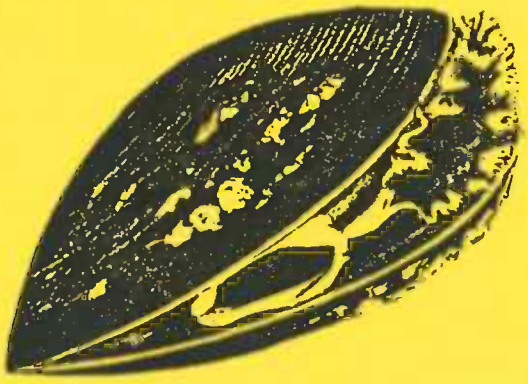
# KONTAMINANTEN, BIOINDIKATOREN EN MONITORING IN HET MARIENE MILIEU IN HET ALGEMEEN EN DE WADDENZEE IN HET BIJZONDER.

Een literatuurstudie voor de biologiewinkel Groningen n.a.v. een opdracht van de Waddenvereniging.
Begeleiding Dr. F. Colijn, vakgroep Mariene Biologie R.U.G.

Pauline Kamermans
doktoraalskriptie
april 1987.



BIOLOGIEWINKEL
KERKLAAN 30 POSTBUS 14
9750 AA HAREN TELEF. 050-632385

Doct. verzl.
D 446

D 446

# KONTAMINANTEN, BIOINDIKATOREN EN MONITORING IN HET MARIENE MILIEU IN HET ALGEMEEN EN DE WADDENZEE IN HET BIJZONDER

Pauline Kamermans

Groningen, april 1987

Biologiewinkelrapport nr. 20

Doktoraalskriptie Vakgroep Mariene Biologie
Begeleiding: Dr. F. Colijn

[illegible]

INHOUD

blz.

Samenvatting - 4
1.Inleiding - 5
2.Zeeverontreiniging - 7
2.1.Organische verontreiniging - 7
2.1.1.Pesticiden - 9
2.1.2.Polychloorbiphenyls(PCB's) - 10
2.1.3.Olie en koolwaterstoffen - 10
2.1.4.Rioolwater - 12
2.1.5.Detergentia - 13
2.1.6.Afvalwater en houtverwerkende industrieën - 13
2.1.7.Cyaniden - 13
2.1.8.Andere organische vervuilingen - 13
2.2.Anorganische verontreiniging - 13
2.2.1.Kwik - 18
2.2.2.Lood - 20
2.2.3.Cadmium - 20
2.2.4.Titaan - 22
2.3.Fysische verontreiniging - 22
2.3.1.Radioaktiviteit - 22
2.3.2.Thermische verontreiniging - 22
3.Meting van verontreiniging in zee - 24
3.1.Chemische meetmethoden - 24
3.1.1.Organische verontreiniging - 24
3.1.2.Anorganische verontreiniging - 26
3.2.Fysische meetmethoden - 26
3.2.1.Chemische verontreiniging - 26
3.2.2.Fysische verontreiniging - 27
3.3.Biologische meetmethoden - 27
3.3.1.Organische verontreiniging - 34
3.3.1.1.Bakteriën - 34
3.3.1.2.Protozoen - 35
3.3.1.3.Fytoplankton - 35
3.3.1.4.Fytobenthos - 35
3.3.1.5.Zooplankton - 36

blz.

