

SLIB IN HET ESTUARIUM VAN DE SCHELDE:

PADEN EN LOTGEVALLEN deel 1

De grootschalige (semi-)natuurlijke slibbeweging

Drs. W.B.M. ten Brinke

Instituut voor Marien en Atmosferisch Onderzoek Utrecht (IMAU)

rapport R 92-9 (RUU-IMAU)

werkdokument GWAO-92.841X (RWS-DGW)

Middelburg, november 1992

INHOUD:

	Blz.
1. Inleiding	3
2. Input rivierslib	4
2.1. Kwantificering totale fluviatiele slibinput	4
2.2. De organische fractie	7
3. Menging marien-fluviatiel slib	9
3.1. $\delta^{13}\text{C}$	10
3.2. CaCO_3	10
3.3. $\delta^{15}\text{N}$	11
3.4. Zware metalen	12
3.5. Antropogene en natuurlijke radioactieve isotopen	14
3.6. Specifieke organische componenten in afvalwater	15
3.7. Ruimtelijke variabiliteit	15
3.8. Temporele variabiliteit	16
3.9. Discussie resultaten verschillende technieken	18
4. Import marien slib	19
4.1. Inleiding	19
4.2. Het percentage fluviatiel slib	20
4.3. Slibaccumulatie Zeeschelde	21
4.4. Slibberging schorren	22
4.5. Slibberging/-erosie platen en slikken	24
4.6. Slibberging/-erosie geulen	25
4.7. De slibbalans: 16 scenario's	26
5. Discussie scenario's slibbalans	30
6. Referenties	32

1. INLEIDING:

Dit rapport is het eerste deel van een set van 2 rapporten waarin een literatuurstudie naar 'de paden en lotgevallen' van slib in het Schelde estuarium wordt samengevat. Doelstellingen van deze studie zijn (1) het in kaart brengen van de slibproblematiek van de Westerschelde, (2) het aangeven van lacunes in de huidige kennis met betrekking tot het gedrag van slib in het estuarium, en (3) het uitzetten van de lijnen voor het toekomstig slibonderzoek in het estuarium. Deze 3 doelstellingen worden in deelrapport 2 behandeld.

Als extra afgeleide van het literatuuronderzoek wordt in dit eerste deelrapport de slibbalans van het Schelde estuarium behandeld. Een slibbalans in dit rapport lijkt op het eerste gezicht dubbelop, gezien het feit dat ook Van Maldegem (1991) onlangs een slibbalans van het Schelde estuarium heeft opgeleverd. De slibbalans in dit rapport heeft niet zozeer als doel om de slibhuishouding van de Westerschelde in kaart te brengen, maar dient veeleer als instrument om onzekerheden en kennislacunes ten aanzien van de slibhuishouding boven tafel te krijgen. Met een slibbalans kunnen verschillende scenario's met verschillende aannames worden doorgerekend.

De keuze voor een eigen balans in plaats van de balans van Van Maldegem is gemaakt omdat (1) de balans van Van Maldegem uitgaat van basale aannames die aanvechtbaar zijn, (2) de (internationale) literatuur informatie biedt waarmee de slibbalans van de Westerschelde steviger kan worden onderbouwd, (3) er onlangs van Belgische kant een betere afschatting van de fluviatiele slibbelasting is geleverd die nog niet in de balans van Van Maldegem is verwerkt, en (4) het zelf maken van een slibbalans bij uitstek de manier is om met problemen en kennislacunes te worden geconfronteerd.

De literatuurstudie is uitgevoerd in de periode april-oktober 1992 door de Rijksuniversiteit Utrecht (RUU), vakgroep Fysische Geografie, in opdracht van de Dienst Getijdewateren (DGW) in Middelburg onder contractnummer overeenkomst DG-431. Het onderzoek is begeleid door Dr. J.H. van den Berg (RUU) en Ir. A. Langerak (DGW). Graag wil ik hier, naast de genoemde begeleiders, voor hun begeleiding, discussies en kritische kanttekeningen bedanken: Ir. J. Vroon, Ing. A. Holland, Ing. R. Boeije, Ir. T. Pieters (DGW), Ing. F. de Bruyckere, Ir. S. Vreeke, Ir. M. Meulblok en Drs. O. v. Kleef (Dir. Zld.).

2. INPUT RIVIERSLIB

2.1. Kwantificering totale fluviatiele slibinput

De eerste schatting van de hoeveelheid fluviatiel slib die het Schelde estuarium aan de landwaartse zijde binnenkomt, varieert van 1 tot 2.2 miljoen ton/jaar (Wartel, 1977). Een meer gedetailleerde schatting is gemaakt door Wollast en Marijns (1981) en samengevat door D'Hondt en Jacques (1982). De geschatte aanvoer van 753.000 ton/jaar is volgens deze auteurs voor 25% van huishoudelijke, voor 39% van industriële en voor slechts 36% van natuurlijke herkomst. Van deze getallen is ook uitgegaan door Van Maldegem (1991) in de slibbalans van het Schelde estuarium.

Op dit moment wordt er aan Belgische zijde gewerkt aan een update van het onderzoek van bovengenoemde auteurs (International Marine and Dredging Consultants (IMDC), in prep.). Deze Belgische studie levert een aanmerkelijk betere onderbouwing op van de fluviatiele slib input dan de tot dusver gebruikte getallen van Wollast en Marijns (1981). Daarom zullen de voorlopige resultaten van dit onderzoek, met enkele zelf bijgestelde aannames, worden gebruikt voor de kwantificering van de fluviatiele slibinput in dit rapport.

Vanuit het stroomgebied van de Schelde en andere toeleverende rivieren kan op 5 manieren slib in het watersysteem terecht komen: (1) via huishoudelijk afvalwater, (2) via industrieel afvalwater, (3) via illegale mestlozingen van agrarische bedrijven, (4) via erosie van slibhoudende bodems en (5) via neerslag. De grootte van deze slibbronnen is weergegeven in tabel 1 voor 1989 en deels voor 1985. De fluviatiele slibinput is gedefinieerd als al het slib dat bij Rupelmonde het estuarium binnenkomt én al het huishoudelijke en industriële slib dat tussen Rupelmonde en de Belgisch-Nederlandse grens op het systeem wordt geloosd. Ter vergelijking zijn ook de tot dusver gehanteerde getallen, samengevat door D'Hondt en Jacques (1982), vermeld. Voor de huishoudelijke en industriële bronnen is een onderscheid gemaakt tussen bruto en netto input. Het verschil tussen beide termen weerspiegelt de zuiveringsgraad van het afvalwater alvorens het wordt geloosd op het watersysteem. Voor 1989 is de netto fluviatiele slibinput berekend, gecorrigeerd voor de slibonttrekking door baggeren stroomopwaarts van Rupelmonde.

Tabel 1. Input fluviaal slib op het Schelde estuarium vanuit het stroomgebied van de Schelde en andere toeleverende rivieren (in 1000 ton/jaar). Voor betekenis superscripts: zie tekst.

	Bruto		Netto		D'Hondt en Jacques (1982)
	1985	1989	1985	1989	
Huishoudens	305 ¹⁾	306 ¹⁾		147 ²⁾	191
Industrie	166-353 ¹⁾	164-339 ¹⁾		67-103 ²⁾	291
Agrarisch			3-30 ³⁾	3-33 ³⁾	
Erosie				436-873 ⁴⁾	271
Neerslag				1 ⁵⁾	
Netto input stroomgebied Schelde				655-1157	
Ottrekking door baggeren				555 ⁶⁾	niet beschouwd
Netto input te Rupelmonde				100-601	753

Bij de superscripts in tabel 1 hoort een nadere toelichting:

¹⁾ De slibproduktie door de bevolking wordt berekend door het aantal inwoners te vermenigvuldigen met de gemiddelde slibproduktie per inwoner (i.e.). Een waarde van 90 g/i.e. wordt algemeen gehanteerd (Koot, 1980). Voor de industrie wordt de slibproduktie eveneens uitgedrukt in inwoner equivalenten (i.e.) en wordt ook weer uitgegaan van 90 g/i.e. Door IMDC wordt aangegeven dat een waarde van 90 g/i.e. voor de industrie aan de lage kant is aangezien industrieel afvalwater veelal meer zwevende stof bevat dan huishoudelijk afvalwater.

²⁾ Op basis van de met ¹⁾ afgeschatte bruto slibproduktie wordt een netto getal berekend door de rioleringsgraad en de mate van benutting van de capaciteit van rioolwaterzuiveringsinrichtingen (rwzi's) in rekening te brengen.

³⁾ De introductie van mest als slibbron is een extra term ten opzichte van de studie van Wollast en Marijns (1981).

⁴⁾ De afschatting van de slibproduktie door oppervlakte erosie van landbouwgronden e.d. is in het Belgische concept-verhaal (IMDC, in prep.) aanmerkelijk beter onderbouwd dan door Wollast en Marijns (1981). Laatstgenoemde auteurs baseren hun schatting op een reeks sedimenttransportmetingen in een klein deel van het Scheldebekken gedurende een periode van 1 maand. Bij de huidige, voor-

lopige Belgische schatting is aangenomen dat de erosie in het Scheldebekken zich hoofdzakelijk concentreert op zandleem- en leembodems. Dit wordt onderbouwd door onderzoek van De Ploey (1979) en Pauwels et al. (1980). Bij de schatting van de grootte van de slibopbrengst door erosie van dergelijke leembodems is vervolgens uitgegaan van resultaten van erosie onderzoek in een ander stroomgebied (de Burdinale) met soortgelijke topografie en bodemsamenstelling (Lamalle, 1989). De resultaten van Lamalle zijn betrouwbaarder dan de resultaten van Wollast en Marijns vanwege (1) een aanmerkelijk langere meetperiode met relatief grote meetfrequentie en (2) een geringe bezinking van particulier materiaal stroomopwaarts van het meetpunt.

Door de Belgische onderzoekers (IMDC, in prep.) wordt er vervolgens van uitgegaan dat al het geërodeerde materiaal slib is. Dit is onjuist. Volgens de klassificatie van De Bakker en Schelling (1966) bestaat een lemige bodem voor maximaal 50% uit zand (figuur 1). Bij nog hogere zandgehalten wordt niet meer van leem maar van lemig zand gesproken, hetgeen op het onderzoeksgebied niet toepasbaar is. Dit betekent dat aan de Belgische aannames nog een extra aanname is toegevoegd, namelijk dat 50-100% van het geërodeerde materiaal slib is ($< 50 \mu\text{m}$).

⁵⁾ De zwevende stof concentratie in regenwater is 10 mg/l.

⁶⁾ Van de netto slibproductie is de hoeveelheid afgetrokken die door baggeren in rivieren en kanalen stroomopwaarts van Rupelmonde aan het systeem wordt onttrokken.

Niet voor alle waterlopen zijn baggergegevens beschikbaar. De beschikbare informatie (in $\text{m}^3/\text{km}/\text{jaar}$) is daarom geëxtrapoleerd naar alle (on)bevaarbare waterlopen in het zoetwatergebied van het Scheldesysteem. Volgens de inventarisatie van IMDC heeft 49% van de totale hoeveelheid geschat baggerwerk in rivieren en kanalen (uitgezonderd de Zeeschelde en Antwerpse haven) betrekking op waterlopen waarvoor geen gegevens voor handen zijn en derhalve moet worden geëxtrapoleerd. De baggerfrequentie is geschat op eens in de 3 jaar. Het percentage slib ($< 63 \mu\text{m}$) van het gebaggerde materiaal is op 70% gesteld.

Voor de dichtheid van het gebaggerde materiaal is een andere waarde gekozen dan door de Belgische onderzoekers wordt gehanteerd. De Belgische onderzoekers hebben een range van dichtheden gehanteerd omdat zij geen informatie over de werkelijke dichtheid hadden. Echter door Migniot (1989) is uitgebreid onderzoek verricht naar de consolidatie, en dus de verandering in dichtheid, van slib in de tijd. Hij toont onder meer resultaten voor de Schelde waarbij de

dichtheid van slib in de eerste 40 dagen na bezinking vrij snel toeneemt waarna de snelheid van verdichting afneemt. Na 3 maanden is de droge dichtheid $\pm 300 \text{ kg/m}^3$. Op basis van het onderzoek van Migniot (1989) en eigen onderzoek in de Oosterschelde kan worden gesteld dat de dichtheid van het Scheldeslib na 3 jaar (moment van baggeren) $\pm 500 \text{ kg/m}^3$ bedraagt.

Tabel 1 laat zien dat aldus een fluviatiele slibinput bij Rupelmonde van $100\text{-}600 \cdot 10^3 \text{ ton/jaar}$ wordt berekend. Dit is lager dan de tot dusver gehanteerde $753 \cdot 10^3 \text{ ton/jaar}$ (tabel 2). Het verschil wordt veroorzaakt door het corrigeren voor slibonttrekking door baggeren in het zoetwaterdeel van het systeem. De ondergrens van $100 \cdot 10^3 \text{ ton/jaar}$ (tabel 1) is laag ten opzichte van de voorlopige Belgische schatting door (1) een lager aangenomen droge dichtheid van het slib en (2) een aangenomen zandgehalte van het geërodeerde sediment. Ook ten opzichte van de SAWES schatting (Holland et al., 1991) is deze ondergrens aan de lage kant. Mogelijk wordt dit veroorzaakt door het feit dat de SAWES schatting betrekking heeft op totaal zwevend sediment (zand én slib).

Tabel 2. De input van fluviatiel slib te Rupelmonde volgens verschillende studies (in 1000 ton/jaar).

SAWES	350-550
D'Hondt en Jacques	750
Concept Belgisch onderzoek	340-640
Concept Belgisch onderzoek+ eigen aannames	100-600

2.2. De organische fraktie

Huishoudens en industrie, met een relatief hoge organische belasting, leveren een vrij grote bijdrage aan de slibinput in het Schelde systeem (tabel 1). Tot op heden is bij de slibbalans van de Westerschelde de organische fractie van dit afvalwater buiten beschouwing gelaten, er van uitgaande dat dit materiaal snel wordt afgebroken. Deze aanname is gebaseerd op processen in rwzi's. Het is maar zeer de vraag of de processnelheden in rwzi's, waar op kunstmatige wijze wordt gestreefd naar een optimale zuivering, kan worden vergeleken met processen in een natuurlijk watersysteem. Afvalwater bevat allerlei organische componenten die slechts moeizaam worden afgebroken en zich over een heel estuarium kunnen verspreiden (Quemeneur en Marty, 1992). Een evaluatie van de tot dusver gehanteerde ruwe aanname kan worden verkregen door de organische stof

fractie van de totale fluviatiele slibproductie af te schatten en te vergelijken met het organische stof gehalte in gesuspendeerd en bodemslib in het estuarium.

De organische stof fractie van het geproduceerde fluviatiele slib kan worden afgeschat door organische stof gehalten aan te nemen van 66% voor het huishoudelijke en industrieel slib (Koot, 1980), 100% voor het agrarische slib en 0% voor het natuurlijke slib a.g.v. erosie en neerslag. Volgens deze schatting in combinatie met de huidige inzichten in de slibproductie, is 15-39% van het fluviatiele slib, organisch. Het fluviatiele slib is aanzienlijk minder rijk aan organische stof dan tot op heden werd gedacht. Dit komt doordat de bijdrage van slib vrijgekomen door erosie van landbouwgrond, volgens de meest recente schatting (IMDC), aanzienlijk hoger is dan tot dusverre werd aangenomen (tabel 1).

Het particulier organische koolstof (POC) gehalte van het bodemslib is gekwantificeerd a.d.h.v. een dataset van 2000 bemonsteringen met een Van Veen happer in de periode 1960-1989, verspreid over het hele estuarium tussen Ruppelmonde en Vlissingen. Op basis van de vakindeling van SAWES (14 vakken) is voor ieder vak het gemiddelde gehalte aan slib ($< 53 \mu\text{m}$) (figuur 2A) en POC (figuur 2B) berekend. Figuur 2A en 2B laten hoge slib- en POC-gehalten zien in met name het Belgische deel van het estuarium. De gelijkens tussen de figuren 2A en 2B wordt veroorzaakt door de sterke correlatie tussen slib en POC (figuur 3). Daarom zeggen beide figuren niet zoveel en moet het POC-gehalte worden uitgedrukt als percentage van de slibfractie. Dit is gedaan in figuur 2C.

Uit figuur 2C blijkt duidelijk dat niet het slib op Belgisch grondgebied, maar het slib in het oostelijke deel van de Westerschelde in grote mate (tot meer dan 40%) organisch is. Overigens is ook een POC-gehalte van 15-20% op Belgische grondgebied niet gering. POC-gehalten in het bodemslib van watersystemen met een minimale verontreiniging, zoals de Oosterschelde, bedragen hooguit enkele procenten (voor de Oosterschelde: 3-4%). De hoofdbron van POC in dergelijke systemen is de primaire produktie en dit materiaal wordt na (of zelfs al tijdens) bezinking zeer snel gemineraliseerd.

De hoge POC-gehalten in het Scheldeslib wijzen dus op een andere bron dan de primaire produktie. Huishoudelijk en industrieel afvalwater ligt voor de hand, al kan erosie van fossiele veenlagen of schorvegetatie niet worden uitgesloten. Laatstgenoemde bronnen zouden de hoge POC-gehalten van het slib in het oostelijke deel van de Westerschelde (nabij Saeftingel) kunnen verklaren. Overigens kan ook de zout-zoet circulatie in samenhang met flokkulatieprocessen een rol spelen bij de laterale variatie in POC. Een ding is duidelijk: de

organische fraktie van het fluviatiele slib mag niet buiten beschouwing worden gelaten. Dit geldt zeker in relatie tot verontreinigingen als bijvoorbeeld zware metalen, die een sterke affiniteit vertonen met met name de organische fraktie van het slib (Baeyens et al., 1987).

Naast het bodemslib, is ook het gesuspendeerde sediment onder de loep genomen. De POC-fraktie van het zwevende stof tussen Rupelmonde en Vlissingen is bepaald tijdens in totaal 15 bemonsteringstochten in 1987 (Van Zoest, 1989), en 1986 en 1988 (Zwolsman, niet gepubliceerd). Figuren 4A-D tonen de resultaten. De POC-gehalten zijn vergelijkbaar met de, niet voor textuur gecorrigeerde, POC-gehalten van het bodemsediment (figuur 2B). Correctie voor de textuur is voor het gesuspendeerde materiaal niet mogelijk omdat informatie over de fraktie $< 53 \mu\text{m}$ ontbreekt. Waarschijnlijk zijn de POC-gehalten van het zwevend sediment aan de lage kant, gezien de elders gerapporteerde, hogere POC-gehalten van totaal gesuspendeerd sediment (zand en slib) in het estuarium (Valenta et al., 1986: 8-16% POC; Eisma, in press: $> 10\%$ POM). In ieder geval geven zowel de POC-gehalten van gesuspendeerd sediment als de POC-gehalten van het bodemsediment aan dat de organische fraktie van het fluviatiele slib niet mag worden verwaarloosd.

3. MENGING MARIEN-FLUVIATIEL SLIB

Op basis van verschillen in de samenstelling van marien en fluviatiel slib kan de menging van deze sedimenten in het estuarium worden vastgesteld. Als tracers kunnen natuurlijke eigenschappen als mineralogische samenstelling en isotopen verhoudingen, en door de mens geïntroduceerde stoffen als radioactieve elementen en zware metalen, worden gebruikt. Een stof/eigenschap is geschikt als tracer als aan een basis criterium wordt voldaan: de tracer moet zich conservatief gedragen tijdens transport en na depositie. De tracer mag dus niet vanuit de particulaire fase in oplossing gaan, vanuit de opgeloste fase neerslaan, of anderszins in concentratie ten opzichte van het sediment veranderen. Tussen de concentratie van een tracer en het percentage fluviatiel (of marien) slib zal dus een lineair verband bestaan.

In onderstaande worden de resultaten besproken van 4 tracers die zijn toegepast bij het bepalen van de verhouding marien-fluviatiel slib in het Schelde estuarium: $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, CaCO_3 en zware metalen (met name Pb en Cr). Daarnaast zal kort worden ingegaan op de mogelijkheden die antropogene en natuurlijke radioactieve isotopen, en specifieke organische componenten van afvalwater

bieden als toepassing bij het onderzoek naar de menging van fluviatiel en marien slib.

3.1. $\delta^{13}\text{C}$

In de slibbalans opgesteld door Van Maldegem (1991) is de menging van marien en fluviatiel slib in het estuarium berekend uit de longitudinale variatie in de verhouding tussen de isotopen ^{12}C en ^{13}C in het bodemslib. De $\delta^{13}\text{C}$ wordt berekend volgens

$$\delta^{13}\text{C} = \{[^{13}\text{C}/^{12}\text{C}]_{\text{sample}}/[^{13}\text{C}/^{12}\text{C}]_{\text{PDB}} - 1\} * 1000 \text{ (‰)}$$

Volgens de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -methode worden over het algemeen $\delta^{13}\text{C}$ waarden berekend die variëren van -20 tot -25‰ voor marien sediment en van -25 tot -28‰ voor fluviatiel sediment (Salomons en Mook, 1981). Voor de Westerschelde zijn waarden gevonden van -22.3 tot -23.1‰ voor marien sediment en van -27.3 tot -27.4‰ voor fluviatiel sediment (Van Maldegem, 1989). Het verloop van de fractie fluviatiel slib tussen Rupelmonde en Vlissingen volgt uit

$$\text{fractie fluviatiel slib} = (\delta_{\text{m}} - \delta) / (\delta_{\text{m}} - \delta_{\text{f}}) * 100\%$$

waarin $\delta_{\text{m}} = \delta^{13}\text{C}$ marien slib

$\delta_{\text{f}} = \delta^{13}\text{C}$ fluviatiel slib

$\delta = \delta^{13}\text{C}$ estuarien slib

De resultaten zijn weergegeven in figuur 5.

3.2. CaCO_3

Door Bernard (1989) is met behulp van automatische microprobe analyse de samenstelling van de minerale basisbouwstenen van het zwevende slib bepaald. Deze methode is gebaseerd op het feit dat slib op een bepaalde lokatie in een bepaald watersysteem wordt gekarakteriseerd door een aantal minerale hoofdgroepen. Afhankelijk van de herkomst van het materiaal zal het slib variëren in de samenstelling van minerale hoofdgroepen en in het percentage van voorkomen van de hoofdgroepen. Als in een bepaald estuarium één of meerdere hoofdgroepen in een significant hoger of lager percentage voorkomt in marien slib in vergelijking met fluviatiel slib, dan kan (kunnen) deze hoofdgroep(en)

worden gebruikt als tracer voor de menging van marien en fluviatiel slib. Voor de Westerschelde is door Bernard (1989) aangetoond dat de CaCO_3 groep in het zwevende Westerschelde slib systematisch afneemt van Vlissingen tot landwaarts van Rupelmonde omdat CaCO_3 vanuit de Noordzee het systeem binnenkomt. Het procentuele voorkomen (abundantie) van deze CaCO_3 hoofdgroep ten opzichte van de andere hoofdgroepen is in figuur 6 uitgezet tegen de afstand. Hoewel de scatter met name in het westelijke deel van de Westerschelde groot is, is een 2^e-graadskromme door de puntenwolk gefit. Uit deze abundantie kan het verloop van de fractie fluviatiel slib tussen Rupelmonde en Vlissingen worden berekend volgens

$$\text{fractie fluviatiel slib} = (A_m - A) / (A_m - A_f) * 100\%$$

waarin A_m = Abundantie marien slib

A_f = Abundantie fluviatiel slib

A = Abundantie estuarien slib

De abundantie van CaCO_3 in het fluviatiele slib is 0. Voor de abundantie van CaCO_3 in het mariene slib is een minimum en een maximum schatting gehanteerd. Als minimum is de abundantie ter hoogte van Vlissingen genomen die volgt uit de 2^e-graadskromme in figuur 6: 12.33%. Als maximum is de door Bernard bepaalde abundantie op de Noordzee ter hoogte van de Eems monding en de Baltische zee genomen: 20%. De abundantie van CaCO_3 in het estuariene slib neemt af met toenemende afstand landwaarts van Vlissingen volgens de 2^e-graadskromme $Y = 12.33 - 0.037X - 0.001X^2$. De minimale en maximale schatting van het percentage fluviatiel slib als functie van de landwaartse afstand ten opzichte van Vlissingen kan nu worden beschreven volgens

$$Y = 0.3X + 0.0081X^2 \text{ (\%)} \text{ resp. } Y = 38.4 + 0.185X + 0.005X^2 \text{ (\%)} \text{ (figuur 7).}$$

3.3. $\delta^{15}\text{N}$

De verhouding $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ van particulier organische stikstof (PON) kan, op soortgelijke wijze als de verhouding $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, worden gebruikt als tracer voor de menging van marien en fluviatiel slib (Mariotti et al., 1984). De $\delta^{15}\text{N}$ wordt berekend volgens

$$\delta^{15}\text{N} = \{ [^{15}\text{N}/^{14}\text{N}]_{\text{sample}} / [^{15}\text{N}/^{14}\text{N}]_{\text{atm.N}} - 1 \} * 1000 \text{ (\%)}$$

waarin $[^{15}\text{N}/^{14}\text{N}]_{\text{atm.N}}$ de isotopen ratio van atmosferische stikstof is die wordt gebruikt als standaard. Deze methode is alleen geschikt voor herfst en winter omdat biologische processen in voorjaar en zomer de $[^{15}\text{N}/^{14}\text{N}]$ verhouding van het sediment beïnvloeden. Op basis van getallen gepresenteerd door Mariotti et al. (1984) is de $\delta^{15}\text{N}$ waarde voor zwevend slib in relatie tot de afstand landwaarts van Vlissingen berekend volgens $Y=7.4-0.013X-0.00092X^2$ (figuur 8). Uit deze relatie kan het verloop van de fractie fluviatiel slib tussen Rupelmonde en Vlissingen worden berekend volgens

$$\text{fractie fluviatiel slib} = (\delta_m - \delta) / (\delta_m - \delta_f) * 100\%$$

waarin $\delta_m = \delta^{15}\text{N}$ marien slib

$\delta_f = \delta^{15}\text{N}$ fluviatiel slib

$\delta = \delta^{15}\text{N}$ estuarien slib

Volgens Mariotti et al. is $\delta^{15}\text{N}_m = 8\%$ en $\delta^{15}\text{N}_f = 1.5\%$ voor de Westerschelde. Het percentage fluviatiel slib verloopt dan met de afstand landwaarts van Vlissingen volgens $Y=9.2+0.2X+0.014X^2$ (%) (figuur 9).

