

De ekologische ontwikkeling van de Voordelta

deelnota 3

Effekten van huidige en potentiële beleidsscenario's

J.A. Craeymeersch*, O. Hamerlynck**, K. Hostens**, A. Vanreusel**
& M. Vincx**

* Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Vierstraat 28, 4401 EA
Yerseke, Nederland

** Rijksuniversiteit Gent, Instituut voor Dierkunde, Sectie Mariene
Biologie, K.L.Ledeganckstraat 35, B 9000 Gent, België

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Directie Noordzee

Inhoud

<u>Samenvatting</u>	1
<u>Inleiding</u>	3
<u>I. Kustverdediging</u>	8
<u>I.1. Inleiding</u>	8
<u>I.2. Effekten op het bodemleven</u>	9
I.2.1. Winning van bodemmaterialen	9
I.2.2. Storten van specie	10
I.2.3. Hardsub	11
<u>I.3. Effekten in de Voordelta</u>	12
<u>I.4. Referenties</u>	14
<u>II. Open Haringvlietsluizen</u>	17
<u>II.1. Inleiding</u>	17
<u>II.2. Effekten op het bodemleven</u>	18
II.2.1. Meiobenthos	18
II.2.2. Makrobenthos	18
II.2.3. Hyperbenthos	20
II.2.4. Epibenthos	21
<u>II.3. Samenvatting</u>	21
<u>II.4. Referenties</u>	22
<u>III. Visserij</u>	23
<u>III.1. Inleiding</u>	23
<u>III.2. Invloed van visserij op het bodemleven</u>	24
<u>III.3. Visserij in de Voordelta</u>	25
<u>III.4. Referenties</u>	28
<u>IV. Waterkwaliteit</u>	33
<u>IV.1. Inleiding</u>	33
<u>IV.2. Mikroverontreinigingen in de Voordelta</u>	35
IV.2.1. Polychlorobiphenylen (PCB's)	35
IV.2.2. Poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) - pesticiden	37
IV.2.3. Zware metalen	37
IV.2.4. N-verbindingen en fosfaten	38
<u>IV.3. Effekten op het bodemleven</u>	47
IV.3.1. Meiobenthos	47
IV.3.2. Makrobenthos	49
IV.3.3. Hyperbenthos	51
IV.3.4. Epibenthos	52
<u>IV.4. Effekten in de Voordelta</u>	52
<u>IV.5. Referenties</u>	54
<u>V. Natuurbouw</u>	59

Samenvatting

In deze nota wordt 1) een overzicht gegeven over de huidige kennis omtrent ingrepen ten behoeve van kustverdediging en 2) getracht een "open Haringvlietsluizen"-scenario te evalueren. Verder wordt ingegaan op 3) de impact van de heersende visserij-activiteiten en 4) de huidige graad van verontreiniging in de Voordelta. Tot slot worden een aantal maatregelen voorgesteld die de ekologische waarde van de Voordelta nog zouden kunnen verhogen.

1) Kustverdediging

Door Rijkswaterstaat zijn voor de kust van Zeeland en Zuid-Holland een aantal mogelijkheden voor kustverdediging geschetst. De effecten van deze ingrepen zullen vergelijkbaar zijn met de effecten van winning van bodemmateriële, storten van specie in zee, en het inbrengen van hard-substraten.

Herstel van de bodemfauna is in de eerste twee gevallen vooral afhankelijk van het al of niet optreden van veranderingen in de sedimentsamenstelling.

Gezien de beperkte kolonisatiemogelijkheden zijn ook de mogelijkheden voor biologisch interessante hardsubstraten in onze kustzone eerder gering.

2) Open Haringvlietsluizen

Effecten van het openstellen van de Haringvlietsluizen ten gevolge van veranderingen in de geomorfologie van de buitendelta, en veranderingen in gemiddelde saliniteit en saliniteitsfluctuaties, op het bodemleven zijn met de huidige kennis vrij moeilijk in te schatten. Enkel voor makrobenthos is een deel van de buitendelta goed bestudeerd, maar het afwegen van de invloed van sedimentsamenstelling en saliniteitsparameters eist een grondiger studie van dit gebied. De grootste veranderingen zijn daarenboven in het Haringvliet zelf te verwachten, waar het contact tussen zout en zoet water, en het turbiditeitsmaximum te vinden zal zijn.

Een algemeen probleem van de openstelling van de Haringvlietsluizen op alle kompartimenten is de verhoogde aanvoer van eutroof Rijnwater naar de Voordelta. Dit houdt vooral een risico in voor de zuurstofhuishouding van gebieden met relatief stagnante watermassa's. De rustige gebieden achter de banken, die naar verwachting nog aan dynamiek zullen verliezen door zowel de autonome ontwikkeling als door een aantal beheersscenario's (ophogen banken), zijn in deze zin het meest kwetsbaar. In de eerste plaats is dit de Haringvlietbuitendelta zelf, in de tweede plaats de Grevelingen buitendelta die bij 'ongunstige' weersomstandigheden een hoog percentage Rijnwater kan bevatten.

3) Visserij

Over de aktuele toestand van de visserij in de Voordelta zijn slechts weinig gegevens voorhanden. Deze laten niet toe het relatief belang van de visserij in de verschillende buitendelta's in te schatten. Ook de sterfte van dieren die gevangen worden en terug overboord gaan, is een onbekende faktor.

Niettemin zullen de voor andere gebieden geschetste beleidsdoelstellingen ook voor de Voordelta bruikbaar zijn om overexploitatie (van vooral schelpdieren) te voorkomen. Verder kan ook konstruktie van artificiële riffen hierbij helpen.

4) Waterkwaliteit

De bestaande literatuur laat geen twijfel over de mogelijke impact van kontaminanten op het bodemleven. Het blijft echter moeilijk om uit de vervuilingsgegevens in de Voordelta en deze literatuur effecten in de Voordelta vast te leggen. Enkel met betrekking tot de hogere trofische niveaus (vissen, vogels en zoogdieren) is de impact duidelijk: verstoorde voortplanting, hoger aantal ziekteverschijnselen,... Een verbetering van de waterkwaliteit is dan ook zeker nodig.

5) Natuurbouw

Het unieke van de Voordelta ligt hem in zijn grote diversiteit aan habitaten binnen een relatief klein gebied. Het bewaren van die diversiteit moet dan ook zeker behouden blijven.

Gezien de lage status van de predatoren in de Voordelta, zullen maatregelen die een toename van o.a. rog, stern, bruinvis, zeehond bewerkstelligen, een verhoging van de ekologische waarde van dit gebied betekenen. Hierbij kan de Voordelta niet los gezien worden van belemmeringen op grotere schaal (waterkwaliteit, visserijbeleid). Daarnaast is een goed gereguleerd en gecontroleerd recreatiebeleid een absolute voorwaarde.

Inleiding

De voor u liggende nota is de derde uit een reeks van vier die de huidige kennis over de ekologische waarde van de Voordelta beschrijven. In de eerste nota werd de huidige ekologische situatie van dit mondingsgebied van Schelde, Rijn en Maas beschreven. In een tweede nota werden a.h.v. indicaties over de geomorfologische ontwikkeling van dit gebied enige voorzichtige prognoses met betrekking tot de ekologische ontwikkeling geschetst. In deze nota wordt 1) een overzicht gegeven over de huidige kennis omtrent ingrepen ten behoeve van kustverdediging en 2) getracht een "open Haringvlietsluizen"-scenario te evalueren. Verder wordt ingegaan op 3) de impact van de heersende visserij-activiteiten en 4) de huidige graad van verontreiniging in de Voordelta.

Iedere ingreep kan de verschillende ekologische componenten rechtstreeks of onrechtstreeks beïnvloeden. Het is daarom nuttig bij een evaluatie steeds de verbanden tussen de verschillende componenten voor ogen te hebben. In deze inleiding willen we daarom vooreerst nog eens de huidige kennis met betrekking tot de voedselketen in de Voordelta schetsen. Effecten met als gevolg een verandering in bijv. de biomassa van een bepaalde component moeten dan zoveel mogelijk geïnterpreteerd worden a.h.v. de invloed van effecten op de fluxen naar en van deze component. Uit het opgestelde relatieschema is ook duidelijk dat om positieve effecten op de hogere trofische niveaus te krijgen, er heel wat 'lagere' componenten in beschouwing genomen dienen te worden. Zo is bvb. de flux van de meiobenthische copepoden naar de eerste demersale stadia van de platvissen in vergelijking met de totale energietransfer benthos-vissen waarschijnlijk niet zeer groot, maar zonder deze schakel kunnen de platvissen nooit makrobenthoskonsumenten worden en de zeehonden nooit platviskonsumenten. Iedere component vraagt zijn specifieke abiotische omgeving, en het voedselweb in de Voordelta kan ons inziens slechts bij een diversiteit aan habitats bestaan. Hiervan uitgaande zijn in een laatste hoofdstuk enige maatregelen geschetst waarvan we menen dat ze de 'ekologische waarde' van het gebied nog zouden kunnen verhogen.

In figuur 1 wordt de samenhang tussen de verschillende componenten in een relatieschema weergegeven. De pijlen in dit relatieschema zijn indicatief voor een aantal, in de Voordelta onderzochte en uit de literatuur bekende, energiestromen. Het is met de huidige kennis onmogelijk om het kwantitatief belang van de verschillende stromen in te schatten. Daarvoor is het gedane onderzoek te beperkt in tijd en ruimte en is er te weinig bekend over de afzonderlijke processen. Het relatieschema is dus zeker geen volledig voedselweb, laat staan een ekosysteemmodel. De getallen in het schema geven een idee over de standing stock (gADW/m^2), zoals gemeten over de gebieden waarover gegevens bekend zijn (zie vorige deelnota's).

Zoals reeds in deelnota 1 gezegd, is het belang van de pelagische voedselketen (fytoplankton $\rightarrow$ zoöplankton $\rightarrow$ pelagische vissen $\rightarrow$ piscivoren) in kustzeeën vrij onbelangrijk; slechts 20% van de primaire produktie zou door het zoöplankton gekonsumeerd worden (Joiris et al, 1982; Hannon & Joiris, 1989). Ook benthische diatomeeën (mikroflora) zouden in de Voordelta vrijwel geen rol spelen (Vos, 1989). Wel belangrijk zijn in kustecosystemen planktonische bacteriën en benthische heterotrofen (Hannon & Joiris, 1989). Slechts een klein deel van deze energiestroom komt de pelagische visproduktie ten goede. Het detritus (en de daaraan verbonden mikrofauna) wordt voornamelijk door detritus etende copepoden, en meio- en makrobenthische (subsurface) deposit feeders gekonsumeerd, diatomeeën door epistratum feeders en surface deposit feeders. Een erg belangrijke flux

moet deze rechtstreeks van het fytoplankton naar benthos zijn, en zowel de kwantiteit als kwaliteit (hierover ontbreekt verdere kennis) zullen o.a. de gemeenschapsstructuur van het benthos beïnvloeden. Een gedeelte van het meiobenthos, dat niet door meiobenthische predatoren wordt gekonsumeerd of afsterft, wordt door de makrofauna als voedselbron gebruikt. In de Zuidelijke Bocht van de Noordzee zou het genus Nephtys de voornaamste predator zijn, maar meiofauna wordt ook aangetroffen in de darmtractus van een aantal andere anneliden (o.a. harpacticoid copepoden bij Pectinaria koreni) (Van Damme & Heip, 1977). Verder worden van het meiobenthos vooral copepoden door hyperbenthos en demersale vissen gepredateerd. Het belang van de andere meiobenthische groepen, voornamelijk nematoden, ligt eerder in nutriëntenomzetting en resuspensie van organisch materiaal.

De flux door het mikro-, meio-, makro- en hyperbenthos leidt uiteindelijk tot hoge demersale visproducties. Van het hyperbenthos worden vooral garnallaarven, aasgarnalen en amphipoden gekonsumeerd door grondels en kabeljauwachtigen. Er is echter een grote diskrepantie tussen de geschatte biomassa's van het hyperbenthos (laag) en de behoeften van de demersale vissen (hoog). De oorzaak ligt vermoedelijk bij het onvoldoende efficiënt bemonsteren van het hyperbenthos. Bij het epibenthos valt de enorme biomassa aan zeesterren op. Dit is zeker een overschatting aangezien in het epibenthosonderzoek enkel de geulen onderzocht werden. De geulen zijn precies erg rijk aan zeesterren terwijl er in de ondiepe delen vermoedelijk weinig of geen zeesterren voorkomen. Het zelfde geldt, in mindere mate, voor demersale vissen, garnalen en krabben die vermoedelijk ook disproportioneel abundant zijn in de geulen. Een andere onzekerheidsfactor is de netefficiëntie voor deze verschillende groepen. Zo zouden zeesterren veel efficiënter bemonsterd kunnen worden dan bvb. de platvissen. Aangezien er een enkele netefficiëntie gehanteerd is voor alle diergroepen kan een vertekend beeld ontstaan zijn. Ook hebben zeesterren, gezien hun geringe motorische activiteit, vermoedelijk andere metabolische behoeften dan een even grote hoeveelheid vis. Het is dus zonder verder onderzoek moeilijk in te schatten of de totale consumptie van het makrobenthos door de zeesterren hoger of lager ligt dan bvb. de consumptie door de platvissen.

Aan de top van de voedselpyramide staan vogels en zoogdieren. Zeeëenden eten tweekleppige schelpdieren. Garnalen en aasgarnalen kunnen een belangrijke prooi zijn voor een aantal meeuwen en sterns. De doorstroom naar piscivore vogels wordt waarschijnlijk verder beperkt door de geringe zichtbaarheid en golfwerking (Meire et al, 1989). Jonge zeehonden eten vooral, niet nader bepaalde, platvissen, grondels, schol en garnalen. Bij de adulten bestaat het voedsel voor bijna de helft uit bot, en is ook het aandeel van andere, grotere vissoorten als jonge kabeljauw belangrijker (Sievers, 1989).

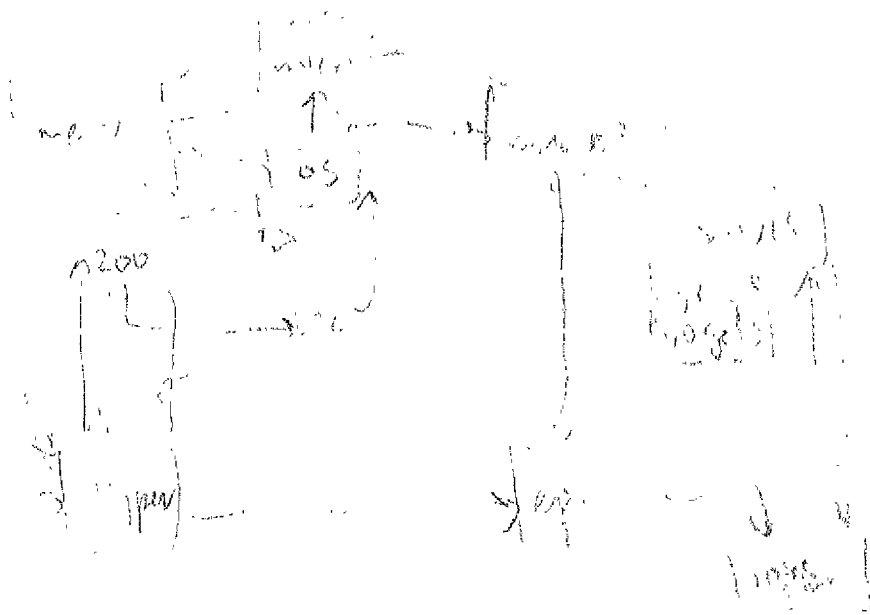
Gezien de complexiteit van dit voedselweb is het veelal moeilijk de effecten op het ecosysteem in zijn geheel te doorzien. We hebben daarom gekozen voor de volgende opbouw van de verschillende hoofdstukken. Eerst worden de mogelijke effecten op het abiotische milieu van het heersend of alternatief beleid geschetst. Vervolgens wordt telkens een overzicht gegeven van, voornamelijk in de literatuur gerapporteerde, effecten op het bodemleven onder die abiotische omstandigheden. Het literatuuroverzicht moet, gezien het bestek waarin deze nota tot stand moest komen, zeker niet als volledig gezien worden. Vertaling van literatuur naar de Voordelta toe is meestal moeilijk. Waar mogelijk, zijn op het einde van ieder hoofdstuk konklusies en aanbevelingen getrokken m.b.t. het bodemleven onder het huidige of potentiële beleid.

Ook deze nota kwam tot stand in diskussies tussen het Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek (DIHO), de Sektie Mariene Biologie van het Instituut voor Dierkunde van de Rijksuniversiteit Gent, de Dienst Getijdewateren en de Direktie Noordzee van de Rijkswaterstaat, en het Advies- en Onderzoeksbureau voor duinbeheer Duin en Kust. Bij deze diskussies waren volgende personen betrokken:

Delta Instituut:	C. Heip
	J. Craeymeersch
Rijksuniversiteit Gent:	M. Vincx
	O. Hamerlynck
	A. Vanreusel
	K. Hostens
Dienst Getijdewateren:	J. Mulder
	A. Smaal
	L. van Geldermalsen
	A. Phernambucq
Direktie Noordzee:	J. van Alphen
Duin en Kust:	K. Vertegaal

Referenties:

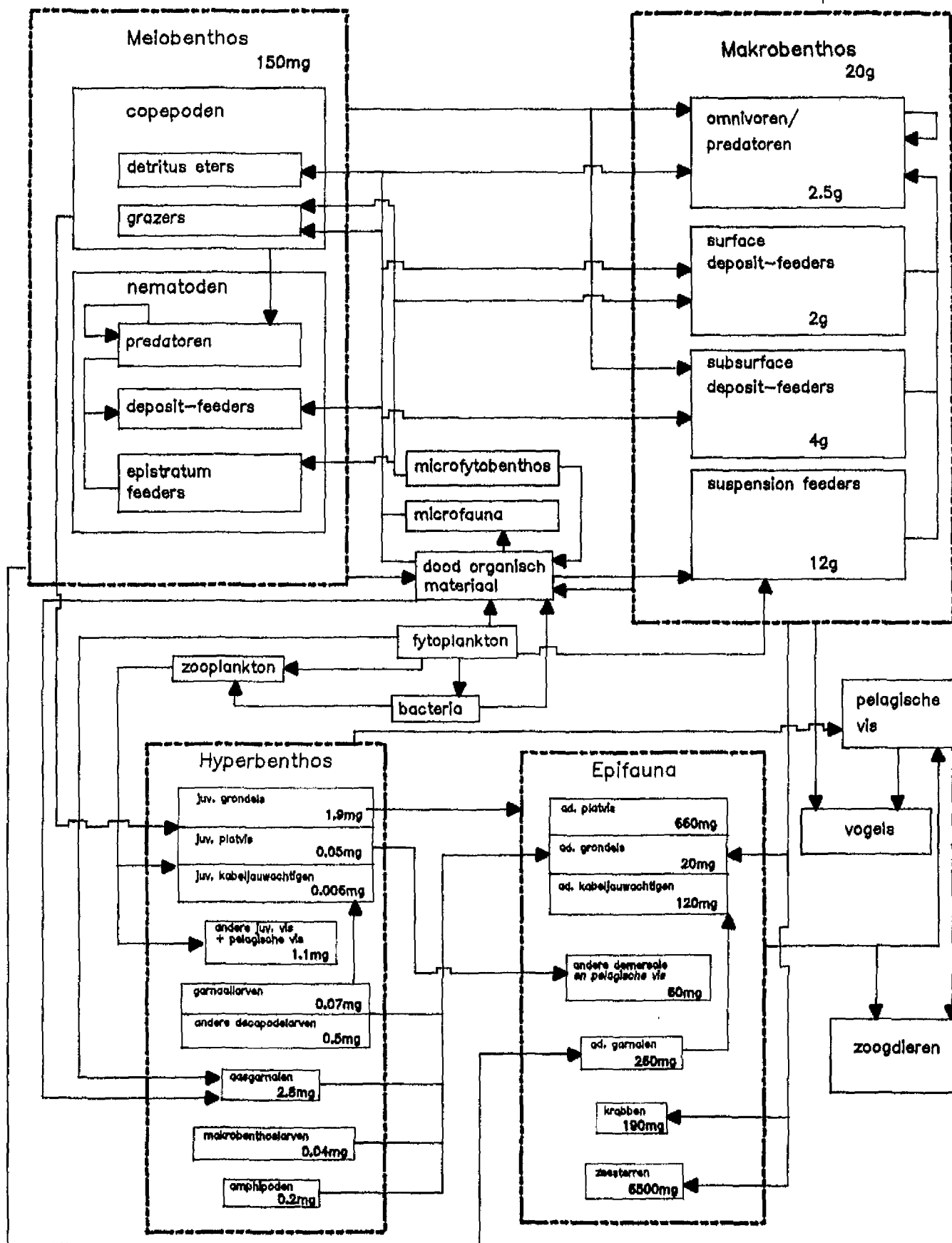
- Hannon, B. & C. Joiris, 1989. A seasonal analysis of the southern North Sea ecosystem. *Ecology* 70, 1916-1934.
- Joiris, C., G. Billen, C. Lancelot, M.H. Daro, J.P. Mommaerts, A. Bertels, M. Bossicart, J. Nijs & J.H. Hecq, 1982. A budget of carbon cycling in the Belgian coastal zone: relative roles of zooplankton, bacterioplankton and benthos in the utilization of primary products. *Neth. J. Sea Res.* 16, 260-275.
- Meire, P.M., J. Seys, T. Ysebaert, P.L. Meininger & H.J.N. Baptist, 1989. A changing Delta: effects of large coastal engineering works on feeding ecological relationships as illustrated by waterbirds. In: *Hydro-ecological relations in the Delta Waters of the South-West Netherlands: Technical Meeting 46*, Rotterdam, The Netherlands, 8 March 1989 (Eds. Hooghart, J.C. & C.W.S. Posthumus), The Hague: TNO committee on Hydrological Research no. 41, pp.109-146.
- Sievers, U, 1989. Nahrungsökologische Untersuchungen an Seehunden (*Phoca vitulina*, Linneus 1758) aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer. *Zool. Anz.* 222, 249-260.
- Van Damme, D. & C. Heip, 1977. Het meiobenthos van de zuidelijke Noordzee. In: *Nationaal Onderzoeks- en Ontwikkelingsprogramma - Projekt Zee, eindverslag, boekdeel 7: inventaris van de fauna en flora* (Eds. Nihoul, J.C.J. & L. De Coninck), Brussel, pp. 1-113.
- Vos, P.C., 1989. Benthische diatomeeën celtellingen in de Oosterschelde en Voordelta 1985-1987. RWS, DGW. Nota GWA0-89.1001.



Figuur 1. Voedselweb Voordelta

7

Wierde groep
gevoel voor verloop van water
- veront. - schijn veront.
- sediment - diepte / schoneheid
- T



I. Kustverdediging

I.1. Inleiding

Ongeveer de helft van de Nederlandse duinenkust is langzaam aan het afkalven. Een versnelde zeespiegelrijzing zal deze problematiek verder vergroten. Om na te gaan welke maatregelen genomen moeten worden om de veiligheid van het polderland in de toekomst te kunnen handhaven, zijn in de diskussienota 'Kustverdediging na 1990' vier beleidsalternatieven gepresenteerd voor een toekomstig kustverdedigingsbeleid: Terugtrekken, Selectief handhaven, Handhaven en Zeewaarts (Anonymus, 1989). De onderbouwing wordt gevormd door een twintigtal technische rapporten. [Ondertussen is door de regering besloten voor 'handhaven'.]