3.3.1.6.Zoobenthos - 36
3.3.1.7.Vissen - 39
3.3.1.8.Vogels - 40
3.3.1.9.Zeezoogdieren - 40
3.3.2.Anorganische verontreiniging - 41
3.3.2.1.Bakteriën - 41
3.3.2.2.Protozoen - 41
3.3.2.3.Fytoplankton - 41
3.3.2.4.Fytobenthos - 41
3.3.2.5.Zooplankton - 42
3.3.2.6.Zoobenthos - 42
3.3.2.7.Vissen - 46
3.3.2.8.Vogels - 46
3.3.2.9.Zeezoogdieren - 47
3.3.3.Fysische verontreiniging - 47
4.De Waddenzee - 49
4.1.Kontaminanten in de Waddenzee - 52
4.1.1.Organische verontreiniging - 54
4.1.1.1.Water en zwevend materiaal - 54
4.1.1.2.Sediment - 54
4.1.2.Anorganische verontreiniging - 54
4.1.2.1.Water - 54
4.1.2.2.Sediment en zwevend materiaal - 56
4.2.Bioindikatoren en monitororganismen - 56
4.2.1.Organische verontreiniging - 56
4.2.1.1.Bakteriën - 56
4.2.1.2.Fytoplankton en Fytobenthos - 58
4.2.1.3.Zoobenthos - 58
4.2.1.4.Vissen - 67
4.2.1.5.Vogels - 67
4.2.1.6.Zeezoogdieren - 67
4.2.2.Anorganische verontreiniging - 69
4.2.2.1.Zoobenthos - 69
4.2.2.2.Vissen - 73
4.2.2.3.Vogels - 77
4.2.2.4.Zeezoogdieren - 77

blz.

4.2.3.Fysische verontreiniging - 79

4.2.4.Kumulatie van effekten - 79

5.Konklusies - 81

Literatuur - 85

SAMENVATTING

Zeeverontreiniging ( organisch, anorganisch en fysisch ) en het gedrag van kontaminanten in de verschillende kompartimenten van het mariene milieu (water, zwevende stof, sediment, interstitieel water en organismen) wordt besproken. Ook de onderlinge samenhang tussen de kompartimenten komt aan de orde.

Chemische, fysische en biologische meetmethoden worden behandeld. De eisen die gesteld moeten worden om organismen als indikator ( voor de kwaliteit van het milieu) of monitororganisme ( voor het bepalen van de kwantiteit van de vervuiling ) te gebruiken worden op een rijtje gezet. Enkele voorbeelden van het gebruik van organismen ( bakteriën, protozoa, fytoplankton, fytobenthos, zooplankton, zoobenthos, vissen, vogels en zeezoogdieren ) bij het indiceren en monitoren van verontreiniging worden gegeven.

Voor de Waddenzee worden de bronnen van vervuiling en recente metingen van verontreiniging behandeld. Ook hier worden enkele voorbeelden van het gebruik van organismen bij het indiceren en monitoren van verontreiniging besproken.

De konklusie luidt dat verontreiniging in het algemeen moet worden gemeten met behulp van fysische, chemische en biologische meetmethoden. Tabel I geeft een overzicht van enkele geschikte indikator en monitor organismen voor de Waddenzee.

| TABEL I | indikatororganismen | monitororganismen |
|---|---|---|
| organisch | aanwezigheid faecale bakteriën<br>fytoplankton dichtheid<br>aanwezigheid zeegras<br>dichtheid zeeduizendpoot<br>aanwezigheid bruinvis | nonnetje<br>kokkel |
| anorganisch | aantal broedparen van grote stern en eidereend<br>aanwezigheid zeegras<br>aanwezigheid bruinvis | mossel<br>bloed van de wadpier<br>puitaal<br>veren van de kanoetstrandloper en rosse grutto<br>'dode' zeehonden |

# 1. INLEIDING

Indikator komt van indiceren, wat aanwijzen betekent. Hier wordt bedoelt zichtbaar maken van wat niet direkt zichtbaar is, namelijk de kwaliteit van het milieu. Kwaliteit is een interpretatie; Schroevers (1984) geeft een ecologische omschrijving van het begrip: "De verhouding tussen milieu eisen en funktie vervulling of de mate waarin een gegeven situatie overeenstemt met een standaard toestand". De kwaliteit van het milieu wordt bedreigd door vervuiling. Dit wordt door Gerlach (1976) gedefinieerd als: "De introduktie door de mens, direkt of indirekt, van substanties of energie in het milieu dat resulteert in effekten als schade aan de levende have, gevaren voor de volksgezondheid, belemmering van aktiviteiten, aantasting van de kwaliteit en afname van de aantrekkelijkheid". Van de Berg (1984) geeft een definitie voor de vervuilende substanties of kontaminanten. Dit zijn: "Alle stoffen die in enig milieukompartiment vrijkomen via aktiviteiten van de mens en waarbij een konsentratie ontstaat in dit of enig ander kompartiment die hoger is dan de natuurlijke konsentratie". Zo kan olie, een natuurlijke stof, toch vervuiling veroorzaken. Vervuiling kan worden ingedeeld in drie kategorieën:

