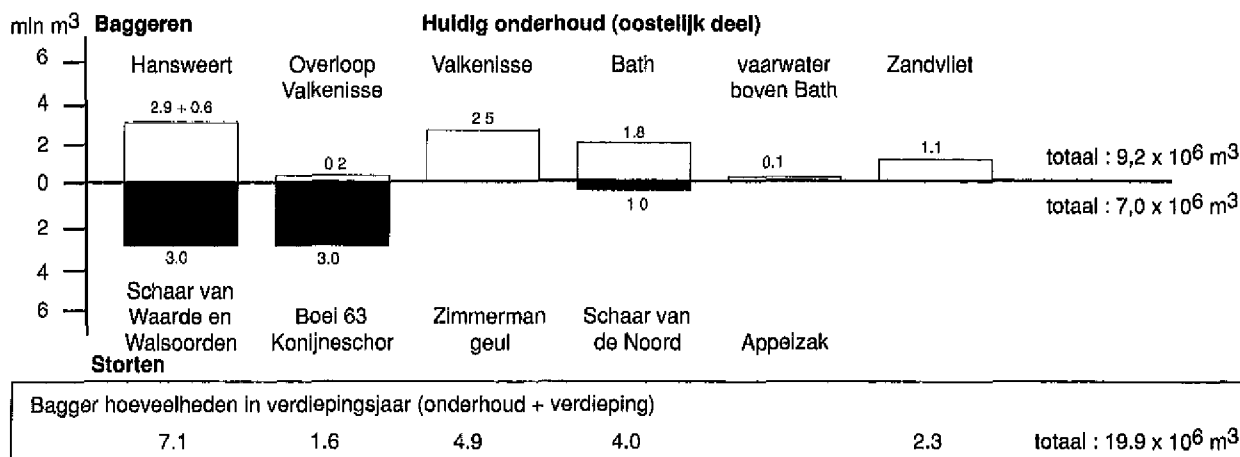
figuur 12:

Overzicht gestorte hoeveelheden stortlocaties oostelijk deel Westerschelde.



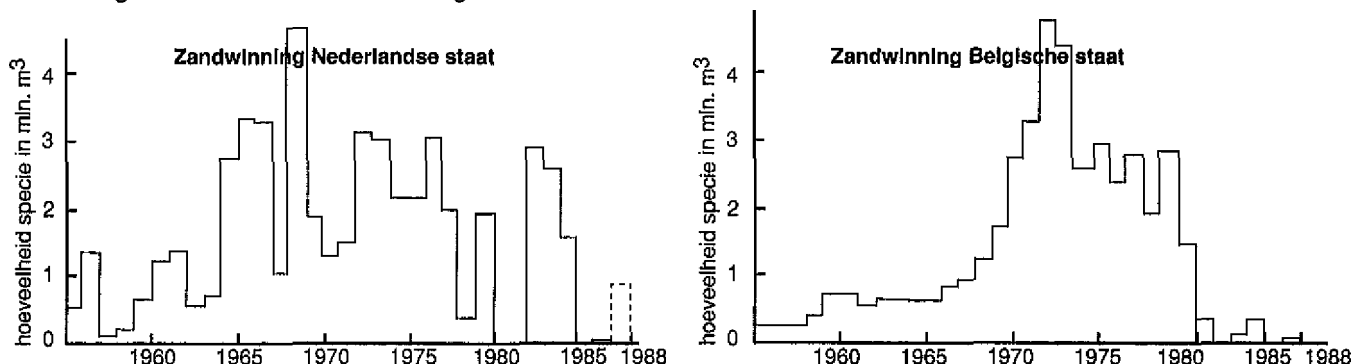
figuur 13:

Vergelijking gebaggerde hoeveelheden en stortcapaciteit bij realisatie verdieping '48/43'



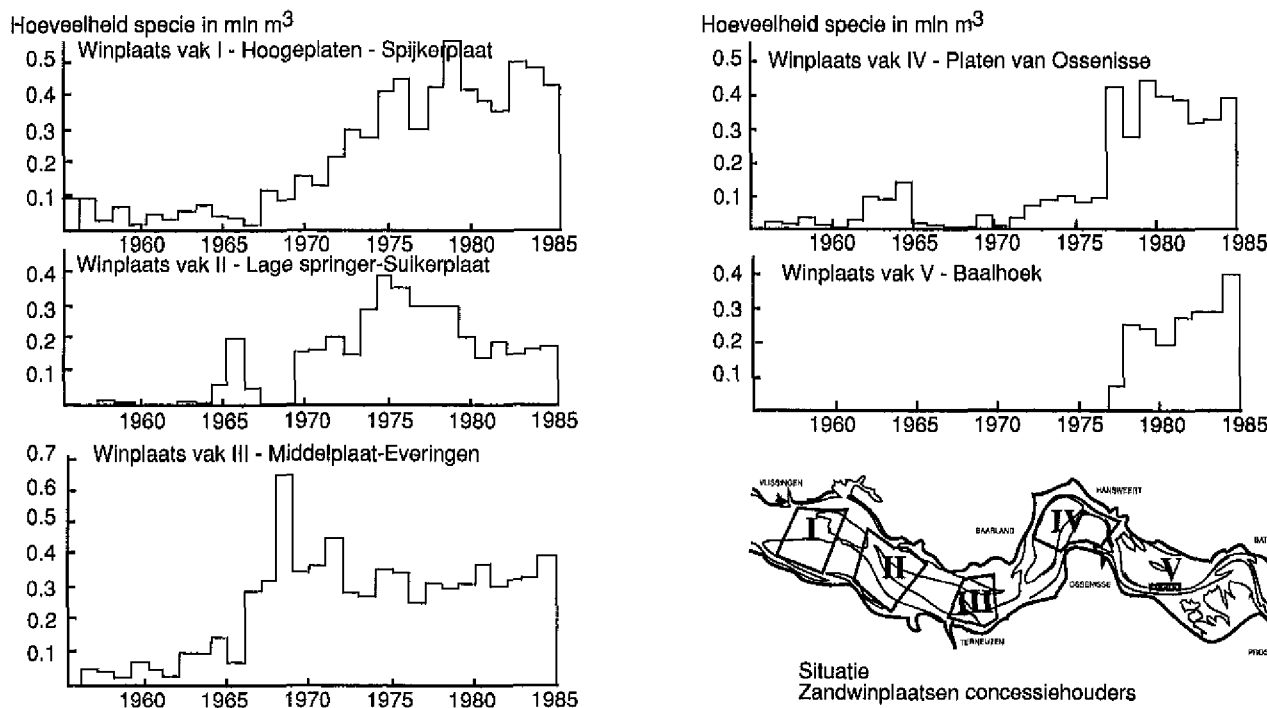
figuur 14:

Onttrekkingen door nederlandse en belgische overheid in de Westerschelde.