Van belang voor de ekologische ontwikkeling van de onderwateroevers in de Voordelta zijn de varianten Handhaven en Zeewaarts. Handhaven gaat uit van het compenseren van de teruggang van de kust op alle plaatsen waar deze optreedt. Bij Zeewaarts wordt een daadwerkelijk zeewaarts verplaatsen van de kustlijn in gang gezet.

In Hoozemans & van Vessem (1989) is de Nederlandse kust in regio's, sectoren en cellen verdeeld. De regio Delta (Voorne, Goeree en de Zeeuwse eilanden) is onderverdeeld in negen sectoren. Voor het Integraal Beleidsplan Voordelta zijn enkel de sectoren 3 t/m 9 van belang (met name de buitendelta's van de Oosterschelde, de Grevelingen en het Haringvliet) (zie figuur 2a).

Door de directie Zeeland en DGW zijn de mogelijkheden voor zeewaartse kustverdediging in Zeeland geschetst ten einde richting te geven aan toekomstig onderzoek (Maranus et al, 1990). In Zeeland zijn plaatsen waar weinig of geen ruimte (meer) aanwezig is voor het opvangen van kustachteruitgang, en plaatsen die sterk eroderen immers talrijk. De betekenis zeewaarts is in hun notitie ruimer dan deze in TR-20 (Pluijm et al, 1989). Door de directie Zeeland en DGW wordt onder zeewaartse verdediging alle oplossingen verstaan die de kust versterken en zeewaarts van de laagwaterlijn gelokaliseerd zijn. De maatregelen hoeven niet per definitie een zeewaartse verschuiving van de kustlijn te bewerken (de voor de onderwateroever van belang zijnde maatregelen met betrekking tot 'handhaven' vallen hierbij dus ook onder de noemer 'zeewaarts'). Maranus et al (1990) hebben in hun notitie de Zeeuwse kust (Zeeuwsch-Vlaanderen, Walcheren, Noord-Beveland en Schouwen) in 9 kustvakken verdeeld. Voor het Integraal Beleidsplan Voordelta zijn enkel de kustvakken 1 t/m 6 van belang (zie figuur 2b).

In kustvakken 1 en 2 (Schouwen-Noorderstrand en Schouwen) lijkt, gezien de natuurlijke uitbouw van de vooroever, zeewaarts ingrijpen niet nodig.

De duinkust in het westen van Schouwen (kustvak 3: Schouwen-kop) is onderhevig aan erosie, vooral als gevolg van een gestage landwaartse verplaatsing van het Krabbegat. Hier wordt vooral gedacht aan een verlegging van de geul.

In kustvak 4 (Noord-Beveland) hangen de te nemen maatregelen af van de toekomstige evenwichtssituatie van de Schaar van Onrust. Oeverversterking en een bovenwaterdam loodrecht op de kust gelegen kunnen mogelijk overwogen worden om erosie tegen te gaan.

Vrijwel het hele kustvak 5 (Walcheren-Noordkust) zal in de toekomst aan erosie onderhevig zijn. Hier bestaat vooralsnog geen aanleiding in te grijpen. Indien toch zeewaartse oplossingen overwogen worden, kan gedacht

worden aan het plaatsen van vangarmen. Hun belangrijkste functie is het meer zeewaarts c.q. meer naar buiten verleggen van een sterke stroming langs de kust. Golf- en getijwerking worden hierdoor beperkt.

De meest belovende maatregelen om de erosie rond Domburg (kustvak 6: noordwestkust van Walcheren) tegen te gaan, lijkt in eerste instantie een zandsuppletie met overkapaciteit ('zandmassa'). Als tweede keus komt de plaatsing van vangarmen naar voren.

In de buitendelta van het Haringvliet zijn volgende ingrepen zowel vanuit het oogpunt van kustveiligheid als van natuur(-bouw) als positief beschouwd: ophogen van platen (Hinder-, Garnalen-), verleggen van vaargeul van Slijkgat, verleggen/dichten van Hindergat. Ook in de Grevelingen buitendelta wordt trouwens gedacht aan het ophogen van de verschillende platen (van Geldermalsen, 1990).

I.2. Effekten op het bodemleven

De effekten van het verleggen van het Krabbegat op de mariene bodemfauna zullen niet wezenlijk verschillen van de effekten veroorzaakt door winning van bodemmateriële en storten van specie. Ook de effekten van het plaatsen van een zandhoop zijn gelijkaardig. Uit literatuur (Grove et al, 1987 in Maranus et al, 1990) blijkt dat een (migrerende) zandhoop voorafgegaan kan worden door een erosieve zone, die zich tot 8 km 'stroomafwaarts' van de zandhoop laat gelden. Het plaatsen van dammen betekent een input van 'hardsub'.

Voor de beschrijving van de effekten kunnen we dan ook terugvallen op literatuuronderzoek over de effekten van winning van bodemmateriële, storten van specie in zee, en het inbrengen van hardsubstraten.

Het dichten van zeegaten en het ophogen van de platen wordt meer overwogen vanuit natuurbouw overwegingen dan vanuit kustverdediging. Voor dit aspect verwijzen we dan ook naar het betreffende hoofdstuk.

I.2.1. Winning van bodemmateriële

De winning van bodemmateriële heeft als gevolg dat de bodemfauna ter plaatse nagenoeg volledig vernietigd wordt. De bodemfauna zal slechts kunnen herstellen wanneer winning geen permanente effekten - verandering in topografie of sedimentsamenstelling - tot gevolg heeft.

De herstelperiode voor makrobenthos wordt in het algemeen op 1-3 jaar geschat (de Groot, 1986b; Sips & Waardenburg, 1989). Herstel in slibbodems is trager dan in zandbodems (Kaplan et al, 1975). Herstel treedt enkel op als de aard en structuur van het substraat voor en na winning hetzelfde zijn (de Groot, 1986b). Rekolonisatie gebeurt door actief transport van de soorten zelf, resulterend in een daling van de gemiddelde dichtheid in het hele gebied, of door settlement.

Voor de meiofauna is de hersteltijd in de grootte-orde van 12 uren tot 7 jaren afhankelijk van de aard van de verstoring en het moment van de verstoring. Het belang van de rekruterende (bijv. planktonische larven die van elders de verstoorde biotopen kunnen koloniseren) kan bepalend zijn voor het herstel van de populaties.

Ook indirect zijn er effekten ten gevolge van een tijdelijke verhoging van de troebelheid. Dit kan plaatselijk resulteren in een verminderde fytoplankton produktiviteit (de Groot, 1986b). Maar, deze verhoging zal in kustwateren echter zelden hoger liggen dan de natuurlijke troebelheid. Zo stelden Bohlen et al (1979) vast dat de verhoging van de troebelheid in de Lower Thames River, Connecticut, door baggerwerkzaamheden ook tijdens stormen, door omwoeling van de bodem door de golven, bereikt wordt. Een

ander tijdelijk effect kan de verstikking van de zeebodem door redepositie van sediment zijn (Sips & Waardenburg, 1989). De effecten van zuurstofgebrek worden in hoofdstuk IV besproken.

I.2.2. Storten van specie

Op en rond stortlokaties wordt de infauna gekonfronteerd met een verhoogde sedimentatie. Hierbij dient een onderscheid gemaakt te worden tussen 1) een plotselinge depositie van relatief grote hoeveelheden sediment waardoor bodemdieren begraven worden, en 2) een min of meer permanente verhoging van sedimentatie (Bijkerk, 1988).

I.2.2.1. Plotselinge bedekking

Met uitzondering van vastzittende bodemdiersoorten zijn bodemdieren in meer of mindere mate in staat om een plotselinge bedekking te overleven door zich naar de oppervlakte te graven. Er is echter een maximale dikte die op deze wijze overwonnen kan worden. Worden dieren begraven tot op een diepte die groter is dan deze "fatale" diepte, dan zijn de overlevingskansen minimaal (Bijkerk, 1988). De fatale diepte is per soort verschillend en wordt in eerste instantie bepaald door de morfologische eigenschappen van het dier en de dikte van de bedekkende laag. Zich diep ingravende dieren die hun voedsel via een sifon verkrijgen, gaan vrijwel allen dood als de zandlaag meer is dan 1 cm (de Groot, 1986a). Wel is van enkele soorten bekend dat ze kunnen overleven dankzij het vermogen om de sifons te verlengen totdat het contact met de waterkolom hersteld is (Bijkerk, 1988). Infauna soorten die geen sifon bezitten, kunnen een 5-10 cm dikke laag verwerken en weten zich uit te graven. Zich ondiep ingravende soorten die gebruik maken van een sifon kunnen zich uitgraven uit een bedekking van 10-50 cm (de Groot, 1986a). Ook de vorm van schelp en voet kunnen een aanwijzing zijn voor de overlevingskansen. Daarnaast wordt het graafvermogen ook bepaald door de fysische eigenschappen van het afgezette sediment. De fatale diepte van veel bodemdiersoorten in de Nederlandse kustwateren (o.a. kokkel, boormossel, nonnetje, platschep, zwaardschede, zandzager, zager, kniksprietkreeftje) blijkt hoger bij storten van fijn zand dan bij storten van slib (Bijkerk, 1988). Wel is het zo dat de kans op overleving meestal het grootst is wanneer de eigenschappen van het afgezette sediment (o.a. zand/slibverhouding) overeenkomen met die van het oorspronkelijke sediment. Zo hebben kniksprietkreeftjes liefst geen verlaging van mediane korrelgrootte. Ook de overlevingskansen van de wapenworm zijn aanmerkelijk lager in fijnere sedimenten. De fatale diepte voor zwaardschedes en mesheften bedraagt meer dan 40 cm, in zowel fijn zand als slib. Ook voor nematoden blijkt een 10 cm dikke stortlaag geen belemmering mits de samenstelling van deze laag overeenkomt met die van het sediment waar de nematoden uit komen. De dieren migreren binnen 1 à 2 weken naar de nieuwe laag en blijven daar ook in leven (Romeyn & Leiseboer, 1989). De overlevingskansen hangen verder af van de snelheid van sedimentatie. Zo ligt de fatale diepte in fijn zand bij de kokkel tussen de 15 en 19 cm. Het dier heeft hierbij overlevingskansen wanneer deze hoeveelheid sediment zich afzet in de loop van enkele uren.

Wanneer dieren begraven raken door een extra laag sediment dan worden ze ook gekonfronteerd met een afname van het zuurstofgehalte en een toename van het sulfidegehalte. De tolerantie van dieren voor deze veranderingen loopt vrij parallel (Theede, 1973). Op de effecten van zuurstofgebrek wordt in hoofdstuk IV ingegaan.

I.2.2.2. Permanente sedimentatie

Een min of meer permanente verhoging van de sedimentatie kan (op termijn) leiden tot een fatale bedekking van weinig mobiele bodemdieren. Bijkerk (1988) geeft de tolerantie van enkele makrofaunasoorten voor een permanente sedimentatie van zand en slib. Zo ligt de tolerantie van de kokkel voor een permanente sedimentatie van fijn zand iets hoger dan 25 cm/maand.

Ook hier is de tolerantie afhankelijk van het type sediment. Zo kan de wadpier hogere sedimentatiesnelheden van fijn zand verdragen dan van slib, de zandzager een hogere permanente sedimentatie van slib. Het nonnetje kan zich handhaven bij een permanente sedimentatie van slib met een snelheid van 14 cm/maand. Bij een depositie van fijn zand lijkt het dier hogere snelheden tot 25 cm per maand te kunnen tolereren.

Bijkerk (1988) wijst er op dat ook de watertemperatuur een duidelijk effect heeft op het percentage dieren dat ontsnapt door verticale migratie; lagere temperaturen leiden tot lagere percentages.

Een dunne laag gesedimenteerd materiaal kan de bodemfauna nog op een andere manier beïnvloeden. Vestiging van larven van bodemdieren op een dergelijk sediment kan belemmerd worden als in dit dunne laagje niet die eigenschappen aanwezig zijn die het oorspronkelijke sediment geschikt maakten voor vestiging van die larven (Essink et al, 1983).

Daarnaast leidt storten tot een verhoging van het gehalte zwevende stof en van de troebelheid van het water. Baveco (1988) onderzocht van deze verhogingen de effecten op visuele predatoren. Hij concludeerde dat significante effecten enkel te verwachten zijn als de omgevingskarakteristieken (diepte, sedimentsamenstelling) structureel veranderen. Zoals reeds gezegd, zal de verhoging in troebelheid waarschijnlijk niet hoger zijn dan deze door stormen veroorzaakt.

Uiteraard kan de, directe, impact op vispopulaties wel hoog zijn bij vernietiging van de voedselbronnen.

I.2.3. Hardsub

Het kreëren van artificiële "riffen" is een relatief recente strategie ter verhoging van de visproductiviteit in kustzones (review in Belgrano, 1989). Een andere toepassing is de bescherming van een gebied tegen effecten van overexploitatie door boomkorvisserij (zie hoofdstuk III). Onderzoek naar de effecten van artificiële riffen wordt vooral in de Verenigde Staten en in Japan gedaan (Bohnsack & Sutherland, 1985).

Initieel werden deze structuren vooral gebruikt voor onderzoek naar rekrutering, successie en kolonisatie van bentische organismen. Recent wordt, vooral in Japan, eerder onderzoek gedaan naar de exploitatiemogelijkheden door de visserij. Blijkbaar is de lokatiekeuze voor de riffen van veel groter belang dan de aard van het substraat. Het rif moet loodrecht staan op de overheersende stroomrichting en evenwijdig met de frontlijn van de interne golfwerking. Het rif wordt meestal op 10 tot 40 m diepte geplaatst en heeft zelf een hoogte van maximaal 2 à 4 meter. Er zijn dus essentiële verschillen tussen een optimale golfbreker en een optimaal rif voor visproductie.

Het rif wordt door grotere vissen gebruikt als een rustplaats op het moment dat de stroming het sterkst is. Kleinere vissen, krabben en garnalen gebruiken het rif als schuilplaats. In Japan wordt ook geëxperimenteerd met rifkonstrukties die het stromingspatroon zo veranderen dat

larven van kommercieel interessante soorten naar een preferentieel habitat, bvb. een baai, geleid worden.

Slechts weinig studies hebben effecten van artificiële riffen gekwantificeerd. Clarke et al. (1967) toonden aan dat de biomassa van een rif ongeveer 35 maal hoger is dan op de kale zeebodem. Walton (1982) toonde aan dat de dichtheid aan platvissen vier maal en de biomassa negen maal hoger was op een kunstmatig rif dan op een natuurlijk rif. De globale dichtheid en biomassa van alle vissen was 8 maal hoger op het artificiële rif. Het is echter niet duidelijk of dit een concentratie- dan wel een produktie-effekt is.

Het sukses van het rif zal ook afhangen van de abundantie en de produktiviteit van het benthos en van de kolonisatiemogelijkheden vanuit nabijgelegen riffen. De rifkonstruktie (hoogte en oppervlakte), de minimumgrootte per module, de relatie tot andere rifmodules en de totale grootte moeten aan bepaalde wetmatigheden voldoen. De minimumhoeveelheid materiaal voor een rif is in de orde van 5000 m³. Er moet een hiërarchische organisatie zijn met eenheden van 800 à 1000 m³, die zelf bestaan uit blokken van 1 tot 5 m³. Een tiental of twintigtal eenheden vormt dan een groep en een aantal groepen samen vormt een rifkomplex dat bij voorkeur 80.000 à 100.000 m³ beslaat. De hoogte van artificiële riffen in water van minder dan 40 m diepte is meestal 2 à 4 meter. De complexiteit van het rif moet zo groot mogelijk zijn. Riffen uit modules van een variabele grootte zouden dus de voorkeur krijgen. Minstens 70 % van het rifvolume moet lege ruimte zijn. Openingen moeten een variabele diameter hebben tussen 15 cm en 1.5 m. De textuur van het rifoppervlak is best ruw, met veel spleten. Dus geen grote gladde oppervlakten zoals bij beton maar liever ruw gehouwen steen. De riffen liggen normaal permanent onder water, meestal is de verhouding rifhoogte / waterdiepte ongeveer 0.1. De waterdiepte is meestal 10 tot 40 m in de USA, 30 tot 70 m in Japan. Zodoende is het vermoedelijk vrij moeilijk om in eenzelfde structuur de vereisten van artificiële riffen in overeenstemming te brengen met deze voor kustverdedigingsprojecten en zou dit zeker een aparte (en dure) studie vergen.

De hoge kosten van rifkonstruktie maken dat momenteel nog geen enkel dergelijk projekt winstgevend is. De keuze tot konstruktie moet dus vooralsnog gemaakt worden vanuit andere dan (direkte) economische overwegingen.

Het spreekt vanzelf dat dit soort structuren de beste resultaten oplevert in gebieden met veel natuurlijke harde substraten. De mogelijkheden voor biologisch interessante riffen in onze kustzone zijn dus eerder beperkt. Wel oefenen dit soort structuren een aantrekkingskracht uit op bvb. kabeljauwachtigen, sportduikers en sportvisseren. Dit kan positief zijn als hierdoor concentratie van de verstoring door rekreanten optreedt. De kans is echter ook groot dat het rif gewoon extra verstoring met zich meebrengt door toegenomen rekreatiedruk (meer boten).

I.3. Effecten in de Voordelta

Het voorgestelde scenario in de Oosterscheldemonding is relatief kleinschalig. Het zal tussen de vangarmen een zone kreëren met lagere dynamiek en zal in die zin globaal een positief effect hebben op hyper- en epibenthos die beide positief korreleren met het slibgehalte en de daarmee geassocieerde variabelen (lagere stroomsnelheden, geringere golfwerking, verlaging mediaan).

Het verleggen van de geul van het Krabbengat is een grootschaliger onderneming. Herstel van de infauna is afhankelijk van het al of niet

optreden van veranderingen in de sedimentsamenstelling, en de eventuele noodzaak voor onderhoud van de nieuwe geul (verder baggeren). Onze kennis over bodemdieren in dit gebied is erg gering. Voor het makrobenthosonderzoek is er sinds 1984 slechts eenmaal een monster genomen. Ook voor het epibenthosonderzoek werd in het Krabbegat slechts éénmalig met de boomkor bemonsterd. De faunasamenstelling is vergelijkbaar met de rijkere delen van de Oosterscheldegeulen en het Brouwershavense Gat. Het gebied is zeer rijk aan platvissen. Dit is merkwaardig aangezien het een erosiezone betreft. Het slib dat er aanwezig is, zou dus erosieslib moeten zijn. Toch is de rijkdom van het gebied van een type dat elders in de Voordelta geassocieerd is met zones waar slibsedimentatie plaatsvindt. Gericht onderzoek zou deze schijnbare paradox kunnen opheffen.

De zone is strategisch gelegen ten opzichte van de ondiepten van het Banjaardgebied: ze kan als opgroeigebied dienstdoen voor de 0+ platvissen die hun eerste levensmaanden op de platen doorgemaakt hebben (op dezelfde manier als het Brouwershavense Gat voor juveniele platvissen uit de Grevelingenbuitendelta). Een andere indicatie van de rijkdom van het gebied is het feit dat er vrijwel steeds een aantal aalscholvers in het gebied verblijven. Het is onduidelijk of het "nieuwe" Krabbegat dezelfde functie kan vervullen en wat de impact zal zijn van de verstoring door de zandverplaatsingen zelf. Een studie van het bodemleven voor en na de ingreep zou wel leerrijk zijn voor de evaluatie van eventuele analoge ingrepen in andere gebieden of herhaling in hetzelfde gebied.

Uit het onderzoek naar rifkonstrukties blijkt dat, om succesvol te zijn, de hoogte en oppervlakte van de rifkonstrukties, de minimumgrootte per module, de relatie tot andere rifmodules en de totale grootte aan bepaalde wetmatigheden moeten voldoen. Zodoende is het vermoedelijk vrij moeilijk om in eenzelfde structuur de vereisten van artificiële riffen in overeenstemming te brengen met deze voor kustverdedigingsprojekten en zou dit zeker een aparte (en dure) studie vergen.

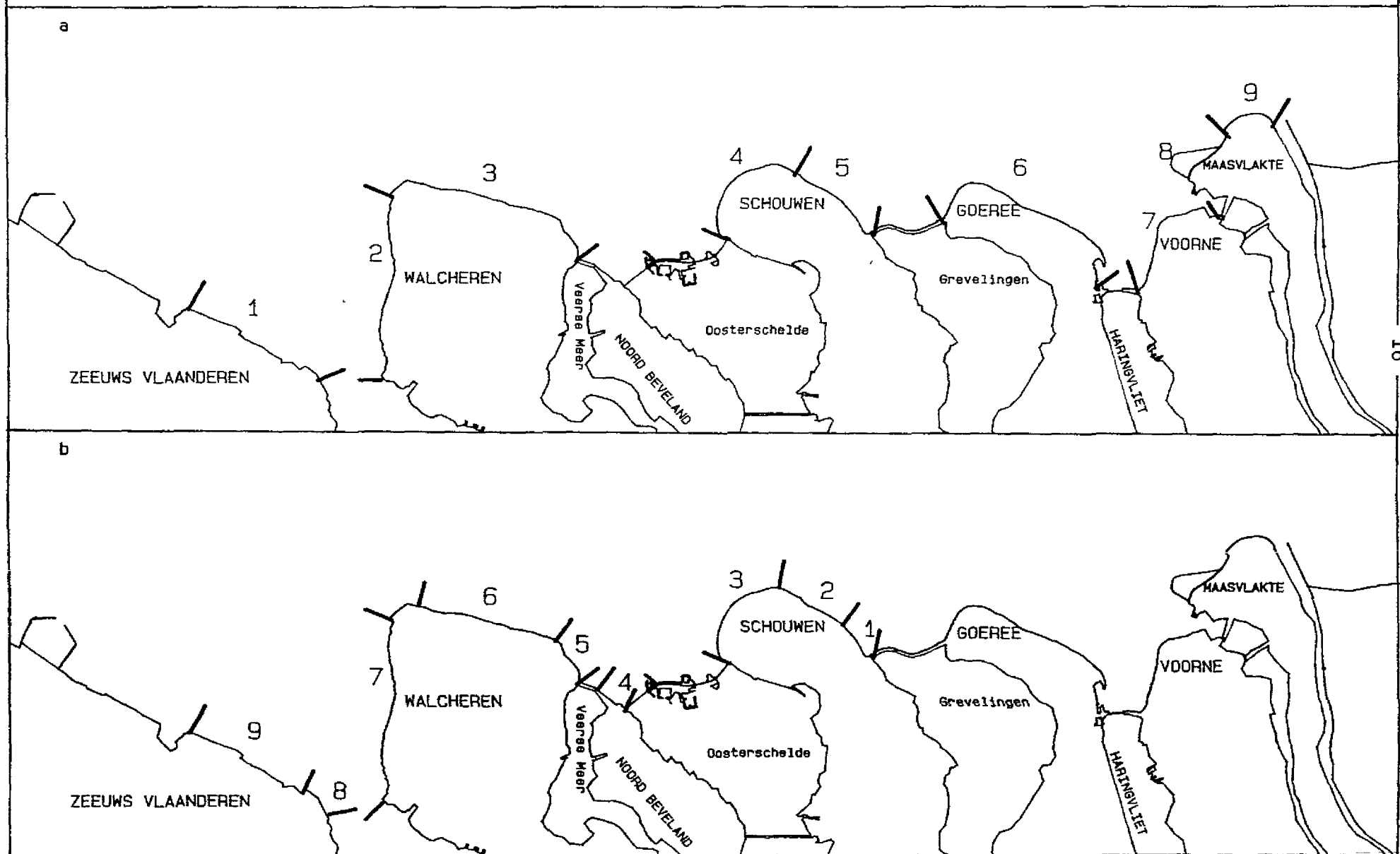
Het spreekt verder vanzelf dat dit soort structuren de beste resultaten oplevert in gebieden met veel natuurlijke harde substraten. De mogelijkheden voor biologisch interessante riffen in onze kustzone zijn dus eerder beperkt.