1. organische vervuiling (b.v. olie, organochloorverbindingen)
2. anorganische vervuiling (b.v. zware metalen)
3. fysische vervuiling ( thermisch of radioaktief)

Vervuiling kan worden aangetoond m.b.v. indikatoren. Deze kunnen eveneens worden ingedeeld in drie kategorieën, waarbij vermeld dient te worden dat iedere indikatorkategorie meerdere vervuilingskategorieën kan aantonen:

1. chemische indikatoren (b.v. zuurstof, fosfaat-, kwikgehalte)
2. fysische indikatoren (b.v. kleur, geur, temperatuur, korrelgrootte)
3. biologische of bioindicatoren (b.v. diversiteit levensgemeenschap, reproduktie, fotosynthese snelheid)

Naast indikatie, wat kwalitatieve informatie over het milieu geeft, en dus weinig zegt over de mate van vervuiling, bestaat ook monitoring. Dit wordt door Meyers (1986) gedefineerd als: "Het proces van herhaal-

delijk observeren voor gedefineërde doeleinden van één of meer elementen van het milieu volgens van te voren opgezette schema's in ruimte en tijd en gebruik makend van vergelijkbare methoden voor milieu waarnemingen en het verzamelen van gegevens". Belangrijk hierbij is dat de konsentratie van de kontaminant wordt gemeten. Dit kan chemisch gebeuren, of als de konsentratie in het milieu zeer laag is maakt men gebruik van het vermogen van organismen om bepaalde stoffen op te hopen of te akkumuleren. De techniek die gebruik maakt van organismen om de konsentratie van bepaalde stoffen te meten wordt bioassay genoemd ( Meyers 1986).

In de volgende hoofdstukken wordt nader ingegaan op de verschillende stoffen die het zeemilieu vervuilen en het gedrag van die stoffen in de milieu kompartimenten. Tevens worden de voor- en nadelen van fysisch/chemische meetmethoden en biologische meetmethoden uiteengezet. Daarna wordt het ekosysteem van de Waddenzee beschouwd wat betreft de aanwezigheid van kontaminanten en het gebruik van bioindikatoren en monitororganismen. En tenslotte worden enkele aanbevelingen gedaan ten aanzien van geschikte bioindikatoren en monitororganismen voor de Waddenzee. Gezien de veelheid aan literatuur over dit onderwerp is niet gestreefd naar volledigheid, maar zijn enkele representatieve voorbeelden aangehaald.