3.4. Zware metalen

Zware metalen komen in sterk verhoogde concentraties voor in fluviatiel slib in vergelijking met marien slib. Over het algemeen is de menging van mariene en fluviatiele sedimenten het dominante proces met betrekking tot de verspreiding van zware metalen in een estuarium (Salomons en Eysink, 1981). Hier dient de toepasbaarheid van zware metalen als tracer zich aan. Echter, op het effect van de menging van marien en fluviatiel slib op de verspreiding van zware metalen is het effect van uitwisselingsprocessen tussen de particulaire en opgeloste fase gesuperponeerd. Deze uitwisselingsprocessen zijn afhankelijk van het soort metaal en de milieuomstandigheden (Salomons en Eysink, 1981; Valenta et al., 1986). Voor de meeste zware metalen betekent dit dat zij zich niet conservatief gedragen. Uitzondering vormen chroom en lood waarvoor conservatief gedrag in het Schelde estuarium is aangetoond door Salomons en Eysink (1981) resp. Zwolsman (submitted). Soortgelijke resultaten worden, voor wat betreft lood, gerapporteerd door Valenta et al. (1986) en Baeyens et al. (-1987). Lood en chroom zullen in sectie 2.8 worden gebruikt voor de bepaling van de temporele variabiliteit in de menging marien-fluviatiel slib.

In deze sectie zal de menging marien-fluviatiel slib worden berekend op

basis van de laterale verspreiding van een zestal zware metalen over het estuarium: Zn, Cu, Cr, Pb, Cd, Ni. Weliswaar zal voor een viertal van deze metalen oplossing en/of precipitatie een fout introduceren. Deze fout zal echter gering zijn vanwege (1) de ondergeschikte rol van het effect van oplossing/precipitatie op de concentratie zware metalen in vergelijking met de dominante rol van de menging van marien en fluviatiel slib (Salomons en Eysink, 1981) en (2) het (deels) tegen elkaar wegvallen van de effecten van oplossing/precipitatie voor verschillende metalen als deze als één dataset worden beschouwd, omdat oplossing/precipitatie van de verschillende metalen bij verschillende saliniteiten plaatsvindt (Waterloopkundig Laboratorium, 1981).

De concentraties zware metalen zijn ontleend aan een studie van het Waterloopkundig Laboratorium (1981) en hebben betrekking op bodemonsters. In september 1979 zijn 16 lokaties verspreid over het estuarium tussen Rupelmonde en Vlissingen bemonsterd. Enkele van deze lokaties zijn samengevoegd zodat alle 14 vakken uit de SAWES studie door één metaalgehalte worden gekarakteriseerd. Om de zes metalen als één dataset te kunnen beschouwen, zijn de concentraties in de 14 vakken gedeeld door de gemiddelde concentratie voor het hele estuarium. De metaalgehalten zijn hierdoor eenheidsvrij geworden.

Figuur 10 geeft het verloop van de zes metaalgehalten tussen Rupelmonde en Vlissingen weer. Figuur 11 geeft de best-fit door de totale dataset van alle zes metalen weer. Deze best-fit kan worden beschreven door de 2^e-graads kromme van het genormaliseerde metaalgehalte als functie van de afstand landwaarts van Vlissingen:

$$Y=0.4-0.0078X+0.00034X^2.$$

Het verloop van de fractie fluviatiel slib tussen Rupelmonde en Vlissingen volgt dan uit

$$\text{fractie fluviatiel slib} = (M_m - M) / (M_m - M_f) * 100\%$$

waarin M_m = genormaliseerd metaalgehalte marien slib

M_f = genormaliseerd metaalgehalte fluviatiel slib

M = genormaliseerd metaalgehalte estuarien slib

De waarde voor M_m = 0.35 en is bepaald uit bemonsteringen van sediment van de Vlaamse Banken (Waterloopkundig Laboratorium, 1981), een belangrijke bron van marien slib (Gossé, 1977). De waarde voor M_f (3.10) is bepaald uit het metaalgehalte bij Antwerpen onder aanname dat het slib hier voor 35% uit marien slib bestaat. Dit percentage is bij de studie van het Waterloopkundig Laboratorium

afgeleid uit $\delta^{13}\text{C}$ bepalingen. Het percentage fluviatueel slib verloopt dan met de afstand landwaarts van Vlissingen volgens $Y=1.5-0.28X+0.012X^2$ (figuur 12).

3.5. Antropogene en natuurlijke radioactieve isotopen

Naast koolstof- en stikstofisotopen zijn er nog vele andere isotopen die een geschikte tracer vormen voor slibonderzoek in estuaria. Bijvoorbeeld isotopen die vrijkomen bij kerncentrales, die veelal aan de landwaartse zijde van estuaria zijn gelegen. Het fluviatiele slib is gelabeld en kan door het estuarium heen worden gevolgd (Olsen et al., 1989).

De meeste onderzoeken naar de verspreiding van slib op basis van radioactieve isotopen zijn echter niet gebaseerd op dergelijke puntlozingen maar op atmosferische depositie ('fallout'). De dispersie van radioactieve isotopen door wind en water over het aardoppervlak en de daaropvolgende fallout over (niet)agrarische stroomgebieden labelt de bodemdeeltjes met herkenbare tracers. Veel gebruikte isotopen zijn ^{137}Cs (McHenry, 1973; Brydsten en Jansson, 1989; Olsen et al., 1989; Sugai, 1990) en ^{210}Pb (Shannon et al., 1970; Benninger en Krishnaswami, 1981; Carpenter et al., 1981; Carpenter et al., 1984) en in mindere mate ^{90}Sr (Bowen et al., 1974) en $^{239,240}\text{Pu}$ (Benninger en Krishnaswami, 1981; Olsen et al., 1989). ^{137}Cs en ^{90}Sr zijn antropogene isotopen, in het milieu geïntroduceerd sinds 1954 door kernexplosies en lozingen van kerncentrales e.d. (Tsjernobyl!). ^{210}Pb en $^{239,240}\text{Pu}$ zijn natuurlijke isotopen die in de atmosfeer (en in de bodem) worden gevormd.

Voor een estuarium als de Westerschelde lijkt ^{137}Cs (en eventueel ^{90}Sr) het meest geschikt. Bovengenoemde ^{137}Cs -referenties hebben alle betrekking op estuarine systemen. ^{137}Cs (en ^{90}Sr) gedraagt zich conservatief in het water (Edgington, 1980). Echter, mobilisatie van ^{137}Cs in het bodemsediment kan voor problemen zorgen (Beasley et al., 1982; Sharma et al., 1987; Anderson et al., 1987; Sugai, 1990), al lijken deze problemen de succesvolle toepassing van ^{137}Cs in estuaria (zie referenties) niet in de weg te staan. De methode is gebaseerd op een aanmerkelijk grotere ^{137}Cs activiteit van het fluviatiele slib in vergelijking met het mariene slib door (1) een sterke verrijking met ^{137}Cs van het bodemsediment in het stroomgebied als gevolg van een langdurige continue atmosferische depositie en een snelle adsorptie van ^{137}Cs aan bodemkleimineralen (De Roo, 1991) en (2) de neiging van ^{137}Cs om in zeewater in oplossing te blijven door concurrentie met andere kationen voor adsorptieplaatsen op gesuspenderde deeltjes en de geringe concentratie deeltjes in suspensie (Olsen et al., 1989).

^{210}Pb (en $^{239,240}\text{Pu}$) is waarschijnlijk minder geschikt voor een estuarien systeem dan ^{137}Cs (en ^{90}Sr). De reden hiervoor is met name gelegen in het feit dat ^{210}Pb , in vergelijking met ^{137}Cs , zeer slecht oplosbaar is en in zeewater direct neerslaat op gesuspendeerd sediment (Livingston en Bowen, 1979; Anderson et al., 1987). Hierdoor is het verschil in ^{210}Pb activiteit tussen marien en fluviatiel slib veel kleiner dan bij een isotoop als ^{137}Cs . Bovendien kan estuarien slib in vergelijking met fluviatiel en marien slib, door het slecht oplosbaar zijn van ^{210}Pb , in de loop van de tijd extra sterk met ^{210}Pb worden verrijkt om de eenvoudige reden dat slib in een estuarium lang blijft ingevangen (Olsen et al., 1989). Het zal de lezer dan ook niet verbazen dat bovengenoemde ^{210}Pb -referenties betrekking hebben op continental shelves e.d. en niet de kleinschaligere estuaria. Overigens bieden de specifieke eigenschappen van ^{210}Pb goede mogelijkheden bij onderzoek naar verblijftijden van slib in een estuarium. Hierover meer in deelrapport 2.

In het Schelde estuarium zijn de radio-actieve isotopen ^{137}Cs en $^{239,240}\text{Pu}$ (Duursma et al., 1989; Martin et al., 1992) en ^{210}Pb (Baeyens et al., in prep.) als tracer toegepast. Door tijdgebrek zullen deze resultaten in dit rapport niet met de in voorgaande besproken tracers worden vergeleken.

3.6. Specifieke organische componenten in afvalwater

Antropogeen materiaal bevat specifieke organische verbindingen die niet via de primaire produktie in het systeem terecht komen. Een aantal van deze verbindingen is slecht afbreekbaar en kan zodoende worden gebruikt als fingerprint bij de verspreiding van het antropogene materiaal (Quemeneur en Marty, 1992). Bij speciale belangstelling voor het transport van huishoudelijk en industrieel afvalslib kan deze techniek interessant zijn voor het Schelde estuarium. Echter, gezien het feit dat ook deze verbindingen aan microbiële afbraak onderhevig zijn en hun gedrag derhalve niet conservatief is, zal deze techniek aan het onderzoek naar de menging marien-fluviatiel slib weinig kunnen bijdragen.

3.7 Ruimtelijke variabiliteit

De verdeling van fluviatiel en marien slib, en daarmee het percentage fluviatiel slib van zwevend en bodemsediment, over de dwarsdoorsnede van het estuarium zal niet gelijkmatig zijn. Het lijkt aannemelijk dat vloeddominante geulen een relatief laag, en ebdominante geulen een relatief hoog percentage

fluviatiel slib bevatten. Ook zouden er verschillen kunnen bestaan in percentage fluviatiel slib tussen de morfologische eenheden onderling (platen, geulen, e.d.) als gevolg van het verschillend vullen en ledigen van deze eenheden in relatie tot het getij. Hierbij zullen getijasymmetrie effecten (Dronkers, 1986) in combinatie met verschillen in slibconcentratie tussen eb en vloed een rol spelen. Het geheel van factoren dat de ruimtelijke variatie in het percentage fluviatiel slib bepaalt, is te gecompliceerd om te kunnen doorgronden. Wel kan een indruk worden verkregen van de grootte van deze ruimtelijke variatie.

In 1990 zijn bodemonsters genomen op 4 transecten dwars over de geulen in het oostelijke deel van de Westerschelde waarvan de $\delta^{13}\text{C}$ waarde is bepaald (Van Maldegem, niet gepubliceerd). De gemiddelde spreiding in $\delta^{13}\text{C}$ dwars over het estuarium bedraagt volgens deze gegevens 1.1 ‰. Dit is 23% van het gemiddelde verschil in $\delta^{13}\text{C}$ tussen marien en fluviatiel slib (sectie 2.1). Dit betekent dat rond de percentages fluviatiel slib in figuur 5, en ongetwijfeld ook in de figuren van de andere tracers, een onzekerheidsband van, naar eerste schatting, 23% moet worden getekend.

3.8. Temporele variabiliteit

De temporele variatie in de verspreiding van fluviatiel zwevend sediment is onderzocht met de tracers chroom en lood. In sectie 2.4. is gemeld dat de zware metalen chroom en lood zich conservatief gedragen. Door Van Zoest (1989) zijn in 1987/1988 8 bemonsteringstochten uitgevoerd waarbij op een aantal lokaties tussen Rupel en Vlissingen het zwevend sediment is bemonsterd. Hieruit zijn onder meer de gehalten chroom, lood en aluminium bepaald.

De concentraties chroom en lood in het sediment worden in sterke mate bepaald door de deeltjesgrootteverdeling van het sediment en de hoeveelheid organische stof. Om verschillende lokaties onderling te kunnen vergelijken moet voor dergelijke effecten worden gecorrigeerd. Dit kan door de chroom- en loodgehalten te delen door het aluminiumgehalte. Aluminium heeft dezelfde specifieke affiniteit voor de fijnste sedimentfrakties en organische stof als chroom en lood, maar wordt niet door de mens in het Schelde estuarium gebracht. Normalisering van de chroom- en loodgehalten naar aluminium biedt de mogelijkheid om voor 8 momenten verspreid over ongeveer een jaar het verloop in percentage fluviatiel slib te bepalen.

De genormaliseerde chroom- en loodgehalten zijn tegen de afstand uitgezet in de figuren 13 en 14. Op basis van 2^o-graads krommen (tabel 3) is uit deze

figuren vervolgens het verloop van het percentage fluviatiel slib over het estuarium berekend (tabel 4, figuur 15).

Chroom en lood laten hetzelfde beeld zien. Er is een grote temporele variatie in de verspreiding van fluviatiel zwevend sediment. In zomer en najaar neemt het percentage fluviatiel slib in zeewaartse richting aanmerkelijk sneller af dan in winter en voorjaar. Uit de curves in figuur 15 (tabel 4) is het fluviatiele slibgehalte bij de grens bepaald (halverwege Rupel en Vlissingen) en dit gehalte is gerelateerd aan de Schelde-afvoer gemiddeld over een periode van 2 maanden voorafgaand aan de bemonsteringstocht. De keuze van 2 maanden is gebaseerd op een gemiddelde verblijftijd van zoet water in het estuarium van ± 3 maanden (Valenta et al., 1986). Gesteld is dat het systeem zich na 2 maanden al voldoende heeft ingesteld op een veranderde zoetwaterafvoer. Het fluviatiele slibgehalte bij de grens is uitgezet tegen de afvoer in figuur 16. Chroom en lood laten vrijwel hetzelfde beeld zien: het percentage fluviatiel slib neemt bij kleine afvoeren sterk toe met de afvoer terwijl bij grotere afvoeren een nivellering optreedt. In figuur 16 zijn de chroomanalyses uit mei 1987 weggelaten omdat deze in figuur 15 een afwijkend resultaat opleverden. Verwacht mag worden dat de curve voor mei in figuur 15 zou moeten liggen tussen die voor winter en vroege voorjaar enerzijds en zomer en najaar anderzijds, net zoals voor lood het geval is.

Tabel 3. Het verloop van het genormaliseerde chroom- en loodgehalte (Y) met de afstand zeewaarts van Rupel (X).

Maand	chroom	lood
februari 1987	$Y=70.93-0.712X+0.002X^2$	$Y=42.70-0.373X+0.001X^2$
april 1987	$Y=63.30-0.618X+0.002X^2$	$Y=37.33-0.338X+0.001X^2$
mei 1987	$Y=59.31-0.338X$	$Y=50.46-0.657X+0.003X^2$
juli 1987	$Y=68.37-1.152X+0.007X^2$	$Y=50.16-0.866X+0.005X^2$
augustus 1987	$Y=63.36-1.053X+0.007X^2$	$Y=51.95-1.190X+0.008X^2$
oktober 1987	$Y=59.54-0.885X+0.005X^2$	$Y=51.66-1.139X+0.007X^2$
december 1987	$Y=68.93-0.993X+0.005X^2$	$Y=53.13-0.955X+0.006X^2$
februari 1988	$Y=68.44-0.657X+0.002X^2$	$Y=39.41-0.347X+0.001X^2$

Tabel 4. Het verloop van het percentage fluviatiet slib (Y) met de afstand landwaarts van Vlissingen (X) volgens de chroom- en loodtracers.

Maand	chroom	lood
februari 1987	$Y=100-1.32X+0.0037X^2$	$Y=100-1.29X+0.0035X^2$
april 1987	$Y=100-1.41X+0.0046X^2$	$Y=100-1.35X+0.0040X^2$
mei 1987	$Y=100-0.91X$	$Y=100-1.83X+0.0083X^2$
juli 1987	$Y=100-2.43X+0.015X^2$	$Y=100-2.31X+0.0134X^2$
augustus 1987	$Y=100-2.67X+0.018X^2$	$Y=100-2.70X+0.0181X^2$
oktober 1987	$Y=100-2.26X+0.013X^2$	$Y=100-2.46X+0.0151X^2$
december 1987	$Y=100-2.03X+0.010X^2$	$Y=100-2.56X+0.0161X^2$
februari 1988	$Y=100-1.37X+0.0042X^2$	$Y=100-1.33X+0.0038X^2$

3.9. Discussie resultaten verschillende technieken

De resultaten met betrekking tot het verloop van het percentage fluviatiet slib over het Schelde estuarium volgens de 4 methoden besproken in het voorgaande, zijn samengevoegd in figuur 17. De resultaten volgens $\delta^{13}C$, $\delta^{15}N$ en $CaCO_3$ komen in grote lijnen overeen. De fluviatiele slibgehalten bij toepassing van zware metalen als tracer zijn aan de lage kant.

De onderlinge vergelijking van de resultaten volgens de 4 methoden is om 3 redenen niet eenvoudig. In de eerste plaats zijn de $\delta^{13}C$ en zware metalen bepalingen uitgevoerd op bodemsediment terwijl de $\delta^{15}N$ en $CaCO_3$ bepalingen betrekking hebben op zwevend materiaal. Op basis van $\delta^{13}C$ bepalingen is aangetoond dat het fluviatiele slibgehalte in bodemsediment niet overeen hoeft te komen met het fluviatiele slibgehalte in suspensie (Salomons en Eysink, 1981; Laane et al., 1990). In de tweede plaats hangt het fluviatiele slibgehalte af van de zoetwaterafvoer gedurende een periode voorafgaand aan de bemonstering. Dit geldt in ieder geval voor zwevend materiaal (zie figuur 16). In hoeverre dit ook op gaat voor bodemsediment is niet duidelijk. Zo zijn de zware metalen gehalten bemonsterd in een periode met zeer lage Schelde afvoer (45 m³/s gemiddeld over 2 maanden). De gemiddelde afvoer over een periode van 2 maanden bedroeg voor de $CaCO_3$ en $\delta^{15}N$ bepalingen resp. 51 en 123 m³/s, terwijl de $\delta^{13}C$ getallen zijn gemiddeld over verschillende seizoenen. Als derde complicerende factor speelt de zee- en landwaartse randvoorwaarde een belangrijke rol. De fluviatiele en mariene waarde van een bepaalde parameter moet meestal geschat worden omdat het meest zee- en landwaarts bemonsterde materiaal nog niet puur marien resp. fluviatiet was.

Naast deze 3 centrale factoren levert iedere methode zijn specifieke problemen.

Voor de metalen is het probleem van de adsorbtie/desorbtie bij bepaalde saliniteitsbereiken al genoemd (Salomons en Eysink, 1981; Valenta et al., 1986). Bij de $\delta^{15}\text{N}$ methode kunnen biologische processen de methodiek verstoren (Mariotti et al., 1984). De CaCO_3 methode is ook niet geheel onomstreden. Er kan produktie van CaCO_3 op het bekken optreden. Bovendien is de scatter in de hier gepresenteerde resultaten vrij groot. Toch betekenen de nadelen van deze 3 methoden niet dat de slibbalans dan maar moet worden opgehangen aan de $\delta^{13}\text{C}$ methode. Verscheidene onderzoekers noemen de nadelen van de $\delta^{13}\text{C}$ methode en deze zijn samengevat in Laane et al. (1990): verschillen in $\delta^{13}\text{C}$ voor verschillende landplanten, temperatuurafhankelijkheid van de $\delta^{13}\text{C}$ waarde bij plankton, afnemende $\delta^{13}\text{C}$ bij decompositie organisch materiaal, verschillen in $\delta^{13}\text{C}$ voor verschillende algensoorten, verstoring $\delta^{13}\text{C}$ door veenerosie.

Een goede evaluatie van verschillende methoden is pas mogelijk als bemonsteringstochten zijn uitgevoerd bij verschillende zoetwaterafvoeren (en bij voorkeur verschillende getijamplitudes) waarbij standaard $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, CaCO_3 , chroom, lood en eventueel radioactieve isotopen (b.v. ^{137}Cs) van zwevend en bodemsediment worden bepaald.

De resultaten voor chroom en lood laten duidelijk zien dat de temporele variatie in de zoetwaterafvoer in grote mate doorwerkt in de verspreiding van het percentage fluviatiel slib. In feite komen de curves voor zwevend sediment in zomer en najaar in figuur 15 vrij goed overeen met de zware metalen curve voor bodemsediment bij zeer lage Scheldeafvoer in figuur 17. Mogelijk geven de verschillen tussen de 4 methodes in figuur 17 niets anders weer dan een temporele variatie in zoetwaterafvoer in combinatie met doortij-springtij effecten.

4. IMPORT MARIEN SLIB

4.1. Inleiding

De import van marien slib in het Schelde estuarium kan worden berekend uit 3 componenten: (1) de fluviatiele slib input, (2) de netto slibaccumulatie in het systeem en (3) de verhouding marien-fluviatiel zwevend slib in het systeem. De netto slibaccumulatie in het estuarium volgt uit een boekhouding van bron- en puttermen van slib. Deze boekhouding is uitgevoerd door het Schelde estuarium te verdelen in 4 vakken (figuur 19) en voor deze vakken alle erosie- en sedimentatietermen optimaal af te schatten (secties 4.3 t.m. 4.6). Er is gecorrigeerd voor de slibinput via kanalen en polderlozingen (Van Maldegem,

1992). In sectie 4.2. worden de fluviatiele slibpercentages in de 4 vakken afgeschat. Sectie 4.7. levert de slibbalans, die is berekend voor verschillende aannames van bron- en puttermen van slib.

4.2. Het percentage fluviatiel slib

In de discussie in sectie 2.9. is gesteld dat de verschillen in de resultaten van de 4 tracers in figuur 17 heel goed het gevolg zouden kunnen zijn van een temporele variatie in de zoetwaterafvoer. In ieder geval is er op dit moment geen reden om aan te nemen dat één van de 4 tracers betrouwbaarder zou zijn dan de anderen. Dit betekent dat de menging van fluviatiel en marien slib in het estuarium op dit moment het best kan worden gekwantificeerd op basis van data waarin het temporele effect kan worden meegenomen: chroom en lood (figuur 15).