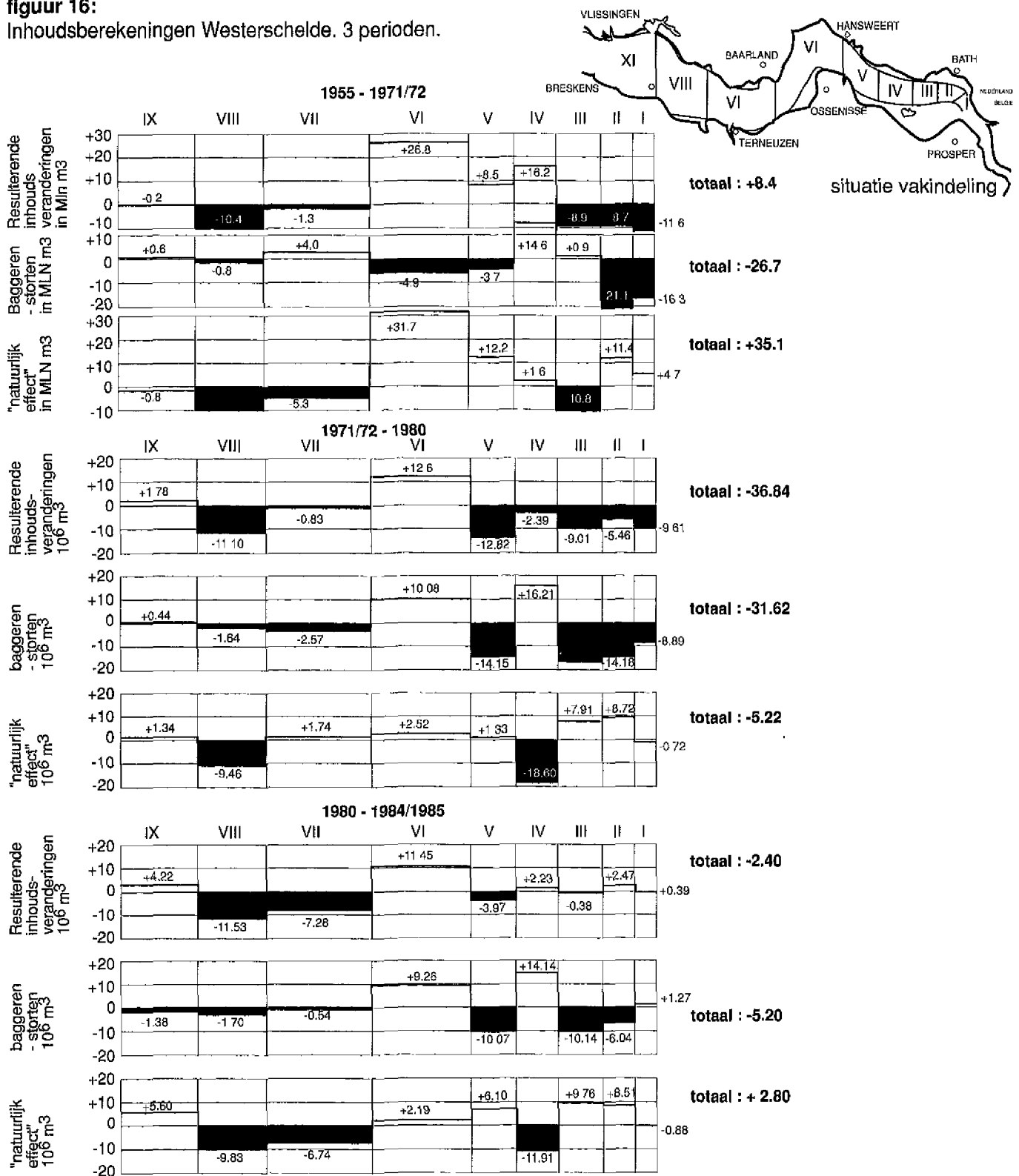
figuur 15:

Zandwinplaatsen voor concessiehouders en hun jaarlijkse onttrekkingen.



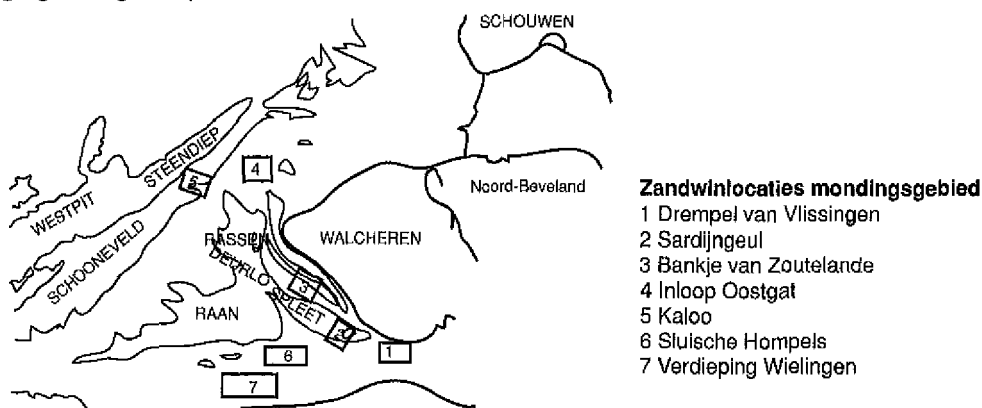
figuur 16:

Inhoudsberekeningen Westerschelde, 3 perioden.