I.4. Referenties

- Anonymus, 1989. Discussienota kustverdediging na 1990. Rijkswaterstaat.
- Baveco, J.M., 1988. Vissen in troebel water. De effecten op visuele predatoren van verhoogde troebelheid en zewevende stof gehalten als gevolg van baggerwerkzaamheden. Samenvatting en conclusies van een literatuuronderzoek rdd, aquatic ecosystems, Groningen, in opdracht van Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, met het voorwoord van dr. K. Essink. 7pp.
- Belgrano, A. 1989. Elementi informativi per la realizzazione di un progetto di fattibilit  che preveda l'introduzione e l'utilizzazione su scala nazionale di barriere artificiali a scopo ambientalistico e socio economico lungo i litorali e le coste italiane. Intern rapport Sektie Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Gent.
- Bijkerk, R., 1988. Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. Literatuuronderzoek rdd, aquatic ecosystems, Groningen, met voorwoord van dr. K. Essink. 72 pp.
- Bohlen, W.F., D.F. Cundy & J.M. Tramontano, 1979. Suspended material distributions in the wake of estuarine channel dredging operations. Estuarine and Coastal Mar. Sci. 9, 699-711.
- Bohnsack, J.A. & Sutherland, D.L. 1985. Artificial reef research: a review with recommendations for future priorities. Bull. Mar. Sci. 37: 11-39.
- Clarke, T.A., O. Flehsig & R.W. Grigg, 1967. Ecological studies during project SEALAB II. Science 157, 1381-1389.
- Essink, K., R. Reenders, J.H. de Reus & J.A.W. de Wit, 1983. Problematiek van het slibstorten in de Waddenzee en het Eems-dollard estuarium. Rijkswaterstaat. Nota WWKZ-82.HO22, MAD-82.35, RIZA-83.072.
- Geldermalsen, L.A. van, 1990. Mogelijkheden Ingrepren Voordelta. RWS-DGW. Notitie GWWS-90.13073.
- Groot, S.J. de, 1986a. Het storten van specie in zee. Visserij, 39, 50-53.
- Groot, S.J. de, 1986b. Marine Sand and Gravel Extraction in the North Atlantic and its Potential Environmental Impact, with Emphasis on the North Sea. Ocean Management 10, 21-36.
- Hoozemans, F.M.J. & P. van Vessem, 1989. Kustverdediging na 1990. Technisch rapport 2. Toestand kust 1990. Kusttypering en morfometrische kenmerken.
- Kaplan, E.H., J.R. Welker, M.G. Kruas & S. McCourt, 1975. Some factors affecting the colonization of a dredged channel. Mar. Biol. 32, 193-204.
- Maranus, J.W., P. Roelse & J.H.M. de Ruig, 1990. Mogelijkheden voor zeewaartse kustverdediging in Zeeland. DGW/Dir. Zeeland. Discussie-Notitie NXL 89-47.

- Pluijm, M., P. Roelse, G.B. van Driel, Tj. de Haan, H.J. Verhagen, G. Veenbaas, W. Alberts, G.A. Beaufort, T. Wildeboer, R. v.d. Plas, H.D. Rakhorst, J. v. Overeem & H. de Vriend, 1989. Kustverdediging na 1990. Technisch rapport 20. Zeewaartse kustverdediging. Een globale analyse van zeewaartse strategieën. Rijkswaterstaat. Nota GWWS-89.001.
- Romeyn, K. & J. Leiseboer, 1989. Effecten van verhoogde sediment depositie op nematoden uit het Eems-dollard estuarium. Rijksuniversiteit Groningen, Vakgroep Mariene Zoologie. Baghwad product 20, 20 pp.
- Sips, H.J.J. & H.W. Waardenburg, 1989. The macrobenthic community of gravel deposits in the Dutch part of the North Sea (Klaverbank): ecological impact of gravel extraction. Bureau Waardenburg bv, Culemborg.
- Theede, H., 1973. Comparative studies on the influence of oxygen deficiency and hydrogen sulphide on marine bottom invertebrates. Neth. J. Sea Res. 7, 244-252.
- Walton, J.-M., 1982. The effects of an artificial reef on resident flatfish populations. Mar. Fish. Rev. 44, 45-48.

Figuur 2. Schematisch overzicht van de Zeeuwse kust met indeling in
a: sectoren (Hoozemans & Van Vessem, 1989)
b: kustvakken (Maranus et al, 1990)



II. Open Haringvlietsluizen

II.1. Inleiding

In het licht van het Integraal Waterbeheer, zoals vastgelegd in de derde Nota waterhuishouding (Anonymus, 1989), moet onderzocht worden op welke wijze de Haringvlietsluizen gebruikt kunnen worden om de gewenste gebruiksfuncties van het watersysteem zo goed mogelijk tot hun recht te laten komen. Een mogelijke beheersvariant is het openstellen van het Haringvliet en het slechts als stormvloedkering gebruiken van de sluizen (van Otterloo, 1989). De voornaamste beweegredenen voor deze overweging zijn gevolgen aan de binnenzijde van de Haringvlietdam sinds de afsluiting (o.a. oevererosie, verhoogde sedimentatie in Hollandsch Diep).

De morfologische ontwikkelingen van de buitendelta van het Haringvliet en de zoutgehalten in dit gebied bij een gewijzigd spuiregime worden besproken in Eysink (1990) en Mulder (1990).

Morfologische ontwikkelingen

Bij open Haringvlietsluizen zal het geulenstelsel zich ontwikkelen naar een situatie erg gelijkend op die van vroeger. Konkreet betekent dit een verruiming van het Slijkgat en een sterke ontwikkeling van Noord Pampus, terwijl het Rak van Scheelhoek verzandt. Mogelijks vormt zich tussen Noord Pampus en het Rak van Scheelhoek een lage plaat. De buitenrand van de buitendelta bouwt zich naar buiten uit, terwijl de Hinderplaat kleiner en lager wordt.

Geomorfologisch gezien zal het herstel van de stromingsdynamiek in de geulen leiden tot het verdwijnen van het gebied met slibpercentages hoger dan 5% dat momenteel voor de Haringvlietsluizen aanwezig is. De rijke aanvoer van slib met het Rijnwater doet vermoeden dat zich in het mondingsgebied desalniettemin een relatief slibrijke bodem (percentages 2-5%) kan handhaven over een groter areaal dan tegenwoordig het geval is. De verslibbing van het gebied voor de Brielse Gatdam zal in de 'open' situatie niet veranderen, of eventueel versterkt worden.

Zoutgehalten

Bij een openstellen van de sluizen zal de grens zout-zoet naar binnen gedrongen worden. Wel wordt over de (langere) getijweg de gemiddelde saliniteit in de buitendelta lager, met kleinere fluktuaties nabij de sluis dan bij het bestaand spuiscenario. Naar zee toe blijven de fluktuaties groter dan bij een gesloten situatie. De minimale zoutgehalten zouden aldus hoger worden nabij de sluizen, lager verderop.

In dit hoofdstuk zullen we de effecten van deze ingreep op de ekologische componenten van de onderwateroever van de Voordelta evalueren. De effecten hebben betrekking op veranderingen in de waterkwaliteit en geomorfologie. Wat waterkwaliteit betreft, wordt in dit hoofdstuk enkel veranderingen in de zoetwaterfractie beschouwd. We kunnen er immers van uitgaan dat het Haringvliet slechts opengesteld zal worden als 1) het water van de Rijn en Maas voldoende schoon is, en 2) de waterbodems van het Haringvliet en Hollandsch Diep gesaneerd zijn (van Otterloo, 1989). Overigens komt dit aspect van waterkwaliteit verder aan bod in een afzonderlijk hoofdstuk (hoofdstuk IV).

II.2. Effekten op het bodemleven

II.2.1. Meiobenthos

In deelrapport 2 hebben we gewezen op het gebrek aan gedetailleerde biologische informatie over de Haringvliet buitendelta wat betreft het meiobenthos. Doch de zeer hoge slibgehaltenes van dat gebied doen veronderstellen dat zeer hoge dichtheden ($1000-5000 \text{ ind}/10\text{cm}^2$) aan nematoden voorkomen wat onrechtstreeks impliceert dat de copepoden ($<50 \text{ ind}/\text{m}^2$) totaal onbelangrijk zijn qua aantallen. Dit zijn echter louter spekulatieve opmerkingen die mits een vrij eenvoudige monitoringopdracht al dan niet kunnen bevestigd worden. Doch, de beschikbare informatie accentueert reeds het unieke karakter van de nematodengemeenschappen in dit gebied (in vergelijking met de overige buitendelta's): voornamelijk euryhaliene soorten (Hypodontolaimus setosus, Metadesmolaimus pandus, Eleutherolaimus stenosoma, Leptolaimus elegans) aangepast aan de meest brakke milieu-omstandigheden; deze soorten zijn uniek in de Voordelta.

Bij een openstelling van de Haringvlietsluizen (met als mogelijke gevolgen herstel van de geulen, de aanvoer van (vervuild) Rijnslib, een toename van de hydrodynamiek) wordt een verdere afname (want deze 'brakke' gemeenschappen (15-20 soorten) zijn reeds soortenarmer dan de overige sublittorale gemeenschappen (tot 50 soorten)) van het aantal nematodensoorten verwacht, gekoppeld aan een stijgende dominantie van tolerante, slibminnende en euryhaliene soorten zoals Ascolaimus elongatus, Sabatieria celtica, S. punctata en Daptonema tenuispiculum. Verdere kenmerken van echte brakwatermeiofauna (e.g. nematoden) zijn terug te vinden in Heip et al (1985).

II.2.2. Makrobenthos

Kinne (1964) geeft een overzicht van de wijze waarop dieren op saliniteitsveranderingen reageren. Of ze trekken zich dieper in het sediment terug, of ze verminderen het direct contact met het water (door bijv. sluiten van kleppen), of ze hebben een regulerend systeem (ion-, volume- en osmoregulatie), of ze hebben structurele of functionele veranderingen die al of niet genetisch vastliggen. Maar alle mariene bodemdieren hebben of een benedenlimiet waaronder ze niet meer voorkomen, of een maximum snelheid waarmee de veranderingen zich mogen voordoen. Met betrekking tot saliniteitsveranderingen kunnen uiteindelijk drie factoren een rol spelen: 1) veranderingen in de gemiddelde saliniteit, 2) veranderingen met betrekking tot de minimale en maximale zoutgehaltenes, en 3) veranderingen in getij-afhankelijke fluktuaties.

Bij het openstellen van de sluizen zal de gemiddelde saliniteit nabij de sluizen stijgen. Daardoor zouden een aantal meer mariene soorten dit gebied kunnen koloniseren, in eerste instantie soorten met pelagische larven. In een studie naar de effecten van een toename in saliniteit in het Krammer-Volkerak stelde Wolff (1971) vast dat het hele gebied al vlug gekoloniseerd werd door kokkels en zandzagers, soorten waarvan het voorkomen voordien beperkt was tot de zeezijde van het estuarium. Anderszijds daalt het gemiddeld zoutgehalte over een deel van de buitendelta, wat een belemmering zou kunnen zijn. Wolff (1973) geeft voor de meeste soorten in het Deltagebied hun voorkomen ten opzicht van de saliniteit bij een gemiddelde rivierafvoer.

Van groter belang dan de gemiddelde saliniteit is echter de minimale

saliniteit bij maximale rivierafvoer. De minimum chloridegehalten in de buitendelta tot de Hinderplaat zijn bijna overal lager dan 16 gCl/l. In het gebied dichtst tegen de Haringvlietsluizen en reikend tot de Garnalenplaat bedragen de laagste zoutgehalten slechts 4-6 gCl/l, in het Rak van Scheelhoek en een deel van het Slijkgat slechts 7-12 gCl/l (cijfers bij afvoeren van 2500-4000m³/sec) (Anonymus, 1984). Voor een aantal estuariene soorten kunnen de minimum saliniteitswaarden waarbij verschillende soorten nog voorkomen, ontleend worden aan het werk van van Nes (1989). Doordat door de vlugge verzoeting van het Volkerak-meer/Zoommeer geen vlugge vestiging van brakwaterspecialisten kon gebeuren, was het al of niet voorkomen van soorten bepaald door de fysiologische chloridegrens waarbij een soort kon overleven.

<i>Arenicola marina</i>	4681 mg Cl/l
<i>Scoloplos armiger</i>	4534
<i>Tharyx marioni</i>	2891
<i>Capitella capitata</i>	2873
<i>Cerastoderma edule</i>	795
<i>Macoma balthica</i>	524
<i>Heteromastus filiformis</i>	177

Ook is de verspreiding van soorten binnen een gebied soms meer bepaald door fluktuaties van saliniteit (Schmidt-van Dorp, 1979 en referenties daarin). De fluktuaties zijn het grootst in het gebied dichtst bij de Haringvlietsluizen reikend tot de Garnalenplaat: 8-12 gCl/l. In een deel van het Slijkgat, het Rak van Scheelhoek, Het Bokkegat en op de Garnalenplaat worden fluktuaties van 4-7 gCl/l gemeten. In het overige deel van de buitendelta zijn de fluktuaties beperkt tot 3 gCl/l (cijfers bij afvoeren van 2500-4000m³/sec) (Anonymus, 1984).

Na het openen van de Haringvlietsluizen zal het zoetwatergehalte nabij de sluizen stabielere zijn, door het stopzetten van het spuien. De reactie van het bodemleven op deze stabiliteitstoename, kan, wat het effect van saliniteit betreft, in een toekomstige buitendelta nog belangrijker zijn dan een verschuiving in de ligging van de gemiddelde saliniteitsisohalinen. Maar over een groot gebied zullen de fluktuaties ook toenemen.

Maar de impact van saliniteit is meestal multivariaat (McLusky, 1981). En ook sedimentsamenstelling en voedselbeschikbaarheid spelen een belangrijke rol in de verspreiding van soorten in het deltagebied. Zo stelt Wolff (1973) dat Macoma balthica en Mya arenaria, twee mollusken die optimale levensomstandigheden vinden bij hogere saliniteiten, toch meestal tot brakwatergebieden beperkt zijn omdat ze daar het geschikte sediment en voedsel vinden. Ook de impact van de geschetste sedimentveranderingen in dit gebied is op dit ogenblik moeilijk te evalueren. Uitbouw van de buitendelta kan een uitbreiding van stratum 2 (zie deelnota 1) betekenen ten koste van stratum 3, en dus waarschijnlijk lagere dichtheden en biomassa's in dit gebied.

Verder dient opgemerkt dat bij een open Haringvliet ook meer nutriënten langs deze weg de zee bereiken. Immers, waar het Rijnwater nu vooral langs de Nieuwe Waterweg naar zee afstroomt, zal opnieuw meer water via het Haringvliet afgevoerd worden. Bij het afsluiten van het Hindergat en ophogen en uitbouw van de Hinderplaat (zie hoofdstuk V) kan in het mondingsgebied de eutrofiëring sterk toenemen (tenminste, als de fosfaat-

en stikstofgehalten van het Rijnwater niet sterk gereduceerd worden) en zal een, hydrodynamisch gezien, rustiger systeem ontstaan. Daardoor bestaat het gevaar van tijdelijk zuurstofgebrek, waardoor vissen het gebied ontvluchten en bodemdieren sterven (zie hoofdstuk IV).

II.2.3. Hyperbenthos

Over de hyperbenthische gemeenschappen in de Haringvlietbuitendelta zijn aktueel geen gegevens voorhanden. Dit maakt het doen van voorspellingen over effecten van het openstellen van de sluizen een hachelijke zaak. Vrijwel zeker zullen bij een open sluizenscenario zeer belangrijke veranderingen optreden. Uit de schaarse Westerscheldegegevens (Hamerlynck, ongepubl. data) blijkt dat zowel in de winter als in het voorjaar buitengewoon hoge dichtheden van vooral aasgarnalen geregistreerd worden dicht bij het turbiditeitsmaximum. Deze dichtheden zijn vele malen hoger dan deze vastgesteld in de Oosterscheldebuitendelta en Grevelingenbuitendelta, de enige onderzochte gebieden van de Voordelta. Door de hoge dichtheid en biomassa van de aasgarnalen wordt deze zone aantrekkelijk voor juveniele haringachtigen en kabeljauwachtigen. Mogelijk is het belang van de sprotvisserij in de huidige Haringvlietbuitendelta gekorreleerd met een analoog verschijnsel. Ook garnalen, juveniele platvissen en grondels bereiken binnen de Westerschelde hun hoogste dichtheden in deze zone.

Aktueel is de organische belasting van de Westerschelde veel hoger dan van het spuiwater van het Haringvliet. Dit belet echter niet dat een dergelijke produktieve zone in de Haringvlietbuitendelta zou kunnen bestaan. Ook in minder turbide en organisch relatief weinig belaste estuaria in Engeland is een analoge, zeer rijke zone waargenomen (Beverton, pers.med.). Vermoedelijk is ze in dit type gebieden echter smaller. Bij een open sluizenscenario zal echter meer eutroof Rijnwater via de Haringvliet naar zee stromen. Dit betekent dat het belang van het hyperbenthos hoogstwaarschijnlijk zal toenemen.

Een bijkomende onzekerheidsfaktor in de tentatieve vergelijking tussen Haringvliet en Westerschelde is de rol van de schorren in de Westerschelde. Indien Saeftinghe een belangrijke bron is van organisch materiaal dat door aasgarnalen gebruikt kan worden kan dit in belangrijke mate bijdragen tot de rijkdom van het oostelijk deel van de Westerschelde. Meer onderzoek naar de factoren die het Westerschelde-ecosysteem structureren kan toelaten betere voorspellingen te doen voor de biota in een open Haringvliet.

De te verwachten grote veranderingen in het hyperbenthos zullen niet optreden in de buitendelta, maar ergens in de Haringvliet zelf. Waar precies is waarschijnlijk vooral afhankelijk van de lokalisatie van de maximale turbiditeitszone.

Rond de sluizen zelf is door de toename van de stroomsnelheden een verarming te verwachten zoals we die ook in de nabijheid van de stormvloedkering zien. Het feit dat de saliniteitsfluctuaties enigszins gebufferd zullen worden binnen de Haringvliet laat echter vermoeden dat de soortenrijkdom in de Haringvlietbuitendelta zal toenemen. De diversiteit kan door een slechte waterkwaliteit echter ver beneden een theoretisch maximum blijven (zie verder).

II.2.4. Epibenthos

Over de epibenthische gemeenschappen in de Haringvlietbuitendelta zijn aktueel geen gegevens voorhanden. Dit maakt het doen van voorspellingen over effecten van het openstellen van de sluizen op dit kompartiment een hachelijke zaak. Net als voor het vorige kompartiment zijn we aangewezen op een tentatieve vergelijking met de schaarse gegevens die over de Westerschelde beschikbaar zijn.

Dichtheden aan juveniele vissen, bvb. tong, zijn in de Westerschelde relatief hoog. Het is echter helemaal niet zeker of deze juvenielen ook werkelijk een bijdrage leveren aan de exploiteerbare stock. Algemeen wordt aangenomen dat de deelpopulaties met de snelste individuele groei de belangrijkste zijn. Helaas zijn er van de Westerschelde geen groeigegevens bekend.

Een open en relatief schone Haringvliet zal echter vrij zeker een belangrijke kinderkamer worden. Ook hier zijn de grootste veranderingen binnen de Haringvliet te verwachten en zullen de effecten op de buitendelta eerder gering zijn, behalve in de onmiddellijke nabijheid van de sluizen.

II.3. Samenvatting

Effecten van het openstellen van de Haringvlietsluizen ten gevolge van veranderingen in de geomorfologie van de buitendelta, en veranderingen in gemiddelde saliniteit en saliniteitsfluctuaties, op het bodemleven zijn met de huidige kennis vrij moeilijk in te schatten. Enkel voor makrobenthos is een deel van de buitendelta goed bestudeerd, maar het afwegen van de invloed van sedimentsamenstelling en saliniteitsparameters eist een grondiger studie van dit gebied. De grootste veranderingen zijn daarenboven in het Haringvliet zelf te verwachten, waar het contact tussen zout en zoet water, en het turbiditeitsmaximum te vinden zal zijn.

Een algemeen probleem van de openstelling van de Haringvlietsluizen op alle kompartimenten is de verhoogde aanvoer van eutroof Rijnwater naar de Voordelta. Dit houdt vooral een risico in voor de zuurstofhuishouding van gebieden met relatief stagnante watermassa's. De rustige gebieden achter de banken, die naar verwachting nog aan dynamiek zullen verliezen door zowel de autonome ontwikkeling als door een aantal beheersscenario's (ophogen banken), zijn in deze zin het meest kwetsbaar. In de eerste plaats is dit de Haringvlietbuitendelta zelf, in de tweede plaats de Grevelingen buitendelta die bij ongunstige weersomstandigheden een hoog percentage Rijnwater kan bevatten.

II.4. Referenties

- Anonymus, 1984. Grootschalige lokatie voor de berging van baggerspecie uit het benedenrivierengebied. Bijlage Macrozoöbenthos in de Haringvlietmond. Projectnota/Milieu-effectrapport. Gemeente Rotterdam, Rijkswaterstaat, Openbaar Lichaam Rijnmond.
- Anonymus, 1989. Water voor nu en later: derde Nota waterhuishouding. (Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250, 1-2). SDU, 's Gravenhage.
- Eysink, W.D., 1990. Buitendelta van het Haringvliet. Morfologische ontwikkelingen en zoutgehalten bij het huidige en een gewijzigd spuiregime. Waterloopkundig Laboratorium, Rapport H 1104.
- Heip, C., M. Vincx & G. Vrancken, 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 23, 399-489.
- Kinne, O., 1964. Physiologische und ökologische Aspekte des Lebens in Aestuaren. *Helogländer wiss. Meeresunter.* 11, 131-156.
- Mulder, J., 1990. Beschrijving globale bodemkaart Voordelta en indicaties voor verwachte ontwikkelingen in de bodemsamenstelling op termijn 2010. RWS-DGW, Notitie GWA0-90.13044.
- McLusky, D.S., 1981. *The Estuarine Ecosystem*. Blackie, Glasgow and London. 150 pp.
- Nes, E.H. van, 1989. De bodemfauna van het Volkerakmeer/Zoommeer in 1987-1988. Invloed van verzoeting op estuariene fauna en kolonisatie door zoetwaterorganismen. Rijkswaterstaat, DBW/RIZA nota 89.011.
- Otterloo, R.H. van, 1989. De Haringvlietsluizen, een stuurknop voor integraal waterbeheer. Samenvatting lezing gehouden op Presentatiedag Noordelijk Deltabekken, WL, Delft, 20 januari 1989.
- Schmidt-van Dorp, A.D., 1979. Literatuuronderzoek naar de soortenrijkdom van het makrozoöbenthos in relatie tot het zoutgehalte. DIHO Rapporten en Verslagen 1979-5. 94 pp.
- Wolff, W., 1971. Changes in intertidal benthos communities after an increase in salinity. *Thalassia Jugoslavica* 7, 429-434.
- Wolff, W., 1973. The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zool. Verhandelingen, Leiden*, No. 126, 242 pp.