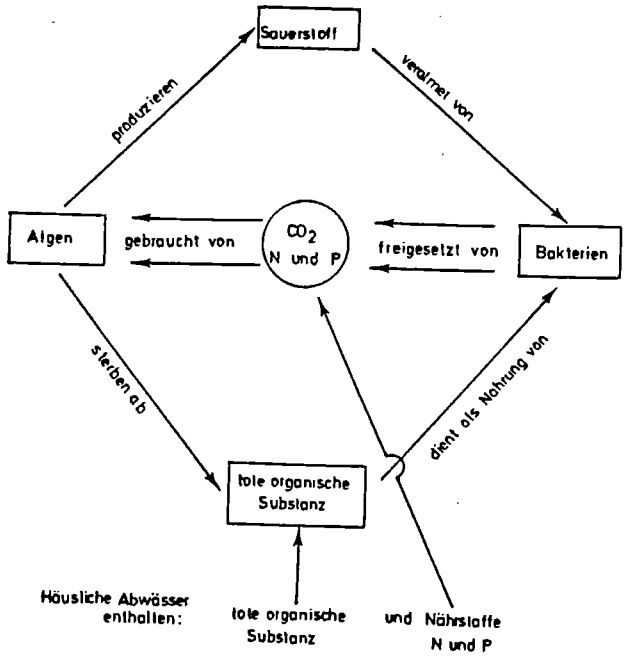
## 2. ZEEVERONTREINIGING

In de tweede helft van de 20-ste eeuw is de konsentratie van een aantal stoffen in het zeewater kontinu toegenomen. Deze stoffen zijn door de mens geïntroduceerd ( Ruivo 1972). Zeeverontreiniging is een relatief jong onderzoeksgebied. In 1952 werd in Berkeley ( U.S.A.) het eerste internationale kongres over problemen van zeeverontreiniging gehouden. Vóór 1955 was niet bekend dat organische stoffen opgelost in het zeewater voorkwamen. Op het moment worden organische kontaminanten en natuurlijke organische stoffen in de meest afgelegen gebieden van de oceaan aangetroffen ( Duursma & Marchand 1974). In 1968 was nog zeer weinig bekend over akkumulatie van stoffen in organismen. Tegenwoordig kent men zeer veel verschillende stoffen die geakkumuleerd worden. Daaronder bevinden zich ook niet schadelijke stoffen die voor de vitaminesynthese en enzymhuishouding belangrijk zijn. In 1970 werd ontdekt dat ook de atmosfeer een transportweg voor kontaminanten van de zee was, en daaruit ontstond de mariene "luchtchemie" ( Gerlach 1976).

### 2.1. Organische verontreiniging

Organische verbindingen worden gedefinieerd als samengesteld uit de elementen koolstof (C) en waterstof (H) en in mindere mate zuurstof ($O_2$), stikstof ($N_2$) en ander elementen. Derivaten die chloor (CL), sulfaat ($SO_4$), fosfaat ($PO_4$) en metalen bevatten worden ook organische verbindingen genoemd. De meeste organische verbindingen zijn slecht oplosbaar in water. Natuurlijk zeewater is geen pure oplossing, maar bevat kleine deeltjes. Organische verbindingen zullen hun polaire (hydrofiele) groepen naar het water richten en hun niet polaire (hydrofobe) groepen in de deeltjes of in de lucht (Duursma & Marchand 1974).

Het uiteindelijke lot van iedere organische verbinding is mineralisatie of het uiteen vallen in koolzuur ($CO_2$), water ($H_2O$) en, afhankelijk van zijn elementaire samenstelling, andere eenvoudige organische stoffen (zie fig. 1). Begraving in het sediment of insluiting in deeltjes kan de afbraak aanzienlijk vertragen. Sommige




FIGUUR 1: Stark vereinfachtes Schema des Sauerstoffkreislaufes und Kreislaufes der Nährstoffe. Die rolle der Tiere im Kreislauf der Materie ist vernachlässigt worden. Kenntlich gemacht wird der beitrag an toter organischer Substanz und Nährstoffen, welchen häusliche Abwässer leisten (uit Gerlach 1976).

TABEL II : naar Duursma en Marchand 1974

| | |
|---|---|
| FUNGICIDEN: | DDT + analogen |
| phenolen | lindaan |
| quinonen | cyclodiene |
| dithiocarbonaten | gechloreerde terpenen |
| captan | organo fosfor insekticiden |
| chloronitribenzeen | carbamate insekticiden |
| Hg. org. componenten | acariciden |
| organotin verb. | anti mottenverbindingen |
| HERBICIDEN: | petroleum |
| chlorophenoxyzuur | fumiganten |
| chlorobenzoischzuur | MOLLUSKACIDEN: |
| chlooralfatischzuur (TCA) | methaldehyde |
| amiden (CDAA) | tartar emetisch |
| ureas (DCU) | isolan |
| carbonaten | guthion |
| triazine | trialkyltines |
| bipyridyliums | bayluscide |
| INSEKTICIDEN: | NEMATHOCIDEN: |
| nicotine | gechloreerde C=S of |
| pyrethroide | OP=S verbindingen |
| rotennoide | RODENTICIDEN: |
| dinitrophenol | strychnine |
| organothyocyanaat | scilliroside |