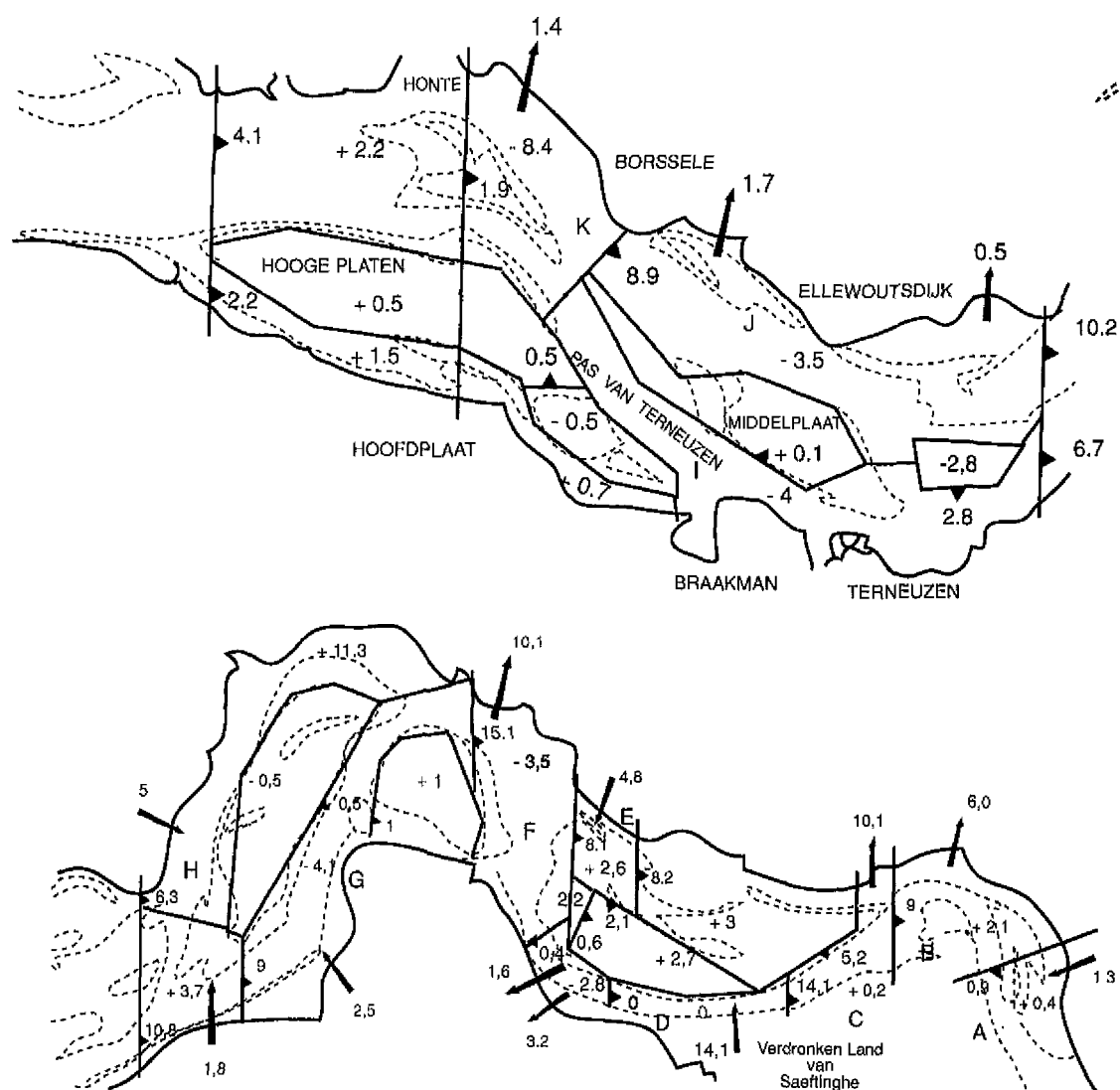
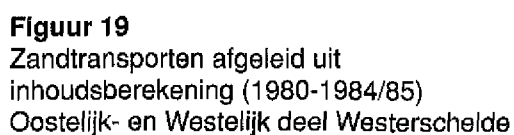


figuur 17:

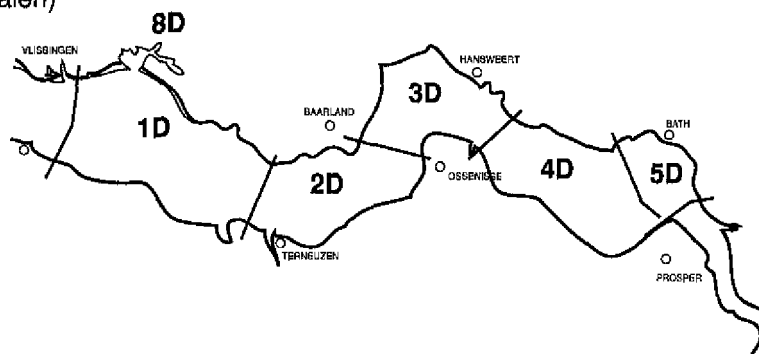
Ligging huidige en potentiële zandwinlocaties mondingsgebied Westerschelde.



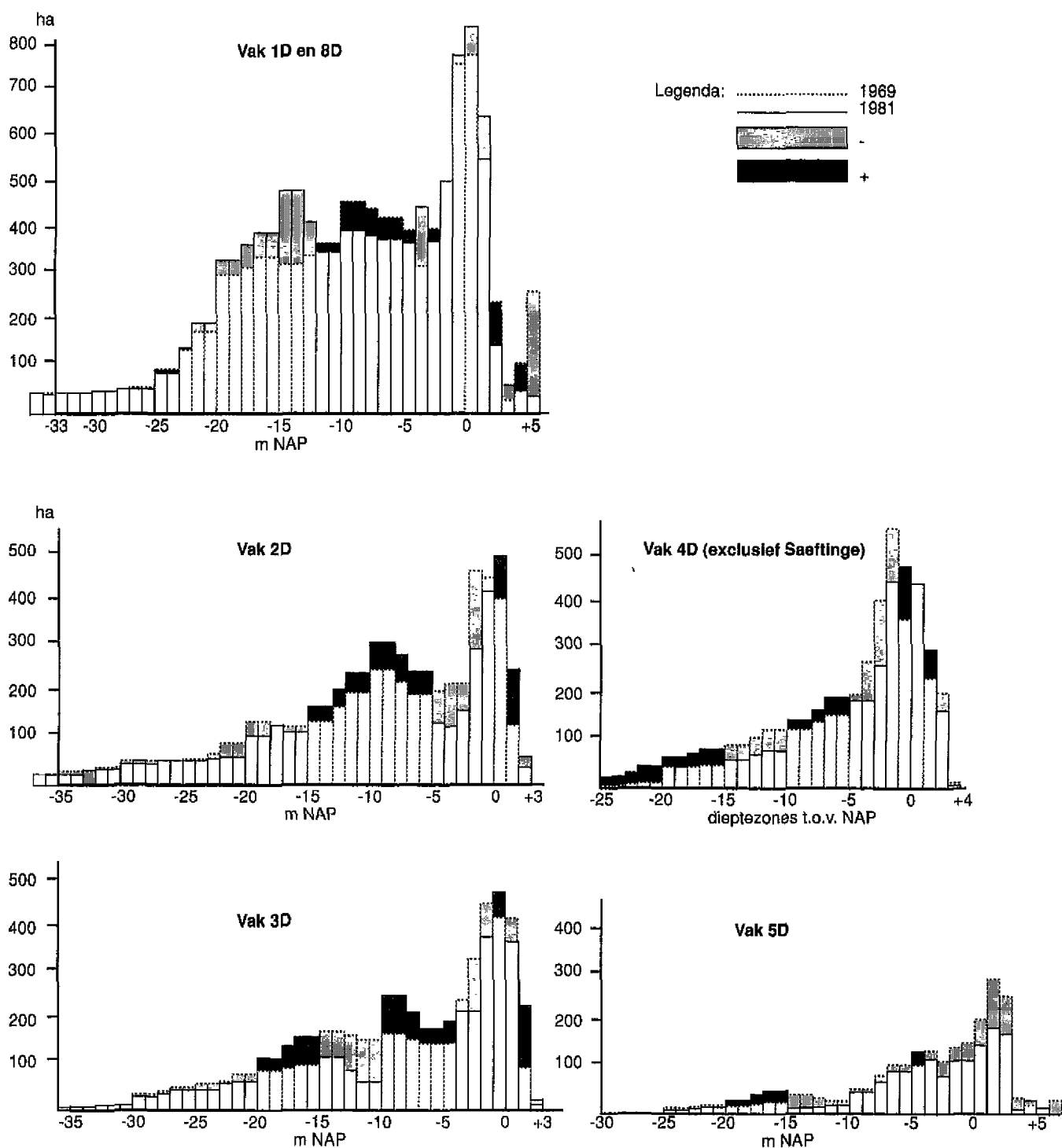
Zandtransporten afgeleid uit
inhoudsberekening (1971-1980)
Oostelijk deel Westerschelde