III. Visserij

III.1. Inleiding

Als gevolg van technische maatregelen ten behoeve van de visserij, uitgevaardigd door de Europese Commissie en de nationale overheid, is de Voordelta voor een groot deel van de Nederlandse vissersvloot verboden terrein. De 12 mijlszone is namelijk verboden gebied voor vaartuigen met een motorvermogen van meer dan 300 PK en waarvan de som van de lengte van de boomkorren meer is dan 8 meter. De beperking van de totale boomkorlengte geldt niet voor vistuigen ontworpen en gebruikt voor het vissen op garnaal (Boddeke, 1988; Notitie Garnalenvisserij). In de Voordelta vindt een visserij plaats op garnalen, kabeljauw, schol, tong en aal (Boddeke, 1988).

In het gebied buiten de zeegaten van de Delta wordt verder door het bedrijfsleven gevist op mosselzaad, kokkels en incidenteel op andere schelpdiersoorten (zoals Spisula subtruncata, de halfgeknotte strandschelp) (Boddeke, 1988).

De Nederlandse garnalenvisserij is slechts gericht op één soort, de grijze garnaal, Crangon. Garnalen worden gevist met een fijnmazig net (kor) dat over de bodem wordt gesleept. Het net wordt opgehouden door een boom. Ieder vaartuig is uitgerust met twee van deze boomkorren. Het vistuig is niet selectief. Dit betekent dat naast grote en kleine garnalen ook veel andere bodemorganismen worden meegevangen. Omdat de visgebieden van de garnalenvisserij vrijwel geheel zijn gelegen binnen de kinderkamergebieden van soorten als schol en tong, heeft de garnalenvisserij steeds een aanmerkelijke bijvangst van ondermaatse platvis (Notitie Garnalenvisserij). In totaal is aan 200 bedrijven een garnalenvergunning voor de Zeeuwse getijdewateren en zeegaten verleend. In genoemde notitie worden de beleidsvoornemens als volgt verwoord: omdat "...de invloed van de garnalenvisserij op het garnalenbestand van beperkte betekenis ... " is, en ook "voor andere visserijen en belangen geen overwegende bezwaren oplevert", "is er vooralsnog geen aanleiding om beperkingen op te leggen aan de omvang van de garnalenvloot".

Kokkels worden in Nederland in hoofdzaak gevist met speciaal voor deze visserij ontworpen vaartuigen (Notitie kokkelvisserij). De kokkels worden gevist uit de natuurlijke populaties. Een kokkelvaartuig is uitgerust met twee stalen spijlenkooien die ongeveer een meter breed zijn. Elk van deze zogenoemde korren is met het schip verbonden door twee buizen. Tijdens het vissen worden de korren, die aan de voorzijde voorzien zijn van een mes, tot een diepte van enkele centimeters door de bodem getrokken. Door een waterstraal worden de kokkels in de kor uit het bodemmateriaal losgespoten, waarbij organismen kleiner dan 1-2 cm tussen de spijlen door weer in het water verdwijnen. Wat in de kooi achterblijft, wordt via de tweede buis aan boord gezogen, waarna eventueel nog aanwezig kokkelbroed via een spoelzeef overboord wordt gezet. De vangstcapaciteit van de grootste schepen bedraagt gemiddeld zo'n 20 ton vers vleesgewicht per visdag. Ten hoogste 10% van de vangst aan boord (wat kokkels betreft) mag beschadigd zijn. De overheid is bereid de kokkelvisserij tot een maximum van die 36 vaartuigen die in 1987 aan de visserij in de kustwateren en het zeegebied hebben deelgenomen, tot en met het jaar 2000 toe te laten. Uiterlijk in 1997 zal een besluit worden genomen over de toelaatbare vangstcapaciteit in de kustwateren en het zeegebied na het jaar 2000 (Notitie Kokkelvisserij).

III.2. Invloed van visserij op het bodemleven

Effekten van visserij in de Voordelta zelf zijn niet bekend. Indicatieve konklusies moeten dan ook getrokken worden uit in de literatuur gerapporteerde bevindingen. Hierbij dient opgemerkt dat o.a. vistuig en motorvermogen dan ook dikwijls niet helemaal vergelijkbaar zijn met de visserijmethodiek in de Voordelta.

De Groot (1984) geeft een overzicht van wat in publikaties en rapporten over de invloed van het gebruik van bodemvistuigen op het bodemleven gerapporteerd is. Effekten van boomkor en bordennet, beide al of niet met resp. wekkers of grondpees, op de bodemfauna worden nader bekeken. De mate en duur van verstoring blijkt ondermeer afhankelijk van het bodemtype, de getijstroom en de treksnelheid. Ook treedt er een gradatie in de effekten op, gaande van eenvoudige garnalenboomkor tot een zwaar boomkorvistuig met vele wekkers en kettingmatten. De Groot (1973) trekt volgende konklusies. Soorten als mes- en zwaardschedes worden zwaar beschadigd door wekkers. De meeste schelpdieren (o.a. kokkels) overleven echter het opvissen zeer goed. De schade aan allerlei borstelwormen (waaronder zagers en goudkammetjes) is waarschijnlijk aanzienlijk, en krabben en zeeëgels worden zwaar beschadigd. Slangsterren overleven de vangst niet. Gebruik van trekkers verhoogt de vangst. Er is een toename gekonstateerd van meer dan 200% aan o.a. zeesterren en zwenkrabben, een toename van 50 tot 200 % van kamsterren en heremietkreeften en een toename tot 50% van slangsterren.

Deze konklusies zijn in overeenstemming met recent onderzoek in het kader van het Beleidsgericht Ecologisch Onderzoek Noordzee-Waddenzee BEON (Bergman et al, 1990). Uit dit onderzoek blijkt dat de korte termijn effekten van de boomkorvisserij op bodemorganismen duidelijk aantoonbaar waren. Drievoudige bevissing op een hardzandig sediment resulteerde in een afname van 40-65% van het aantal zeesterren Asterias rubens, kleine exemplaren van de hartegel Echinocardium cordatum en de wormen Lanice conchilega en Spiophanes bombyx. Van de grote tweekleppige Arctica islandica werd 90% van de in het net gevangen exemplaren dodelijk beschadigd. De mortaliteit van andere diersoorten (o.a. de brokkelster Ophiura texturata) bedroeg ca. 40%. Soorten als de heremietkreeft en zeester hebben waarschijnlijk een zeer goede kans (tot 100%) om te overleven als ze na de vangst weer in zee worden gegooid. Alle vissen die in de netten gevangen werden, waren dood of gingen spoedig dood. Van de vis die door de mazen van het net ontsnapte, overleefde, afhankelijk van de soort, 56%-100%. Niettemin waren direkte effekten op de dichtheid van diverse vissoorten met de in het onderzoek gebruikte methoden niet aan te tonen.

Vissen met zware kettingen kan uiteindelijk het biotoop veranderen. Zo wisten Duitse garnalenvissers de ondergrond zo te wijzigen dat de terugkomst van Sabellariakolonies niet meer mogelijk was (Riesen & Reise, 1982).

De boomkorvisserij kan eveneens leiden tot het verdwijnen van of een sterke reductie van bepaalde vissoorten. Zo heeft deze vorm van visserij in de Noordzee geleid tot het verdwijnen van de stekelrog (Raja clavata) en is vermoedelijk ook verantwoordelijk voor de sterke afname van de grote pieterman Trachinus draco (Witte & Zijlstra, 1983).

Het verplicht gebruik van vangstsorteerapparatuur houdt niet in dat er geen schadelijke effekten zijn van de garnaalvisserij op het systeem. De jonge stadia van de meeste platvissen zijn inderdaad vrij ongevoelig voor een passage doorheen een sorteerder, maar rondvis is aan een zeer hoge mortaliteit onderhevig. Het effect van soortverschuivingen door dit soort

differentiële mortaliteiten is totaal onbekend. Intuïtief kan het lijken dat het vernietigen van grote aantallen grondels en jonge kabeljauwachtigen, kompetitoren-predatoren van garnalen, positieve effecten heeft op de garnaalstand. Vooral als de dode exemplaren ook nog eens teruggegooid worden in het systeem waardoor ze als voedsel voor de aasetende garnaal kunnen dienen. Bij dit soort simplistische konklusies is echter de grootste omzichtigheid geboden. In complexe multisoortensystemen met sterke onderlinge interacties leiden veranderingen in relatieve abundanties van afzonderlijke soorten al vlug tot kontra-intuïtieve resultaten (May et al, 1979).

In de vissporen van kokkelvisserij worden veel stukken van beschadigde dieren gevonden. Door verrotting ervan kunnen, in extreme gevallen, plaatselijk zuurstoftekorten ontstaan. De kans dat dit optreedt, is echter niet zo groot doordat ook vele stukken gepredeerd worden of gewoon wegspoelen door het getij (Murawski & Serchuk, 1989; RIN, 1987).

Uit onderzoek naar de effecten van visserij op Spisula solidissima blijken exemplaren die door de dreg verplaatst zijn zonder opgezogen te worden een mortaliteit van meer dan 50 % te kennen (Haskin & Wagner 1986). De vistehnologie is in de Verenigde Staten wel enigszins anders dan bij ons. Andere soorten blijken veel minder gevoelig voor dit soort manipulatie. De voornaamste faktor in de overleving van de tweekleppige is de mogelijkheid om zijn schelp volledig af te sluiten. Voor de kokkel, die zijn schelp moeilijk hermetisch kan afsluiten, is de mortaliteit dus vermoedelijk ook hoog. Dode en beschadigde dieren trekken predatoren aan zoals krabben en zeesterren die grotendeels eindstations zijn in de voedselketen. Hun "negatief" effect op de (produktieve) energiedoorstroming wordt zo nog versterkt. Ook wordt de rest van de makrobenthische gemeenschap verstoord en sterker gepredeerd.

Op de beviste plaatsen treedt daardoor een vrij scherpe biomassavermindering van de bodemfauna op van gemiddeld 75-80% (RIN, 1987). Aangezien de visserij plaatsvindt na de rekruteringsperiode van de meeste benthische organismen blijft de biomassa dan laag tot de volgende zomer. Herstel in de zin van extra broedval of produktie treedt op beviste plaatsen niet op. In de loop van een tot vier jaar worden de meeste bodemdieren wel door nieuwe jaarklassen vervangen. Gezien kokkels niet geleidelijk aan opgevist worden, maar in een korte periode, en kokkelvisserij de oudste en dichtste kokkelbanken wegvist, worden vissen en kreeftachtigen die profiteren van de sifons van kokkels als voedselbron uiteindelijk gedwongen tot een verschuiving in de richting van andere voedselbronnen.

III.3. Visserij in de Voordelta

Helaas zijn over de aktuele toestand van de visserij in de Voordelta slechts weinig en dan nog zeer globale gegevens voorhanden. Deze laten niet toe het relatief belang van de visserij in de verschillende buitendelta's in te schatten. Ook over de totale biomassa die van de verschillende geëxploiteerde soorten op deze wijze verwijderd wordt, zijn geen gegevens beschikbaar. De indirekte visserijmortaliteit, sterfte van dieren die gevangen worden en terug overboord gaan, is eveneens een onbekende faktor.

Gezien het grote belang van mollusken of regenerereerbare delen van mollusken (sifons) in het voedsel van epibenthische vissen, vooral platvissen, moet grote omzichtigheid betracht worden met ongekontroleerde groei van visserij op kokkels of Spisula in kinderkamergebieden in het algemeen en dus ook in de Voordelta. In figuren 3 en 4 wordt de

biomassaverdeling van deze soorten over de Voordelta geschetst. Het betreft hier een compilatie van gegevens in de jaren 1985 en 1986 (gehele Voordelta), 1987 (buitendelta's Oosterschelde en Grevelingen) en 1988 (buitendelta Haringvliet). Uitgaande van een gemiddelde biomassa van 2 gADW/m^2 over de jaren heen, betekent dit zo'n $21 \cdot 10^6 \text{ kg}$ nat visvlees¹. Buijs et al (1989) berekenden voor het najaar 1985 en 1986 zo'n 0.28 gADW/m^2 , wat ongeveer $3 \cdot 10^6 \text{ kg}$ nat visvlees betekent. Tabel I geeft een overzicht van de jaarlijkse vangsten (vrijwillige opgave) in de vier buitendelta's samen (bron: Directie Visserij). De opgegeven vangsten blijken steeds ver onder het aanbod te liggen. Voorzichtigheid is echter geboden: op het berekende aanbod zit een grote foutenmarge, en de vangstgegevens moeten als minimumwaarden beschouwd worden gezien het om vrijwillige opgaven gaat.

Gezien het belang van deze schelpdieren voor hogere trofische niveaus, lijkt een ongelimiteerde kokkelvangst ons niet gewenst. In elk geval moet de visserij verboden zijn in de periode dat kleine juveniele vissen zich in het getijdengebied en het ondiep subtidaal (minder dan 5m beneden NAP) bevinden. Exploitatie zou dus ten vroegste in september mogen starten.

Aangezien bij katastrofale winters de populatie moet regenereren vanuit diepere delen moeten populaties beneden de 5 m beneden NAP volledig beschermd worden.

In een eerder hoofdstuk werden reeds enige bevindingen aangaande de inbreng van artificiële riffen aangehaald. De hoge kosten van rifkonstruktie maken dat momenteel nog geen enkel dergelijk projekt voor de visserij winstgevend is. Zoals reeds gezegd, spreekt het vanzelf dat dit soort structuren de beste resultaten oplevert in gebieden met veel natuurlijke harde substraten. De mogelijkheden voor biologisch interessante riffen in onze kustzone zijn dus eerder beperkt. Wel oefenen dit soort structuren een aantrekkingskracht uit op bvb. kabeljauwachtigen, sportduikers en sportvisseren.

De keuze tot konstruktie moet dus vooralsnog gemaakt worden vanuit andere dan (direkte) economische overwegingen. Dergelijke konstrukties kunnen immers ook een bescherming bieden tegen effecten van overexploitatie door boomkorvisserij (review in Belgrano, 1989). Deze toepassing van artificiële riffen in gebieden met vooral zandige substraten is vrij nieuw. Zo zijn er pilootprojekten in de Adriatische Zee en in India. De bedoeling is om destruktieve visserij met netten die de bodem omwoelen tegen te gaan. Het doel kan zijn de algemene overexploitatie tegen te gaan, bvb. in Italië, of de kleinschalige artisanale visserij te beschermen tegen de competitie door (semi-)industriële vaartuigen, bvb. in de derde wereld.

In de zones die aldus beschermd zijn kan het makrobenthos een meer natuurlijke opbouw vertonen met meer langlevende soorten. Dit komt dan weer ten goede aan grote benthosetende vissen bvb. roggen. Behalve dit onrechtstreeks gunstig effect op vissen door een kwalitatieve verandering van het prooiaanbod (kwantitatief houdt dit niet noodzakelijk een verhoging in: kleinere, kortlevende soorten kunnen een hogere produktiviteit hebben maar zijn enkel interessant voor kleinere vissen), zijn er ook direkte effecten. Er wordt een refugium gekreëerd voor juveniele vis, wat bvb. voor jonge roggen zeer noodzakelijk is omdat die door hun vorm al kort na de geboorte vangbaar worden, zelfs met vrij grofmazige

¹ Uitgegaan is van een WW/ADW ratio van 25.2 en een aandeel van vlees (op totaal natgewicht) van 51.5% (Lambeck et al, 1988). Totale oppervlakte Voordelta: 130595 ha (Buijs et al, 1989).

netten. Grote volwassen vissen, die door hun hoge fekunditeit een onevenredig belangrijke bijdrage leveren aan de populatie, profiteren ook van dergelijke refugia (denk aan de aantrekkelijkheid van wrakken voor sportvisserij waar grotere vissen gevangen worden dan elders). Een ander voordeel, bvb. bij plaatsing rond bekende paai-gebieden van tong, kan zijn dat een bepaalde konzentratiefase van een vissoort (gedeeltelijk) afgeschermd wordt voor exploitatie. Veel visserij is gericht op dit soort konzentraties en heeft, door het wegvangen van volwassen vis net voor de voortplanting, een zeer ongunstig effect op de stock.

Konkreet zou de plaatsing van dergelijke artificiële riffen op de grens van en binnen de 12 mijlszone voor de Voordelta een efficiënte bescherming kunnen betekenen tegen negatieve effecten van (sluik-)visserij door schepen met meer dan 300 pk op het bodemleven en de kinderkamerfunctie. De kosten voor de politionele kontrolle zouden hierdoor verminderen en op langere termijn zal de stock beschermd worden tegen overexploitatie. Deze maatregel zou wel ten koste gaan van de garnaalvisserij tenzij men dichter bij de kust weer een welomschreven zone vrij van riffen voorziet. De riffen kunnen dan kleinschalig geëxploiteerd worden met staande netten. Dit betekent ook een substantiële besparing op het gebruik van fossiele brandstof, hetgeen in de 21^{ste} eeuw van kruciaal belang kan worden voor de visserij.

Enkele maatregelen, door de Vlas (1988) geschetst om de beleidsdoelstellingen voor Waddenzee en Oosterschelde waar te maken, kunnen ook in de Voordelta bruikbaar zijn:

1. Een minimummaat voor te bevissen kokkels (sparen van deel van kokkels van 2 groeiseizoenen);
2. Instellen van kokkelvisserij-vrije gebieden (kokkelstand en overige bodemfauna in die gebieden ongerept);
3. Extra maatregelen in slechte kokkeljaren.

In het BEON rapport-8 (1990) wordt aanbevolen om de ontwikkeling van de bodemfauna, kommercieel en niet-kommercieel interessante vissoorten en de sedimentkarakteristieken gedurende meerdere jaren in zowel verboden visgebieden als in visserij gebieden te volgen. Enkel dan zullen de effecten wetenschappelijk vastgesteld kunnen worden. Gezien de reeds bestaande kennis over alle bodemkomponenten in de Voordelta, en de kinderkamerfunctie voor meerdere vissoorten van dit gebied, lijkt de Voordelta een goede lokatie voor dergelijk onderzoek.

III.4. Referenties

- Belgrano, A. 1989. Elementi informativi per la realizzazione di un progetto di fattibilit  che preveda l'introduzione e l'utilizzazione su scala nazionale di barriere artificiali a scopo ambientalistico e socio economico lungo i litorali e le coste italiane. Intern rapport Sektie Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Gent.
- Bergman, M.J.N., M.Fonds, M. Hup, W. Lewis, P. vander Puyl, A. Stam & D. den Uyl, 1990. Direct effects of beamtrawl fishing on benthic fauna in the North Sea - a pilot study -. BEON - RAPPORT 8, pp. 33-57.
- BEON - RAPPORT 8, 1990. Effects of beamtrawl fishery on the bottom fauna in the North Sea. BEON:NIOZ-RIVO-RWS/DNZ. 57 pp.
- Boddeke, R., 1988. Visserij- en schelpdierbelangen in de Voordelta. RIVO nota Vo. 1098/RB.
- Buijs, J., J.A. Craeymeersch, R. Brand, J. van der Meer, A. Pouwer & A. Smaal, 1989. Macrobenthosgemeenschappen in de Voordelta: een analyse van de dichtheden en biomassa's van de najaarsbemonsteringen 1985-1986. DIHO Rapporten en Verslagen 1989-6.
- Groot, S.J. de, 1973. De invloed van trawlen op de zeebodem. Visserij 26, 401-409.
- Groot, S.J. de, 1984. Invloed van bodemvistuigen op het bodemleven. Visserij 37, 278-285.
- Haskin, H.H. & Wagner, E.S. 1986. Assessment of mortalities in surf clams due to dredging, sorting and discard. Grant-in-aid Completion Report. National Marine Fisheries Service, Massachusetts, USA.
- Lambeck, R.H.D., A. Hannewijk & E.B.M. Brummelhuis, 1988. Een bestandsopname in november 1987 van de kokkel (*Cerastoderma edule*) op twee platen in de Oosterschelde: mogelijke effecten van visserij. DIHO Rapporten en Verslagen 1988-6.
- May, R.M., Beddington, J.R., Clark, C.W., Holt, S.J. & Laws, R.M. 1979. The management of multispecies fisheries. Science 205: 267-277.
- Murawski, S.A. & F.M. Serchuk, 1989. Environmental effects of offshore dredge fisheries for bivalves. ICES - C.M.1989/K:27.
- Notitie Garnalenvisserij, 1989. Notitie van de minister van Landbouw en Visserij aan de Tweede Kamer. Visserij 41, 81-87.
- Notitie Kokkelvisserij, 1989. Notitie van de minister Landbouw en Visserij aan de Tweede Kamer. Visserij 41, 74-80.
- Riesen, W. & K. Reise, 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. Helgolander Meeresunters. 35, 409-423.
- RIN, 1987. Ecologische consequenties van de kokkelvisserij in het waddengebied. RIN-Rapport 87/18, Texel.
- Vlas, J. de, 1988. Natuurbeschermende maatregelen in verband met de kokkelvisserij in Waddenzee en Oosterschelde.

Witte, J.Y. & J.J. Zijlstra, 1983. The species of fish occurring in the Wadden Sea. In: Fishes and fisheries of the Wadden Sea (Eds. Dankers, N., W.J. Wolff & J.J. Zijlstra). pp. 1--19.