Figuur 15 geeft aan dat een slibbalans eigenlijk niet moet worden opgesteld voor een jaargemiddelde situatie maar voor 2 halfjaren: januari-juni en juli-december. De menging van fluviatiel en marien slib kan uit figuur 15 worden afgeleid door de curves 1,2,3 en 8 resp. 4-7 te middelen tot één curve voor januari-juni resp. juli-december (de data voor mei bij chroom weggelaten). De optimale schatting van het verloop van het percentage fluviatiel slib over het estuarium is weergegeven in figuur 18A-D. Op basis van het gemiddelde voor lood en chroom verloopt het percentage fluviatiel slib (Y) met de afstand (X) in het winterhalfjaar volgens

$$Y=100-1.41X+0.0046X^2$$

en in het zomerhalfjaar volgens

$$Y=100-2.43X+0.015X^2$$

De gemiddelde percentages fluviatiel slib in suspensie voor de vakken in figuur 19 zijn berekend door integratie van bovenstaande vergelijkingen. De vakken strekken zich uit van 0-50 km (vak 1), 50-68 km (vak 2), 68-77 km (vak 3) en 77-100 km (vak 4) (tabel 5). De slibbalans zal worden berekend met de jaargemiddelde waardes omdat alle bron- en puttermen alleen op jaarbasis kunnen worden berekend.

In tabel 5 staan ook de vakgemiddelde fluviatiele slibgehalten volgens de $\delta^{13}C$ waardes van het bodemsediment. Ook via deze getallen zal de slibbalans van het Schelde estuarium worden berekend zodat een goede vergelijking met de resultaten van Van Maldegem (1991), die deze getallen als input gebruikt, mogelijk wordt, terwijl bovendien de gevoeligheid van de uitkomst van de slib-

balans voor de keuze van het type tracer kan worden geëvalueerd.

Tabel 5. Het gemiddelde percentage fluviatiel slib voor de 4 vakken van het Schelde estuarium (indeling volgens figuur 19) volgens tracers voor gesuspendeerd (Cr en Pb) en bodemsediment ($\delta^{13}\text{C}$).

Vak	Cr en Pb (suspensie)			$\delta^{13}\text{C}$ (bodem)
	winter	zomer	jaargemiddeld	
1 (België)	68.5	51.8	60.2	83.8±5.5
2 (Hansweert-Bath)	32.6	9.3	21.0	64.2±15.0
3 (Terneuzen-Hansweert)	22.0	2.8	12.4	41.5±2.1
4 (Vlissingen-Terneuzen)	11.3	3.1	7.2	26.5±9.2

4.3. Slibaccumulatie Zeeschelde

De slibaccumulatie in de Zeeschelde en de havens van Antwerpen is berekend uit gegevens over onderhoudsbaggerwerk door het Gemeenschapsministerie van het Vlaamse Gewest, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, en gerapporteerd in "De baggerwerken in de Schelde en de kwaliteit van water en bodem".

Volgens dit Belgische rapport wordt jaarlijks gemiddeld 280.000 ton slib uit de Beneden-Zeeschelde verwijderd en nog eens 230.000 ton uit de haven van Antwerpen. In het rapport wordt het slibgehalte van gebaggerde specie, afhankelijk van de herkomst, in 3 klassen onderverdeeld: 100% slib (toegangsgeulen sluizen), 40% slib (hoofdvaargeul) en 5% slib (gebaggerd zand). De hoeveelheden slib uit de klassen 100% en 40% slib worden uitgedrukt in hoeveelheden met een natte bulk dichtheid (densiteit) van 2 ton m^{-3} . Voor de omrekening van de natte naar de droge bulk dichtheid worden vaste omrekeningsfactoren gehanteerd. Feitelijk stelt men dat specie met een natte dichtheid van 2 ton m^{-3} een droge dichtheid heeft van 1.625 ton m^{-3} . Voor zand (5% slib) wordt een droge dichtheid van 1.35 ton m^{-3} gehanteerd. Omdat concrete gegevens over droge dichtheden van gebaggerd materiaal op Belgisch grondgebied ontbreken, worden de gegevens en aannames uit de Belgische studie in dit rapport overgenomen.

Tabel 6 toont de netto slibonttrekking in de Beneden Zeeschelde (baggeren - storten) voor 1981-1989. Gemiddeld bedraagt de slibonttrekking in deze periode $21.7 \pm 19.8 \cdot 10^4$ ton jr^{-1} . Hierbij moet nog worden opgeteld het baggerwerk in de havens van Antwerpen ($230,000$ ton jr^{-1}). Als gesteld wordt dat de onzekerheid rond dit baggerwerk in de havens gelijk is aan de spreiding rond de slibonttrekking in de Beneden Zeeschelde, dus $(19.8/21.7) \cdot 100\%$, dan bedraagt de slibonttrekking in de Beneden Zeeschelde incl. havenbekkens in totaal $44.7 \pm 28.9 \cdot$

10⁴ ton jr⁻¹.

Uit tabel 6 blijkt dat met name in de laatste jaren het onderhoudsbaggerwerk op Belgisch grondgebied gering is geweest. Bovenstaande jaarlijkse slibonttrekking zal voor de laatste jaren sterk overschat zijn. Daarom zullen de berekeningen in dit rapport gebaseerd zijn op zowel de gemiddelde situatie gedurende 1981-1989 als de gemiddelde situatie gedurende 1986-1989. Over deze laatste periode bedraagt de slibonttrekking in de Beneden Zeeschelde 5.5±4.5*10⁴ ton jr⁻¹ en in de Beneden Zeeschelde incl. havenbekkens 28.5±23.5*10⁴ ton jr⁻¹.

Tabel 6. Hoeveelheden gebaggerd en gestort slib in de Beneden Zeeschelde (bron: Gemeenschapsministerie van het Vlaamse Gewest).

Jaar	baggerwerk (10 ⁴ ton)			storten (10 ⁴ ton)			10 ⁴ ton netto
	5% slib	40% slib	100% slib	5% slib	40% slib	100% slib	
1981	17.8	38.4		9.8	8.5		37.9
1982	14.1	28.6		10.7	13.0		19.0
1983	11.6	14.3	91.0	5.9	9.8	39.0	62.2
1984	13.7	25.4	102.4	2.6	17.6	89.4	31.9
1985	9.4	52.0	99.1	6.2	32.5	99.1	22.7
1986	13.3	29.9	60.1	3.1	29.9	60.1	10.2
1987	9.7	54.6		8.5	54.6		1.2
1988	16.3	42.9		8.0	42.9		8.3
1989	10.7	7.2		8.6	7.2		2.1

4.4. slibberging schorren

In een estuarium zijn schorren in principe accumulatiegebieden voor slib. De hoeveelheid slib die vrijkomt door erosie van schorkliffen is in de Westerschelde verwaarloosbaar ten opzichte van de hoeveelheid slib die accumuleert op het schor. Deze slibberging kan worden berekend uit het schoroppervak en de sedimentatiesnelheid op het schor. Verreweg het grootste deel van het totale schoroppervlak in de Westerschelde wordt ingenomen door het Land van Saeftinge. Voor de sedimentatiesnelheid op de schorren in de Westerschelde worden dan ook getallen gehanteerd die voornamelijk zijn bepaald voor het Land van Saeftinge. Deze sedimentatiesnelheid is in het verleden op 4 manieren bepaald: (1) via radioactieve isotopen, (2) via waterpassingen, (3) via berekeningen aan veranderingen in de komberging van het schorsysteem en (4) uit de hoogte van de vroegere zandplaat en het moment van schoraanplant (begin jaren dertig).

In 1987 zijn op 3 schorren (2 in het Land van Saeftinge en 1 op het Emanuel-

schor) bodemcores gestoken waaruit het verloop van ^{134}Cs , ^{137}Cs en ^{210}Pb met de diepte is bepaald (Berger en Eisma, 1988). Zij rapporteren een sedimentatiesnelheid van gemiddeld $1.09 \pm 0.36 \text{ cm jr}^{-1}$. Het is echter onduidelijk of de getallen in de tabellen in deze publikatie de ^{210}Pb activiteit is die is gemeten in het laboratorium. Als dit zo is, dan zijn deze getallen niet gecorrigeerd tot de zgn. 'excess' ^{210}Pb waarden en is de sedimentatiesnelheid op basis van ^{210}Pb aan de hoge kant (als ik zelf nog een correctie uitvoer op de gerapporteerde ^{210}Pb getallen kom ik op een gemiddelde sedimentatiesnelheid van $0.89 \pm 0.43 \text{ cm jr}^{-1}$ i.p.v. $1.09 \pm 0.36 \text{ cm jr}^{-1}$). Vooralsnog wordt er van uitgegaan dat de getallen in genoemde publikatie betrekking hebben op 'excess' ^{210}Pb en wordt een sedimentatiesnelheid van $1.09 \pm 0.36 \text{ cm jr}^{-1}$ aangehouden. Het is echter verstandig om de oorspronkelijke ^{210}Pb data te controleren.

In 1987 is een aantal raaien in het Land van Saeftinge gewaterpast. De resulterende dwarsprofielen zijn vergeleken met profielen uit 1962 en 1931 (Beleidsplan Westerschelde, deelrapport 3). Uit deze data blijkt een netto sedimentatiesnelheid van $1\text{-}2 \text{ cm jr}^{-1}$.

Met de opvulling van het Land van Saeftinge neemt de komberging van het systeem af. De verandering in de komberging is berekend uit debietmetingen die in de geulen van het schorsysteem zijn uitgevoerd (Van Eck en Van Maldegem, 1990). De verandering in de komberging wijst op een accumulatiesnelheid van het Land van Saeftinge van 2.6 cm jr^{-1} .

Van een schor in het Land van Saeftinge is het niveau van de zandige ondergrond bepaald op 80 cm (Van Eck en Van Maldegem, 1990) en is bekend dat in het begin van de jaren dertig de schorontwikkeling, als gevolg van de aanplant van *Spartina anglica*, is begonnen. Dit betekent een sedimentatiesnelheid van 1.38 cm jr^{-1} .

De 3 methoden leveren verschillende sedimentatiesnelheden op. Alle 3 methoden hebben hun eigen onzekerheden. De isotopenbepalingen zijn op zich vrij betrouwbaar, maar een totaal van 3 cores is voor een dergelijk groot gebied uiteraard aan de magere kant. De betrouwbaarheid van de waterpassingen wordt beïnvloed door onnauwkeurigheden in hoogte- en plaatsbepaling (is in de verschillende jaren wel exact dezelfde raai gewaterpast?). De verandering in komberging wordt waarschijnlijk voor een groot deel bepaald door het snel verzanden van de schorkreken en het snel ophogen van de oeverwallen, waardoor de mate van overstroming van de lager gelegen kommen sterk afneemt (zie deelrapport 2). Hierdoor is de sedimentatiesnelheid, die via de afname van de komberging wordt berekend, niet maatgevend voor de sedimentatie op het schor maar nogal aan de hoge kant. Oenema (1988) berekende voor de schorren in de

Oosterschelde sedimentatiesnelheden van 0.4-0.9 cm jr⁻¹ (St. Annaland) resp. 1-1.5 cm jr⁻¹ (Rattekaa1) en gaf aan dat dergelijke snelheden ook voor schorren elders in de wereld worden berekend.

In de slibbalans van de Westerschelde (Van Maldegem, 1992) wordt uitgegaan van een sedimentatiesnelheid van 2.6 cm jr⁻¹, berekend via de verandering van de komberging. Zoals in bovenstaande beredeneerd, is deze waarde m.i. aan de hoge kant. In dit rapport zal worden gerekend met 2 sedimentatiesnelheden: de sedimentatiesnelheid volgens de isotopen (1.09 ± 0.36 cm jr⁻¹) en het gemiddelde van de sedimentatiesnelheid volgens de 4 methoden (1.64 ± 0.66 cm jr⁻¹).

Een resterend probleem bij de bepaling van de slibberging is de dichtheid van het sediment en het zandgehalte. De dichtheid van het schorsediment wordt veelal berekend uit de dichtheid van minerale deeltjes (2.65 ton m⁻³) onder aanname van een gekozen waarde voor het bodemvochtgehalte. De zo bepaalde droge bulk dichtheid, veelal in de orde van 1.6 ton m⁻³ (Beleidsplan Westerschelde, deelrapport 3), is m.i. veel te hoog. Oenema (1988) vond voor schorren in de Oosterschelde een gemiddelde droge bulk dichtheid van 0.75 ± 0.13 ton m⁻³. Deze, m.i. realistischere waarde zal in dit rapport worden gehanteerd. Het slibgehalte van het sediment dat op de schorren in de Westerschelde sedimenteert, wordt gesteld op 50% (Van Maldegem, 1992). Tabel 7 geeft de slibberging op de schorren langs de Westerschelde weer volgens bovenstaande aannames.

Tabel 7. De slibberging op de schorren van de Westerschelde, uitgaande van een droge dichtheid van 0.75 ± 0.13 ton m⁻³, een slibgehalte van 50%, en twee aanames voor de sedimentatiesnelheid.

Vak	Oppervlakte (*10 ³ m ²)	Accumulatie (1.09 ± 0.36 cm jr ⁻¹) (*10 ⁴ t jr ⁻¹)	Accumulatie (1.64 ± 0.66 cm jr ⁻¹) (*10 ⁴ t jr ⁻¹)
1 (België)	1800	0.7 ± 0.2	1.1 ± 0.2
2 (Hansweert-Bath)	24880	10.2 ± 3.7	15.3 ± 3.3
3 (Terneuzen-Hansweert)	720	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.1
4 (Vlissingen-Terneuzen)	2240	1.0 ± 0.2	1.4 ± 0.3

4.5. Slibberging/-erosie platen en slikken

Het slibgehalte van de platen en slikken in de Westerschelde varieert sterk met de seizoenen: hoge gehalten in de zomer en lage gehalten in de winter (Siereveld, 1991). Voor een jaargemiddelde balans is deze variatie niet van belang. Elders in dit rapport zal echter nog wel op deze temporele variatie

worden ingegaan.

De slibuitwisseling tussen het intergetijdegebied en de waterfase op jaarbasis is berekend voor 2 aannames (tabel 8): (1) de jaarlijkse erosie is het gemiddelde over de periode 1975-1985 (conform de aanname in de slibbalans van Van Maldegem, 1992), en (2) de jaarlijkse erosie is het gemiddelde over de periode 1975-1990 (conform de aanname in de pilot study Oostwest (Pieters et al., 1992)). Bij aanname (1) is per eroderend/sedimenterend deel van plaat en slik een slibgehalte gebruikt (conform Van Maldegem, 1992). Bij aanname (2) is uitgaande van deze slibgehaltenes een gemiddeld slibgehalte en standaard deviatie berekend per vak. De dichtheid van het sediment is gelijk verondersteld aan de droge bulk dichtheid van platen en slikken in de Oosterschelde: 1.5 ton m⁻³ (Ten Brinke, 1991).

Tabel 8. De hoeveelheid slib die jaarlijks vrijkomt (-) cq. wordt opgeslagen (+) uit/in platen en slikken van de Westerschelde uitgaande van gemeten bodemslibgehaltenes, een dichtheid van 1.5 ton m⁻³ en twee bodemverschilkaarten.

Vak	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1985	Slibgehalte %	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1990
1 (België)	0	-	0
2 (Hansweert-Bath)	19.0	26±20	20.8±16.0
3 (Terneuzen-Hansweert)	-1.8	20±14	6.0±4.2
4 (Vlissingen-Terneuzen)	10.5	25±19	-5.0±3.8

4.6. Slibberging/-erosie geulen

De slibberging/-erosie van de geulen is berekend voor dezelfde 2 aannames als bij de intergetijdegebieden (tabel 9): (1) de jaarlijkse erosie is het gemiddelde over de periode 1975-1985 (conform de aanname in de slibbalans van Van Maldegem, 1992), en (2) de jaarlijkse erosie is het gemiddelde over de periode 1975-1990 (conform de aanname in de pilot study Oostwest (Pieters et al., 1992)). Bij aanname (1) is per eroderend/sedimenterend deel van de geulen een slibgehalte gebruikt (conform Van Maldegem, 1992). Bij aanname (2) is uitgaande van deze slibgehaltenes een gemiddeld slibgehalte en standaard deviatie berekend per vak.

Omdat het slibgehalte van het bodemsediment sterk verschilt van plaats tot plaats, verschilt ook de droge bulk dichtheid sterk. Door Migniot (1989) is de dichtheid van slib uit de Schelde en uit de haven van Zeebrugge uitgebreid onderzocht en is een relatie gelegd tussen de dichtheid en het zandgehalte van

de specie (figuur 20). Uitgaande van een mengsel van 50% Zeebrugge- en 50% Scheldeslib, is de relatie tussen zandgehalte en specie-dichtheid berekend (figuur 20). Via deze relatie zijn droge bulk dichtheden berekend behorende bij de slibgehaltenes op de lokaties waar slib erodeert/sedimenteert.

De aldus berekende slibuitwisseling tussen geulbodem en waterfase is gecorrigeerd voor de hoeveelheden slib die worden gebaggerd en gestort. Voor vak 1 is dit de slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde incl. de haven van Antwerpen (zie 3.2.). Voor de vakken 2, 3 en 4 zijn 2 datasets van de gebaggerde en gestorte volumina in omloop, één gerapporteerd door Van Maldegem (1992) en één gerapporteerd door Belmans (1988). De getallen voor de vakken 2, 3 en 4 verschillen in geringe mate, waarschijnlijk door afrondingen, andere vakgrenzen e.d. Bij de berekening met de erosie/sedimentatie getallen van Van Maldegem zijn ook de bagger- en stortgegevens van Van Maldegem (1992) als correctie gebruikt. Bij de berekening met de erosie/sedimentatie getallen uit de pilot studie van OOSTWEST zijn de gegevens van Belmans (1988) als correctie gebruikt. Voor de bagger- en stortgegevens in de vakken 2, 3 en 4 zijn een slibgehalte van $1.5 \pm 0.9\%$ (Belmans, 1988) en een droge bulk dichtheid van 1.7 ton m^{-3} (Migniot, 1989) gehanteerd.

Tabel 9. De hoeveelheid slib die jaarlijks vrijkomt uit (-) cq. wordt opgeslagen in (+) de geulbodem van de Westerschelde uitgaande van gemeten bodemslibgehaltenes, een dichtheid berekend volgens Migniot (1989), twee bodemverschilkaarten en een correctie voor bagger- en stortwerk.

Vak	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1985 ongecorr.	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1985 baggercorr.	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1990 ongecorr.	Accumulatie (*10 ⁴ t jr ⁻¹) 1975-1990 baggercorr.
1 (België)	0	44.7±28.9/ 28.5±23.5	0	44.7±28.9/ 28.5±23.5
2 (Hansweert-Bath)	-20.4	-14.8±3.4	-20.7±31.3	-13.3±31.6
3 (Terneuzen-Hansweert)	26.0	19.9±3.7	6.6±6.6	-0.3±7.8
4 (Vlissingen-Terneuzen)	-29.6	-29.6	-19.1±21.8	-19.0±21.8

4.7. De slibbalans: 16 scenario's

De slibbalans van het Schelde estuarium hangt sterk af van de keuzes die je maakt bij de berekening van bron- en puttermen van slib, de input van slib en de verhouding tussen fluviatiel en marien slib. De tabellen 6,7 en 8, en de resultaten met betrekking tot de verspreiding van fluviatiel slib over het systeem laten zien dat m.b.t. de slibbalans 4 termen kunnen worden onderschei-

den die niet exact bekend zijn, maar waarvoor keuzes gemaakt moeten worden:

- 1) De sedimentatiesnelheid op de schorren: er moet worden gekozen tussen de sedimentatiesnelheid volgens isotopenanalyses of de sedimentatiesnelheid volgens een gemiddelde van 4 methodes (zie sectie 4.4).
- 2) De jaarlijkse erosie/sedimentatie van slib uit/in intergetijdegebieden en geulen: er moet worden gekozen tussen de data van Van Maldegem (1975-1985) en de data van OOSTWEST (1975-1990) (zie secties 4.5 en 4.6).
- 3) De netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde: er moet worden gekozen tussen data gemiddeld over 1981-1989 (Belgische aanpak) of 1986-1989 (zie sectie 4.3).
- 4) De tracer voor de bepaling van de verhouding tussen marien en fluvia-
tiek slib: er moet worden gekozen tussen $\delta^{13}\text{C}$ (conventionele aanpak Van Maldegem), en Pb en Cr (zie sectie 4.2).

Door combinatie van de verschillende keuzes ontstaan $2^4=16$ scenario's (figuur 21):

- 1) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluvia-
tiek slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.
- 2) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluvia-
tiek slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.
- 3) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluvia-
tiek slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

4) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

5) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

6) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

7) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

8) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de $\delta^{13}\text{C}$ waarden voor het bodemsediment.

9) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem

(1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

10) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

11) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

12) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1981-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

13) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

14) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde

van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van Van Maldegem (1992), (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

15) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan de resultaten van de isotopen analyses, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

16) (A) De sedimentatiesnelheid op de schorren is gelijk aan het gemiddelde van de resultaten van de 4 besproken methodes, (B) de slibuitwisseling tussen intergetijdegebied en geulen enerzijds en de waterfase anderzijds volgt uit de data van de pilot studie OOSTWEST, (C) de netto slibonttrekking uit de Beneden Zeeschelde door baggeren is gemiddeld over de periode 1986-1989, en (D) het percentage fluviatiel slib volgt uit de verdeling van de zware metalen lood en chroom in gesuspendeerd sediment.

5. DISCUSSIE SCENARIO'S SLIBBALANS

Op basis van de uitkomsten van deze scenario's kan de gevoeligheid van de slibbalans van het Schelde estuarium voor gedane aannames worden geëvalueerd. Opvallend is de grote spreidingsband rond de berekende transportgetallen als gevolg van het opeenstapelen van onzekerheden in allerlei basisgegevens. Deze spreidingsband laat het eenduidig vaststellen van de slibuitwisseling tussen estuarium en Noordzee (import of export) niet toe. Dit is geen schokkende constatering maar een algemeen probleem bij de kwantificering van netto transporten (Ten Brinke, 1991). Uit de onderlinge vergelijking van de 16 scenario's kan het volgende worden afgeleid:

- variaties in de sedimentatiesnelheid van het schor (vgl. scenario 1 met 2, 3 met 4 etc.) beïnvloeden de sedimentuitwisseling met de Noordzee slechts in geringe mate. Het ziet er niet naar uit dat slibberging binnen het Land van

Saeftinge de slibbalans van het estuarium bepaald. De slibberging op het Land van Saeftinge bedraagt $(10-15) \cdot 10^4$ ton jr^{-1} . Dit is aanmerkelijk minder dan in het Beleidsplan Westerschelde wordt aangenomen ($41 \cdot 10^4$ ton jr^{-1}). Het verschil wordt veroorzaakt door een verschil in de aangenomen dichtheid van het schorsediment.

- de slibbalans wordt in sterke mate bepaald door de keuze van de periode waarover het jaarlijkse bagger- en stortwerk in de Beneden Zeeschelde wordt berekend. De netto slibonttrekking in de Beneden Zeeschelde over de periode 1981-1989 levert in combinatie met de $\delta^{13}\text{C}$ waardes (bemonsterd in 1987-1988) zelfs irreële resultaten op (fluviatiele slibimport vanuit de Noordzee). Dit betekent dat de $\delta^{13}\text{C}$ waardes (en waarschijnlijk ook de Pb en Cr waardes) niet representatief zijn voor de periode vóór 1986 en alleen gebruikt mogen worden in combinatie met de jaargemiddelde slibonttrekking over de periode 1986-1989 (scenario's 5-8 en 13-16). Dit is een belangrijk aandachtspunt bij de vergelijking van resultaten van Belgische studies (met bagger- en stortgetallen over relatief lange periodes) met Nederlandse studies waarbij de slibhuishouding deels aan fluviatiel/mariene tracers wordt opgehangen.