figuur 20 :
Overzicht vakindeling dieptezones
(volgens debietraalen)

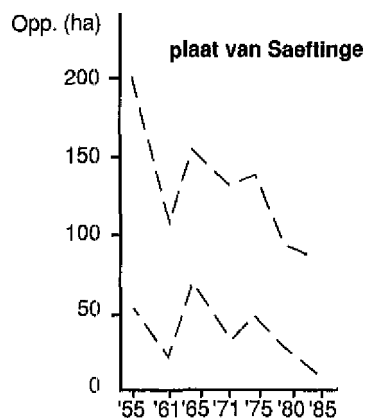
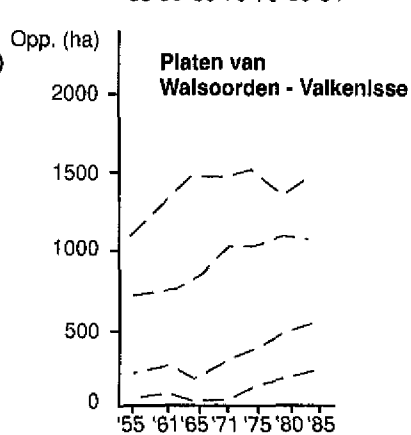
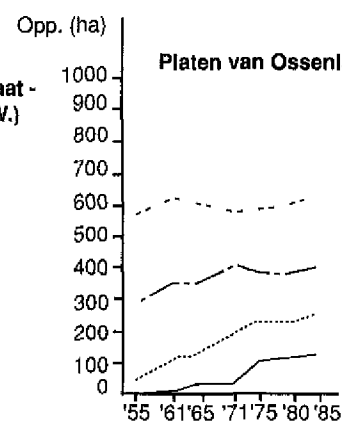
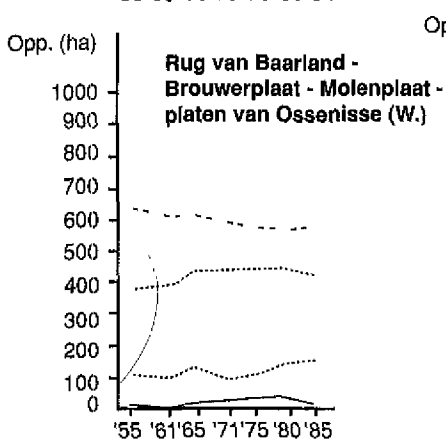
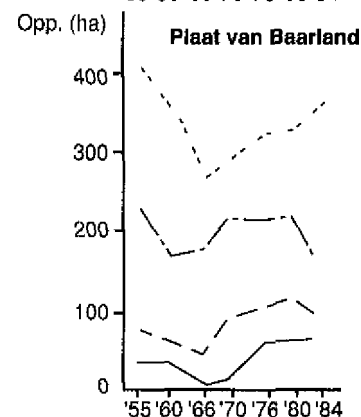
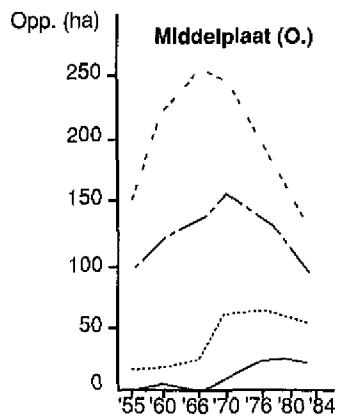
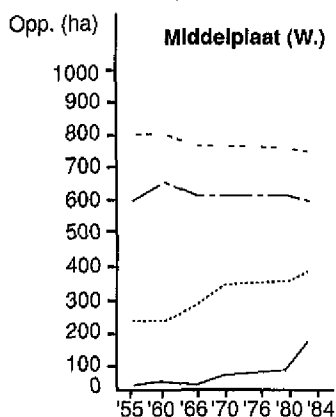
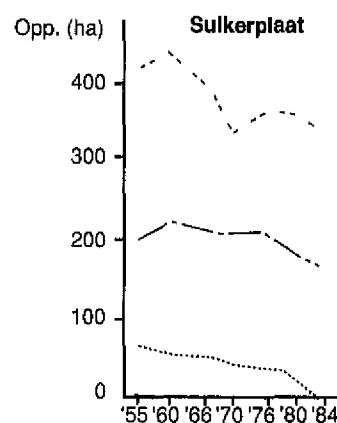
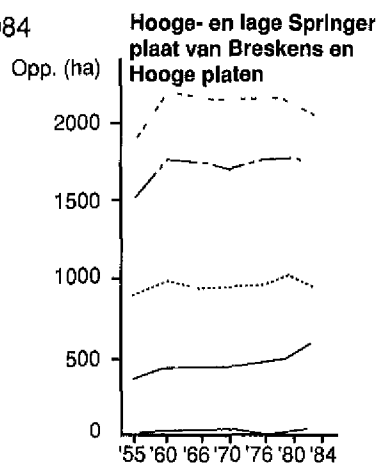
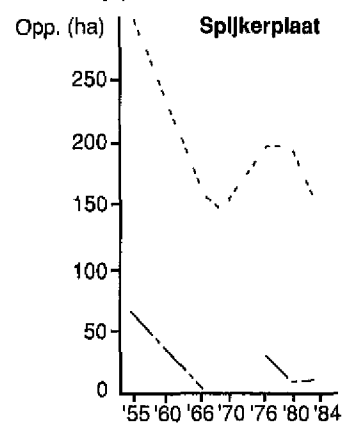


figuur 21 :
Ontwikkeling dieptezones 1969-1981

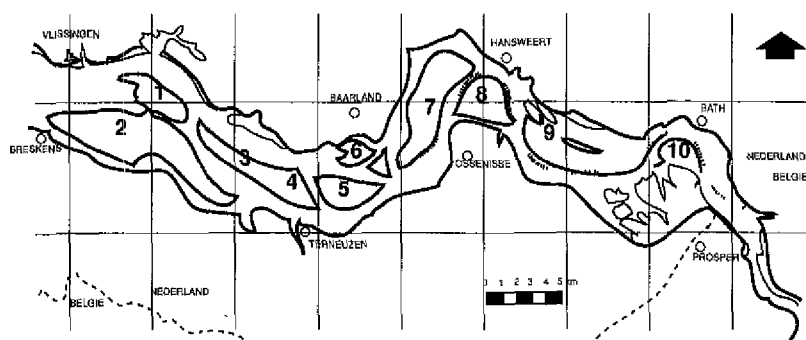


figuur 22 :