Tabel I. Vrijwillige opgave kokkelvangst in de Zeeuwse kustzone 1977-1987 per buitendelta (kg visvlees) en totaal (kg visvlees 10^6) (bron:Dir. Visserij; zuidelijke kustvakken I, II, III, VI)

jaar	totaal	Haring.	Grevel.	Oost.	West.
1977	1.41	1316307	88886	5000	-
1978	1.04	173242	870000	-	-
1979	0.004	-	-	4000	-
1980	0.22	53940	-	162400	-
1981	0.05	-	-	50000	-
1982	0.12	122800	-	-	-
1983	0.62	311967	77484	227790	-
1984	0.66	324885	56000	275448	-
1985	0.02	-	-	-	22460
1986	2.26	1537706	455683	271550	-
1987	0.61	260179	62495	89063	-

Fig. 3 Biomassa van *Cerastoderma edule* in gram ADW/m²
Gegevens najaar 1984 t/m 1988

- NAP-10m dieptelijn
- = klasse >0 - 10
 - = klasse 10 - 25
 - ⬡ = klasse 25 - 50
 - ⬢ = klasse 50 - 100
 - ⬣ = klasse 100 - 250
 - ⬤ = klasse 250 - 500

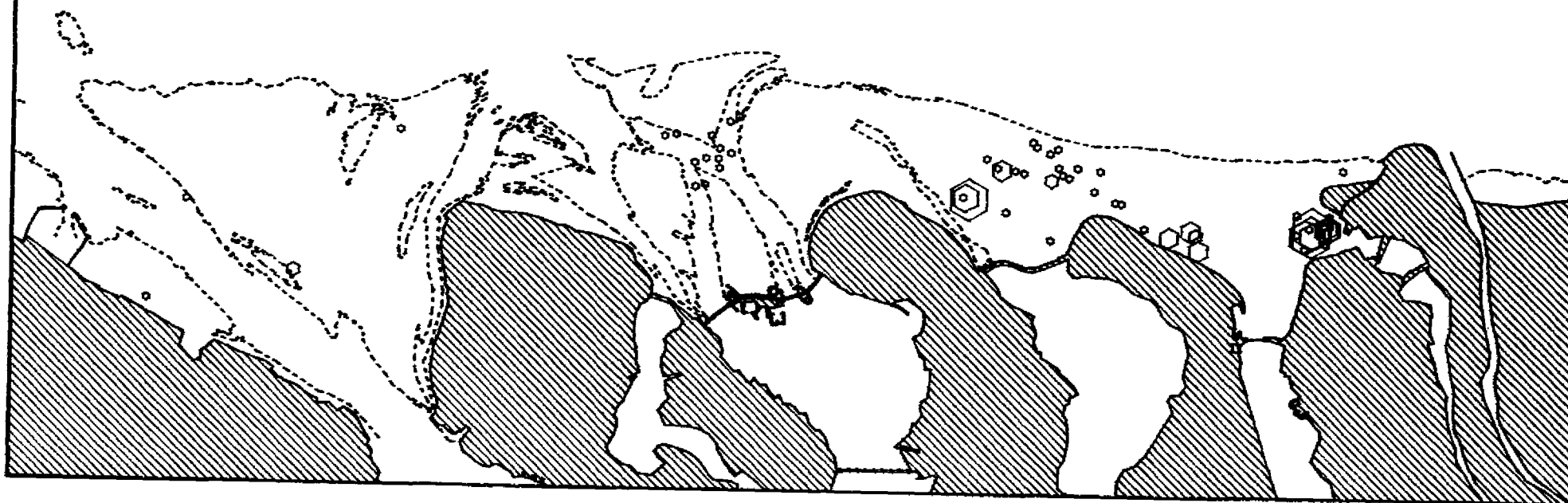


Fig. 4 Biomassa van *Spisula subtruncata* in gram ADW/m²
Gegevens najaar 1984 t/m 1988

— NAP-10m dieptelijn

- = klasse >0 - 10
- = klasse 10 - 25
- ◻ = klasse 25 - 50
- ◻ = klasse 50 - 100
- ◻ = klasse 100 - 250
- ◻ = klasse 250 - 500



IV. Waterkwaliteit

IV.1. Inleiding

Langs verscheidene direkte en indirecte wegen komen onnatuurlijke stoffen in zee terecht. De belangrijkste input in de Noordzee gebeurt via riviermondingen. In de Voordelta worden grote hoeveelheden vervuild Rijn- en Maaswater aangevoerd via de Nieuwe Waterweg en de Haringvlietsluizen. De Westerschelde voert in verhouding veel minder maar wel ernstiger vervuild water aan. Het betreft hier zowel industriële als huishoudelijke afvalstoffen. Naast de oorsprong verschilt ook de aard van deze stoffen: organisch materiaal, nutriënten als fosfaten en nitraten, radioactieve afvalstoffen, petroleumderivaten, enz... Vele afvalstoffen bezinken uiteindelijk en binden zich op chemische of fysische wijze aan de sedimentpartikels. Daardoor is het sediment een belangrijk reservoir voor afvalstoffen (Hetherington en Harvey, 1978; Eisma, 1981; McIntyre, 1988).

Bodemdieren nemen kontaminanten primair op uit het sediment of uit de waterkolom via kieuwen en huid (water/zwevende stof) (zie o.a. Oliver (1984), Boon et al (1984), Hummel et al (1989), en referenties daarin), dit naargelang hun voedingswijze. Kleinere vissen nemen kontaminanten op uit het water of uit hun voedsel, veelal bodemdieren. Op hun beurt zijn zij weer voedselbron voor grotere vissen, vogels en/of zoogdieren. Op bodemdieren predaterende vogels akkumulieren deze stoffen rechtstreeks via hun 'besmette' voedselbron. De concentratie kontaminanten in bodemdieren hangt aldus af van hun excretie- en opnamesnelheid. Deze laatste is op zijn beurt afhankelijk van de concentraties in de omgeving waarvan ze de kontaminanten opnemen, met name water, seston, sediment en/of voedsel. Dikwijls wordt tijdens het transport doorheen de trofische niveaus een toename in concentraties (op basis van nat gewicht) van deze kontaminanten vastgesteld (bio-magnificatie), samenhangend met een toenemend gehalte aan vetten (zie o.a. ten Berge & Hillebrand, 1974). Dit laatste is vooral voor PCB's vastgesteld, en eerder uitzonderlijk voor zware metalen (Mance, 1987). Maar alle soorten van ieder trofisch niveau nemen ook kontaminanten rechtstreeks op (bio-akkumulatie). Dit proces wordt beïnvloed door de fysiologische konditie, de groeisnelheid, de leeftijd en sekse van het dier, de heersende saliniteit en temperatuur, en optredende interacties tussen verontreinigende stoffen (Mance, 1987).

Het is dan ook logisch dat veel onderzoek gebeurt naar effecten van al deze stoffen op de verschillende diergroepen. Over het algemeen blijkt het echter moeilijk een onderscheid te maken tussen natuurlijke gebeurtenissen en menselijke invloed, en directe oorzaak-gevolg relaties zijn wetenschappelijk gezien niet voldoende aangetoond, tenzij onder experimentele omstandigheden (Sindermann, 1989). Immers, veel andere factoren spelen ook een rol en kunnen lethale of sublethale effecten tot gevolg hebben. Ook zijn er sterke verschillen in de respons, en de gevoeligheid van verschillende levensstadia voor variatie in een bepaalde faktor. Daarenboven kan het samen voorkomen van een aantal factoren interactief effect hebben: de toxiciteit van een verontreinigende stof kan bijv. toenemen als andere stoffen (a) de detoxificatie ervan remmen of (b) de activiteit ervan verhogen (zie o.a. Walker & Johnston, 1989).

Rees & Eleftheriou (1989) konkluderen, waarschijnlijk mede daardoor, dat er offshore blijkbaar geen significante invloed op het benthos is, met uitzondering van plaatsen dicht bij gekende bronnen (bijv. booreilanden). Verder konkluderen ze dat ook effecten in de kustgebieden enkel duidelijk

waargenomen zijn in lokale gebieden, gekenmerkt door een geringe wateruitwisseling (vooral fjorden), waar zich anoxische verschijnselen (zie verder) voordeden ten gevolge van organische vervuiling. Belangrijk hierbij is dat onderzoek naar bijv. lange termijn-effecten van zware metalen en organische chloorverbindingen slechts in de zeventiger jaren gestart is, en er nu pas voldoende lange tijdsreeksen voorhanden komen (Dethlefsen, 1989).

Wel zijn de effecten van een aantal kontaminanten bij hogere trofische niveaus voldoende aangetoond. Zo werden populaties van de Grote Stern sterk uitgedund als gevolg van de hoge concentraties insecticiden en PCB's (Koeman en Van Genderen, 1972 in Meire et al, 1989). Dethlefsen (1988) geeft een 'status report' van studies naar de effecten op vissen in de Noordzee (o.a. vinerosie en andere skeletmisvormingen). Bij zeehonden werken PCB's negatief op het voorplantingssucces (verminderd aantal zwangere zeehonden, verminderde broedzorg) (Boon et al, 1987; Reynders, 1986; van Haren & Marquenie, 1988). Bij deze dieren is het daarenboven zo dat herstel van reproductie bij daling van de PCB-gehalten slechts zeer traag verloopt. Ook in de Waddenzee zijn een afname in populatiegrootte van enkele zoogdieren en vogels de meest duidelijke veranderingen ten gevolge van verontreiniging (de Jonge, 1989).

In dit hoofdstuk worden verder eerst gehalten van kontaminanten in de Voordelta, in bodem en enkele makro-, hyper- en epibenthos organismen onderling en met enkele recente waarnemingen elders in de Noordzee vergeleken. Ook worden recente gegevens over stikstof- en fosfaatgehalten in de Voordelta vergeleken met waargenomen concentraties in andere gebieden. Nadien wordt ingegaan op mogelijke effecten van de inbreng van deze stoffen. Hiervoor moeten we ons vooral op bestaande literatuur baseren. Tot slot wordt gepoogd een en ander aan elkaar te koppelen, en mogelijke effecten in de Voordelta te evalueren.

IV.2. Mikroverontreinigingen in de Voordelta

Figuur 5 geeft de lokaties in de Voordelta weer waar concentraties aan verschillende kontaminanten in sediment en een aantal organismen gemeten zijn. Op de stations 213, 442, 363, 182, 513, 813, 832 en 853 (september 1989) werd het gehalte van de verschillende individuele PCB isomeren bepaald in sediment (fraktie $< 63\mu\text{m}$), de vissen schol (P. platessa) en schor (L. limanda), garnaal (C. crangon), de zeester A. rubens, en de bodemdieren nonnetje (M. balthica), N. hombergi/cirros en S. subtruncata (niet gepubliceerde gegevens J. Nieuwenhuize, DIHO). Op de stations zk1 t/m zk6 en hv1 t/m hv5 (1988) werden de gehalten in sediment (fraktie $< 63\mu\text{m}$) van zes PCB isomeren (met name PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 en PCB180), een aantal zware metalen (Cd, Cr, Cu, Pb en Zn), verschillende PAK's en pesticiden bepaald (bron: Directie Noordzee). Station hv1 werd ook in jan/feb 1989 door Directie Noordzee van Rijkswaterstaat bemonsterd, en door het WL in Haren geanalyseerd (Kerdijk, 1989). Op de stations A1, A4, A20 en G6 werden in 1981 gehalten aan een aantal metalen (Cd, Cr, Cu, Pb en Zn) bepaald (Kerdijk, 1983). Op deze stations werden in nov.1986/jan.1987 (Kerdijk, 1988), 1988 (uitgezonderd G6) (bron:DNZ) en jan./feb.1989 (uitgezonderd G6) (Kerdijk, 1989) naast de concentraties in sediment van genoemde zware metalen, ook de concentraties van de hoger genoemde PCB isomeren (met uitzondering van PCB28 in '86/'87), pesticiden en PAK's bepaald. Verder liggen twee stations (7_10 en 8_7) van de ICES 'Synoptic Mapping Program North Sea 1986' (april 1986) nabij de Voordelta (zie Everaarts & Fisher, 1989). Gehalten van de verschillende individuele PCB isomeren werden er bepaald in de zeester Asterias rubens, de worm Nephtys hombergi, en de garnalen Crangon allmanni en C. crangon; gehalten aan zware metalen werden gemeten in sediment (fraktie $< 63\mu\text{m}$) (Cu, Zn, Pb, Cd) en hoger genoemde bodemdieren (Cu, Zn, Cd). Verder zijn er ook gegevens beschikbaar over zware metalen (sediment-fraktie $< 63\mu\text{m}$) op en nabij twee stortlokaties in de buitendelta van de Westerschelde. In september/oktober 1985 werden twee raaien bemonsterd: een raai in noordoostelijke richting vanaf stortplaats S1 ten westen van de Vlake van de Raan (S1-Raai; monsterpunten 289,293,296,299,302,305,309); en in "De Spleet", ca 15 km ten westen van Vlissingen gelegen (monsterpunten 314, 316, 328, 332, 333, 335, 338, 341) (van der Weiden, 1986).

In figuur 5 zijn ook de lokaties aangegeven waar in oktober 1986 en april 1987 o.a. gehalten aan fosfaat en stikstofverbindingen bepaald werden (niet gepubliceerde gegevens A. Merks, DIHO). De monsterpunten zijn op vier raaien gelegen, met name t.h.v. Cadzand (C1-C3), Westkapelle (W1-W3), de Oude Roompot (O1-O3) en het Slijkgat (S1-S3).

IV.2.1. Polychlorobiphenylen (PCB's)

Uit de gegevens van 1988 (punten zk1-6, hv1-6) blijkt dat de PCB gehalten van de individuele isomeren in sediment, zoals verwacht, meestal het hoogst zijn in de buitendelta van het Haringvliet (figuur 6).

Uit deze figuur blijkt ook dat de in 1988 gemeten gehalten aan PCB isomeren praktisch altijd veel hoger zijn dan de door het DIHO in 1989 gemeten gehalten (stations 213, 442, 363, 182, 513, 813, 832, 853). Ook de EPCB (d.i. de som van de gehalten aan PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153 en PCB180) ligt daardoor veel lager. Op station hv1 liggen de gemeten gehalten in 1989 (hv1; bepalingen door WL) in dezelfde grootte orde als deze in 1988 gemeten. De door het WL en DIHO gevolgde methodiek verschilt slechts in het gebruikte extractie mengsel (WL: benzeen/hexaan

(Kerdijk, 1988); DIHO: aceton/hexaan), wat niet tot de concentratieverschillen kan leiden (Nieuwenhuize, mond. med.). De concentraties (Epcb) op de stations A1 en A4 zijn in de periode 1986-1989 gedaald (A1: 16.4 → 11.2 ppm; A4: 12.4 → 8.3 ppm), op stations A20 iets toegenomen (17.6 → 19.1 ppm) (Kerdijk, 1988, 1989).

In hoeverre deze vergelijking echter een goed beeld geeft over werkelijke concentratieverschuivingen is echter onduidelijk. Immers, in 1989 ligt de ΣPCB (d.i. de som van alle PCB isomeren) 30 tot 100 maal hoger dan de EPCB (figuur 7). Dit is vooral te wijten aan de hoge concentraties van de isomeren PCB18, PCB26 en PCB15. Maar deze laatste worden door dieren weer vlug afgescheiden (zie verder).

In tabel II worden de ΣPCB voor de verschillende onderzochte organismen weergegeven. Hierbij dient opgemerkt dat dit waarden zijn van september (DIHO) en april (NIOZ). Uit onderzoek blijkt dat de concentratie seizoenaal varieert. Hummel et al (1989) en Staveland & Marthinsen (1989) stelden resp. bij de mossel (Mytilus edulis) en, tenminste bij vrouwelijke, bot (Platichthys flesus) vast dat de concentraties sterk afgenomen waren na spawning. Ook Boon et al (1985) konkludeert dat het praktisch onmogelijk is om monsters genomen tijdens verschillende seizoenen te vergelijken.

De hoogste concentraties (op vet) worden bij de verschillende diersoorten niet steeds op dezelfde lokaties gevonden, en er blijkt dan ook geen eenduidige samenhang met de gehalten in sediment, water en seston. Dit kan voortkomen uit het feit dat de onderzocht dieren zich 1) anders voeden en 2) of in het sediment of in het water leven. Boon & Duinker (1986) stelden in de Waddenzee nochtans gelijkaardige PCB-concentraties (op vet) vast bij Arenicola marina, Macoma balthica en Crangon, ondanks verschillen in morfologie en voedingswijze. Wel is gebleken dat bij deposit-feeding wormen, de snelheid van opname en de concentratie faktor (d.i. de ratio chemische concentratie in drooggewicht organisme op chemische concentratie in drooggewicht sediment) beïnvloed worden door het gehalte organische stof in het sediment (hoe hoger het organisch stof gehalte hoe lager de akkumulatie) en de grootte van het organisme (hoe kleiner het dier hoe groter de akkumulatie per gewichtseenheid) (McLeese et al, 1980 in Oliver, 1984). Bij aquatische organismen met kieuwademhaling blijkt er wel een equilibrium te bestaan tussen lipiden-fractie en residu in oplossing in het omgevende water, en zijn de concentraties op vet bij gelijkaardige concentraties in het water weinig verschillend (ten Berge & Hillebrand, 1974).

Bodemdieren reageren vlug op een toename van PCB-gehalten: bij mariene tweekleppigen werd een stijging met een faktor 6-60 in respectievelijk 2-13 weken vastgesteld, en de concentraties namen niet meer af tot na de spawning (Hummel et al, 1989, en referenties daarin). De chemische samenstelling in dieren kan nochtans sterk verschillen van deze in hun omgeving. Oliver (1984) vond bij oligochaeten een verschillende PCB isomeer samenstelling dan in het sediment. Boon (1985) stelde bij Solea vast dat deze verschillen eerder te wijten waren aan een differentiële eliminatie snelheid dan aan een differentiële opname: de eliminatie snelheid van de PCB isomeren blijkt afhankelijk van het aantal chloor atomen en hun positie op het biphenyl skelet. Verschillen in samenstelling tussen enerszijds water en zwevende stof en anderszijds bodemdieren kunnen ook te wijten zijn aan het feit dat de water/zwevende stof monsters slechts momentopnamen zijn, terwijl de dieren een langere periode integreren (Boon et al, 1985). In de Voordelta werden bij de onderzochte dieren vooral de isomeren PCB153, PCB138 en PCB118 in hoge concentraties gevonden. De isomeren PCB18, PCB15 en PCB26, die nochtans in

hoge concentraties in het sediment gevonden werden, worden in de onderzochte organismen niet of slechts in zeer lage concentraties aangetroffen. Ook in het water werden deze isomeren in hoge concentraties aangetroffen.

Op zowel station 182 als 853 blijken de gehalten van de individuele PCB isomeren in het seston gekorreleerd met deze in het water, d.w.z. het relatieve aandeel van ieder isomeer is gelijkaardig. Maar alhoewel de totale PCB concentratie in het water op station 853 veel hoger is dan op station 182, zijn de totale PCB gehalten in het seston op station 853 juist veel lager dan op station 182.

De gevonden concentraties in de onderzochte dieren vallen grotendeels binnen deze elders in de Noordzee waargenomen. Voor garnalen (Crangon) zijn concentraties variërend tussen 0.34 en 1.15 ppm (op vet) gevonden, voor zeesterren 0.62-4.88 ppm en voor Nephtys 0.11-7.22 ppm (Everaarts & Fisher, 1989). Voor schor zijn door Büther (1989) concentraties aan een aantal PCB isomeren bepaald in de 'International North Sea Inceneration Area' (noordoost van de Nederlandse kust) en een zuidelijker gelegen referentiezone bepaald. Beide zones verschilden niet wezenlijk, en ook de Voordelta gegevens vallen binnen de gevonden ranges (tabel III).

IV.2.2. Poly-aromatische koolwaterstoffen (PAK's) - pesticiden

De gehalten aan PAK's en pesticiden, gemeten in 1988, zijn meestal het hoogst op station hv1, gelegen net voor de Haringvlietsluizen (tabel IV). Analoge concentraties aan PAK's worden gevonden in de Maasmond (Kerdijk, 1989). Wel werden op station zk2, gelegen t.h.v. Westkapelle, de hoogste gehalten o/pp-DDE en a-HCH gemeten. De concentraties van een drietal poly-aromatische koolwaterstoffen (met name fenanthreen, anthraceen en pyreen) zijn op station zk4 (Brouwerhavense Gat in buitendelta Grevelingen) even groot of bijna even hoog als op station hv1.

Uit een vergelijking met de gemeten concentraties in tijd is geen eenduidige trend te halen. Voor sommige stoffen werden gelijkaardige concentraties gemeten, voor andere toen lagere of hogere. Opvallend is wel dat op station A20 de gehalten aan alle isomeren flink toegenomen zijn.

IV.2.3. Zware metalen

Uit figuur 8 blijkt dat de hoogste gehalten aan Cd, Zn en Cr in sediment in de buitendelta van het Haringvliet gevonden worden. Wat Zn betreft, worden wel op station zk6 de tweede hoogste concentraties gevonden. Wat Cu betreft, zijn de hoogste concentraties op stations zk6 en 333 aangetroffen (buitendelta Westerschelde). Op heel wat stations worden de natuurlijke zware metalen gehalten in de <63µm fraktie van diverse soorten sediment (Cd: 0.2-0.4 ppm; Cr: 60-90 ppm; Cu: 15-40 ppm; Pb: 20-40 ppm; Zn: 50-100 ppm; tabel 15 in van der Weiden, 1986) overschreden.

De gehalten Zn, Pb en Cd liggen op station 8_7 rond de maximum waarden op de zk- en hv-stations, op station 7_10 veel hoger (tabel V). De Cu-concentraties zijn op station 8_7 minimaal, op station 7_10 veel lager dan op station zk6, doch minstens tweemaal zo hoog dan op de overige zk- en hv-stations.

Kerdijk (1988) ging na in hoeverre er veranderingen opgetreden zijn in de belasting van het sediment over de periode 1981-1986. Hieruit bleek dat de concentraties op lokaties tussen 0 en 10 km uit de kust (meestal) sterk gedaald waren. Zeker op station A20 zijn de gehalten begin 1989 echter opnieuw even hoog als, of zelfs hoger dan, in 1981 (Kerdijk, 1989). De

gehaltenes voor de vier stations in de Voordelta zijn in tabel VI gegeven.

IV.2.4. N-verbindingen en fosfaten

De gehaltenes nitraat-N, ammonium-N en opgelost PO_4 liggen over het algemeen hoger nabij de kust. De invloed van Rijn en Schelde is ook duidelijk merkbaar: in de kuststations van de buitendelta's van het Haringvliet en de Westerschelde worden de hoogste concentraties waargenomen (tabel VII).

De concentraties liggen over het algemeen in dezelfde grootte-orde als voor de Hollandse kustzone. Enkel nabij de monding van de Schelde en vooral voor het Haringvliet worden hogere concentraties gevonden. In de Nederlandse kustwateren is ongeveer 50% van de stikstof- en fosforbelasting afkomstig van de Rijn/Maas (van Buuren, 1989). De maximum concentraties van opgelost anorganisch fosfaat en van alle anorganische stikstofverbindingen samen, liggen dichtbij de kust een faktor 4 hoger dan de referentiewaarde (van Buuren, 1989). Het gehalte aan nutriënten in het kustwater van de Westerschelde is 10 tot 30 maal hoger dan de natuurlijke achtergrondskonzentratie in het Kanaalwater, als gevolg van de belasting vanuit het Schelde estuarium (Rijkswaterstaat, 1989).