- de slibbalans wordt eveneens in sterke mate bepaald door de keuze van het tijdsinterval waarover de morfologische veranderingen van platen, slikken en geulen worden bestudeerd. Morfologische veranderingen over de periode 1975-1985 (conform Van Maldegem, 1992) resulteren in een marien slib importerende balans (scenario's 5 en 6), terwijl over de periode 1975-1990, bij verder gelijke aannames, een mariene slib export wordt berekend (scenario's 7 en 8). Deze mariene slib export is het gevolg van een grote erosieterm van marien slibhoudend zand in het meest westelijke vak.

- de 2 toegepaste tracers voor de bepaling van de menging van fluviatiel en marien slib ($\delta^{13}\text{C}$ in de bodem en Pb/Cr in suspensie) leveren totaal verschillende slibbalansen op. Uitgaande van $\delta^{13}\text{C}$ is de slibuitwisseling met de Noordzee verwaarloosbaar voor zowel het mariene als fluviatiele slib. Uitgaande van Pb en Cr in suspensie bedraagt de fluviatiele slibexport naar de Noordzee $14 \pm 29 \cdot 10^4$ ton jr^{-1} en de mariene slibimport $13 \pm 40 \cdot 10^4$ ton jr^{-1} (gemiddelde van de scenario's 13 t.m. 16).

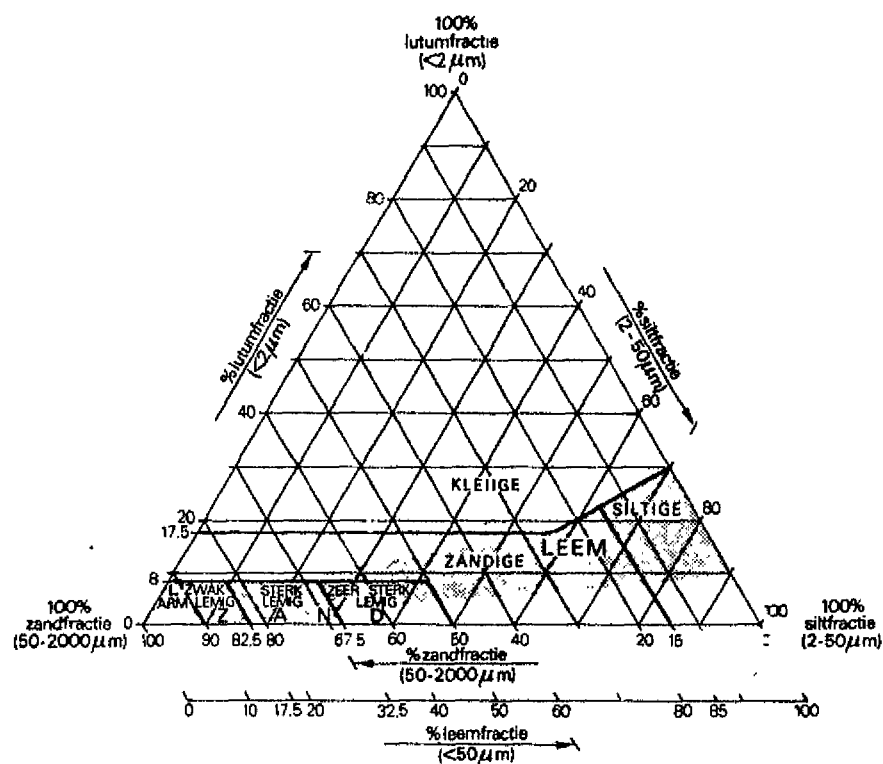
6. REFERENTIES

- Anderson, R.F., Schiff, S.L. en Hesslein, R.H. 1987. Determining sediment accumulation and mixing rates using ^{210}Pb , ^{137}Cs and other tracers: Problems due to postdepositional mobility or coring artifacts. *Canadian Journal on Fishery and Aquatic Sciences* 44: 231-250.
- Beasley, T.M., Carpenter, R. en Jennings, C.D. 1982. Plutonium, ^{241}Am and ^{137}Cs ratios, inventories and vertical profiles in Washington and Oregon continental shelf sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 46: 1931-1946.
- Baeyens, W., Gillain, G., Decadt, G. en I. Elskens, 1987. Trace metals in the eastern part of the North Sea. Part 1: Analysis and short-term distributions. *Oceanologica Acta* 10(2): 169-179.
- Baeyens, W., Van Eck, B., Lambert, C. en R. Wollast. Trace metal transport in the Scheldt estuary (in prep.).
- Bakker, H. de en Schelling, J. 1966. Systeem van bodemklassifikatie voor Nederland. Wageningen.
- Belmans, H. 1988. Verdiepings- en onderhoudsbaggerwerken in Wester- en Zeeschelde. *Water* 43: 184-194.
- Benninger, L.K. en Krishnaswami, S. 1981. Sedimentary processes in the inner New York Bight: evidence from excess ^{210}Pb and $^{239,240}\text{Pu}$. *Earth and Planetary Science Letters* 53: 158-174.
- Berger, G.W. en Eisma, D. 1988. Datering van sedimenten in de Westerschelde met behulp van de isotopen ^{134}Cs , ^{137}Cs en ^{210}Pb .
- Bernard, P., 1989. Automated electron probe X-ray microanalysis combined with multivariate analysis for application in marine research. Proefschrift Universiteit Antwerpen: 209 pp.
- Brinke, W.B.M. ten, 1991. De uitwisseling van slib en particulier organische koolstof (POC) tussen de Oosterschelde en de Noordzee na voltooiing van de Oosterscheldewerken. Rapport GEOPRO 1991.02, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Brinke, W.B.M. ten, 1991. De invloed van de Oosterscheldewerken op de bodemsamenstelling van de intergetijdegebieden in de Oosterschelde. Rapport GEOPRO 1991.03, Rijksuniversiteit Utrecht.
- Brydsten, L. en M. Jansson, 1989. Studies of estuarine sediment dynamics using ^{137}Cs from the Tjernobyl accident as a tracer. *Est. Coast. Shelf Sci.* 28: 249-259.
- Carpenter, R., Bennett, J.T. en M.L. Peterson, 1981. ^{210}Pb activities in and fluxes to sediments of the Washington continental slope and shelf. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45: 1155-1172.

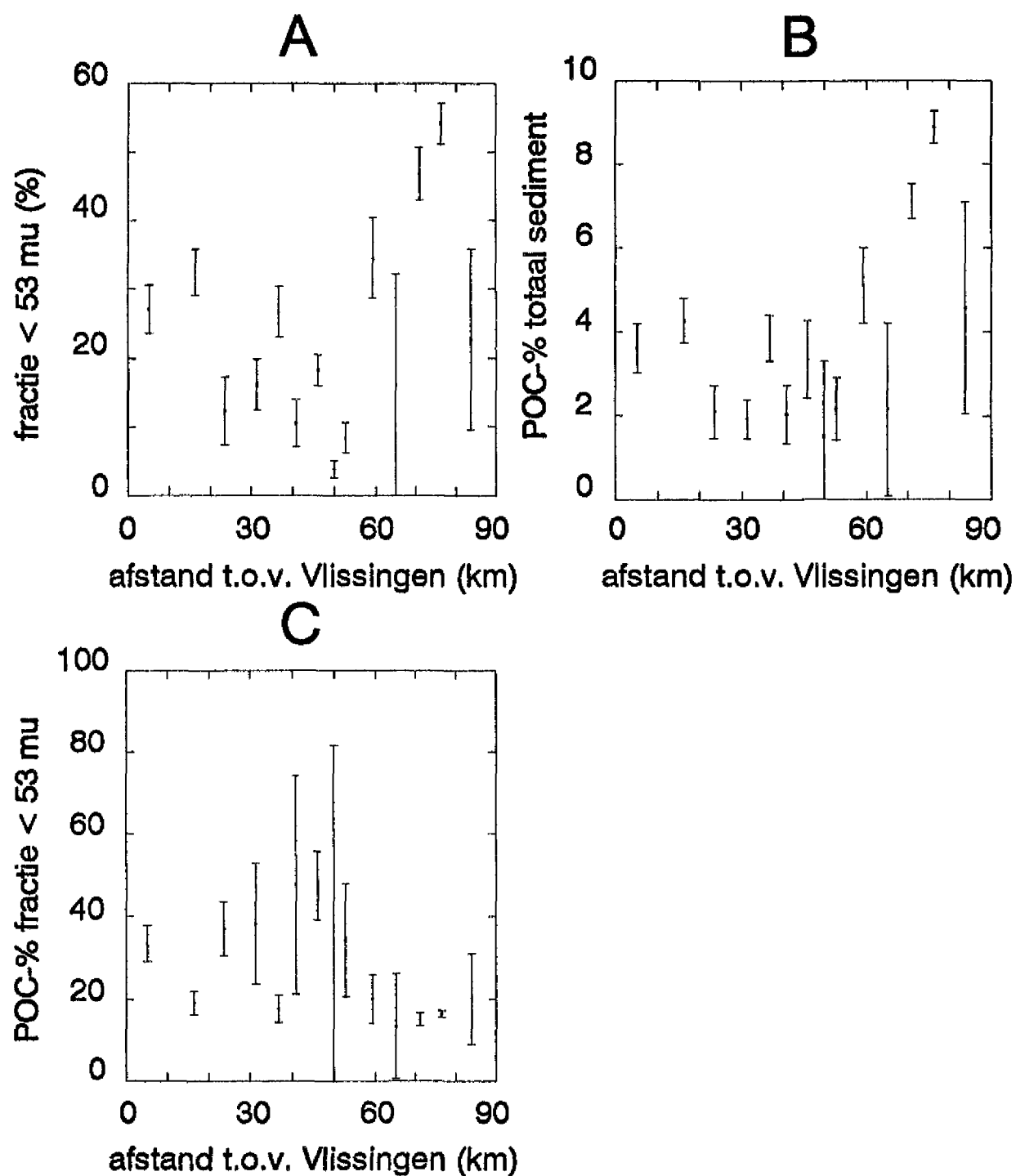
- Carpenter, R., Peterson, M.L., Bennett, J.T. en B.L.K. Somayajulu, 1984. Mixing and cycling of uranium, thorium and ^{210}Pb in Puget Sound sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 1949-1963.
- D'Hondt, P en T.G. Jacques, 1982. Gesuspendeerde materie in de Schelde. *Water* 4: 133-135.
- Dronkers, J., 1986. Tidal asymmetry and estuarine morphology. *Neth. J. Sea Res.* 20: 117-131.
- Duursma, E.K, Martin, J.M. en R. Wollast, 1989. Transfer processes and modeling of plutonium species and gamma emitters in the Scheldt estuary. EEC radiation protection programme. Final Report, Brussels: 1-23.
- Eck, B. van, Maldegem, D. van. 1990. Datering schorren Westerschelde. Notitie GWAO-90.13032.
- Edgington, D.N., 1980. A review of the persistence of long-lived radionuclides in the marine environment-sediment/water interactions. In: *Impacts of Radionuclide Releases into the Marine Environment*, Proceed. Symp. Vienna: 67-91.
- Eisma, D. Flocculation and de-flocculation of suspended matter in estuaries (in press).
- Gemeenschapsministerie van het Vlaamse Gewest, Departement Leefmilieu en Infrastructuur. 1990. De baggerwerken in de Schelde en de kwaliteit van water en bodem.
- Gossé, J.G., 1977. A preliminary investigation into the possibility of erosion in the area of the Flemish Banks. Rijkswaterstaat nota FA-7702: 20 pp.
- Holland, A.B.M. et al., 1991. De belasting van het Schelde estuarium (1980-1988). Rijkswaterstaat nota GWWS-91.082.
- International Marine & Dredging Consultants (IMDC). Gedrag van particulier materiaal in het Schelde estuarium (in prep.).
- Lamalle, C. et al., 1989. Les transports en suspension et en solution dans la Burdinale, affluent principal de la Méhaigne. *Bull. Soc. Géographique de Liège* 25: 39-51.
- Livingston, H.D. en Bowen, V.T. 1979. Pu and ^{137}Cs in coastal sediments. *Earth and Planetary Science Letters* 43: 29-45.
- Koot, A.C.J., 1980. Behandeling van afvalwater. Waltman, Delft: 393 pp.
- Laane, R.W.P.M., Turkstra, E. en W.G. Mook, 1990. Stable carbon isotope composition of pelagic and benthic organic matter in the North Sea and adjacent estuaries. In: Ittekkot et al. (eds.), *Facets of modern Biogeochemistry*, Springer-Verlag, Berlin: 214-224.
- Maldegem, D.C. van, 1989. Verhouding marien/fluviatiel slib Schelde estuarium

- medio 1987-1988. Rijkswaterstaat nota GWA0-89.1287: 10 pp.
- Maldegem, D.C. van, 1991. De slibhuishouding van het Schelde estuarium. Rijkswaterstaat nota GWA0-91.081.
- Mariotti, A., Lancelot, C. en G. Billen, 1984. Natural isotopic composition of nitrogen as a tracer of origin for suspended organic matter in the Scheldt estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48: 549-555.
- Martin, J.M., Thomas, A. en M. Loijens, 1992. Source and fate of plutonium isotopes in the Scheldt estuary (Belgium). Submitted to *Marine Chemistry*.
- McHenry, J.R., Ritchie, J.C. en A.C. Gill, 1973. Accumulation of fallout Cesium-137 in soils and sediments in selected watersheds. *Water Resource Research* 9: 676-686.
- Migniot, C., 1989. Tassement et rheologie des vases. *La Houille Blanche* 1/2: 11-30.
- Olsen, C.R., Thein, M., Larsen, I.L., Lowry, P.D., Mulholland, P.J., Cutshall, N.H., Byrd, J.T. en H.L. Windom, 1989. Plutonium, lead-210, and carbon isotopes in the Savannah Estuary: riverborne versus marine sources. *Environ. Sci. Technol.* 23: 1475-1481.
- Pauwels, J.M. et al., 1980. Soil erodibility map of Belgium. In: *Assessment of erosion*, De Boodt en Gabriels (eds.), John Wiley and Son: 193-201.
- Pieters, T., Storm, C., Walhout, T. en Ysebaert, T. 1991. Het Schelde-estuarium, méér dan een vaarweg. Nota GWWS-91.081.
- Ploey, J. de, 1979. Actieve hellingerosie in België. *Bull. Belg. Ver. Geol.* 88: 137-142.
- Quemeneur, M. en Y. Marty, 1992. Sewage influence in a macrotidal estuary: fatty acid and sterol distributions. *Est. Coast. Shelf Sci.* 34: 347-363.
- Rijkswaterstaat, 1989. Beleidsplan Westerschelde. Deelrapport 3: slibhuishouding en bodemkwaliteit.
- Roo, A.P.J. de, 1991. The use of ¹³⁷Cs as a tracer in an erosion study in South Limburg (The Netherlands) and the influence of Chernobyl fallout. *Hydrological Processes* 5: 215-227.
- Salomons, W. en W.D. Eysink, 1981. Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the southern North Sea. In: Nio et al. (eds.), *Holocene Marine Sedimentation in the North Sea basin*, Spec. Publs. int. Ass. Sediment. 5: 429-450.
- Salomons, W. en W.G. Mook, 1981. Field observations of the isotopic composition of particulate organic carbon in the southern North Sea and adjacent estuaries. *Marine Geology* 41: M11-M20.
- Shannon, L.V., Cherry, R.D. en M.J. Orren, 1970. Polonium-210 and lead-210 in

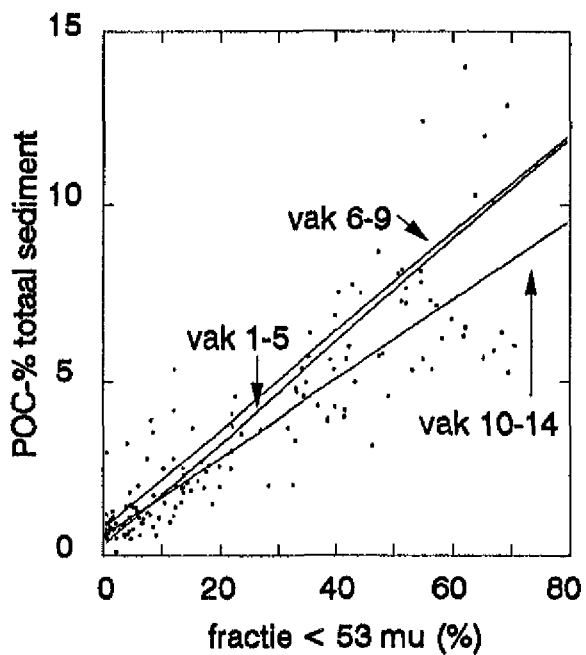
- the marine environment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 34: 701-711.
- Sharma, P., Gardner, L.R., Moore, W.S. en Bollinger, M.S. 1987. Sedimentation and bioturbation in a salt marsh as revealed by ^{210}Pb , ^{137}Cs , and ^7Be studies. *Limnology and Oceanography* 32(2): 313-326.
- Sugai, S.F., 1990. Transport and sediment accumulation of ^{210}Pb and ^{137}Cs in two southeast Alaskan fjords. *Estuaries* 13(4): 380-392.
- Valenta, P., Duursma, E.K., Merks, A.G.A., Rützel, H. en H.W. Nürnberg, 1986. Distribution of Cd, Pb and Cu between the dissolved and particulate phase in the Eastern Scheldt and Western Scheldt Estuary. *The Science of the Total Environment* 53: 41-76.
- Wartel, S., 1977. Composition, transport and origin of sediments in the Schelde estuary. *Geologie en Mijnbouw* 56(3): 219-233.
- Waterloopkundig Laboratorium, 1981. Inventarisatie en geochemisch gedrag van zware metalen in de Schelde en Westerschelde. Nota M 1640/M 1736: 61 pp.
- Wollast, R. en A. Marijns, 1981. Evaluation des contributions des différentes sources de matière en suspension à l'envasement de l'Escaut. Rapport Final au Ministère de la Santé Publique: 152 pp.
- Zoest, R. van, 1989. Gehalten, gedrag en modellering van organische microverontreinigingen in het Schelde estuarium. Nota GWAO-89.023.
- Zwolsman, J.J.G. Geochemistry of suspended matter in the Scheldt estuary. Submitted to *Geochimica et Cosmochimica Acta*.



Figuur 1. Indeling en benaming naar het leemgehalte
(uit: De Bakker en Schelling, 1966).

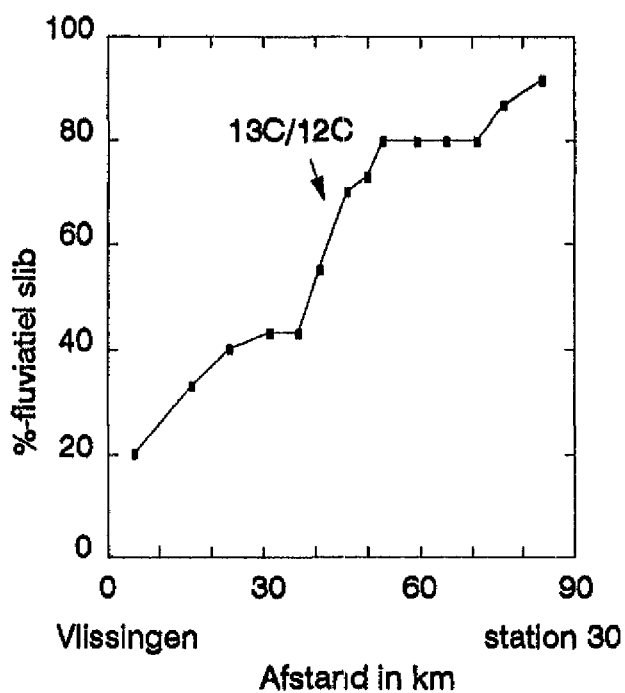


Figuur 2. Het gemiddelde slib- (< 53 μ m) (A) en organische koolstof gehalte (B) van de bodem van 14 vakken van het Schelde estuarium, alsmede het organische deel van de fractie < 53 μ m (C). De balken geven de standaard deviatie aan.



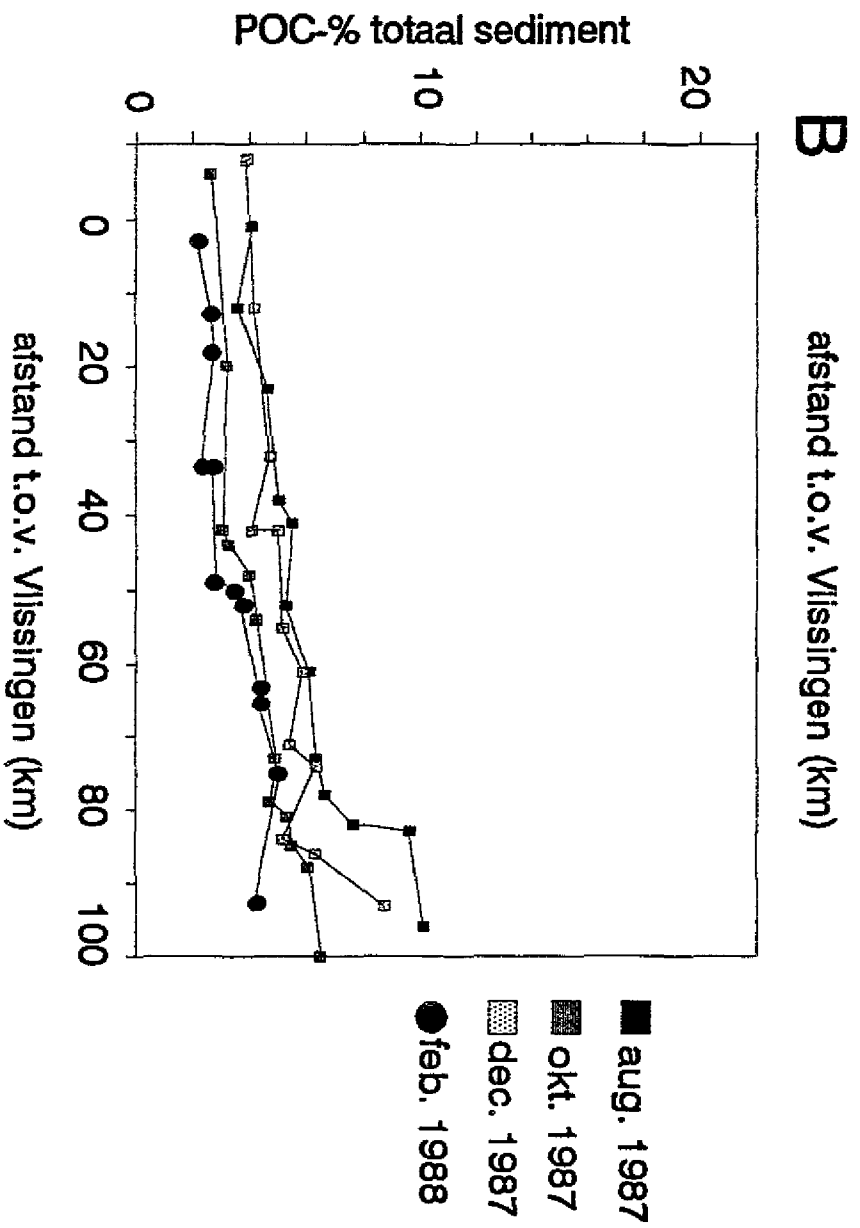
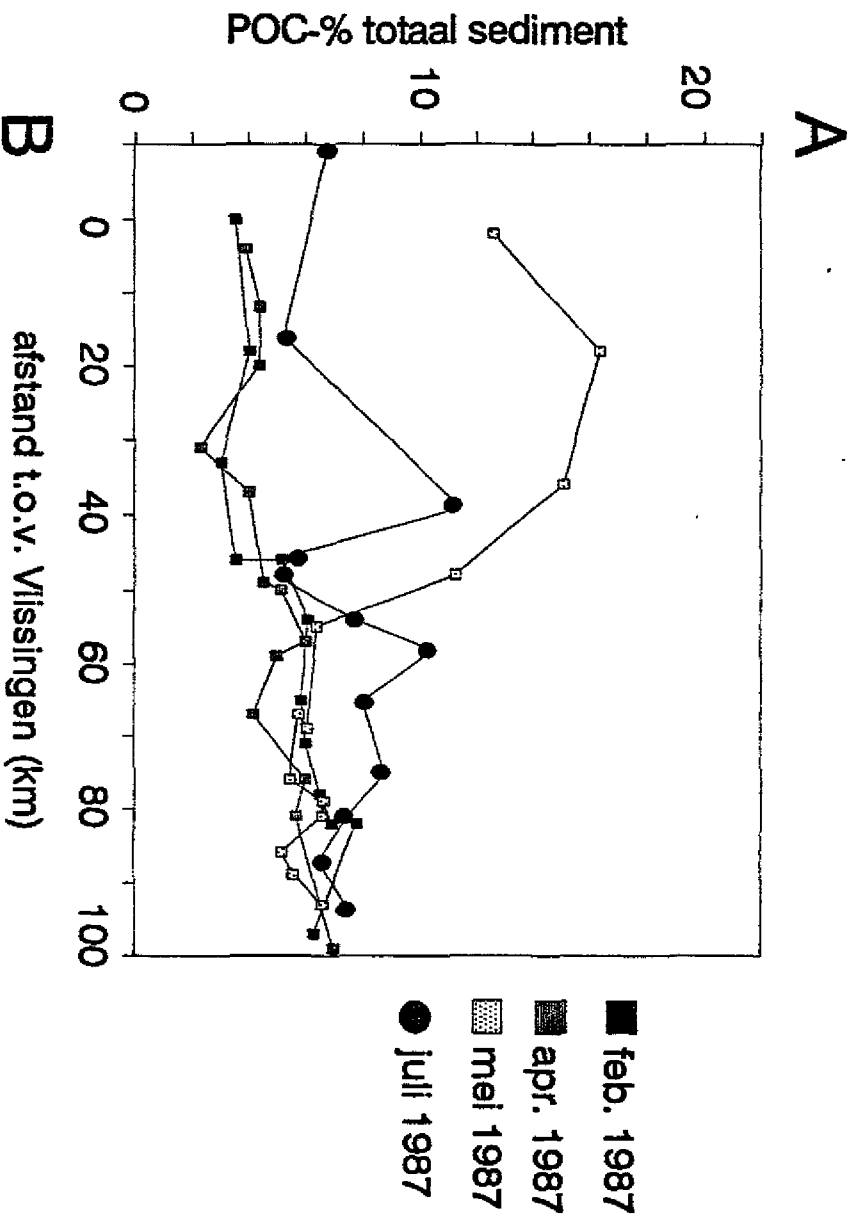
Figuur 3.