Ontwikkeling platengebieden 1955-1984



Legenda: — N.A.P. +2.0m
— N.A.P. +1.0m
... N.A.P.
- - - N.A.P. -2.5m
- · - N.A.P. -5.0m

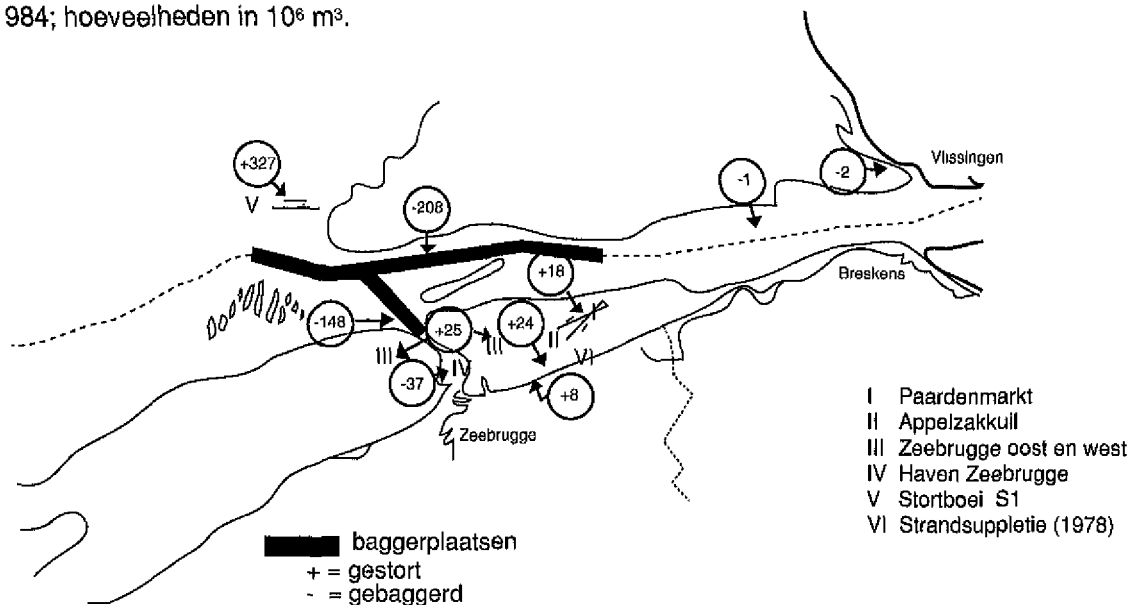
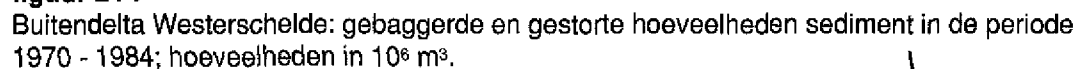


Overzicht Platengebieden

Legenda:

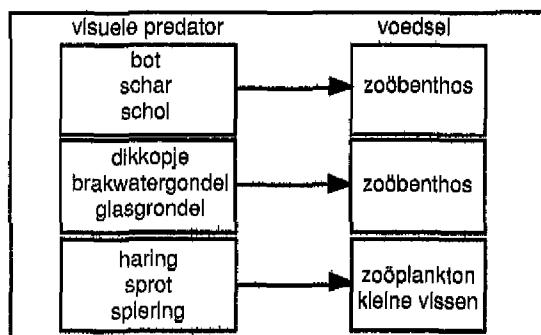
- 1 Spijkerplaat
- 2 Hooge en Lage Springer, Plaat van Breskens en Hooge platen
- 3 Suikerplaat
- 4 Middelplaat (West)
- 5 Middelplaat (Oost)
- 6 Plaat van Baarland
- 7 Rug van Baarland, Brouwersplaat, Molenplaat en Platen van Ossensisse (West)
- 8 Platen van Ossensisse (Oost)
- 9 Platen van Walsoorden en Valkenisse
- 10 Plaat van Saeflinge

Hydrografie mondingsgebied Westerschelde 1829, 1963, 1921, 1978



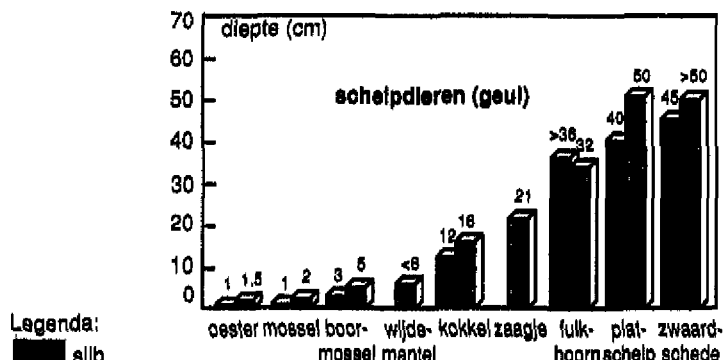
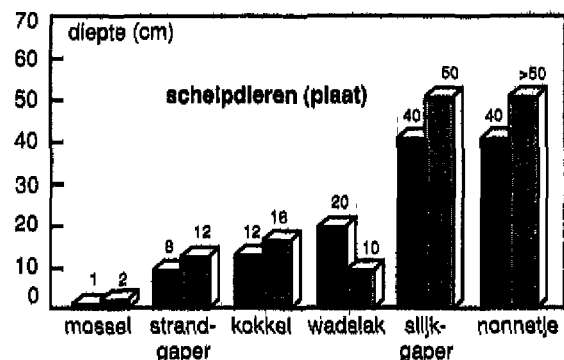
figuur 25 :

Enkele Nederlandse vissoorten die gerekend worden tot de visuele predatoren, met een aanduiding van hun voornaamste voedsel.