Tabel II. Totaal gehalte PCB's in sediment (in ng/g), water (in µg/l), seston (in ng/g) en een aantal dieren (in ppm op vet) in de Voordelta (niet gepubliceerde gegevens DIHO; Everaarts & Fisher, 1989) (- : niet bemonsterd).

station	213	442	363	182	513	813	832	853	7_10
schar	1.93	1.56	1.55	1.83	1.90	1.37	2.14	2.37	-
schol	1.51	1.35	1.73	2.32	1.30	1.15	0.81	1.08	-
garnaal	0.83	0.99	0.95	1.66	0.80	1.23	1.71	0.67	2.83
zeester	3.22	4.48	1.80	1.23	1.18	1.12	1.81	1.22	4.88
nephtys	4.78	3.53	-	6.01	3.10	6.42	0.98	1.89	5.29
macoma	2.35	5.15	-	-	2.66	4.94	1.87	-	-
spisula	-	-	-	6.38	3.53	1.15	-	-	-
water	-	-	670	-	-	-	-	1083	-
seston	-	-	286	-	-	-	-	41	-
sediment	285	316	254	244	292	313	256	253	-

Tabel III. Min. en max. gehalten aan verschillende PCB isomeren gevonden door Büther (1989) bij schar; gehalten aan dezelfde isomeren gevonden door DIHO (niet gepubliceerde gegevens). Concentraties in ppb (op vet).

PCB isomer	PCB28	PCB52	PCB101	PCB153	PCB138	PCB180
Büther (1989)						
verbrandingszone	7-22	19-48	49-142	150-917	124-600	33-258
referentiezone	10-55	16-72	43-185	126-627	114-492	43-175
DIHO						
213	20	140	110	300	350	70
442	20	60	110	240	20	90
363	30	80	150	280	290	110
182	20	50	150	450	500	150
513	20	90	60	200	290	60
813	10	40	90	200	250	50
832	10	30	60	130	180	30
853	20	40	90	170	230	70

Tabel IV. Koncentraties van een aantal PAK's (ppb) en pesticiden (ppm) in de Voordelta sedimenten (fraktie < 63µm) (gegevens hv1 jan/feb 1989 uit Kerdijk, 1989; gegevens A1, A4, A20 en G6 uit Kerdijk (1988) (nov.1986/ jan.1987) en Kerdijk (1989) (jan./feb/ 1989); rest (1988): Directie Noordzee) (-: niet bepaald of niet detecteerbaar).

station	zk1	zk2	zk3	zk4	zk5	hv1 '88	hv1 '89	hv2	hv3	hv4
Fluorantheen	132	108	123	196	144	271	390	121	104	171
B(k)Fluorantheen	54	36	56	72	64	117	140	46	39	77
B(ghi)Peryleen	252	186	119	184	220	623	410	136	119	244
B(a)Pyreen	100	69	101	137	129	257	230	89	69	152
Indeno(123.cd)pyreen	158	124	121	165	170	323	380	97	79	173
Fenanthreen	24	31	18	47	30	46	190	28	22	33
Anthraceen	24	20	17	46	28	57	70	28	15	32
Chryseen	56	55	66	81	73	148	220	53	55	83
B(a)Anthraceen	55	48	58	80	69	167	210	54	48	81
Pyreen	189	159	181	392	213	395	360	160	182	273
Aldrin	0.4	0.5	0.5	0.3	0.2	0.7	-	0.2	0.3	0.4
HCB	1	0.8	0.8	1.4	1	3.2	8.1	2.4	0.8	2.6
a-HCH	1	2	1	1	1	1	-	1	1	1
b-HCH	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-
c-HCH	-	-	-	-	-	-	1.7	-	-	-
pp-DDE	-	-	-	-	-	-	4.0	-	-	-
o/pp-DDE	0.4	1	0.2	0.3	0.2	0.2	-	0.6	0.2	0.2
station	A1 '86	A4 '86	A20 '86	G6 '86	A1 '89	A4 '89	A20 '89			
Fluorantheen	234	204	265	265	160	110	480			
B(bjk)Fluorantheen	322	234	356	365	-	-	-			
B(ghi)Peryleen	102	63	102	110	190	120	470			
B(a)Pyreen	100	63	76	100	90	60	300			
Indeno(123.cd)pyreen	93	76	120	119	170	120	510			
Fenanthreen	132	147	166	175	70	50	270			
Anthraceen	35	47	54	56	20	10	70			
Chryseen	168	122	175	191	80	50	270			
B(a)Anthraceen	93	69	99	107	90	50	250			
Pyreen	201	160	224	203	140	90	480			
HCB	1.8	0.9	1.0	2.9	1.1	0.8	2.1			
pp-DDE	0.9	0.6	0.8	1.1	0.9	0.7	2.1			

Tabel V. Cu-, Zn-, Pb- en Cd gehalten in sediment (bovenste 2 cm) (fraktie < 63µm) op stations 8_7 en 7_10 (zie fig. 5) (Everaarts & Fischer, 1989) (koncentraties in ppm)

metaal	Cd	Cu	Pb	Zn
Station				
8_7	2.37	17.1	180.1	323.5
7_10	6.80	104.9	233.6	3158.2

Tabel VI. Gehaltes (ppm) zware metalen in sediment (fraktie <63µm) in 1981, 1986 en 1989 (naar Kerdijk, 1988, 1989).

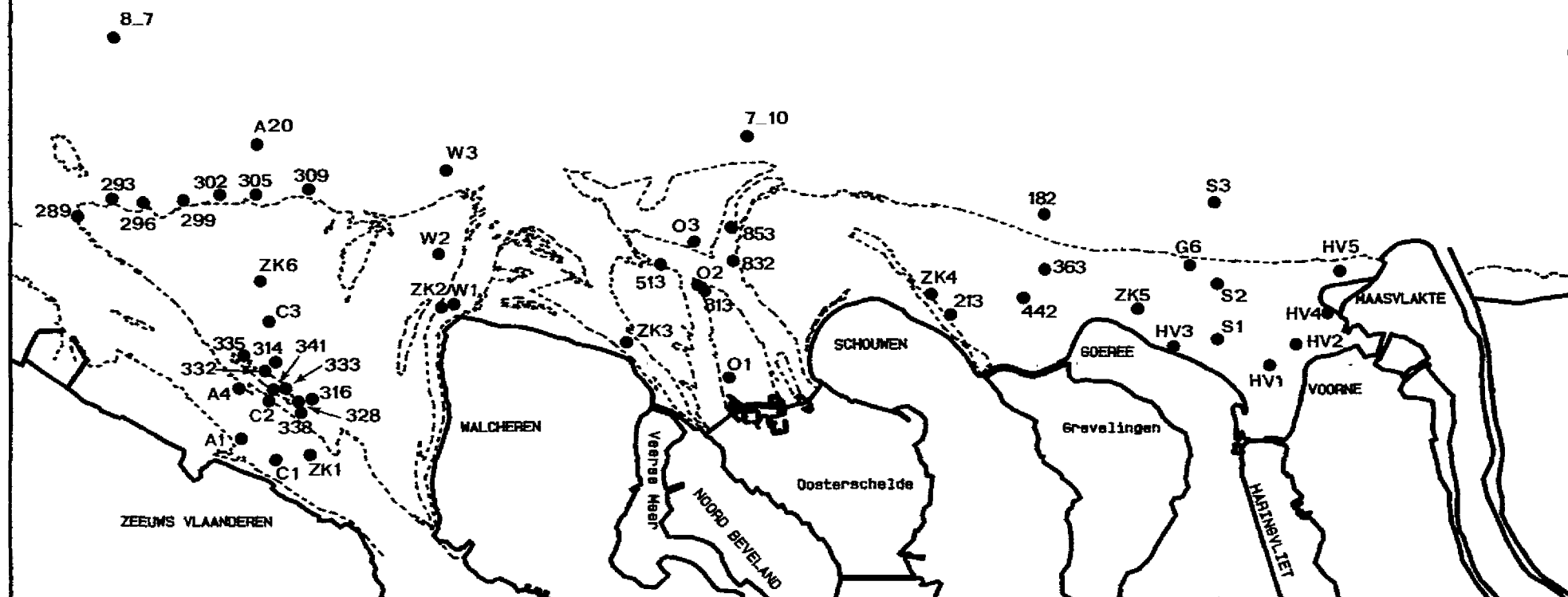
metaal	lokatie										
	A1			A4			A20			G6	
	'81	'86	'89	'81	'86	'89	'81	'86	'89	'81	'86
Zink	220	166	156	127	123	127	201	175	292	303	194
Koper	31	22	23	16	15	21	25	23	32	32	26
Chroom	118	91	93	95	89	91	121	91	120	133	151
Lood	92	63	49	52	45	40	102	68	100	132	74
Cadmium	1.2	0.9	0.9	1.0	0.8	0.7	0.7	0.8	0.9	1.1	0.0

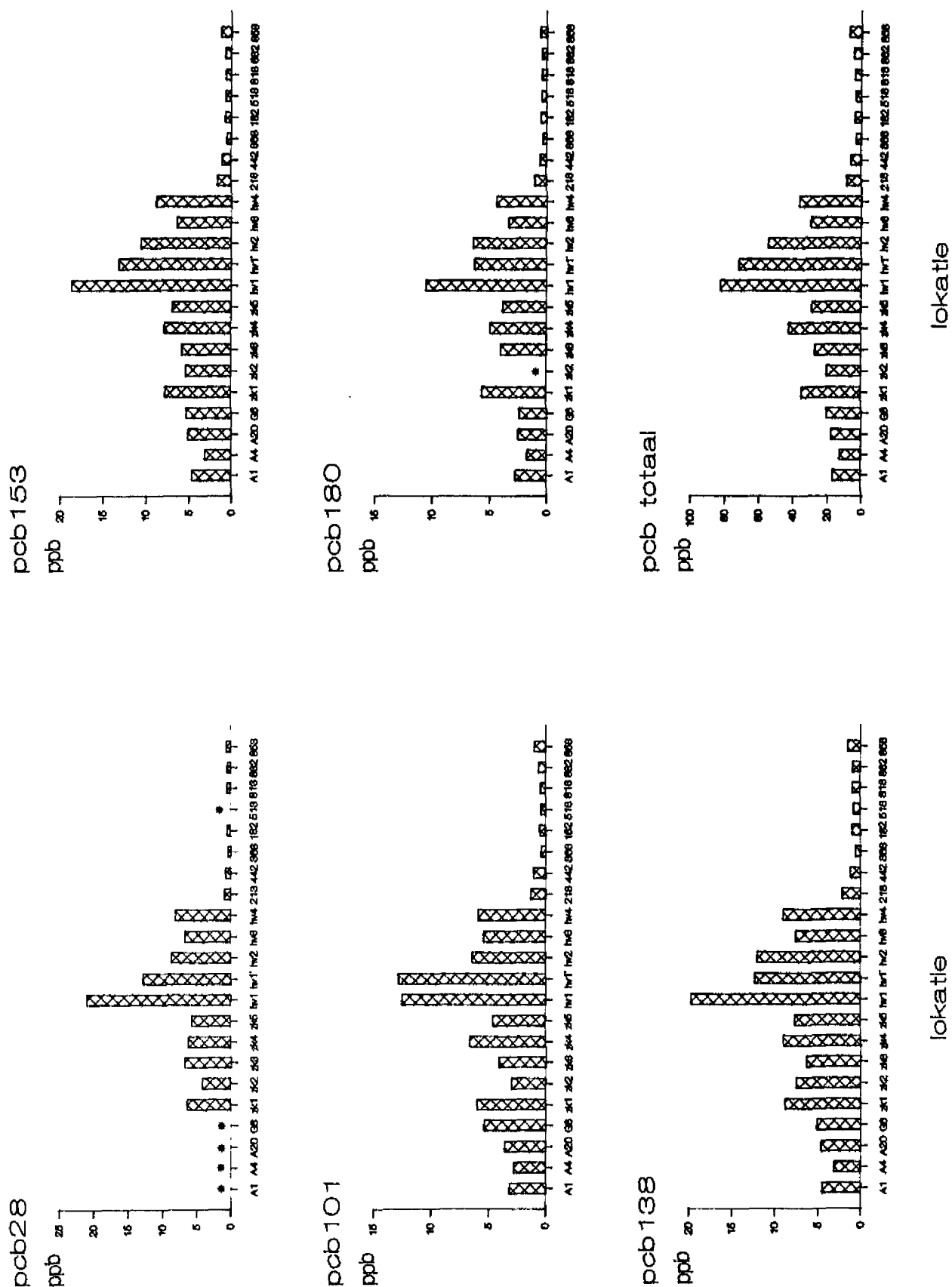
Tabel VII. Gehaltes nitraat-N, ammonium-N, opgelost PO_4 en totaal-P (mg/lit) in water (oppervlakte, bodem) op vier raaien in de Voordelta (zie figuur 5) (niet gepubliceerde gegevens A. Merks, DHO).

datum	station	diepte	t- PO_4 -P	o- PO_4 -P	NH_4 -N	$\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{N}$
10.10.86	C1	opp.	0.29	0.11	0.06	0.26
		bodem	0.34	0.11	0.16	0.28
	C2	opp.	0.22	0.11	0.08	0.18
		bodem	0.19	0.10	0.07	0.17
	C3	opp.	0.17	0.08	0.03	0.07
		bodem	0.22	0.07	0.07	0.09
	W1	opp.	0.17	0.07	0.05	0.06
		bodem	0.30	0.07	0.05	0.06
	W2	opp.	0.16	0.06	0.05	0.06
		bodem	0.16	0.05	0.03	0.03
	W3	opp.	0.20	0.07	0.04	0.06
		bodem	0.16	0.05	0.05	0.08
	O1	opp.	0.15	0.06	0.08	0.08
		bodem	0.17	0.06	0.06	0.07
	O2	opp.	0.14	0.06	0.06	0.10
		bodem	0.17	0.06	0.10	0.16
	O3	opp.	0.15	0.06	0.06	0.08
		bodem	0.18	0.05	0.05	0.06
	S1	opp.	0.21	0.05	0.20	0.38
		bodem	0.24	0.09	0.12	0.19
	S2	opp.	0.22	0.12	0.13	0.24
		bodem	0.20	0.10	0.11	0.16
	S3	opp.	0.15	0.08	0.08	0.27
		bodem	0.12	0.06	0.00	0.19
07.04.87	C1	opp.	0.18	0.08	0.22	1.14
		bodem	0.34	0.09	0.22	1.12
	C2	opp.	0.16	0.08	0.24	1.14
		bodem	0.13	0.06	0.11	0.89
	C3	opp.	0.13	0.11	0.05	0.85
		bodem	0.14	0.06	0.06	0.82
	W1	opp.	0.14	0.05	0.06	0.70
		bodem	0.18	0.08	0.06	0.76
	W2	opp.	0.13	0.07	0.03	0.71
		bodem	0.22	0.02	0.01	0.67
	W3	opp.	0.11	0.05	0.01	0.50
		bodem	0.11	0.05	0.01	0.39
	O1	opp.	0.12	0.04	0.03	0.87
		bodem	0.15	0.05	0.03	0.88
	O2	opp.	0.12	0.06	0.03	0.79
		bodem	0.14	0.04	0.03	0.87
	O3	opp.	0.11	0.05	0.02	0.74
		bodem	0.13	0.06	0.01	0.69
	S1	opp.	0.21	0.13	0.24	2.38
		bodem	0.42	0.06	0.05	0.89
	S2	opp.	0.22	0.20	0.21	2.51
		bodem	0.21	0.06	0.04	0.86
	S3	opp.	0.12	0.06	0.04	1.11
		bodem	0.10	0.07	0.02	0.60

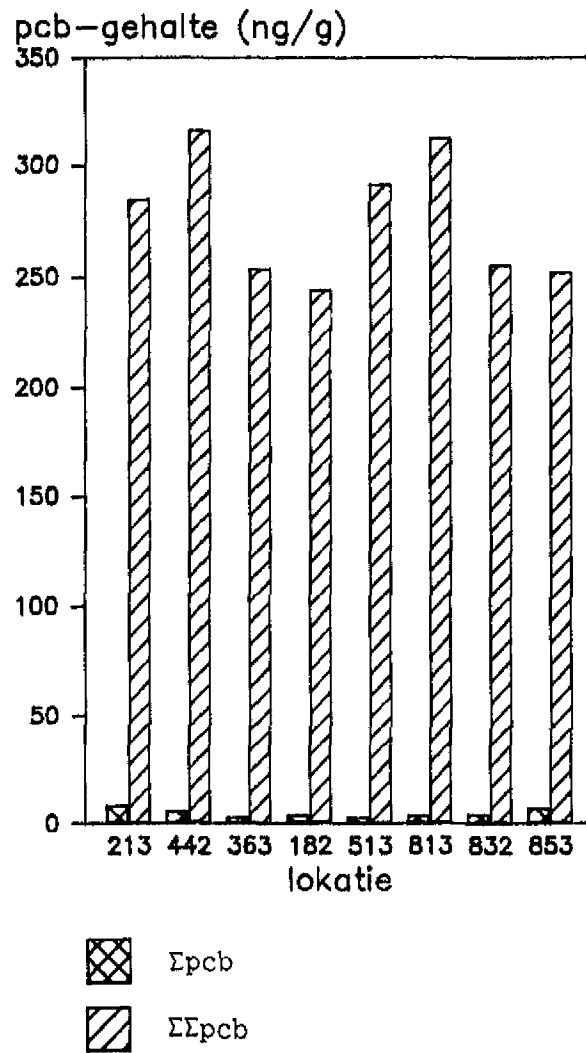
Figuur 5. Mikroverontreiniging in de Voordelta: monsterlokaties

— NAP-10m diepteliijn

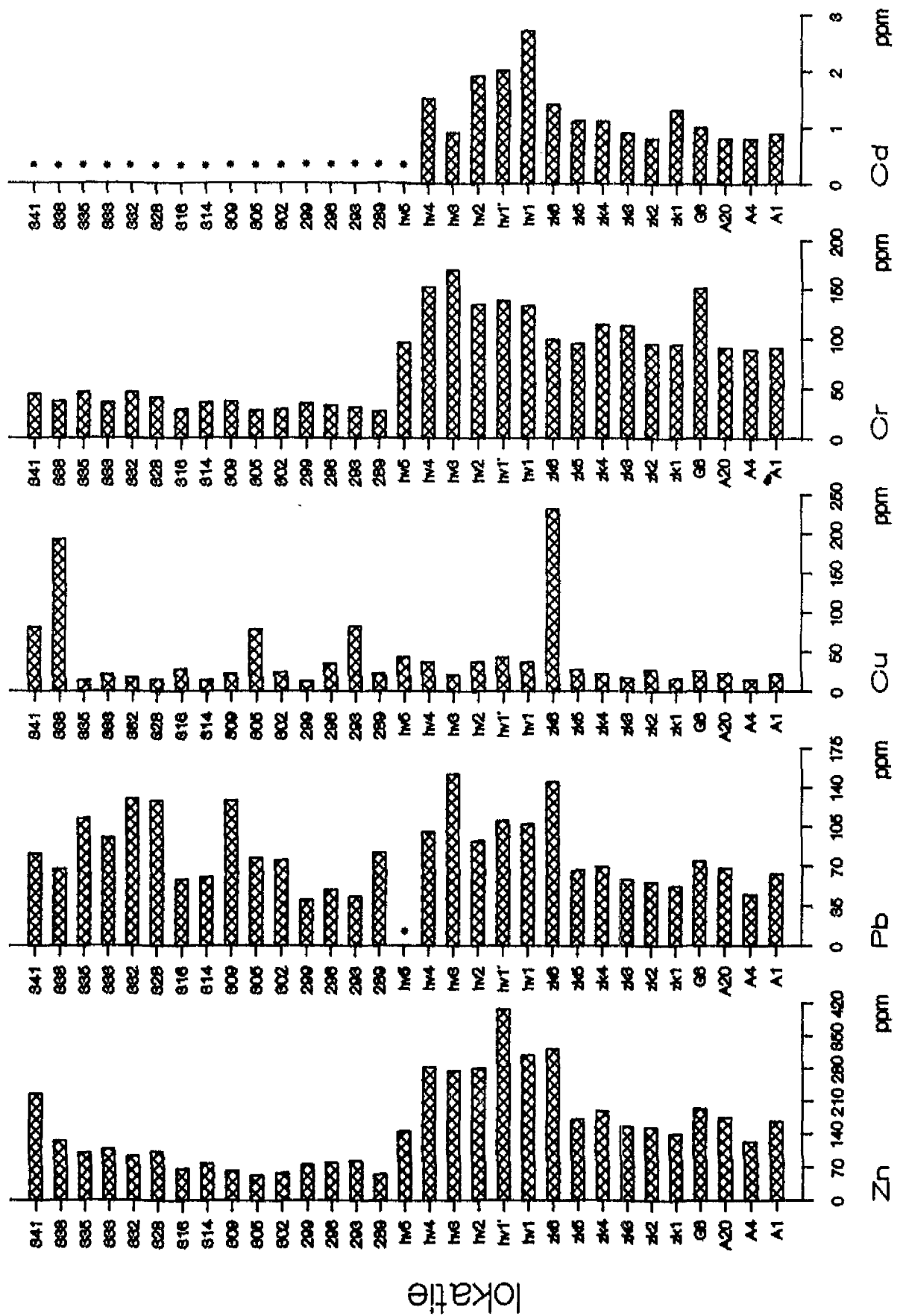




Figuur 7. Totale concentratie van de pcb-isomeren 28, 56, 101, 138, 153 en 180 (Σ pcb) en alle pcb-isomeren ($\Sigma\Sigma$ pcb) in sediment.



Figuur 8. Concentraties van een aantal zware metalen in sediment (* : niet bepaald of beneden de detektielgrens) (A1, A4, A20, G6: nov.'86/jan.'87; overige: zie tekst).



IV.3. Effekten op het bodemleven

IV.3.1. Meiobenthos

In een vorig hoofdstuk stelden we reeds dat bij openen van de Haringvlietsluizen een verdere afname van het aantal nematodensoorten verwacht wordt, gekoppeld aan een stijgende dominantie van tolerante, slibminnende en euryhaliene soorten.

In geval van sterk vervuild slib kan dit leiden tot gemeenschappen die voor 90% door de vier genoemde soorten (Ascolaimus elongatus, Sabatieria celtica, S. punctata en Daptonema tenuispiculum) worden gevormd, zoals dit reeds het geval is in de Westerscheldemonding. Inderdaad, de gevolgen van sterk gepollueerd slib op de bodemfauna is geïllustreerd door de situatie voor de Belgische Oostkust, waar er gepollueerde slibakkumulaties voorkomen waar alleen nog nematoden, en geen enkel ander hoger organisme kunnen overleven (Vincx & Herman, 1989; Heip et al, 1984; Herman et al, 1985). De verarming van de nematodengemeenschappen langs de Belgische kust kan verklaard worden door een eliminatie van soorten naarmate dat de stress toeneemt. Wat de andere meiobenthische groepen van het Belgisch kustgebied betreft, zijn alleen de copepoden in detail onderzocht. In bijna 25% van de stalen zijn geen copepoden gevonden; in 13% is er slechts 1 individu gevonden en in 9% van de stalen waren er twee soorten aanwezig. Dus, in ongeveer de helft van de onderzochte stalen zijn er minder dan drie copepoden gevonden wat de extreem arme situatie illustreert, en wat onder meer maakt dat deze gebieden totaal ongeschikt worden voor enig ander bodem- en/of visleven (Herman, 1989). Het irreversibel karakter van dit fenomeen en de invloed ervan op de nabijgelegen, meer produktieve gebieden, is op dit ogenblik moeilijk in te schatten. Een verhoogde aanvoer van (vervuild) slib in de buitendelta zou ook wel eens niet alleen beperkt kunnen blijven tot dit relatief klein gebied.