De relatie tussen het organische koolstof gehalte van de bodem en de fractie < 53 µm.

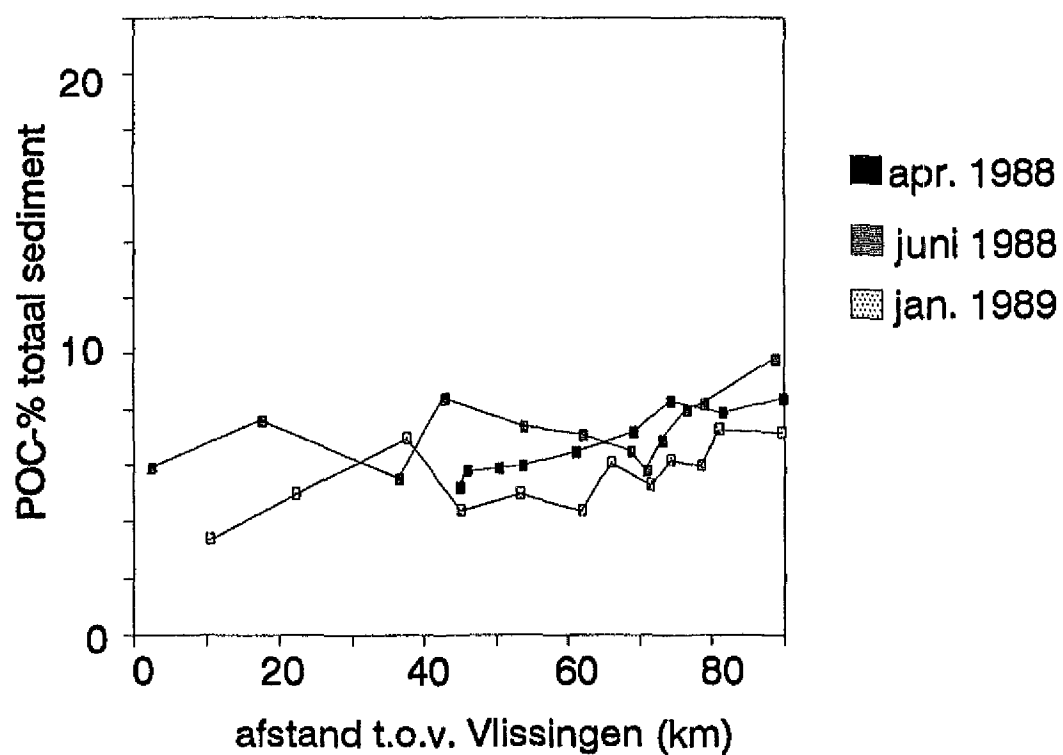
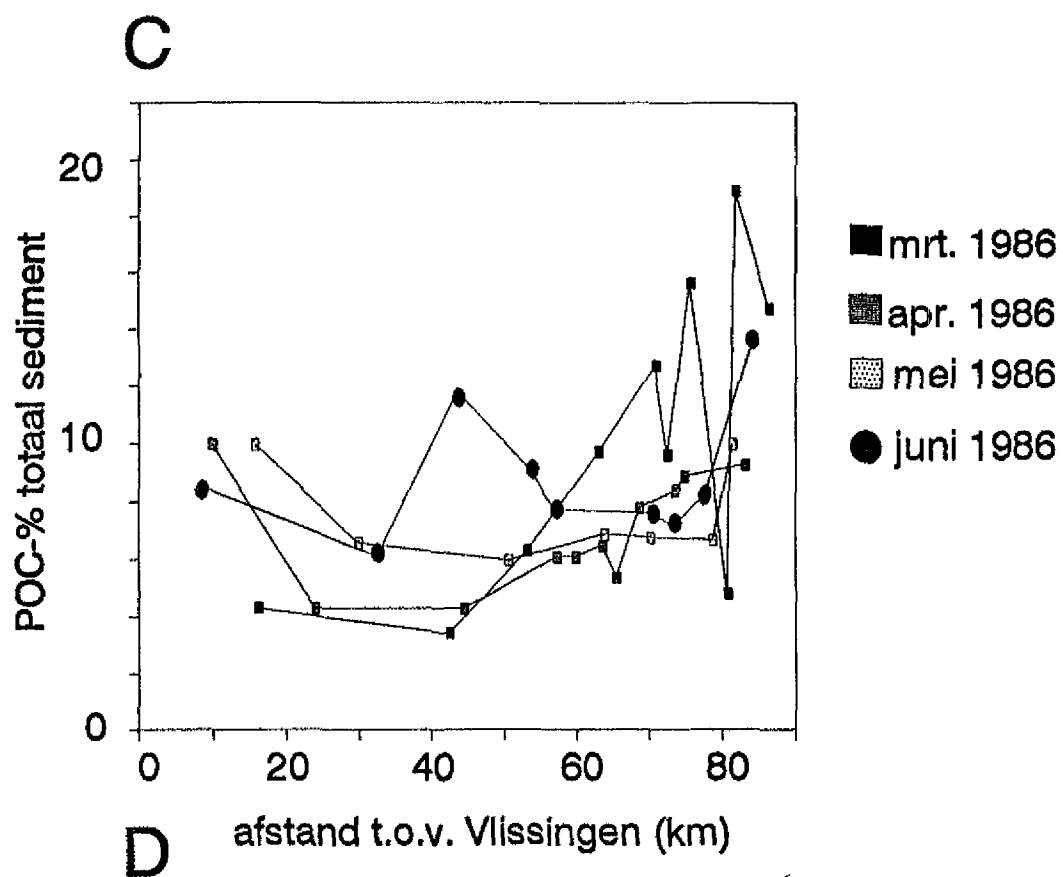


Figuur 5.

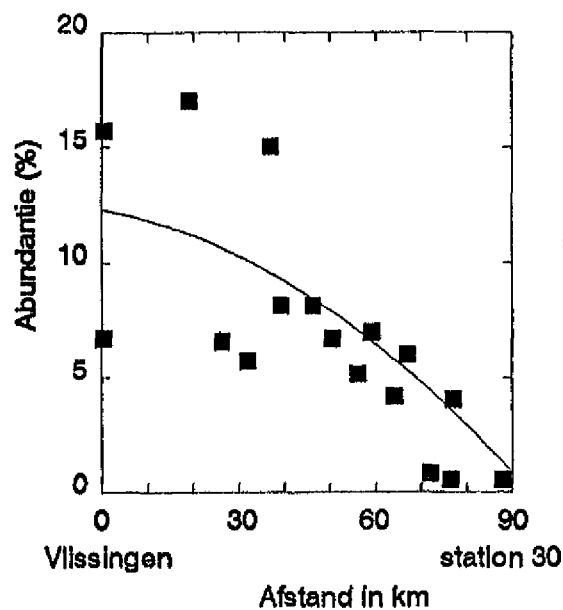
Het percentage fluviaal silt volgens $\delta^{13}\text{C}$ bepalingen van bodemsediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (uit: Van Maldegem, 1991).



Figuur 4A-B. De organische fraktie van zwevend sediment in het Schelde estuarium tijdens 8 cruises (data Van Zoest, 1989).

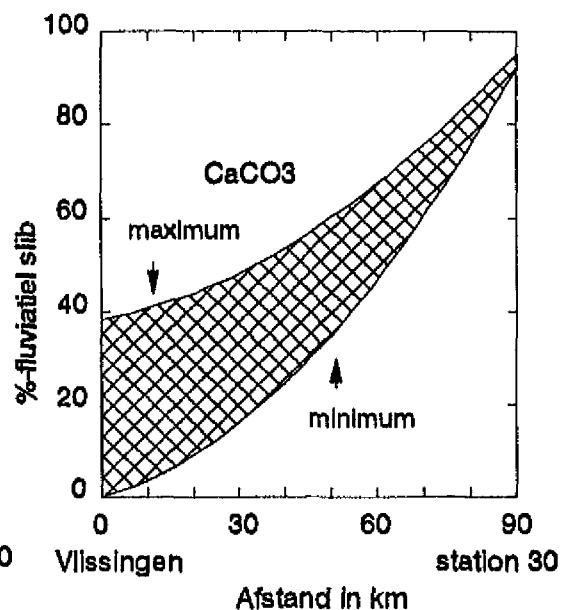


Figuur 4C-D. De organische fraktie van zwevend sediment in het Schelde estuarium tijdens 4 cruises in 1986 en 3 cruises in 1988 (data Zwolsman, unpublished results).



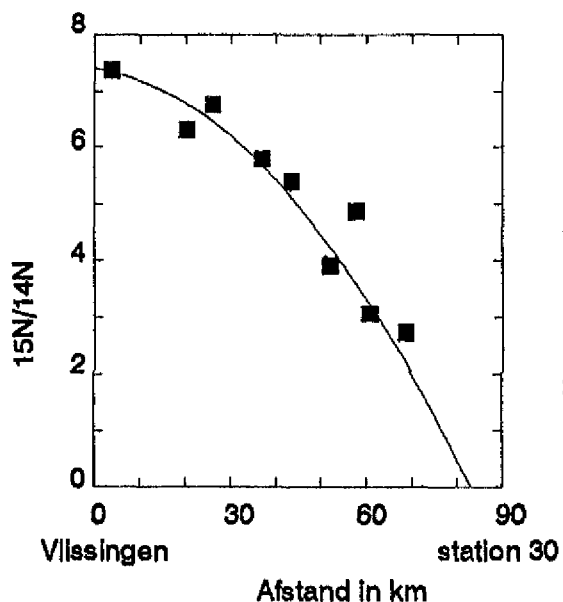
Figuur 6.

Het voorkomen van CaCO_3 in zwevend sediment als percentage van andere minerale hoofdgroepen tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data Bernard, 1989).



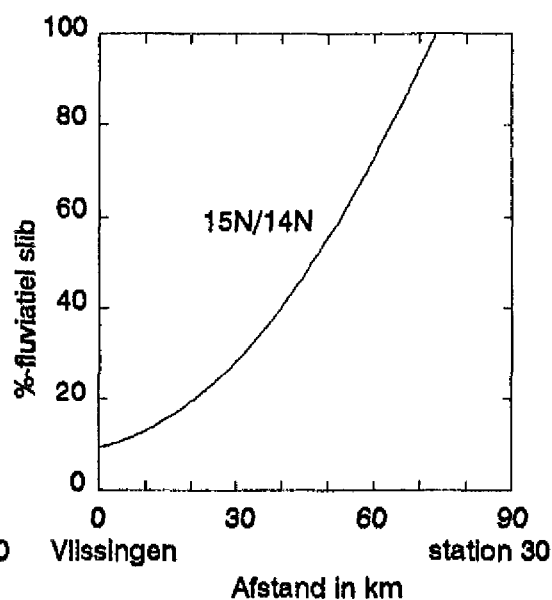
Figuur 7.

Het percentage fluviaal silt volgens het voorkomen van CaCO_3 in zwevend sediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data Bernard, 1989).



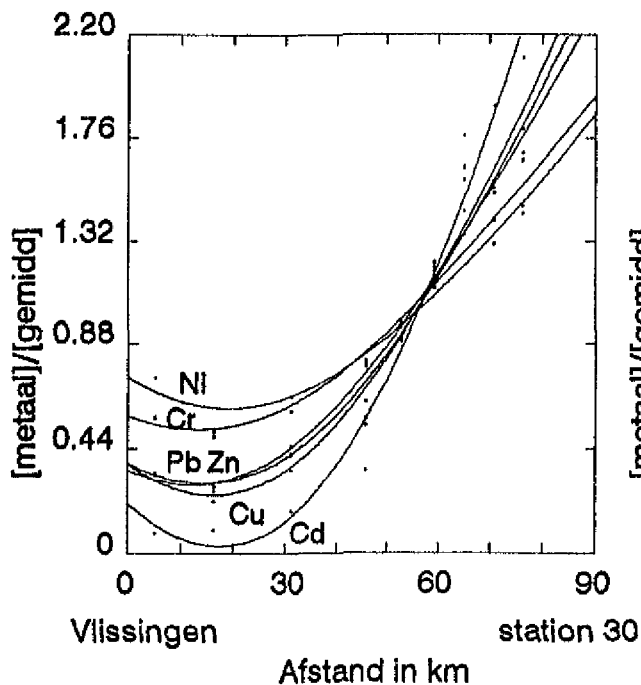
Figuur 8.

De $\delta^{15}\text{N}$ waarde van zwevend sediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data Mariotti et al., 1984).



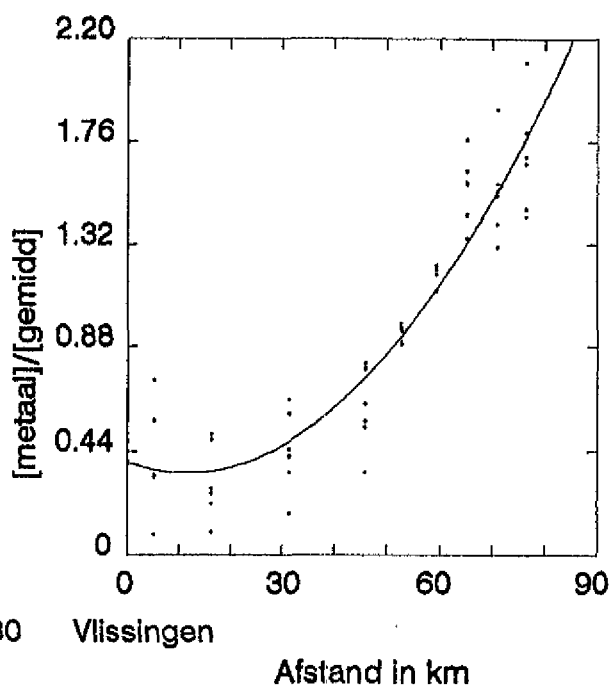
Figuur 9.

Het percentage fluviaal silt volgens $\delta^{15}\text{N}$ bepalingen van zwevend sediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data Mariotti et al., 1989).



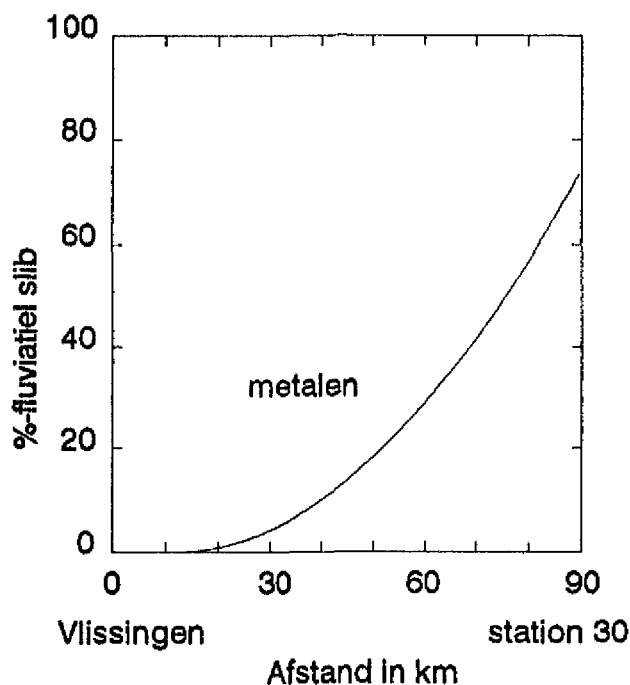
Figuur 10.

Het verloop van de gehalten zware metalen in verhouding tot de systeem gemiddelde waarden van het bodemsediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data WL, 1981).



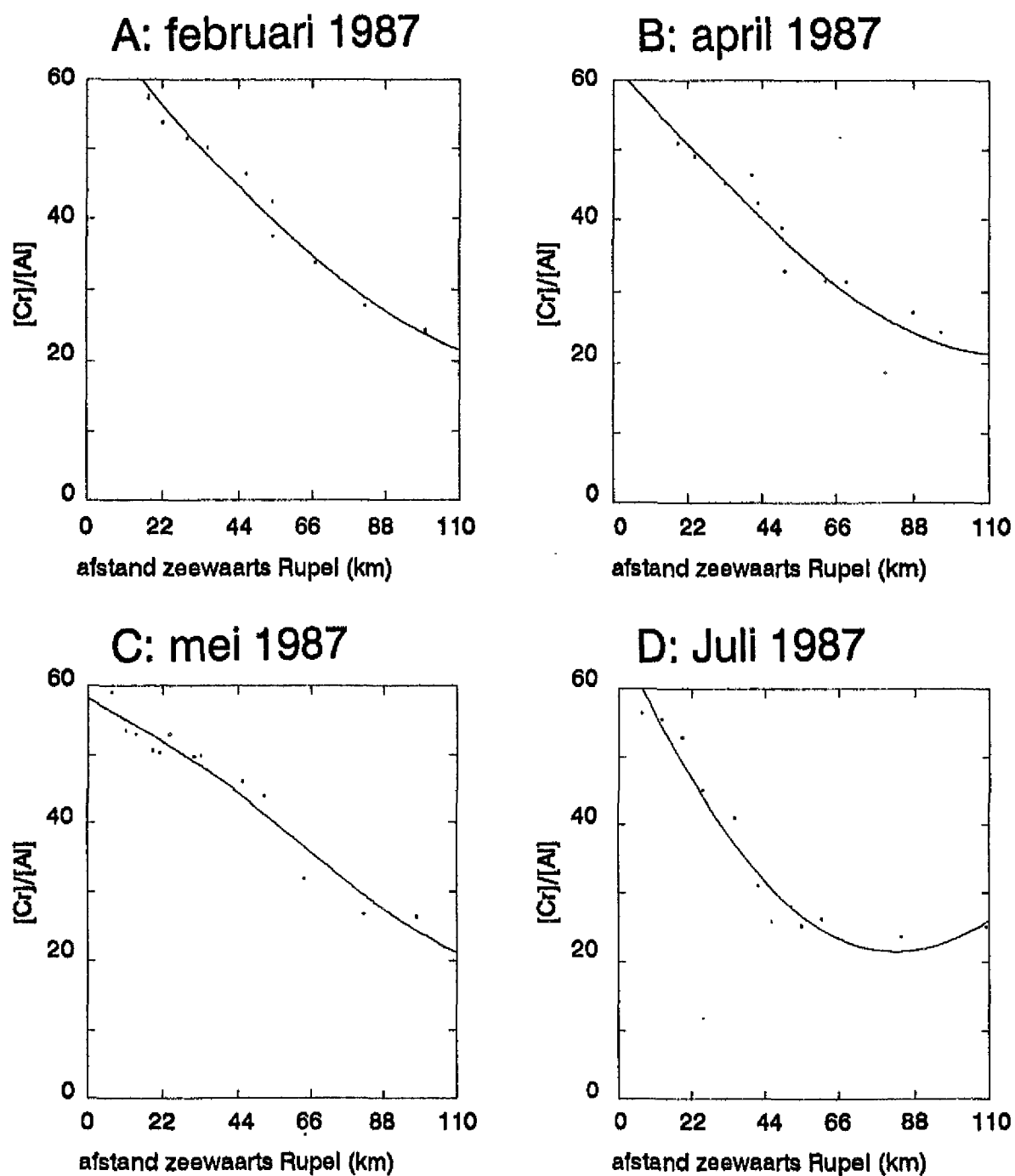
Figuur 11.

Een best-fit door het verloop van de gehalten zware metalen in verhouding tot de systeem gemiddelde waarden van het bodemsediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data WL, 1981).

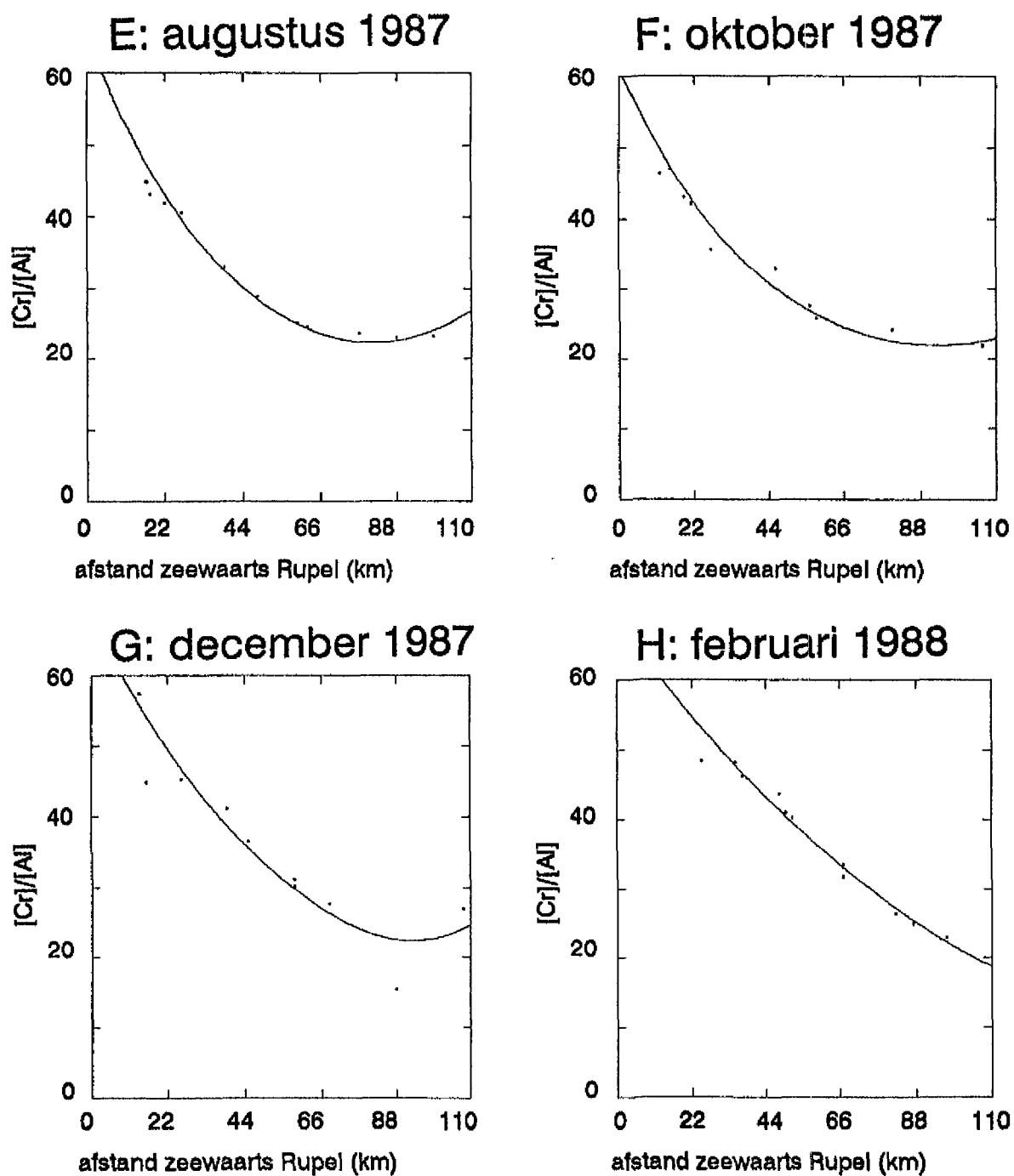


Figuur 12.