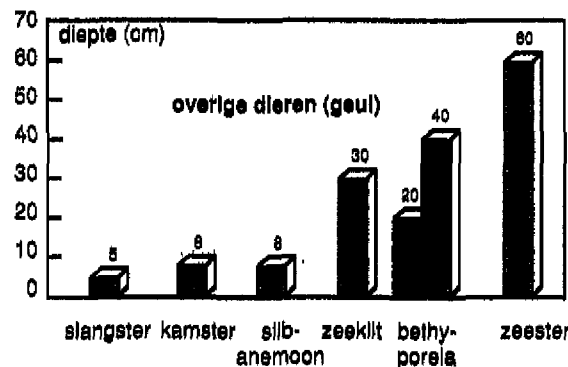
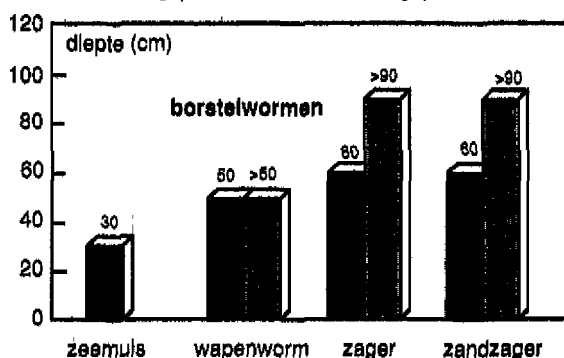
figuur 26 :

Schatting van de fatale diepte van enkele belangrijke macrobenthische soorten bij een plotselinge bedekking door zand of slib



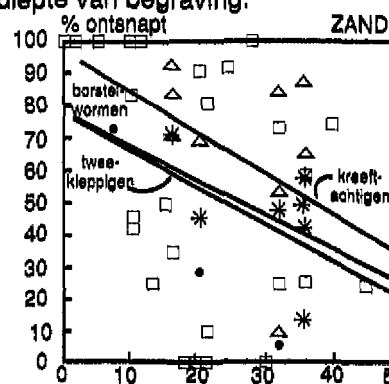
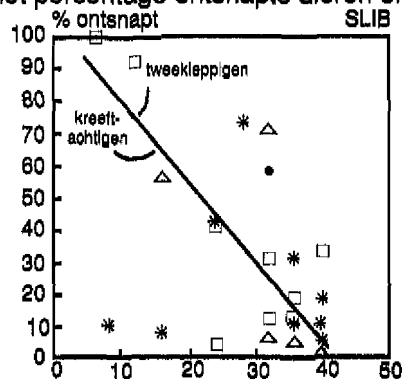
Legenda:

■ slib
■ fijn zand



figuur 27 :

Relatie tussen het percentage ontsnapte dieren en de diepte van begraving.

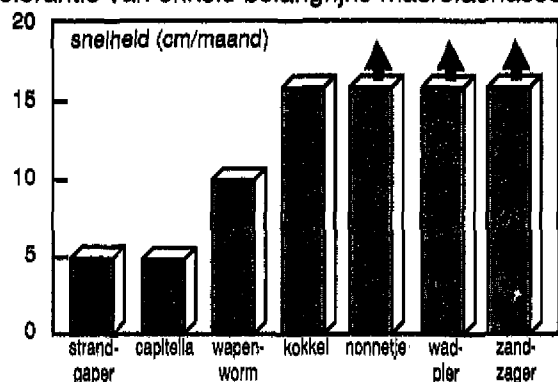


legenda:

△ kreeftachtigen
* borstelwormen
□ tweekleppigen
• slakken

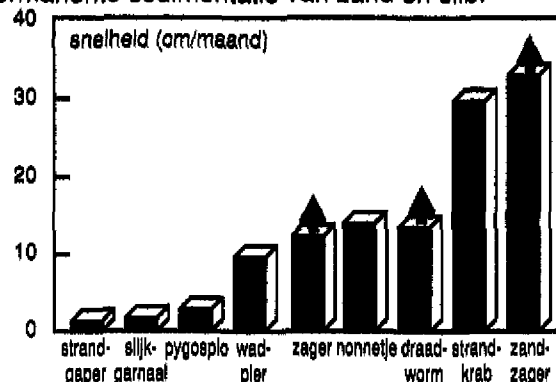
figuur 28 :

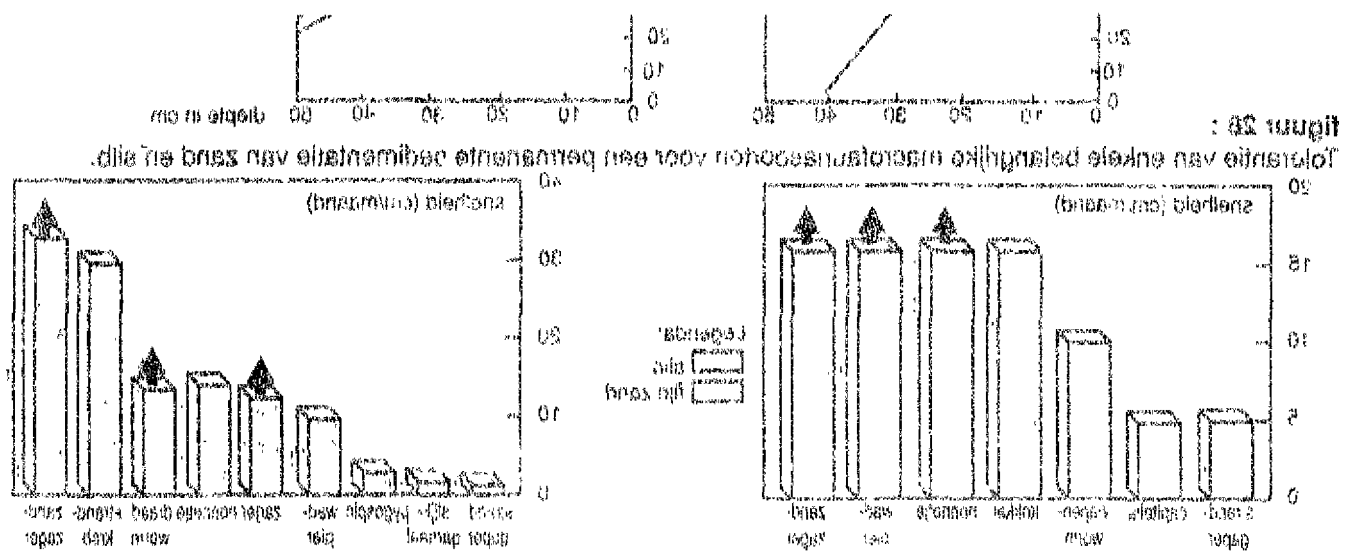
Tolerantie van enkele belangrijke macrofaunasoorten voor een permanente sedimentatie van zand en slib.