stoffen hebben een weerstand tegen afbraak (rekalcitrantie) of zijn zelfs onafbreekbaar (persistentie). Afbraak kan plaatsvinden d.m.v. fysisch/chemische processen (b.v. door straling geïnduceerde oxidatie) of door biologische processen of biodegradatie (b.v. door mikro-organismen) (Widmark et al. 1972).

Organische verontreinigingen kunnen worden onderverdeeld in:

1. pesticiden
2. polychloorbiphenylen ( PCB )
3. olie en koolwaterstoffen
4. rioolwater
5. detergentia
6. afvalwater van houtverwerkende industrieën
7. cyaniden
8. andere organische vervuilingen

### 2.1.1. Pesticiden

Pesticiden is de algemene term voor insekticiden, herbiciden, fungiciden, molluskaciden, nematociden en rodenticiden, welke gebruikt worden voor bestrijding van respektievelijk planten, schimmels, slakken, nematoden en ratten. Tabel II geeft een klassifikatie. Een probleem bij het identificeren van organische kontaminanten is de besmetting bij het monsteren. Planktonnetten kunnen b.v. aanzienlijke konsentraties koolwaterstoffen en PCB's bevatten en een schip is ook een bron van organische vervuiling ( Grice et al. 1972). De meeste plastics bevatten PCB's en andere organochloor verbindingen. Bij het analyseren van de monsters dient daarom gebruik gemaakt te worden van zorgvuldig schoongemaakt glaswerk. Duursma & Marchand (1974) geven een uitgebreid overzicht van de methoden voor bemonstering en verwerking van de monsters.

De meest voorkomende bron van pesticide vervuiling in zee is transport via de atmosfeer. In kustzeeën zal drainage van het land ook bijdragen. Pesticiden worden in watersystemen meestal geabsorbeerd door vaste deeltjes. Dit gedrag vermindert het transport met water naar de zee, maar zal transport met sediment bevorderen. In zee zijn de meest voorkomende pesticiden de persistente pesticiden.

Alleen in estuaria, speciaal dicht bij land, waar pesticiden worden toegepast, kunnen detekteerbare hoeveelheden niet persistente pesticiden gevonden worden. Informatie over in zeewater opgeloste pesticiden is schaars. Dit komt v.n.l. door de kleine hoeveelheden waarin de pesticiden in zee voorkomen. Biologische monsters die grotere hoeveelheden hebben geakkumuleerd kunnen veel gemakkelijker worden geanalyseerd. Er bestaat een konsentratie toename in de voedselketen. Duursma & Marchand (1974) geven een aantal DDT gehalten van organismen uit de Noord Atlantische oceaan.

| | | |
|---|---|---|
| zeewater | $2.3 - 5.6 \times 10^{-3}$ | mugr./l. |
| bruinwier | 0.5 | mugr./kg. versgewicht |
| lever van dolfijn | 95 | mugr./kg. versgewicht |

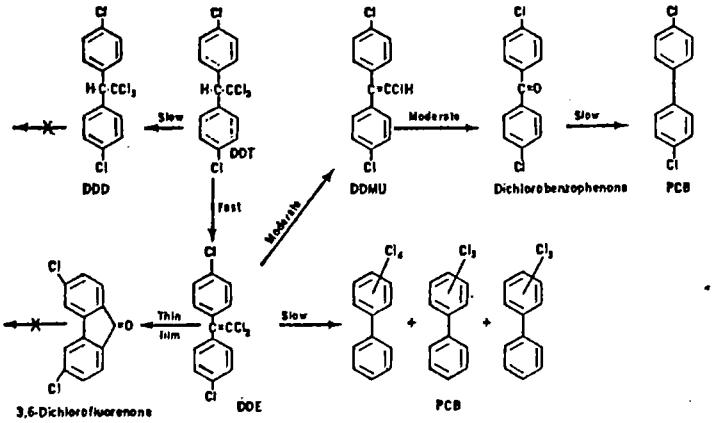
Vissen kunnen DDT direkt uit het water, of via het voedsel opnemen. Forel akkumuleert b.v. 10x meer DDT via het voedsel dan direkt uit het water.