Het percentage fluvieel slib volgens zware metalen gehalten van bodemsediment tussen Vlissingen en een lokatie stroomopwaarts van Rupelmonde (data WL, 1981).

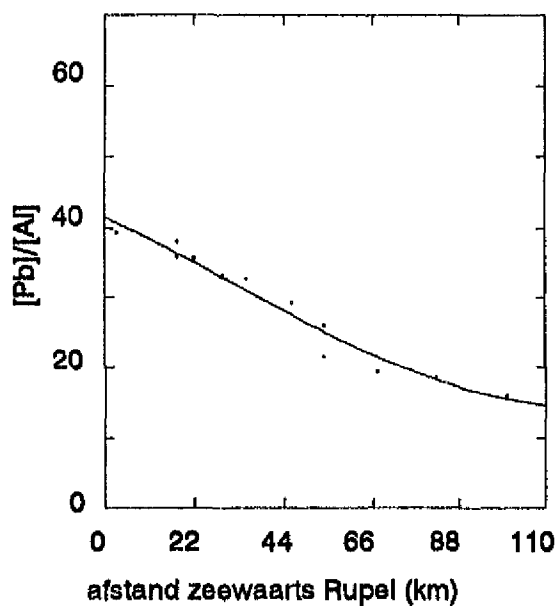


Figuur 13A-D. Het verloop van het chroomgehalte van zwevend sediment genormaliseerd naar aluminium voor 4 cruises tussen Rupel en een locatie benedenstrooms Vlissingen in 1987 (data Van Zoest, 1989).

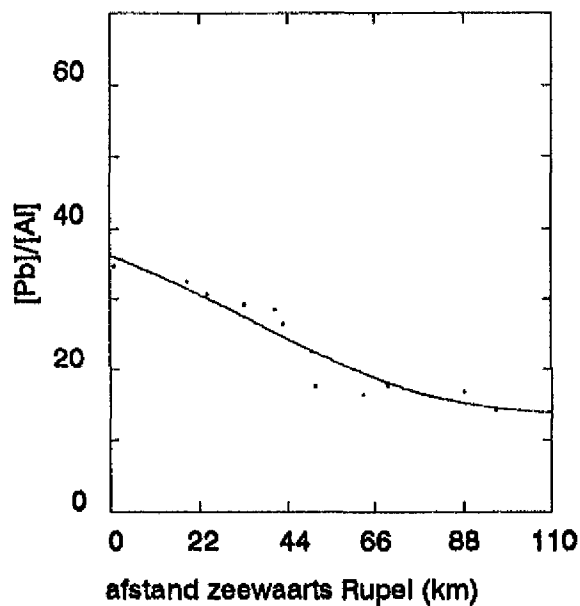


Figuur 13E-H. Het verloop van het chroomgehalte van zwevend sediment genormaliseerd naar aluminium voor 4 cruises tussen Rupel een en lokatie benedenstrooms Vlissingen in 1987/1988 (data Van Zoest, 1989).

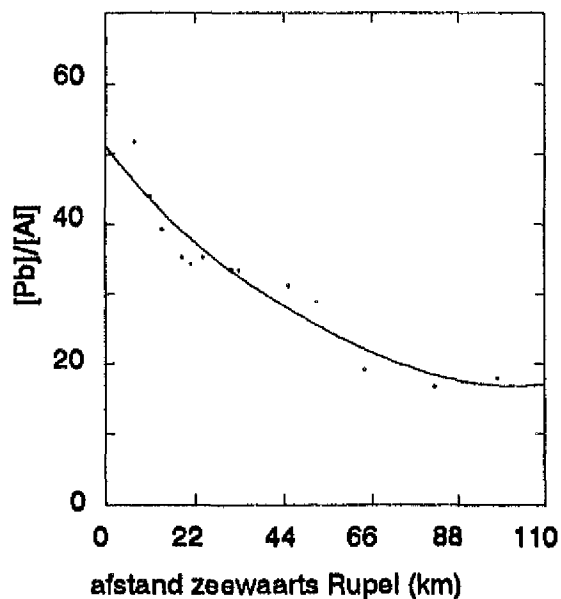
A: februari 1987



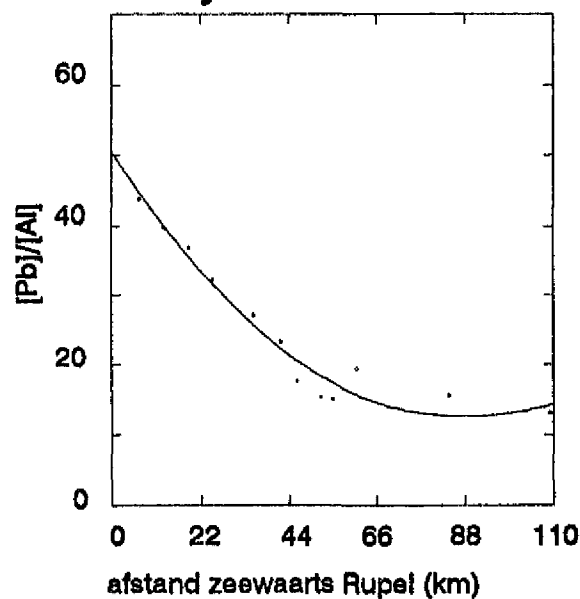
B: april 1987



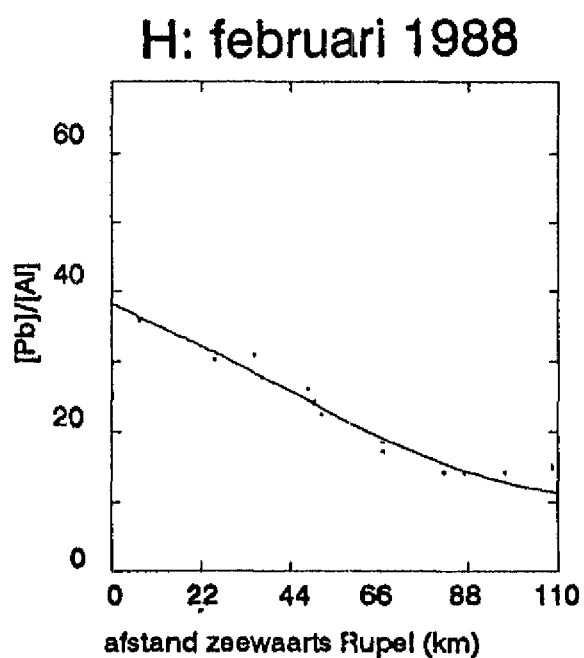
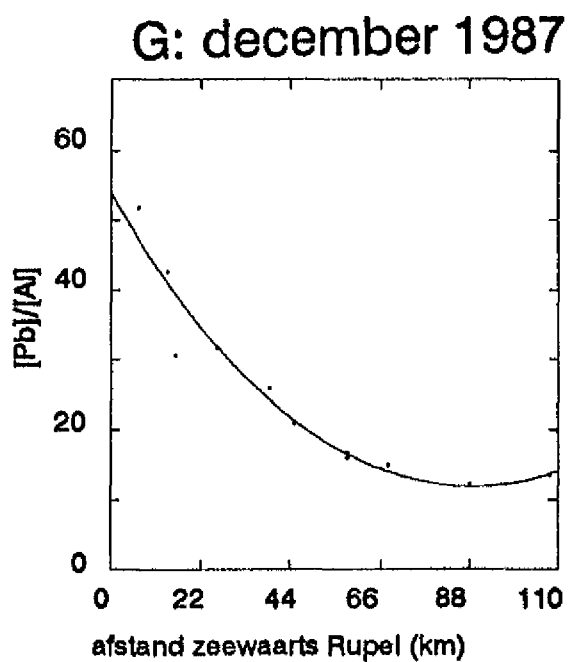
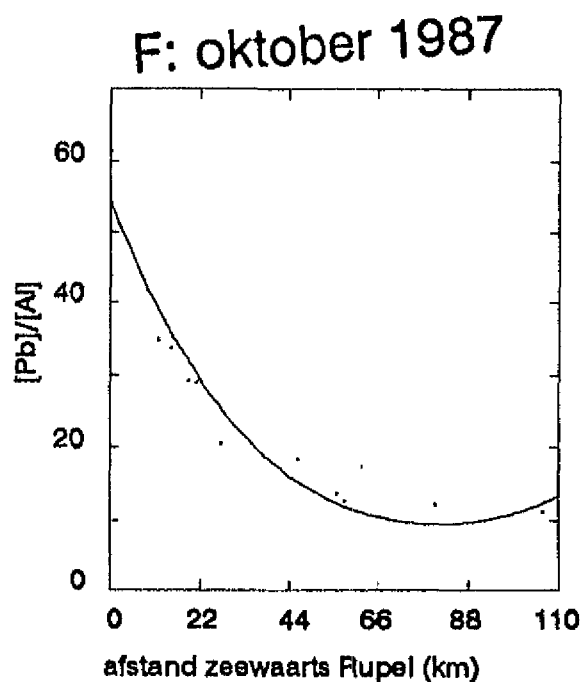
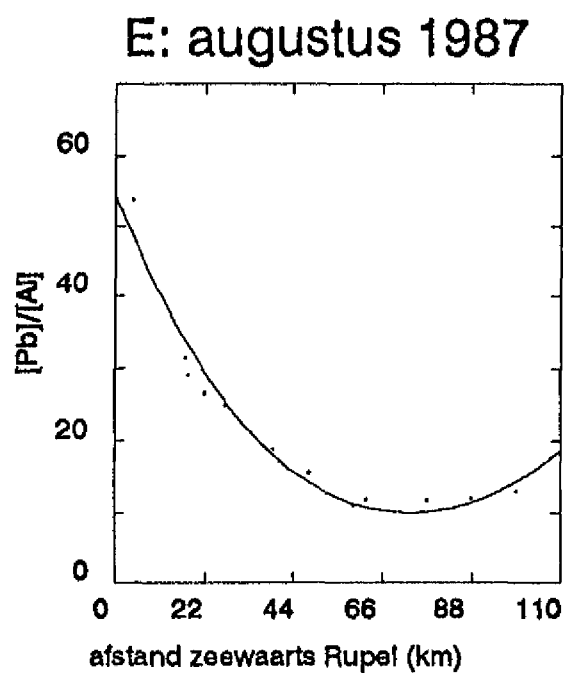
C: mei 1987



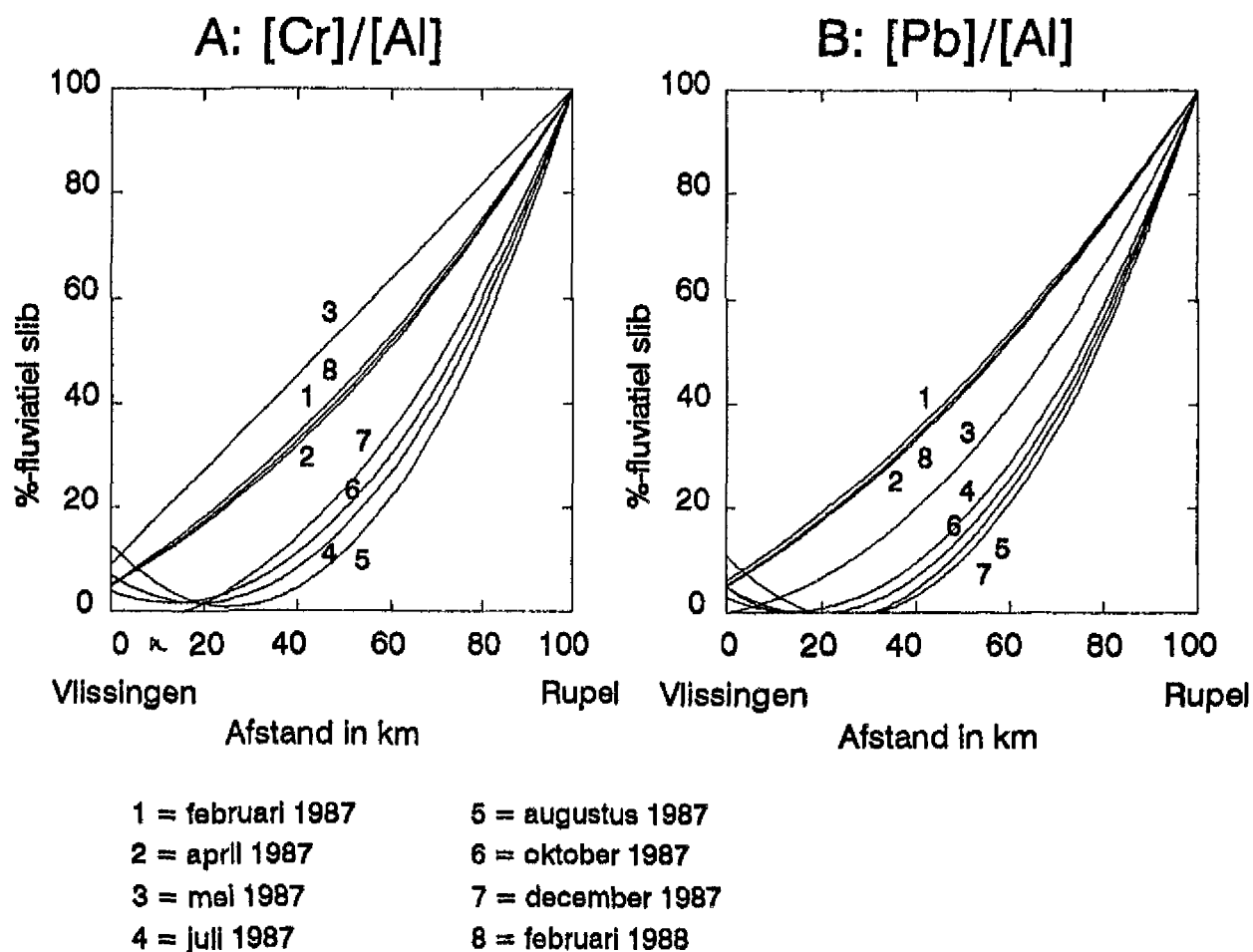
D: juli 1987



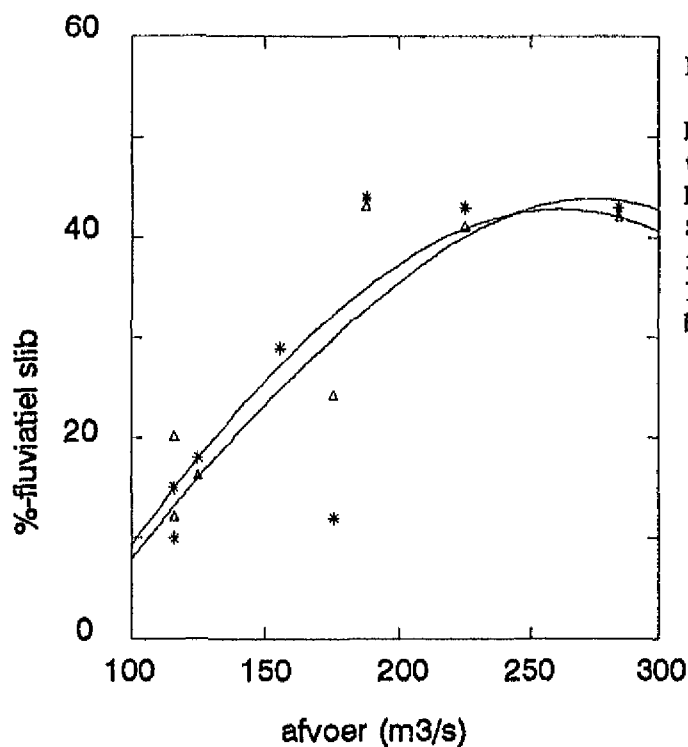
Figuur 14A-D. Het verloop van het loodgehalte van zwevend sediment genormaliseerd naar aluminium voor 4 cruises tussen Rupel en een locatie benedenstrooms Vlissingen in 1987 (data Van Zoest, 1989).



Figuur 14E-H. Het verloop van het loodgehalte van zwevend sediment genormaliseerd naar aluminium voor 4 cruises tussen Rupel en een lokatie benedenstrooms Vliссingen in 1987/1988 (data Van Zoest, 1989).



Figuur 15. Het percentage fluviatiel slib volgens het genormaliseerde chroom- (A) en lood-gehalte (B) van zwevend sediment tussen Vlissingen en Rupel tijdens 8 cruises in 1987/1988 (data Van Zoest, 1989).

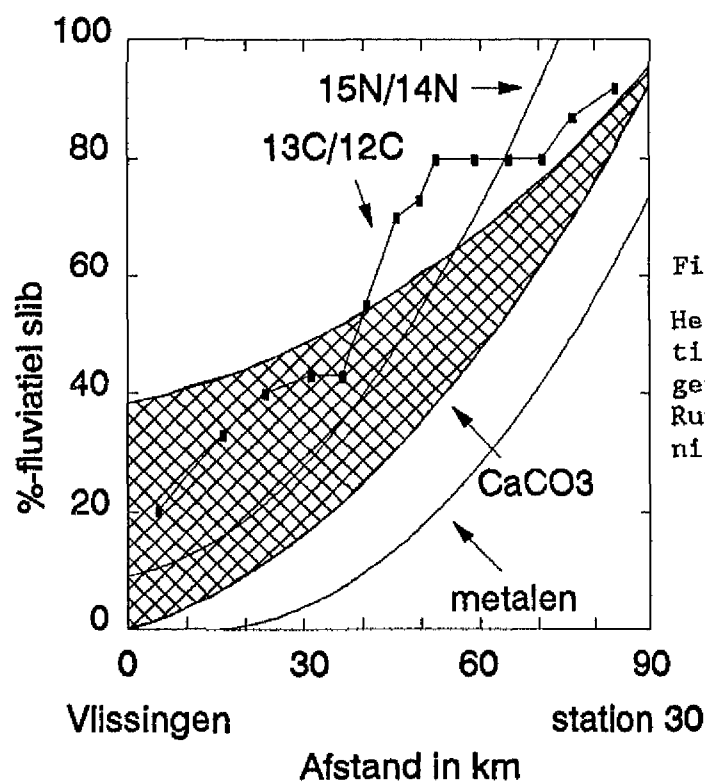


Figuur 16.

De relatie tussen het percentage fluvia-
tief slib ter hoogte van de Belgisch-
Nederlandse grens en de afvoer van de
Schelde, bepaald a.d.h.v. het verloop
in de zwevend sedimentgehaltenes chroom en
lood tijdens 8 cruises verspreid over
het jaar (data Van Zoest, 1989).

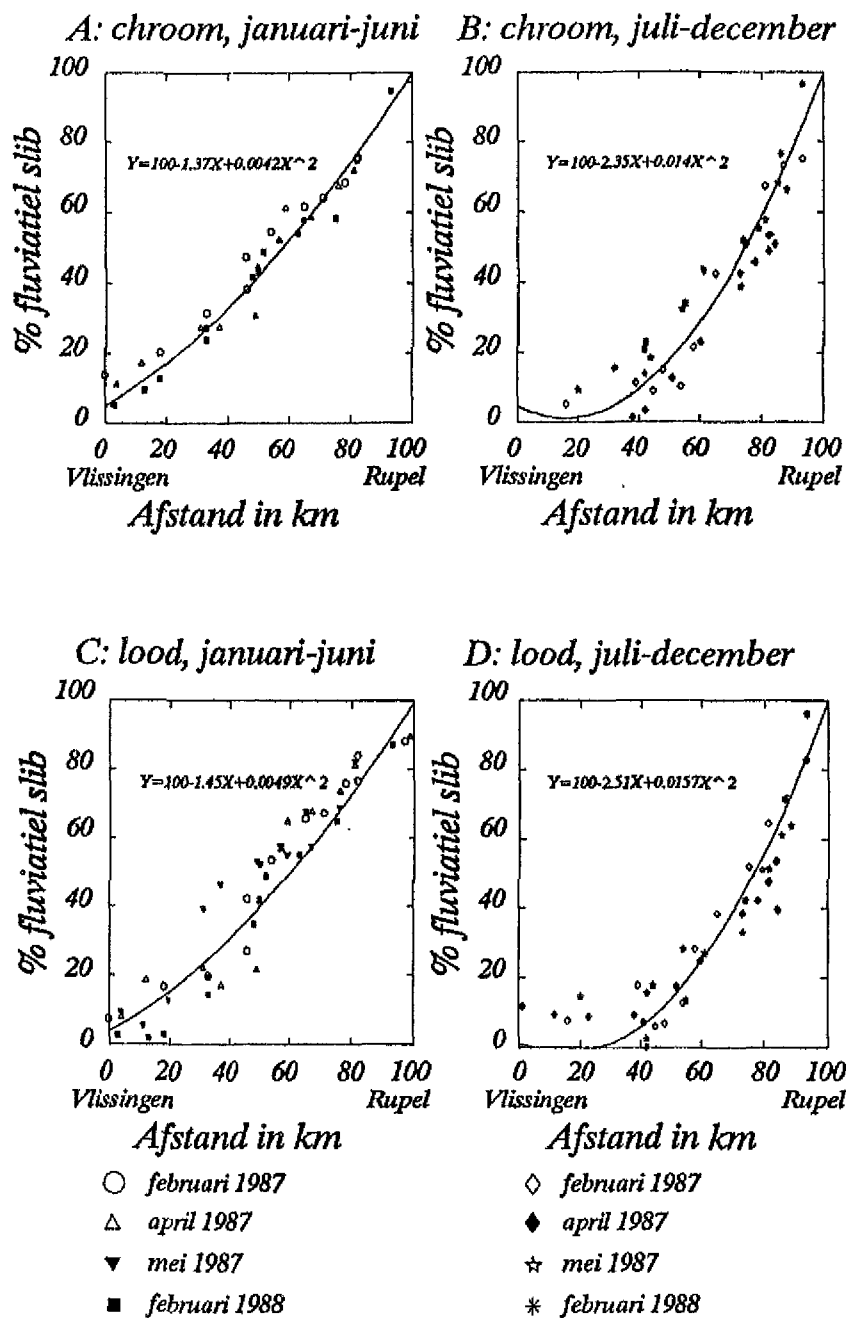
△ chroom

* lood



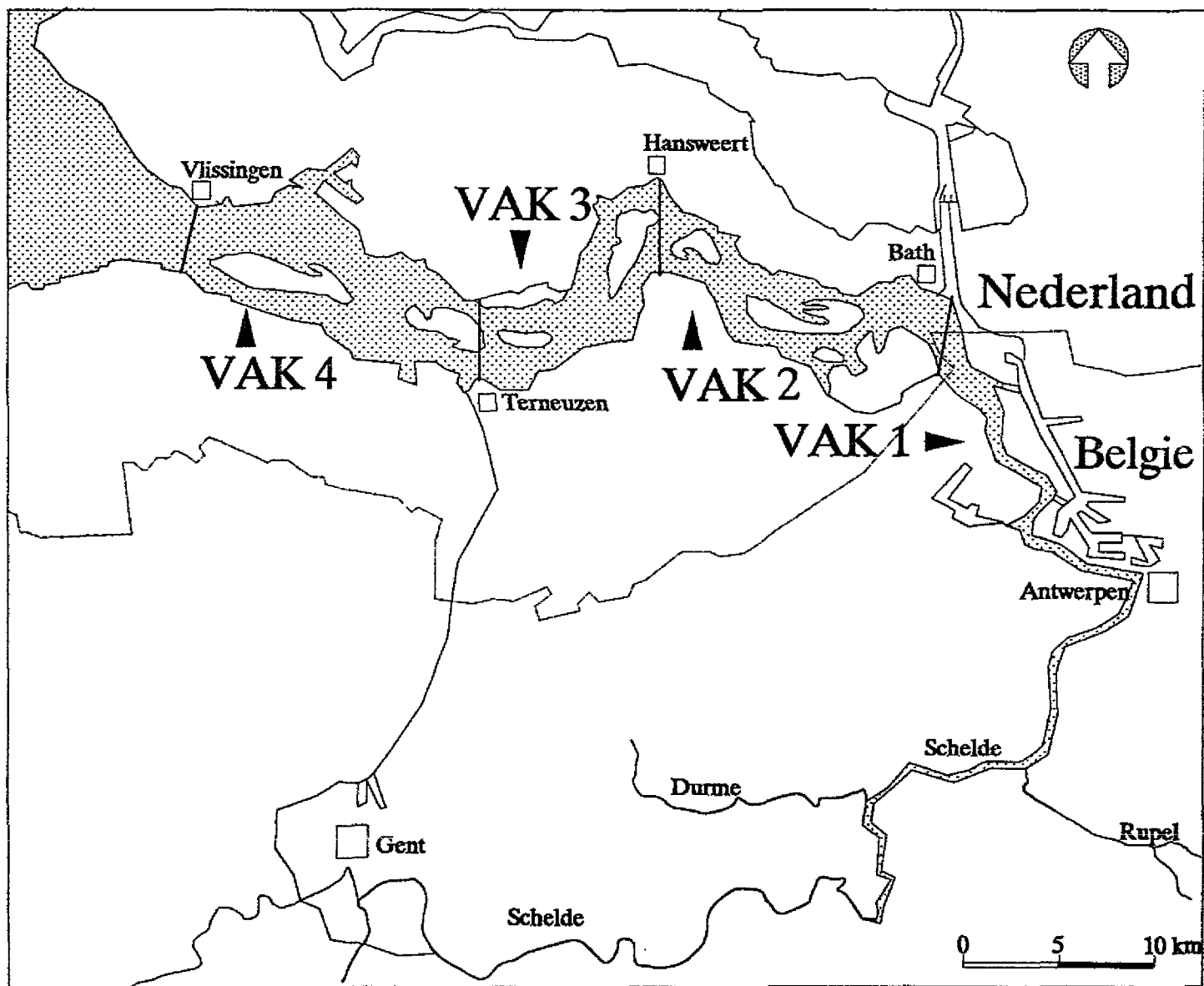
Figuur 17.