Legenda:

■ slib
■ fijn zand

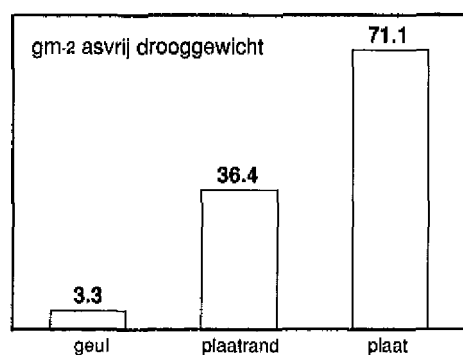




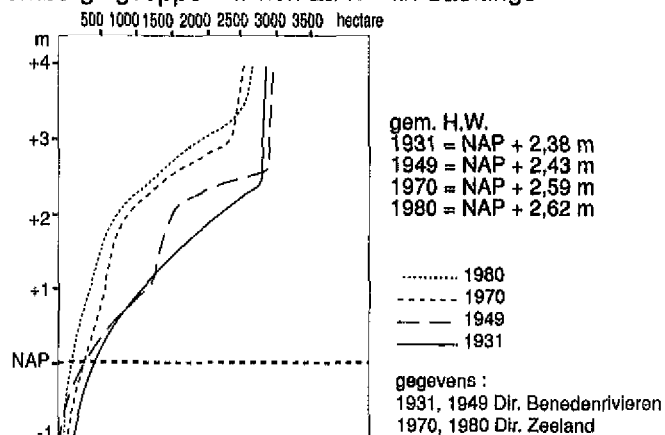
figuur 29 :
Bodemfauna Westerschelde.



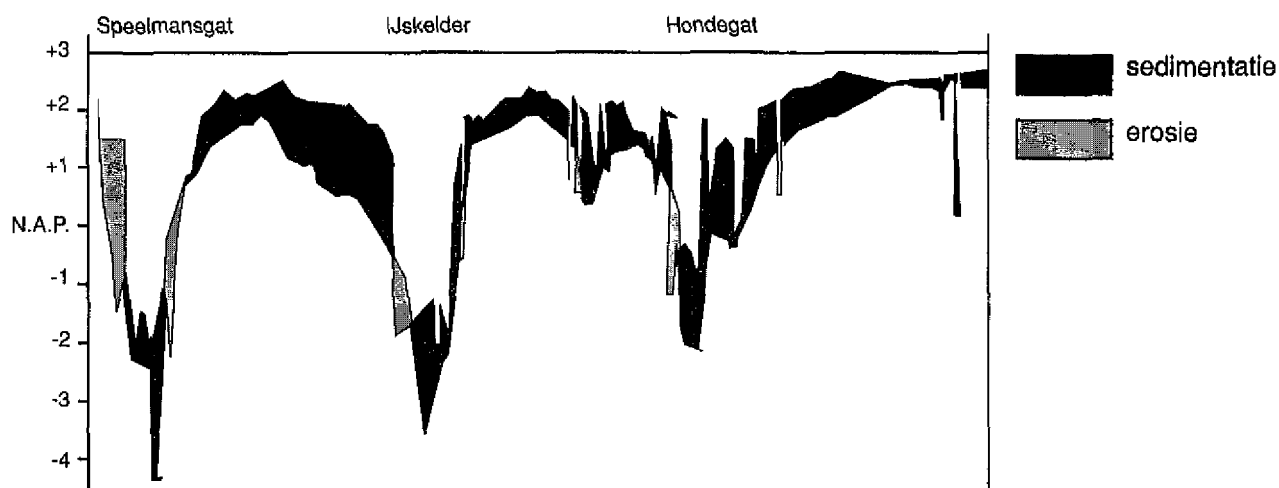
figuur 30 :
Vergelijking van de gemiddelde biomassa van bodemdieren, tussen geulen, platen en plaatranden in de Oosterschelde. Bron: [26]



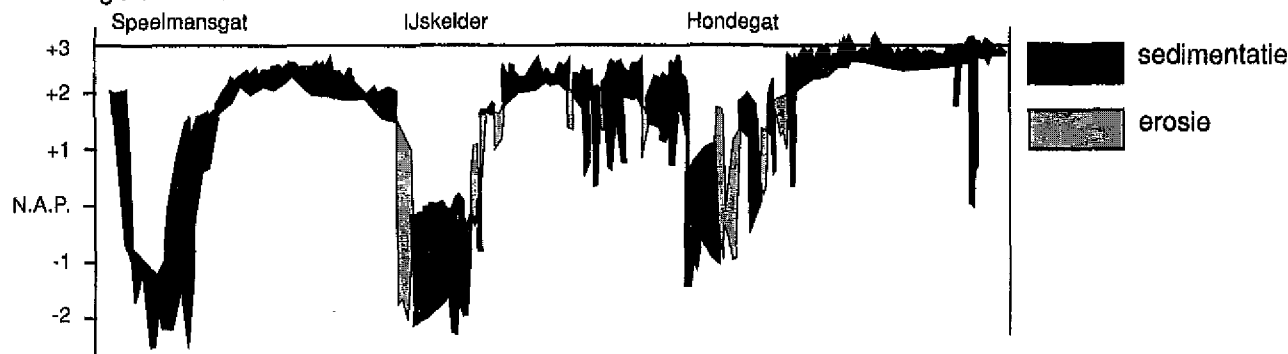
figuur 31 :
Komborgingsoppervlakken Land van Saeftinge