De plus minus sessiele bodemfauna moet ofwel die vervuiling verdragen en zich aanpassen ofwel sterft ze volledig af. Het benthos in het algemeen is dus een geschikte komponent om effecten van kontaminanten te monitoren. Meer in het bijzonder blijken meiobenthische organismen goede indicatoren te zijn omwille van volgende redenen: (1) hun korte generatietijd en hun hoge diversiteit laten toe dat bijv. nematoden- en copepodengemeenschappen vlugger reageren op veranderingen in hun omgeving dan bijv. makrobenthische organismen; (2) nematoden in het bijzonder zijn toleranter dan de meeste andere taxa voor zowel organische als anorganische vervuiling. Uit het schaars proefondervindelijk onderzoek, blijkt dat de grotere tolerantie van nematoden voor zware metalen (in vergelijking met polychaeten, crustaceën en bivalven) te verklaren is door de verschillen in permeabiliteit en opnamemechanismen, de aanwezigheid van bijv. Cd-bindende proteïnen en de capaciteit om de metalen in korrels en blaasjes te bewaren (desaktiveren) waardoor de toxiciteit wordt gereduceerd (Vranken et al., 1985; Howell, 1984). Over het effect van organische pollutie op nematoden zijn zéér weinig gegevens beschikbaar. Wel weten we dat sommige nematodensoorten preferentieel leven in anaerobe milieus, zodat er bij hoge organische aanrijking een procentuele toename van deze soorten wordt verwacht (Fenchel & Riedl, 1970; Jensen, 1986). In normale omstandigheden leven deze soorten onder de redoxlaag in slibrijke sedimenten (=thiobios) (Gee et al., 1985). Lagere organismen, zoals gastrotrichen en plathelminthes zouden in staat zijn om sulfide te oxideren (en zodoende te detoxifieren) met zwavel als eindprodukt; copepoden daarentegen zijn hoofdzakelijk beperkt tot de geoxydeerde lagen en nematoden zijn aangepast aan beide situaties, t.t.z. sommige soorten zijn in staat om zeer diep in de bodem zeer grote

populatiedichtheden te ontwikkelen; Frithsen et al. (1985) toonden experimenteel aan (op niveau van microcosmosexperimenten) dat ostracoden en copepoden de meest gevoelige groepen zijn voor olievervuiling terwijl de foraminiferen en ciliaten (d.z. ééncellige organismen) hogere aantallen bereiken in de met olie vervuilde mesocosmos. Roberts & Maguire (1976) toonden aan dat copepoden en turbellariën de meest gevoelige organismen zijn wat betreft lood kontaminatie in de oppervlakkige zandlagen, terwijl de nematoden het meest gevoelig waren in de diepere lagen van de bodem. Analoge gevoeligheden zijn aangetoond voor detergenten; (3) door de algemene verspreiding en hoge densiteiten van nematoden zijn in vergelijking tot het makrobenthisch onderzoek minder grote stalen nodig; (4) het belang van meiofauna in mariene milieu wordt gevormd door enerzijds de activiteit van de dieren, waardoor de zeebodem gedeeltelijk gestabiliseerd wordt, en anderzijds door het stimuleren en het in stand houden van bakteriënpopulaties (d.m.v. grazing, excretie en mechanische bioturbatie); in dit laatste aspekt zijn vooral de nematoden van zeer groot belang in de recyclage van organisch materiaal en in de biologische afbraakprocessen (Gerlach, 1978; Schiemer, 1987).

Uit verder experimenteel onderzoek van McLachlan & Harty (1982) is gebleken dat nematoden het minst gevoelig zijn voor olievervuiling. Hun densiteiten stijgen met 9%, waarschijnlijk als gevolg van het verhoogde voedselaanbod door de toename van mikro-organismen, en/of de verminderde competitie- en predatiedruk.

Er bestaat verder nog empirische informatie over het effect van pentachlorofenol (PCP) dat wordt gebruikt als insecticide, pesticide en bactericide en toxisch is voor vele organismen (Cantelmo & Rao, 1978; Tagatz et al., 1981). PCP veroorzaakt in hogere concentraties wijzigingen in de soorten- en trofische samenstelling van de nematodengemeenschappen. Als mogelijke verklaringen voor de dominantieverschuiving van de epistratumeters naar de detrituseters, suggereren deze auteurs (1) veranderingen in het voedselaanbod als gevolg van de algicide werking van PCP, (2) een toxisch effect op sommige nematodensoorten, en (3) wijzigingen in de kompetitieve relatie tussen makro- en meiofauna (detrituseters zijn meer kompetitief met het makrobenthos dan de epistratumeters).

Gedurende het laatste decennium werd het effect van verstoring van het milieu op de structuur van de nematodengemeenschappen steeds intensiever bestudeerd. Dit gaf aanleiding tot het gebruik van verschillende gemeenschapsparameters voor monitoring van het bentische ecosysteem. Belangrijke parameters in deze kontekst zijn: (1) de nematode-copepode ratio; (2) verscheidene diversiteits- en dominantie-indices (zowel op soort, als op trofisch niveau) en (3) soorten-abundantie-distributies.

Het positief verband tussen de nematode/copepode ratio (N/C) en de graad van eutrofiëring (organische aanrijking) is door verschillende auteurs aangetoond (e.g. Raffaelli, 1982). Evenwel blijken opportunistische copepoden de eerste kolonisatoren te zijn van nieuwe habitats (o.a. Widbom, 1984) en het is tevens de eerste meiofaunagroep die herstelt na toxische pollutie (e.g. olievervuiling; Elmgren et al., 1983); in deze laatste gevallen illustreert een lage N/C ratio dus een biotoop in de eerste fase van herstel na een ernstige verstoring en relateert niet naar een onverstoorde habitat.

De meiofaunagemeenschappen worden gekontrolleerd door een combinatie van factoren zoals beschikbaarheid aan voedsel (bottom-up (producenten) controle) en biologische interacties zoals predatie en competitie van het makrobenthos (top-down (konsumenten) controle) die de positieve effecten van organische aanrijking teniet doen.

In dynamische gebieden, zoals de Voordelta, heeft de temporele onstabieliteit van het milieu echter evengoed impact op de gemeenschapsstructuur, terwijl de ruimtelijke heterogeniteit de onderlinge vergelijking van stations bemoeilijkt. Voor een meer grondige discussie hieromtrent zie Vanreusel (1989).

IV.3.2. Makrobenthos

In de inleiding van dit hoofdstuk wezen we erop dat direkte oorzaak-gevolg relaties wetenschappelijk gezien nog niet voldoende aangetoond zijn, tenzij onder experimentele omstandigheden.

Een overzicht van de huidige stand van kennis omtrent effecten van verschillende kontaminanten op vooral commerciële vis- en schelpdiersoorten is terug te vinden in J. Aquat. Toxicology Vol. 11 (n.a.v. symposium over 'Toxic chemicals and Aquatic Life: Research and Management', Seattle, Washington, 1986).

Ten overstaan van ziekteverschijnselen bij schelpdieren en vissen kunnen volgende algemene konklusies getrokken worden, alhoewel er zeker nog veel onderzoek nodig is (Sindermann, 1989):

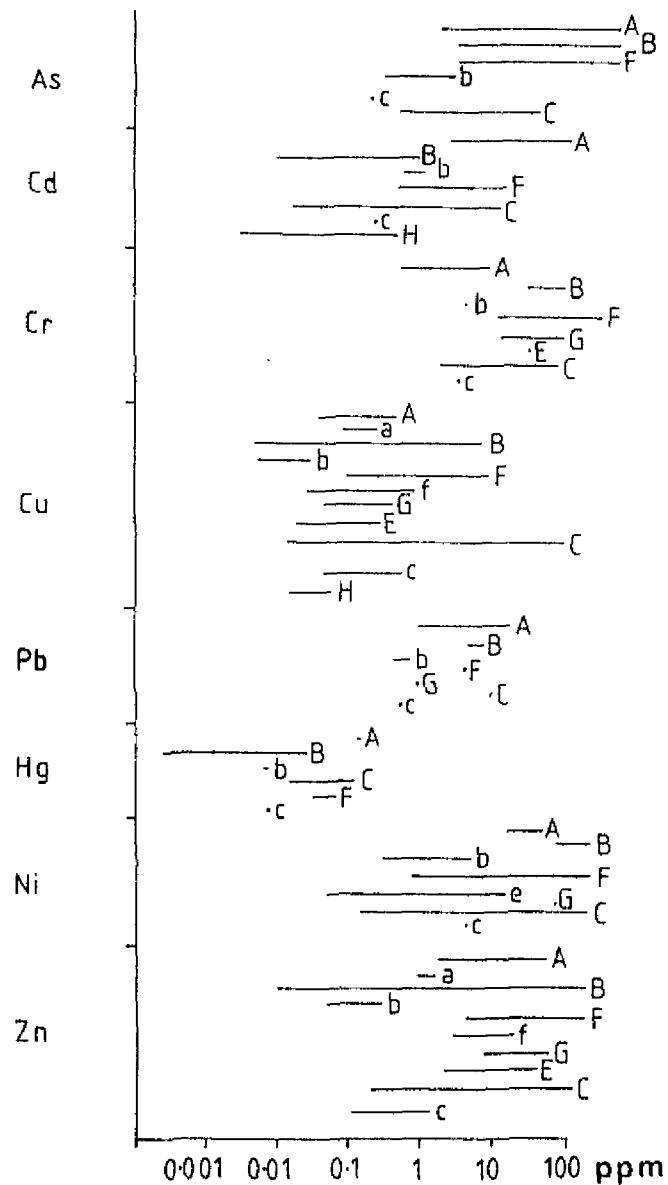
- Ziektes zijn een belangrijke limiterende faktor voor vissen en schelpdieren. De impact kan verhoogd worden bij stress, o.a. ten gevolge van verhoogde concentraties van stoffen die het metabolisme beïnvloeden.
- De kritieke rol van omgevingsstressoren wordt steeds duidelijker. Bij vissen, kreeftachtigen en schelpdieren worden steeds meer afwijkingen gevonden. Allen zijn ze een gevolg van een verstoord metabolisme.
- Omdat vaak een complexe mengeling van chemische kontaminanten voorkomt, kunnen specifieke pathologieën vaak niet geassocieerd worden met specifieke kontaminanten in een oorzaak-gevolg relatie.

Mance (1987) geeft een overzicht van effecten van zware metalen vastgesteld in experimentele omstandigheden. De range van geobserveerde nadelige gevolgen wordt in figuur 9 gegeven. De toxiciteit van zware metalen blijkt onderling verschillend, en varieert tussen de verschillende geteste taxa. Jonge stadia blijken ook meestal gevoeliger dan adulte.

Veldwaarnemingen van schadelijke gevolgen door blootstelling aan zware metalen zijn, wat makrobenthos betreft, eerder beperkt. Het bekendst is de totale fauna depletie in de Minamata Baai (Japan) in de vijftiger jaren ten gevolge van Hg-vervuiling. Verder werden ook reeds in 1925 fauna depletie beschreven in de rivieren Ystwyth en Rheidol (Wales) door metaal kontaminatie.

De verhoogde fosfaat- en nitraatkonzentraties hebben langs de Nederlandse kust een verhoging van de primaire produktie, de chlorofylkonzentraties en de hoeveelheid particulier organische materiaal met zich meegebracht. Parallel met deze toename constateerden Beukema & Cadee (1986) in de Waddenzee tussen 1970 en 1984 een toename in aantal en biomassa van de meeste winterresistente makrobenthische soorten. Deze trend deed zich zowel bij suspension feeders (zoals de mossel en kokkel) als deposit feeders (o.a. wadpier) voor. De totale secundaire produktie verdubbelde bijna. In hoeverre deze toename effectief en/of alleen te wijten is aan een toename van voedselvoorziening, is nog de vraag. De auteurs geven immers zelf een lijst van factoren die eveneens een rol gespeeld kunnen hebben: afname van de concentraties zware metalen en insecticiden, toename van de stormfrekwentie, toename van sedimentatie op

Figuur 9. De range waarover in laboratorium experimenten nadelige gevolgen waargenomen zijn [A=Annelida, a= larvale anneliden, B=bivalven, b=larvale bivalven, C=Crustacea, c=larvale crustaceeën, E=Echinodermata, e=larvale echinodermaten, F=vissen, f=larvale vissen, G=Gastropoda, H=Hydrozoa]. (Mance,1987)



de wadden, toename in gehalten zwevende stof. Ook in de Baltische zee is de biomassatoename over de periode 1920/23 - 1976/77 van benthische makrofauna toegeschreven aan een hoger voedselaanbod door eutrofiëring (Cederwall & Elmgren, 1980). Maar wanneer het aanbod zo groot is dat de bodemdieren het niet meer kunnen assimileren, zal het effect eerder omgekeerd zijn, en kunnen vele dieren zelfs gedood worden. Juist aan dit verschijnsel wijten Persoone & de Pauw (1968) de afwezigheid van benthos in de havensedimenten van Oostende. Onder bepaalde omstandigheden kunnen sommige algenpopulaties zich zo snel ontwikkelen dat dit negatieve effecten op het bodemleven heeft. Specifieke toxines kunnen geproduceerd worden, de kieuwen van filter feeders kunnen verstopen, of anoxia kan optreden bij het afbraakproces. Publikaties over eutrofiëringsverschijnselen in Europese wateren (o.a. Dyer et al, 1983, Rosenberg & Loo, 1988 en referenties daarin) suggeren een spreiding van het verschijnsel. Vooral gebieden met specifieke hydrografische kenmerken, met name waar periodiek stagnatie kan voorkomen wat tot zuurstofgebrek kan leiden, zullen hiervan de gevolgen ondervinden. Bij lage zuurstofgehalten gaan vissen het gebied ontvluchten. Bodemdieren verzamelen zich aan het sedimentoppervlak, en kunnen zo nog enige tijd bij lage zuurstofconcentraties blijven leven.

De mate van zuurstoftekort is afhankelijk van o.a. tijdstip en duur van de bloei en de plaats van de thermocline. Zo vindt Niermann (pers. med.) in de Duitse Bocht in 1989 minder schadelijke gevolgen dan in 1982/83 doordat 1) het zuurstofgebrek later in het jaar optrad, 2) de dieren niet zo lang blootgesteld werden aan lage zuurstofgehalten doordat sterkere bodemstromingen de zuurstofarme waterlaag verdreven, en 3) de hoge thermocline tijdens de eerste weken na het optreden van het zuurstofdeficiet.

IV.3.3. Hyperbenthos

De hoge dichtheden aan aasgarnalen in de Westerschelde suggereren dat deze dieren relatief ongevoelig zijn voor vervuiling door zware metalen. Negatieve effecten van vervuild Rijnslib op het hyperbenthos zouden in dat geval eerder gering zijn. Aasgarnalen worden gebruikt als monitoringorganismen voor acute en chronische ekotoxicologische tests (Nimmo & Hamaker 1982) en worden beschouwd als zeer toxiciteitsgevoelige mariene organismen. Meer onderzoek naar de gevoeligheid van Neomysis integer, de kernsoort in het binnengebied van estuaria, zou deze schijnbare paradox kunnen opheffen.

Een andere visie zou kunnen zijn dat de rijkdom in de Westerschelde voornamelijk bepaald wordt door de afwezigheid van predatoren. De aasgarnalen zouden dus wel degelijk lijden onder de vervuiling, maar hun predatoren zijn daar nog veel gevoeliger aan. Zo is het bijvoorbeeld bekend dat larvale kabeljauwachtigen meer afwijkingen gaan vertonen aan bvb. de wervelzuil als zij in een kritisch levensstadium in vervuild water terechtkomen (von Westernhagen et al. 1988). Ook in de Voordelta werd in mei 1988 een school kleine postlarvale steenbolken gevangen waarvan opvallend veel exemplaren afwijkingen vertoonde. Het is echter niet mogelijk te achterhalen met welke eventueel vervuilde watermassa deze dieren in contact gekomen zouden zijn, en in hoeverre dergelijke processen in de Westerschelde een rol spelen. Dit soort onzekerheden maakt het doen van definitieve voorspellingen over de effecten van een open Haringvliet buitengewoon moeilijk. Zware metalen verhogen ook de susceptibiliteit van vissen voor ziektes (Meyers & Hendriks, 1982).

IV.3.4. Epibenthos

De diversiteit van de visfauna in de Westerschelde is laag, niet louter door de lage saliniteit maar ook in vergelijking met andere estuaria (Hamerlynck, ongepubl. data). Dit zou een gevolg kunnen zijn van de extreme vervuiling. Ook in de Duitse Bocht zijn verschillende estuariene soorten in aantal gedaald en is deze daling gerelateerd aan vervuilingsparameters (Tieuws, 1989). Een causaal verband is echter niet bewezen.

Gezien het belang van meiobenthische copepoden als eerste voedsel voor zich vestigende juveniele platvissen en de bekende gevoeligheid van deze dieren voor vervuiling moet de grootste omzichtigheid betracht worden met door zware metalen belast slib. Als bij een opensluitingscenario het transport van dit vervuild slib naar zee toeneemt zal de kinderkamerfunctie voor platvissen beperkt blijven. In de omgeving van de sluizen zal de buffering van de saliniteitsschommelingen positief werken op het epibenthos, de verhoging van de stroomsnelheden eerder negatief.

Algemeen kunnen we stellen dat de effecten van een open Haringvliet op de produktiviteit theoretisch vooral positief zullen zijn als we abstraktie maken van de vervuiling door zware metalen en PCB's. Het uiteindelijk resultaat zal vooral afhangen van de kwaliteit van het slib dat zich zeewaarts zal verplaatsen. Als ook de diepere, nog sterker vervuilde Rijnsliblagen geërodeerd worden en zeewaarts terug gaan sedimenteren kan de operatie in de eerste tientallen jaren zeer ongunstig werken. Bij verdere beperking van de input van pollutanten in de Rijn zou op veel langere termijn, door uitloging van de historische vervuiling uiteindelijk weer een gezond klassiek estuarium kunnen ontstaan. De extra input van zware metalen vanuit het vervuilde Rijnslib naar de Noordzee zal zeker negatieve effecten hebben op het Noordzee-ecosysteem. De vraag stelt zich of het zwaar vervuilde slib niet eerst verwijderd moet worden voor er een open Haringvliet overwogen kan worden.

Van PCB's is bekend dat zij misvormingen veroorzaken bij pelagische larven van verschillende vissoorten (Dethlefsen et al., 1987), waarschijnlijk door akute toxiciteitseffecten op plaatsen waar de concentraties in de waterfase hoog zijn. Ook wordt de produktie van leefbare larven bij wijting in de Noordzee nu al geremd door hoge PCB concentraties in de gonaden (von Westernhagen et al., 1989). Ook de aantasting van het immuunsysteem van diverse organismen door PCB's is bekend (Reijnders, 1988). Extra input van deze stoffen in de Noordzee of de estuaria moet dan ook absoluut vermeden worden. Indien door een open Haringvliet meer PCB's gemobiliseerd worden moet dit als bijzonder risikovol gekwalificeerd worden.

IV.4. Effecten in de Voordelta

Met betrekking tot de meio-, makro- en hyperbenthos is het moeilijk om uit de vervuilingsgegevens en de in de literatuur vermelde effecten mogelijke effecten in de Voordelta vast te leggen. Dit zou eerst een meer gedetailleerde studie van deze componenten in relatie tot vervuiling betekenen. Niettemin laat bovenstaande literatuurstudie geen twijfel over de mogelijke impact van kontaminanten op meio- en makrobenthische populaties: een reductie van de diversiteit, een afname van de biomassa, een afname van trofische specialisten en toename van generalisten (de Jonge, 1989). Met betrekking tot de hogere trofische niveaus mogen we wel aannemen dat er een beperking van voorkomen (zeehonden; o.a. Reijnders, 1986 en van Haren & Marquenie, 1988) of een verhoogd aantal ziekteverschijnselen (o.a. bij bot en schar (Vethaak, 1987; van Leeuwen &

Vethaak, 1988)) optreedt. De ziektepercentages bij bot verschillen overigens niet wezenlijk van deze in de Westerschelde, Waddenzee of langs de Hollandse kust. Het PCB-gehalte is momenteel nog vijf tot tien keer te hoog voor een ongestoorde voorplanting bij zeehonden (Kohsiek & Mulder, 1988).

Een verbetering van de waterkwaliteit dringt zich dus zeker op. Hiervoor zullen echter drastische maatregelen genomen moeten worden. Zo wijst Tanabe (1988) erop dat het eerder onwaarschijnlijk is dat de PCB gehalten in de nabije toekomst zullen dalen, gezien de hoeveelheden PCB nog in gebruik groter zijn dan wat tot nu toe in het milieu terechtgekomen is. De recent waargenomen lichte dalingen zijn slechts lokaal van belang.

IV.5. Referenties

- Beukema, J.J. & G.C. Cadée, 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26, 55-64.
- Berge, W.F. ten & M. Hillebrand, 1974. Organochlorine compounds in several marine organisms from the North Sea and the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8, 361-368.
- Boon, J.P., 1985. Uptake, distribution and elimination of selected polychlorinated biphenyl components of Clophen A40 in juvenile sole (*Solea solea*) and effects on growth. In: Eighteenth European Marine Biology Symposium, Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms (Eds. Gray, J.S. & M.E. Christiansen), Wiley, Chichester, pp. 493-512.
- Boon, J.P. & J.C. Duinker, 1986. Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. *Environmental Monitoring and Assessment* 7, 189-208.
- Boon, J.P., R.C.H.M. Oudejans & J.C. Duinker, 1984. Kinetics of individual polychlorinated biphenyl (PBC) components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to their concentrations in food and to lipid metabolism. *Comp. Biochem. Physiol.* 79C, 131-142.
- Boon, J.P., M.B. van Zantvoort, M.J.M.A. Govaert & J.C. Duinker, 1985. Organochlorines in benthic polychaets (*Nephtys* spp.) and sediments from the Southern North Sea. Identification of individual PCB components. *Neth. J. Sea Res.* 19, 93-109.
- Boon, J.P., P.H.J. Reynders, J. Dols, P. Wensvoort & M.T.J. Hillebrand, 1987. The kinetics of individual polychlorinated biphenyl congeners in female harbour seals (*Phoca vitulina*), with evidence for structure-related metabolism. *Aquat. Toxicol.* 10, 101-107.
- Büther, H. 1989. Organochlorine Compounds in Marine Organisms from the International North Sea Incineration Area - Preliminary Results -. ICES, C.M. 1989/E:4.
- Buuren, van, J.T. , 1988. De Noordzee en eutrofiëring. *H₂O* 21, 591-595.
- Cantelmo, F.R. & K.R. Rao, 1978. Effects of pentachlorophenol on the meiobenthic nematodes in an experimental system. In: Pentachlorophenol. K.R. Rao, Plenum Publishing Corporation, New York, 165-174.
- Cederwall, H. & R. Elmgren, 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia*, Suppl. 1, 287-304.
- Dethlefsen, V., 1988. Status report on aquatic pollution problems in Europe. *Aquatic Toxicologie*, 11, 259-286.
- Dethlefsen, V., 1989. Ecosystems changes in the German Bight as a Results of contamination: a review. ICES C.M. 1989/E:8.