Het verloop van het percentage fluvia-
tief slib met de afstand tussen Vlissin-
gen en een lokatie stroomopwaarts van
Rupelmonde volgens 4 verschillende tech-
nieken.



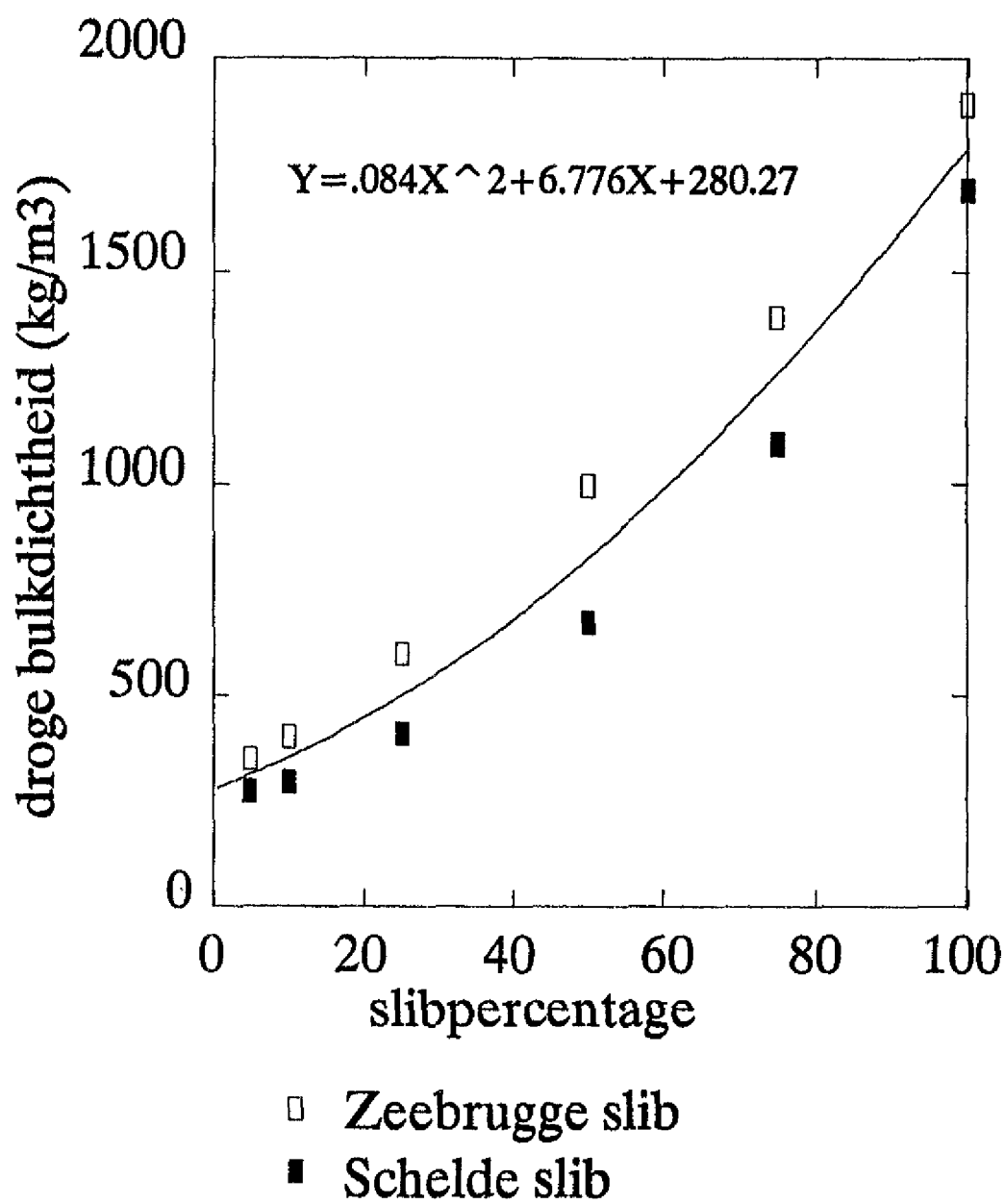
Figuur 18.

Het verloop van het percentage fluviatieel slib met de afstand tussen Vlissingen en Rupel volgens chroom- (A en B) en lood- (C en D) concentraties in zwevend sediment (data Van Zoest, 1989).



Figuur 19.

De vakindeling van het Schelde estuarium voor de
slibbalans van het systeem.

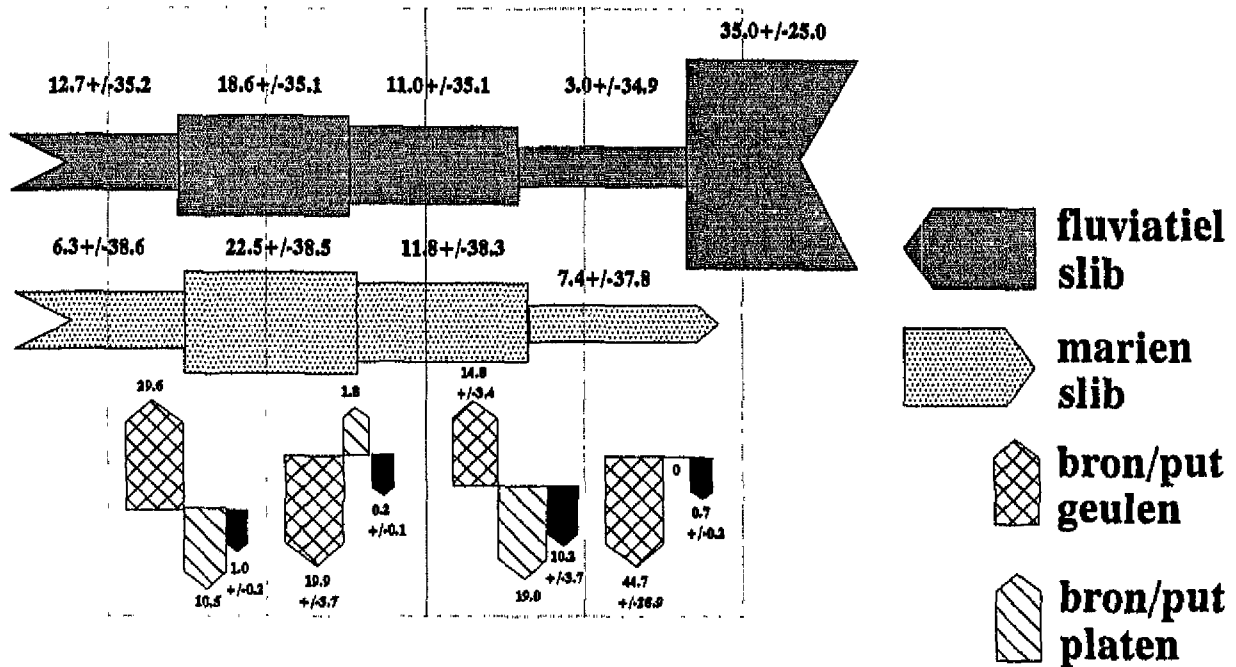


Figuur 20.

De relatie tussen het zandgehalte en de dichtheid van baggerspecie volgens data van Migniot (1989).

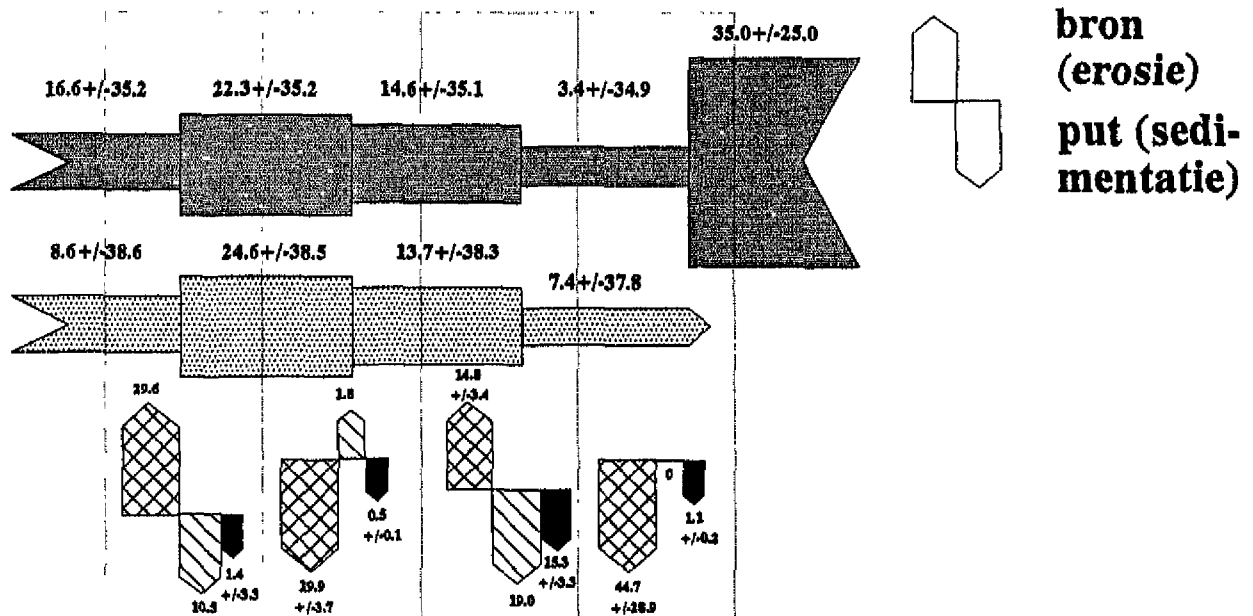
SCENARIO 1

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 2

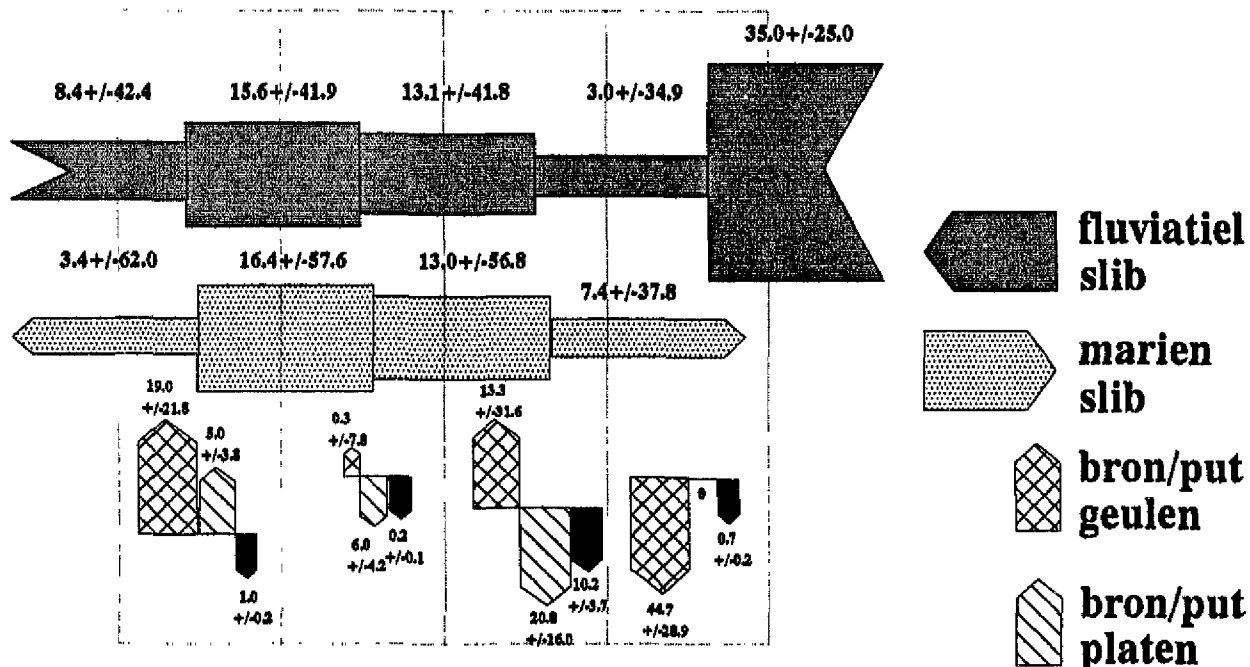
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 1+2

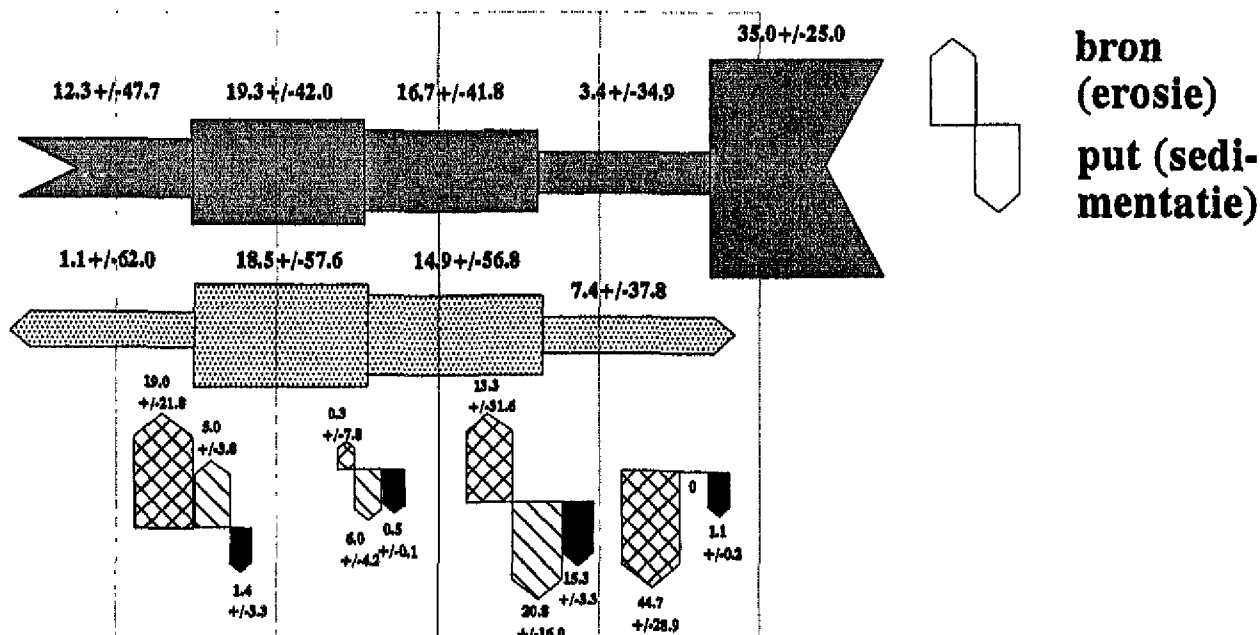
SCENARIO 3

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 4

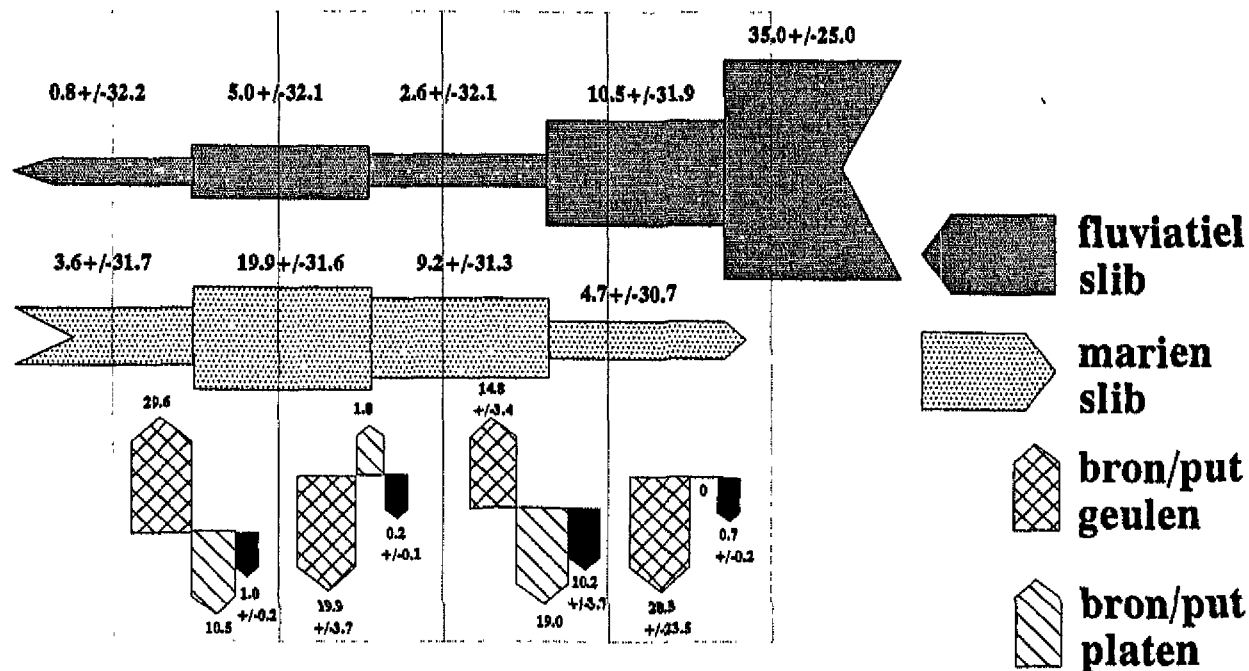
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 3+4

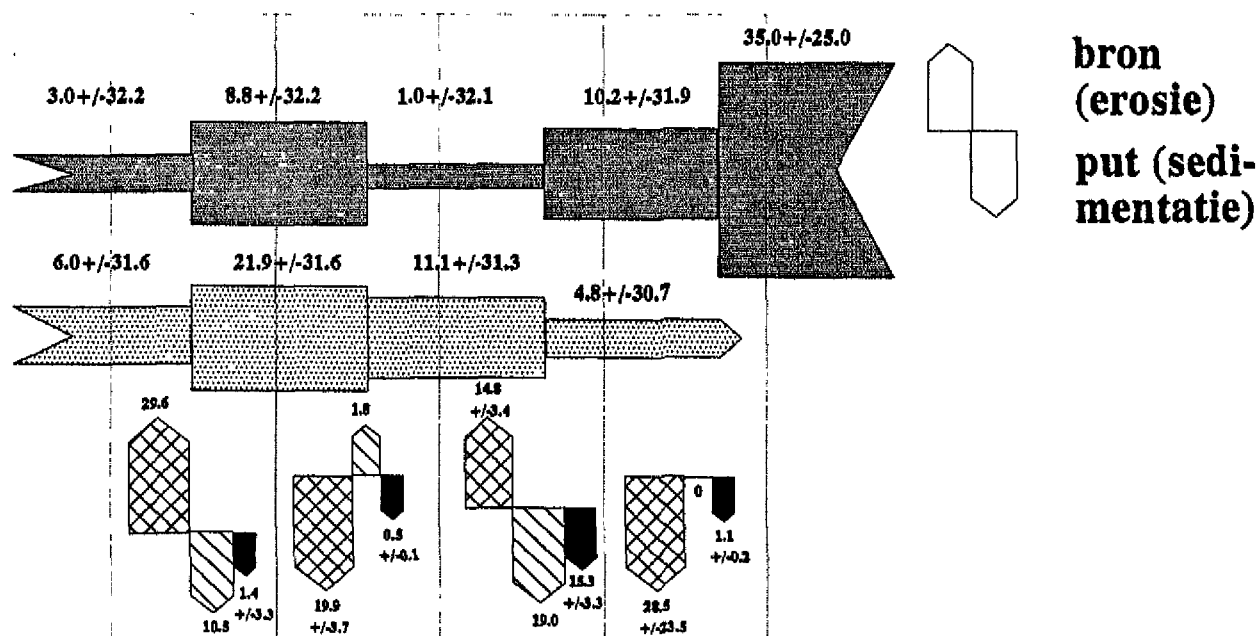
SCENARIO 5

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 6

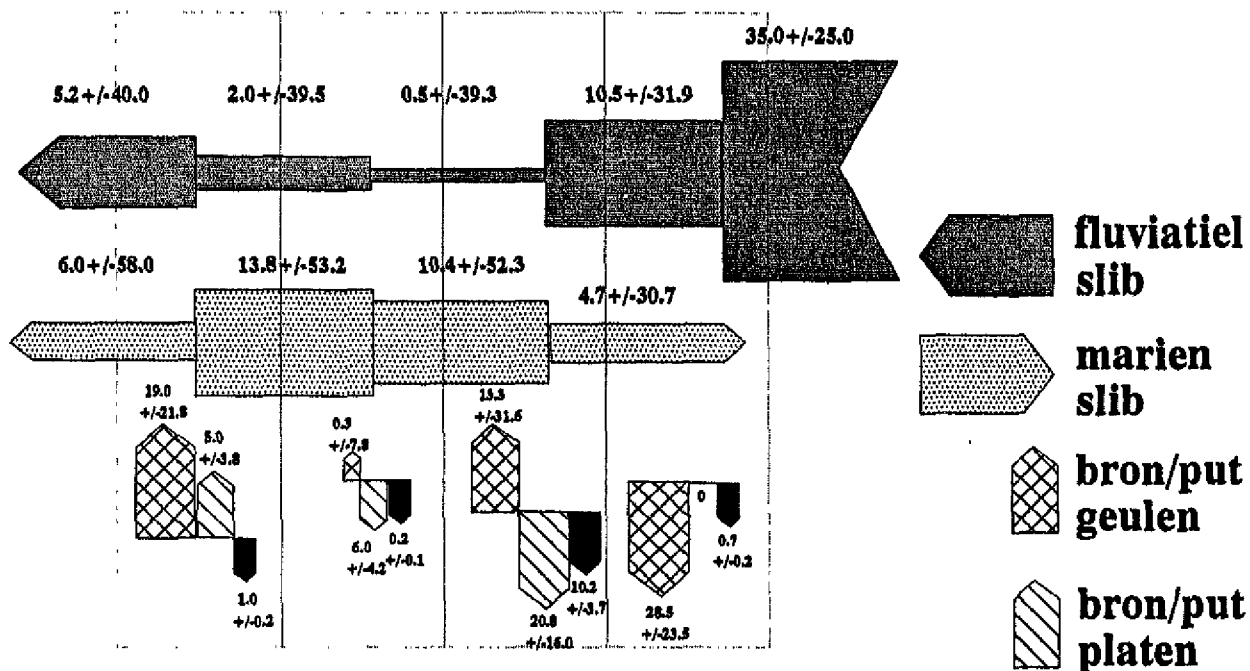
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 5+6