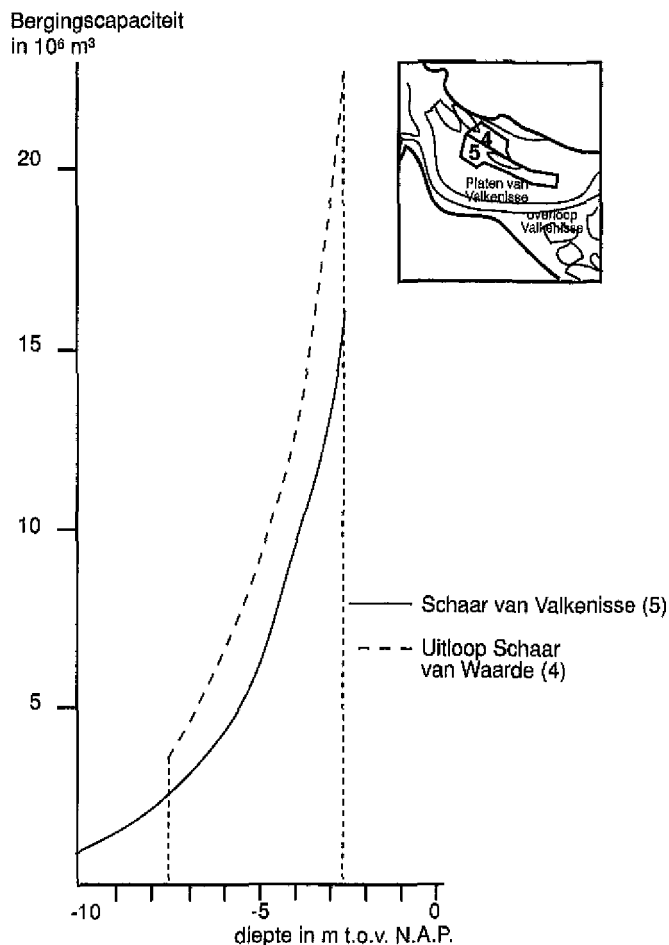
figuur 32 :
Profiel Saeftinge 1931-1962



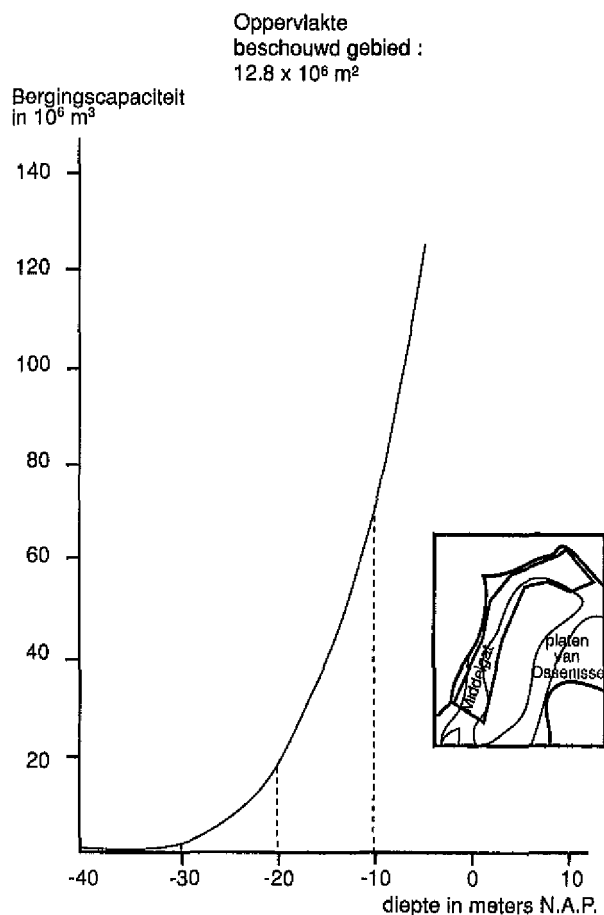
figuur 33 :
Profiel Saeftinge 1962-1987



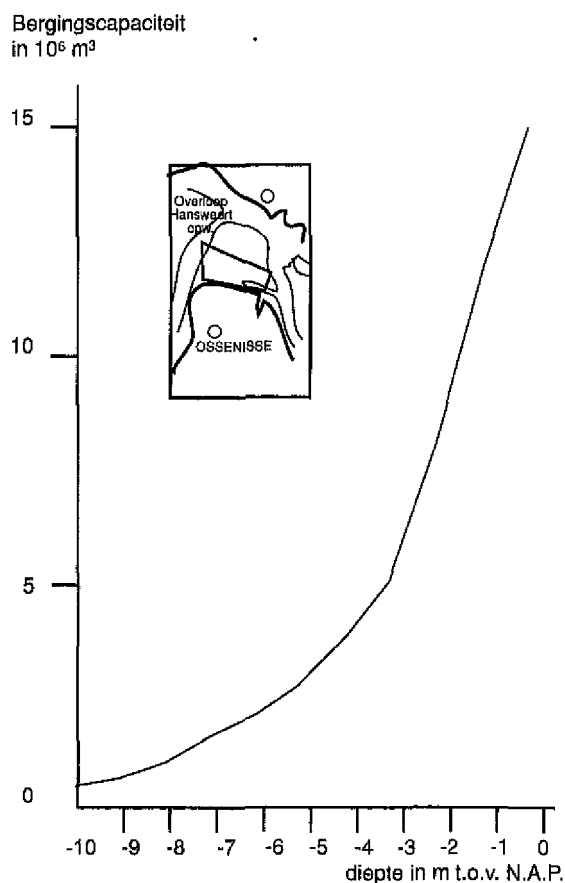
figuur 34 :
Kombergingsgrafiek
Schaar van Waarde en Schaar van Valkenisse.



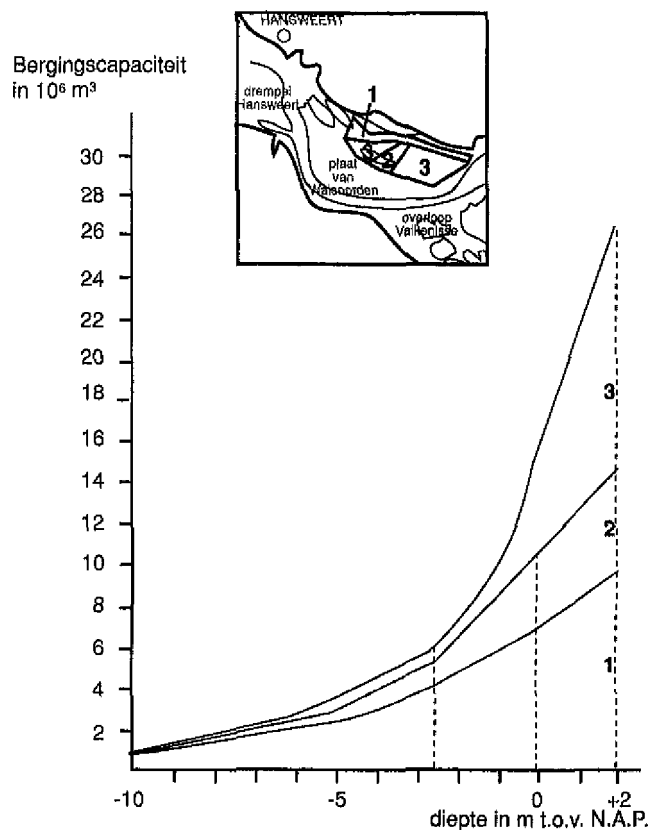
figuur 35 :
Kombergingsgrafiek
Middelgat



figuur 36 :
Kombergingsgrafiek
Schaar van Ossenisse.



figuur 37 :
Kombergingsgrafiek
Zimmermangeul, verbindingsgeul Zimmermangeul en
Schaar van Valkenisse, aangrenzend platengebied.



figur 38 :



figuur 39 :



Waarde

Plaat van Walsoorden

Schaar van Valkenisse

Platen van Valkenisse

bergingsgebied

leidam

Zimmermann