- Dethlefsen, V., P. Cameron, H. von Westernhagen & D. Janssen, 1987. Morphologische und chromosomale Untersuchungen an Fischembryonen der südlichen Nordsee in Zusammenhang mit der Organochlorkontamination der Elterntiere. Veröff. für Küsten- und Binnenfisch. 96: 1-56.
- Dyer, M.F., J.G. Pope, P.D. Fry, R.J. Law & J.E. Portmann, 1983. Changes in fish and benthos catches off the danish coast in September 1981. J. mar. Biol. Ass. 63, 767-775.
- Eisma, D., 1981. the mass-balance of suspended matter and associated pollutants in the North Sea. Rapp. P. -v. Reun. Cons. int. Explor. Mer., 1981, 7-14.
- Eisma, D. & J. Kalf, 1987. Distribution, organic content and particle size of suspended matter in the North Sea. Neth. J. Sea Res. 21, 265-286.
- Elmgren, R., S. Hansson, U. Larsson, B. Sundelin & P.D. Boehm, 1983. The 'Tsesis' oil spill: acute and long-term impact on the benthos. Mar. Biol. 73, 51-65.
- Everaarts, J.M. & C.V. Fisher, 1989. Micro contaminants in surface sediments and macrobenthic invertebrates of the North Sea. NIOZ-Rapport 1989-6. 42pp.
- Fenchel, T.M. & R.J. Riedl, 1970. The sulfide system: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. Mar. Biol. 7, 255-268.
- Frithsen, J.B., R. Elmgren & D.T. Rudnick, 1985. Responses of benthic meiofauna ot long-term, low-level additions of No.2 fuel oil. Mar. Ecol. Prog. Ser. 23, 1-14.
- Gee, J.M., R.M. Warwick, M. Schanning, J.A. Berge & W.G. Jr. Ambrose, 1985. Effects of organic enrichment on meiofaunal abundance and community structure in sublittoral soft sediments. J. exp. mar. Biol. Ecol. 91, 247-262.
- Gerlach, S.A. 1978. Food-chain relationships in subtidal silty sand marine sediments and the role of meiofauna in stimulating bacterial productivity. Oecologia (Berl.) 33, 55-69.
- Haren, R.J.F. van & J.M. Marquenie, 1988. PAS OP VOOR ZEEHONDEN, een prognose voor 1995. Rijkswaterstaat, DGW. Nota GWA0-88-011.
- Heip, C., R. Herman & M. Vincx, 1984. Variability and productivity of meiobenthos in the Southern Bight of the North sea. Rapp. P. -v. Reun. cons. int. Explor. Mer 183, 51-56.
- Herman, R., 1989. De structuur van de meiobenthosgemeenschappen in de Zuidelijke Bocht van de Noordzee - met speciale aandacht voor de Copepoda Harpacticoida. Ph.D. Thesis, tate University of Gent, Belgium, 211 pp.
- Herman, R. M. Vincx & C. Heip, 1985. Meiofauna of the Belgium coastal waters: spatial and temporal variability and productivity. In: Concerted actions oceanography, final report. Volume 3. Biological processes and translocations. Heip, C. & P.H. Polk, Ministry of Scientific Policy, Brussels, Belgium pp. 65-85.

- Hetherington, J.A. & B.R. Harvey, 1978. Uptake of radioactivity by marine sediments and implication for monitoring metal pollutants. *Mar. Pollut. Bull.* 9, 102-106.
- Howell, R., 1984. Acute toxicity of heavy metals to two species of marine nematodes. *Mar. environ. Res.* 111, 153-161.
- Hummel, H., J.P. UitOudeGroeneveld, J. Nieuwenhuize, J.M. Van Liere, R.H. Bogaards & L. De Wolf, 1989. Relationship Between PCB Concentrations and Reproduction in Mussels Mytilus edulis. *Mar. Env. Res.* 28, 489-494.
- Jensen, P., 1986. Nematode fauna in the sulphide rich brine seep and adjacent bottoms of the East flower garden N.W. Gulf of Mexico. IV Ecological aspects. *Mar. Biol.* 92, 489-503.
- Jonge, J. de, 1989. Sublethale effecten van mikroverontreinigingen en eutrofiëring op het ecösysteem van de Waddenzee - een inventarisatie -. RU Groningen, Vakgroep Mar. Biol.. 49 pp.
- Kerdijk, H.N., 1983. Metalen in oppervlaktensedimenten en boorkernen van de Noordzee. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Verslag M1676.
- Kerdijk, H.N., 1988. Microverontreinigingen in sedimenten van de Noordzee. Verslag van de bemonstering in 1986. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Rapport T 307.
- Kerdijk, H.N., 1989. Microverontreinigingen in sedimenten Noordzee. Vergelijking 16µm en 63µm methode. Waterloopkundig Laboratorium, Delft. Rapport T 538.
- Kohsiek, L.H.M. & J.P.M. Mulder, 1988. Een verkenning van een veranderend watersysteem: de Voordelta. RWS-DGW. Nota GWA0-88-002.
- Leeuwen, P.I. van & D. Vethaak, 1988. Growth of European flounder (Platichthys flesus) and common dab (Limanda limanda) in dutch coastal waters with reference to healthy and diseased fish. ICES C.M.1988/G:54.
- Mance, G., 1987. Pollution threat of heavy metals in aquatic environments. Elsevier Applied Science, Londen & NY. 372 pp.
- McIntyre, A.D., 1988. North Sea conferences and commissions. *Mar. Pollut. Bull.* 19, 159-161.
- McLachlan, A. & B. Harty, 1982. Effects of crude oil on the supralittoral meiofauna of a sandy beach. *Mar. environ. Res.* 7, 71-79.
- Meire, P.M., J. Seys, T. Ysebaert, P.L. Meininger & H.J.M. Baptist, 1989. A changing delta: effects of large coastal engineering works on feeding ecological relationships as illustrated by waterbirds. In: Hydro-ecological relations in the Delta Waters of the South-West Netherlands: Technical Meeting 46, Rotterdam, The Netherlands, 8 March 1989 (Eds. J.C. Hooghart & C.W.S. Posthumus). Proceedings and information/TNO Committee on Hydrological Research, no 41, 109-145.
- Meyers, T.R. & Hendricks, J.D. 1982. A summary of tissue lesions in aquatic animals induced by controlled exposures to environmental contaminants, chemotherapeutic agents and potential carcinogens. *Mar. Fish. Rev.* 44: 1-17.

- Nimmo, D.R. & Hamaker, T.L. 1982. Mysids in toxicity testing - a review. *Hydrobiologia* 93: 171-178.
- Nolting, R.F., 1986. Copper, zinc, cadmium, nickel, iron and manganese in the Southern Bight of the North Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 17, 113-117.
- Oliver, B.G., 1984. Uptake of Chlorinated Organics from Anthropogenically contaminated Sediments by Oligochaete Worms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 878-883.
- Persoone, G & N. de Pauw, 1968. Pollution in the harbour of Ostend (Belgium). Biological and hydrographical consequences. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* 17, 302-320.
- Raffaelli, D.G., 1982. An assessment of the potential of major meiofauna groups for monitoring organic pollution. *Mar. environ. Res.* 7, 151-164.
- Rees, H.L. & A. Eleftheriou, 1989. North Sea Benthos: A review of filed investigations into the biological effects of man's activities. *J. Cons. int. Explor. Mer* 45, 284-305.
- Reynders, P.H.J., 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 432, 456-457.
- Reijnders, P. 1988. Environmental impact of PCB's in the marine environment. In: Newman, P.J. & Agg, A.R. (eds.). *Environmental protection of the North Sea*. Heinemann, Oxford. Pages 85-98.
- Rijkswaterstaat, 1989. Beleidsplan Westerschelde. Deelrapport 1. Zuurstofhuishouding en Nutriëntenhuishouding. Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, april 1989.
- Roberts, D. & C. Maguire, 1976. Interactions of Lead with Sediments and Meiofauna. *Mar. Pollut. bull.* 7, 211-214.
- Rosenberg, R. & L.-O. Loo, 1988. Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden. *Ophelia* 29: 213-225.
- Schiemer, F., 1987. Nematoda. *Animal energetics* 1, 185-215.
- Sindermann, C.J., 1989. Pollution-associated disease conditions in estuarine/coastal fish and shellfish: a status report and perspective for the 1990's. *ICES C.M.* 1989/E:26.
- Staveland, G. & I. Marthinsen, 1989. Growth, condition and PCB content of cod (*Gadus morhua* L.) and flounder (*Platichthys flesus* L.) in the Hvaler area, southern Norway. *ICES, C.M.* 1989/ E:3.
- Tagatz, M.E., J.M. Itey, M.R. Gregory & J.L. Oglesby, 1981. Effects of pentachlorophenol on field and laboratory-developed estuarine benthic communities. *Bull. Environm. Contam. Toxicol.* 26, 137-143.
- Tanabe, S., 1988. PCB Problems in the Future: Foresight from Current Knowledge. *Environmental Pollution* 50, 5-28.
- Tieus, K., 1989. 35 years abundance trends (1954-1988) of 25 fish and crustacean stocks of the German North Sea coast. *ICES C.M./ E:*28.

- Vanreusel, A., 1989. Ecologie van de vrijlevende mariene nematoden van de Voordelta (Zuidelijke Bocht van de Noordzee). Doctoraatsverhandeling, Rijksuniversiteit Gent. 436 pp.
- Vethaak, A.D., 1987. Fish diseases, signals for a diseased environment? In: Proceedings of the 2nd North Sea Seminar '86, Rotterdam, 1-3 Oct. (Ed. Peet. G.). Reasons for concern. Vol. 2, Werkgroep Noordzee, A'dam, pp. 41-61.
- Vincx, M. & R. Herman, 1989. The influence of the Western Scheldt on the meiobenthos of the Belgian Coastal area. In: Progress in Belgian Oceanographic Research, Proceedings of the North Sea Symposium, Gent (Ed. Pichot), pp. 283-296.
- Vrancken, G., C. Heip & R. Vanderhaeghen, 1985. Toxicity of cadmium to free-living marine and brackish water nematodes (Monhystera microphthalma, Monhystera disjuncta, Pellioditis marina). Dis. aquat. org. 1, 49-58.
- Walker, C.H. & G.O. Johnston, 1989. Interactive Effects of Pollutants at the Toxicokinetic Level - Implications for the Marine Environment. Mar. Env. Res. 28, 521-526.
- Westernhagen, H. von, Dethlefsen, V., Cameron, P., Berg, J. & Fürstenberg, G., 1988. Developmental defects in pelagic fish embryo's from the Western Baltic. Helgoländer Meeresunters. 42: 13-36.
- Weiden, M.J.J. van der, 1986. De zware metalen gehalten van de bodem aan de westzijde van de Vlakte van de Raan langs de 10 meter dieptelijn en die van de bodem van de toekomstige baggerspecie dumpingsplaats "De Spleet" in september-oktober 1985. RWS-DGW. Notitie GWA0-86.501.
- Widbom, B., 1984. Determination of average individual dry weights in different sieve fractions of marine meiofauna. Mar. Biol. 84, 101-108.

V. Natuurbouw

Het belang van de Voordelta als wetenschappelijk studiegebied werd reeds meerdere malen aangehaald. Dit belang is geen op zich zelf staand feit maar is gerelateerd aan de ekologisch waarde van het gebied. Het unieke van de Voordelta is gelegen in een grote diversiteit aan habitaten binnen een relatief klein gebied. Deze habitaten vertonen verschillen in diepte, stroomsnelheid en beschutting ten opzichte van golfwerking. Daardoor zijn er sterke verschillen in bodemsamenstelling en expositieduur. Bovendien is het gebied gekenmerkt door zoutgradiënten. Daardoor ontstaat een grote soortenrijkdom en een grote variatie qua dichtheid en biomassa van die soorten over een relatief klein spreidingsgebied. Dit betekent dat de Voordelta veel interessanter is om onderzoek te doen naar de effecten van verschillende abiotische karakteristieken op soorten en levensgemeenschappen dan, misschien veel rijkere en grotere gebieden met een grotere uniformiteit, bvb. de Waddenzee. Het bewaren van de diversiteit aan habitaten lijkt ons aangewezen.

Ook is het behoud van instabiliteit in bepaalde deelgebieden, met natuurlijke afbraak en opbouw van banken, geulverschuivingen en "rampen" onder invloed van bvb. stormsituaties belangrijk voor bepaalde soorten die niet of weinig voorkomen in gestabiliseerde klimaxsituaties en afhankelijk zijn van herkolonisatie- en suksessieprocessen. Zo is het bekend dat zeesterren een rijke spatval van kokkels in een bepaalde zone pas enkele weken tot maanden later "ontdekken" (bereiken) dan bvb. schol en schar. In de klimaxsituatie gaat dus een groot deel van de energief flux, die anders ten goede komt van de platvissen, naar de zeesterren. Het is dus aanbevelenswaardig om deze natuurlijke processen zo veel mogelijk vrij te laten gebeuren.

Een gezond en goed funktionerend ecosysteem wordt meestal herkend aan de status van zijn toppredatoren. In de Voordelta is het daarmee momenteel zeer pover gesteld. De situatie in noordwest Europa is zelfs al zo lang slecht dat we het optimale ecosysteem slechts met moeite kennen. Zo tonen de beschrijvingen van Plinius de Oude aan dat er in de Romeinse tijd kroeskoppelikanen (Pelecanus crispus) voorkwamen in de delta van Schelde, Maas en Rijn en ook aan de Elbe. Ook wijzen rekeningen voor feestmalen in de middeleeuwen op het voorkomen van grote kolonies zilverreigers en kwakken.

Qua toppredatoren bij de vogels spreekt het vanzelf dat visarend (Pandion haliaetus) en zeearend (Haliaeetus albicilla) als broedvogel in de delta zouden moeten voorkomen. De visarend heeft een zeer sterk adaptatievermogen en stelt eigenlijk als vrijwel enige voorwaarde helder, zuiver water zoals dit in het Grevelingenmeer en de Oosterschelde voorkomt. In gebieden waar geen verstoring optreedt kan de soort broeden in elektriciteitsmasten, lage struiken of zelfs op de grond. Deze soort zou zich dus relatief gemakkelijk in het Deltagebied kunnen vestigen maar zou weinig van de troebele Voordelta afhankelijk zijn.

De zeearend heeft een groot territorium nodig, waarschijnlijk minstens 1000 ha waterrijk gebied met hoge dichtheden aan prooien. De zeearend neemt een ruim scala aan prooien zowel vogels, vissen, zoogdieren als aas. De aanwezigheid van grote reigerkolonies in de buurt van de nestplaats wordt sterk geprefereerd. Zeearenden zouden zeker deels op de Voordelta zijn aangewezen. De zeearend heeft wel behoefte aan grote mature eiken of beuken als nestboom.

Als toppredatoren bij de zoogdieren zou een optimale delta populaties van otter en zeehond moeten hebben. Ook de bruinvis zou algemeen moeten

zijn in de Voordelta. De otter heeft behoefte aan helder, zuiver en visrijk water en zal dus, net als de visarend zijn optimaal habitat niet in de Voordelta vinden. De zeehondenpopulatie is pas relatief recent uit het deltagebied verdwenen en zou in de Voordelta relatief gemakkelijk terug tot voortplanting kunnen komen.

Voor al deze toppredatoren en ook voor grote vissen (roggen, kabeljauw) kan de Voordelta niet los gezien worden van belemmeringen op Noordzeeschaal, op Europese en op wereldschaal. Vooral in verband met waterkwaliteit en visserijbeleid is een internationale aanpak noodzakelijk.

Binnen het Voordeltagebied zelf kunnen op een meer bescheiden schaal mogelijkheden gekreëerd worden voor intermediare predatoren zoals sterns, steltlopers, eendachtigen en ganzen en ook wel voor de zeehond. Hoge dichtheden aan intermediaire predatoren kunnen dan weer als aantrekkingspool fungeren voor overwinterende toppredatoren als zeearend en slechtvalk. Herstel of creatie van grote, relatief natuurlijke gebieden, heeft zeer belangrijke effecten op min of meer bedreigde populaties van allerlei vogelsoorten. Men moet hierbij slechts denken aan het belang van de Oostvaardersplassen voor allerlei riet- en weidevogels.

Men zou volgende maatregelen kunnen overwegen indien men de ekologische waarde van het gebied nog zou willen verhogen:

- Als er dichter bij de dynamische gebieden zoals de buitenplaten van de Banjaard, gekenmerkt door hoge densiteiten zandspiering, ook permanent vrijliggende stukken komen, die geschikt zijn als broedgebied, kan de populatiedichtheid aan sterns verhogen. De grote stern (Sterna sandvicensis) is in Europa aan een come-back bezig na de rampzalige zestiger jaren maar zit nog ver onder zijn theoretisch mogelijke maximumpopulatie. De dougall's stern (Sterna dougallii) is op wereldschaal sterk bedreigd en de vestiging van zelfs enkele broedparen op eilandjes in de Voordelta zou zeer waardevol zijn. De soort heeft een duidelijke voorkeur voor eilandjes in de buurt van ondiepe zandige visrijke gebieden. Wel vereist de soort relatief helder water. Er nestelt bijna elk jaar een gemengd koppel dougall's stern met visdief in het Zwin zodat vestiging in de Voordelta niet uitgesloten is. Voor het broeden heeft de dougalls stern het liefst enigszins geaccidenteerde terreinen met gras en eventueel konijnholten. Ook bijkomende kolonies noordse stern (Sterna paradisaea) en visdief (Sterna hirundo) zijn waardevol. In elk geval zullen lokale en ook landelijke of internationale maatregelen genomen moeten worden om de dichtheid aan broedende meeuwen, vooral van de zilvermeeuw, in het gebied te reguleren. De toenemende meeuwenpopulaties hebben duidelijk negatieve effecten op het broedsukces van sterns.

- Het kreëren van rustige, slibrijke getijdengebieden en ondiepe fijnkorrelige zandplaten achter de banken zal de kinderkamerfunctie voor schol doen toenemen. De makrobenthosproduktiviteit zal daar toenemen alsook de beschikbaarheid van dit voedsel voor steltlopers. Zowel voor lokale broedpopulaties als voor de soorten die het gebied voor overwintering of doortrek gebruiken. Het zou een compensatie kunnen betekenen voor het verlies aan getijdengebied elders in de delta. Dit Waddenzeeachtig karakter zal ook de zeehonden ten goede komen. Als het tot vestiging van zeegrasvelden komt is dit uitermate belangrijk voor de rotgans (Branta bernicla) die op mondiale schaal nog steeds bedreigd is.

- Een rationeel zeevisserijbeleid in de gehele Noordzee met refugia (gebieden waar in het geheel niet met sleepnetten gevist mag/kan worden) voor zowel adulte als juveniele vis zou een aantal soorten, zoals bvb. roggen, kunnen toelaten de Voordelta terug te koloniseren. Voor andere

soorten zoals tong en kabeljauw zou het gebied zijn natuurlijke potentie voor dieren van 2-3 jaar en ouder, die nu nagenoeg niet meer voorkomen in de Zuidelijke Bocht, kunnen ontplooiën. Het behoud van deze oudere en grotere vissen, met hoge fekunditeit, zal de rekrutering stabiliseren. Er zullen ook meer jaarklassen beschikbaar komen voor de visserij waardoor de interannuele variabiliteit in de vangsten zal afnemen. Ook voor de bruinvis en andere zeezoogdieren kan dit de redding betekenen in de Noordzee.

- Het kreëren van schorren zal de diversiteit aan habitaten nog doen toenemen en is zeker ook gunstig voor de kinderkamerfunctie. In tegenstelling tot de situatie in de Verenigde Staten is er in West-Europa nog maar weinig kwantitatief onderzoek gedaan naar de rol die schorren hebben voor het marien systeem. Preliminair onderzoek in het Zwin en enkele schorren van de Westerschelde toont aan dat belangrijke concentraties aan aasgarnalen, garnalen, grondels en juvenielen van zeebaars, harders en schol bij hoog water van het schor gebruik maken en er vermoedelijk foerageren. Het potentieel van de Voordelta als broedgebied voor vogels zal hierdoor ook toenemen. We denken hierbij vooral aan steltlopers, eenden en de grauwe gans. Ook meeuwenkolonies vestigen zich gemakkelijk in schorregebieden. Dit is in de huidige kontekst vermoedelijk een eerder negatief effect (zie hoger). Bij het kreëren van schorren dient vooral rekening gehouden te worden met a) grootte, frekwentie en duur van inundatie, en b) bescherming tegen golfwerking, wind, en begrazing (Hunt, 1979 in Daiber, 1986). Meer informatie over de omstandigheden waarin ontwikkeling van schorren mogelijk is, is o.a. te vinden in Allen et al (1978) en Hunt et al (1978).

- Een andere vegetatie die in veel ondiepe kustwateren een belangrijke ekologische rol speelt, is zeegras. De lokale en geografische verspreiding van sublittorale zeegrasvelden wordt door o.a. temperatuur, sedimenttype, waterbeweging, saliniteit en lichtpenetratie bepaald. Veranderingen in doorzicht (o.a. door veranderingen in het stromingsregime) kunnen het ontstaan (Grevelingenmeer), verdwijnen en/of herstel (westelijke Waddenzee) van zeegrasvelden tot gevolg hebben (Wolff, 1979). In de Voordelta is het doorzicht erg beperkt. Slechts in de maanden juli en augustus bedraagt de Secchi-diepte meer dan 2 meter (in de Grevelingen 4-7 meter). Licht lijkt dan ook de beperkende faktor voor de ontwikkeling van zeegraspopulaties. Op de meest ondiepe plaatsen, waar licht niet beperkend is, is waarschijnlijk de golfimpakt te hoog (P. Harrison, pers. med.).

- Een goed gereguleerd en gecontroleerd recreatiebeleid, met volledig verstoringsvrije zones, gebieden met enkel passieve recreatie, enz... is natuurlijk een absolute voorwaarde voor een gunstige ontwikkeling met betrekking tot vogels en zeezoogdieren. Vooral de dwergstern is overal in Europa sterk achteruit gegaan door het verdwijnen van rustige stranden. Ook andere strandbroeders zoals de strandplevier kunnen hiervan profiteren.

- De Voordelta kan niet los gezien worden van de algemene waterkwaliteit van Schelde, Rijn en Noordzee. Een verbetering hiervan is ten zeerste gewenst.

Referenties

- Allen, H.H., E.J. Clairain, R.J. Diaz, A.W. Ford & L.J. Hunt, 1978. Habitat development field investigations Bolivar Peninsula, marsh and upland development site, Galveston Bay, Texas: summary report. Vicksburg, Miss.: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Dredged Material Research Program Technical Report D-78-15. 75 pp.
- Daiber, F.C., 1986. Conservation of tidal marshes. Van Nostrand Reinhold Company Inc., New York. 341 pp.
- Hunt, L.J., M.C. Landin, A.W. Ford & B.R. Wells, 1978. Upland habitat development with dredged material: engineering and plant propagation. Vicksburg, Miss.: U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station. Dredged Material Research Program Technical Report D-78-17. 84 pp.
- Wolff, W.J., 1979. Flora and vegetation of the Wadden Sea. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. Report of the Wadden Sea Working Group no.3, 206 pp.