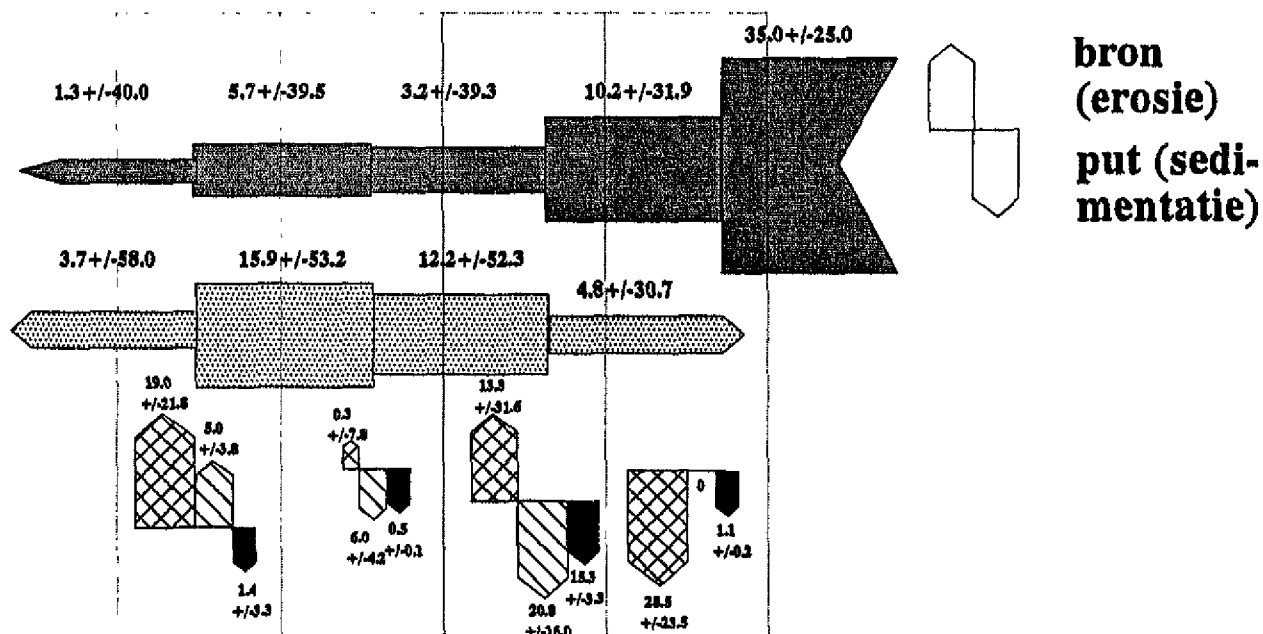
SCENARIO 7

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 8

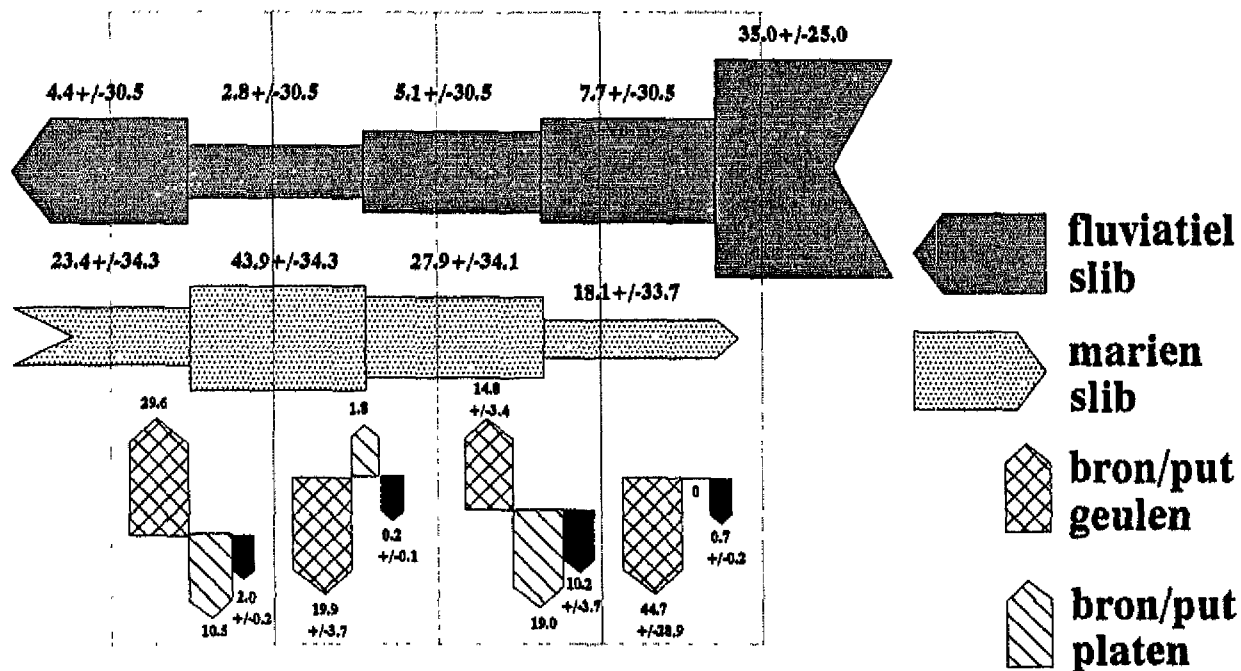
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 7+8

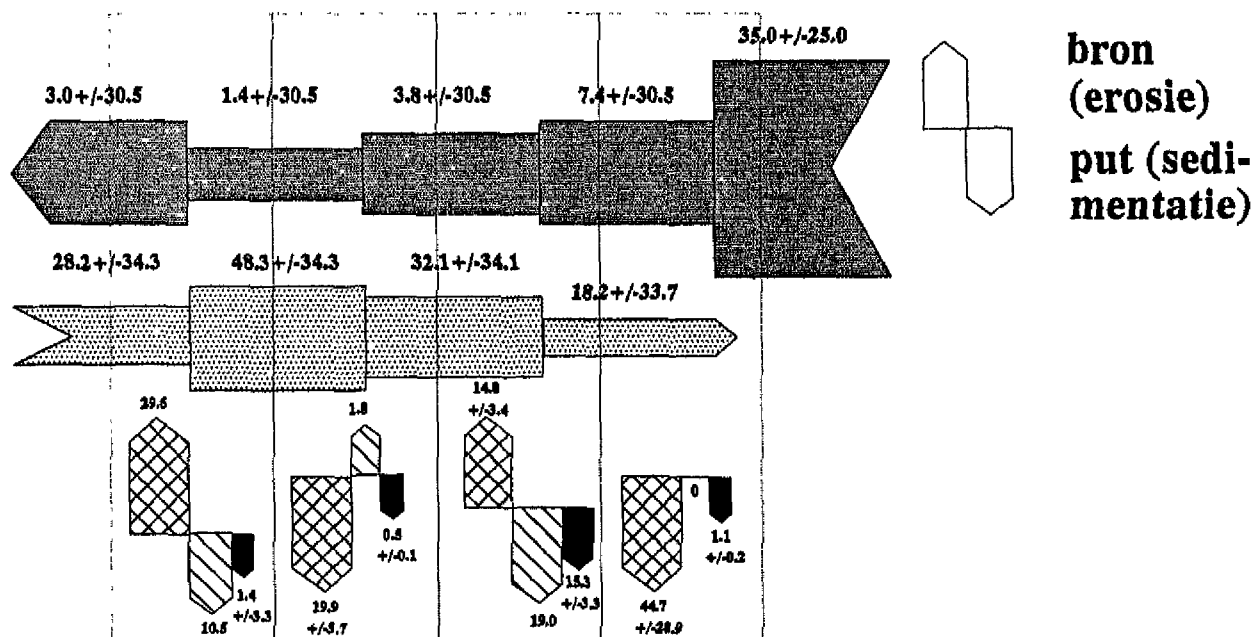
SCENARIO 9

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 10

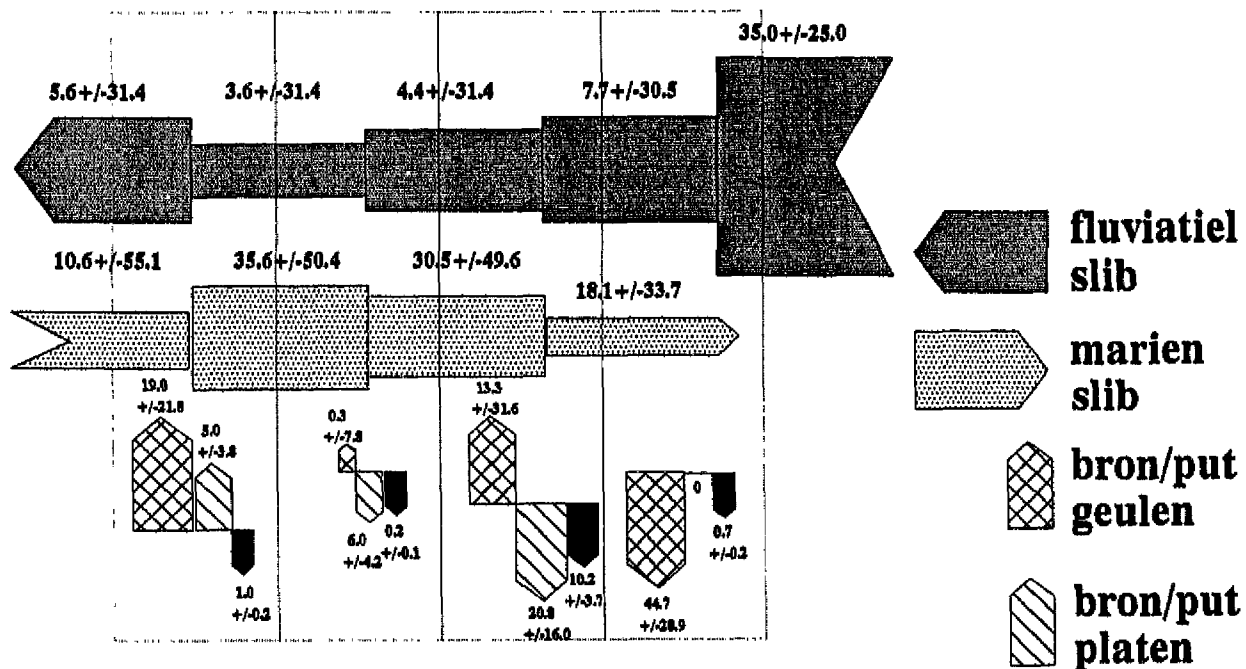
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 9+10

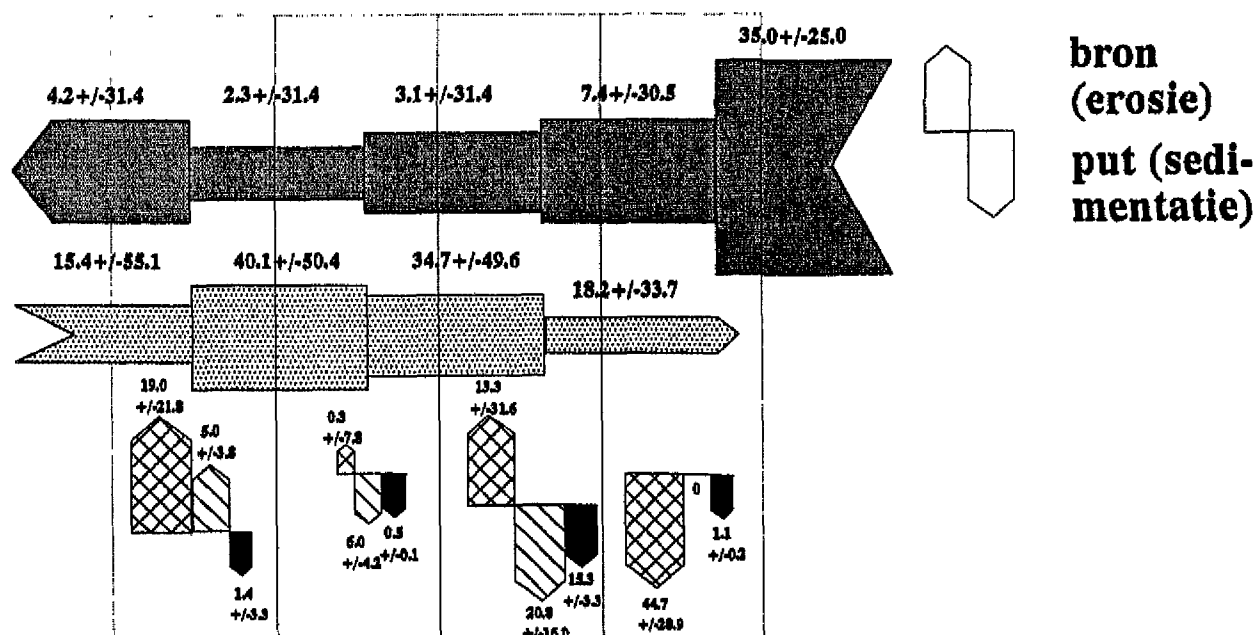
SCENARIO 11

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 12

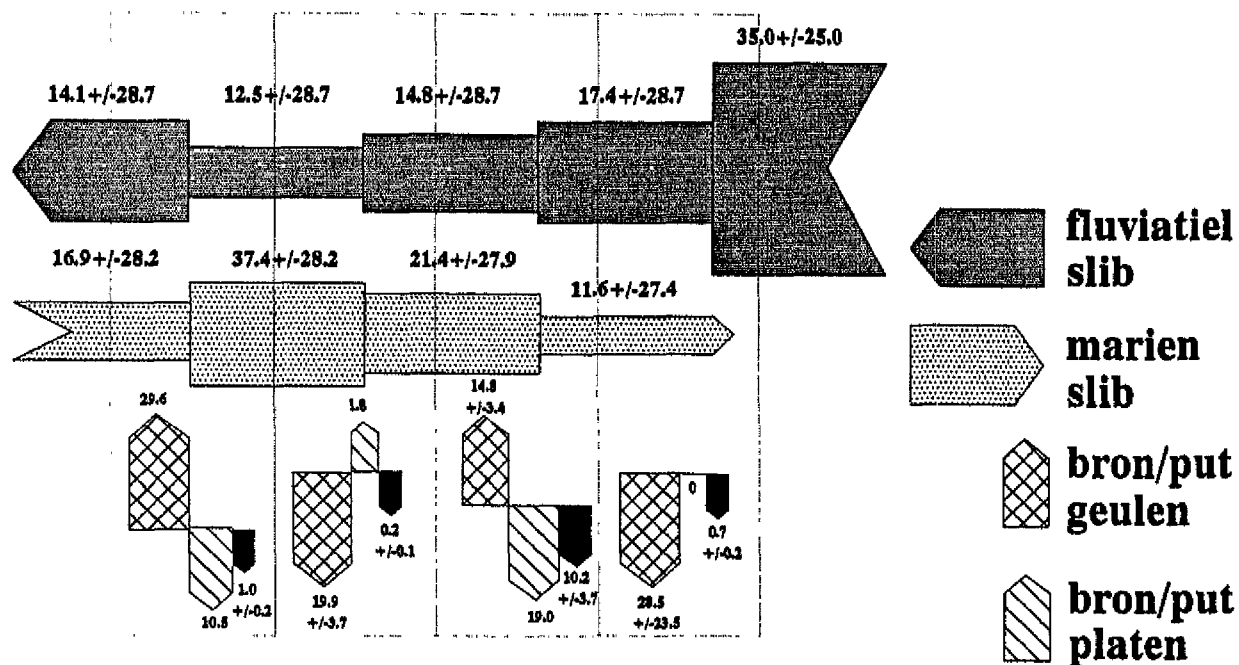
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 11+12

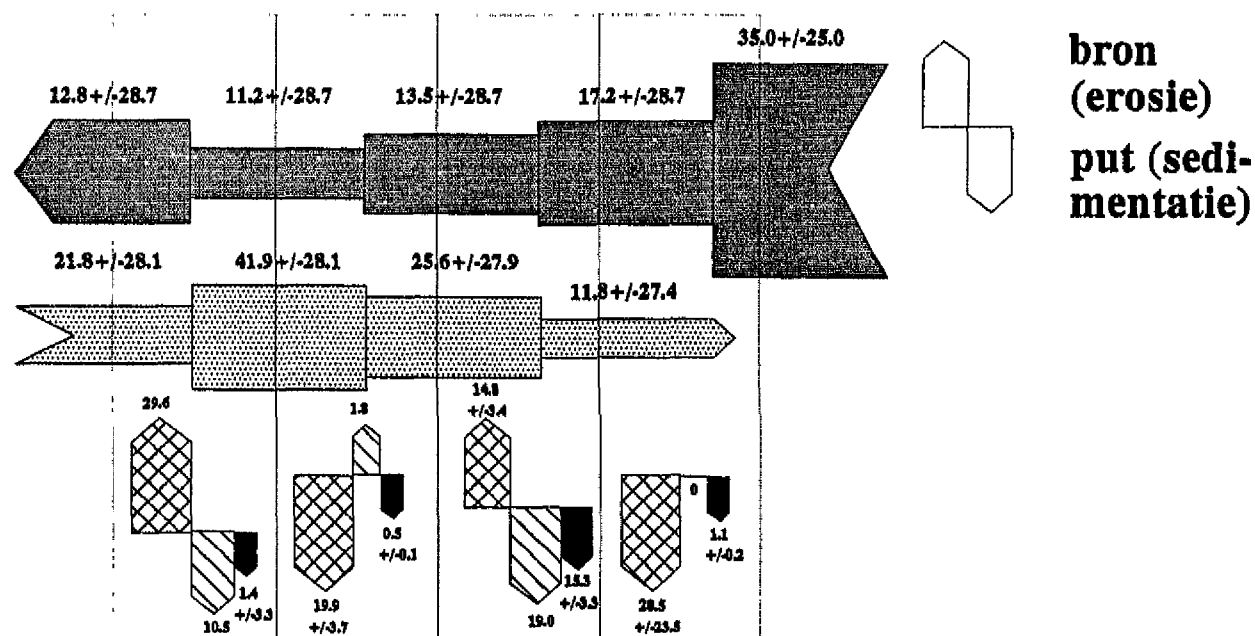
SCENARIO 13

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



SCENARIO 14

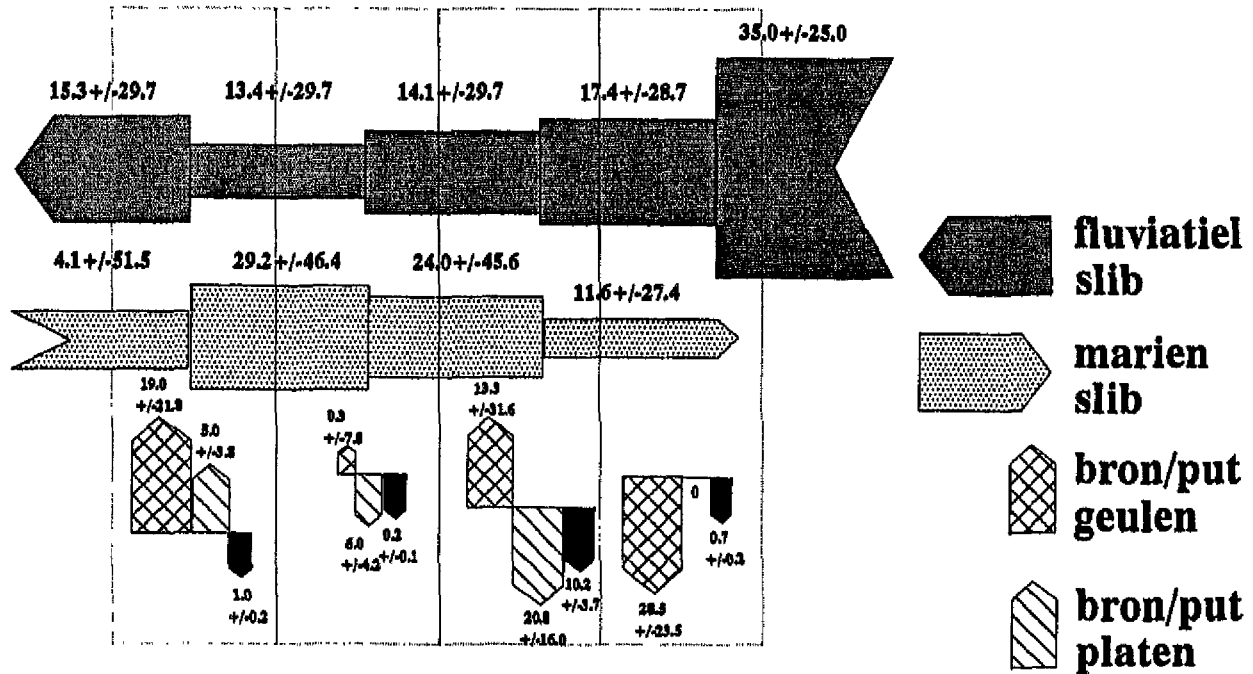
Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 13+14

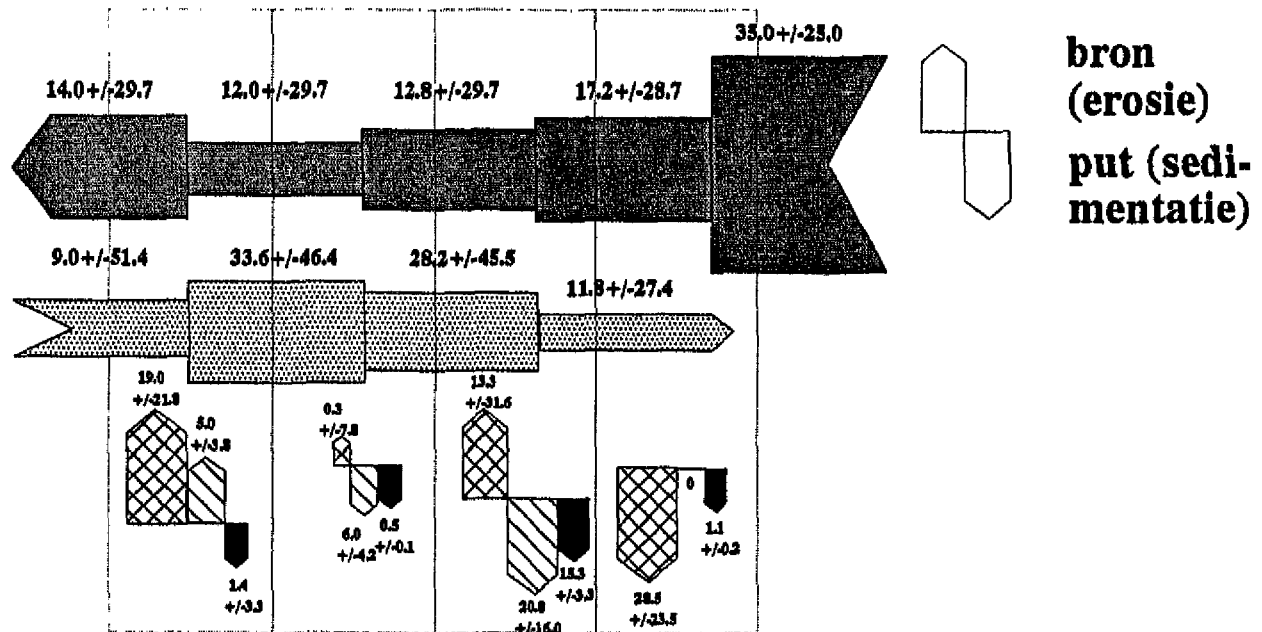
SCENARIO 15

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1



SCENARIO 16

Noordzee vak 4 vak 3 vak 2 vak 1 Schelde



Figuur 21. 16 scenario's van de slibbalans van het Schelde estuarium
scenario 15+16