### 2.1.2. Polychloorbiphenylen

Hoewel ze behoren tot de groep van de chloorkoolwaterstoffen, zijn de PCB's geen pesticiden, maar ze hebben dezelfde toxische en chemische eigenschappen. PCB's worden als chemische vloeistof gebruikt voor industrieële ( koelvloeistof, toevoeging in verf ) en technische (hydraulische vloeistof) doeleinden. PCB's kunnen ontstaan als afbraakprodukt van DDT (zie fig. 2). Een probleem bij de identifikatie is de tijd die tussen introduktie in het milieu en monstername van de PCB's zit, want zonlicht kan een chloormolekuul uit de PCB verbinding losmaken. Hierdoor zijn de chromatografische analyses anders dan de pieken van de standaard oplossingen, waardoor verkeerde informatie over de konsentratie wordt verkregen ( Duursma & Marchand 1974).

### 2.1.3. Olie en koolwaterstoffen

Polyciklische koolwaterstoffen kunnen in het milieu terechtkomen via lozing op rivieren of via de lucht ( verbranding van kolen en




FIGUUR 2: Proposed scheme for the degradation of DDT vapour in sunlight( from Maugh, 1973; reproduced by permission of the editor of Science; copyright 1973 by Am. Ass. Advmt Sci.) (uit Duursma & Marchand 1974).

aardolie of bos- en steppenbranden), maar er zijn ook aanwijzingen dat algen en bakteriën polyciklische koolwaterstoffen maken in hun normale stofwisseling ( Andelman & Snodgrass 1974). Olie en koolwaterstoffen zijn arm aan C-13 verbindingen in vergelijking met atmosferische en oceanische $CO_2$ en mariene planten. De C13/C12 ratio kan aanwijzingen geven over vervuiling door oliehoudende verbindingen en detergentia gemaakt uit olie.

Afbraak kan plaatsvinden o.i.v. licht of bakteriën. Ook sommige algen ( b.v. het groenwier Prototheca zopfii-Chlorococcates ) kunnen olie afbreken. De teer bestanddelen in olie zijn zeer slecht afbreekbaar.

### 2.1.4. Rioolwater

Rioolwater is een kompleks en divers mengsel van verbindingen variërend van menselijk afval en schoonmaakmiddelen tot industrieel afvalwater. Het afvalwater wordt door bakteriën afgebroken tot $CO_2$ en $H_2O$. Ook $NO_3$ en $PO_4$, die oorspronkelijk in de eiwitten van planten en dieren waren ingebouwd, komen als anorganische verbindingen vrij. Dit zijn voedingsstoffen voor de plantengroei. De op deze wijze tot standgekomen toename van de voedingsstoffen en primaire produktie wordt eutrofiëring genoemd. Soms kunnen andere giftige bestanddelen uit het afvalwater de primaire produktie juist weer remmen. Als de zuurstof op is gaat de organische stof afbraak anaeroob verder. Dit gaat langzamer en levert stinkende eindprodukten, zoals $H_2S$. De Jonge & Postma (1974) observeerden een verdubbeling van de fytoplankton produktie in de Waddenzee in 20 jaar. Als licht en temperatuur omstandigheden gunstig zijn is fosfor de beperkende faktor. Fytoplankton gebruikt voor de groei voedingsstoffen in de verhouding P:N:Si = 1:15:7. Als fosfor overvloedig aanwezig is wordt silicium de beperkende faktor. Deze verbinding wordt niet overvloediger aangevoerd dan vroeger, omdat het een natuurlijk verweringsprodukt is.

### 2.1.5. Detergentia

Dit omvat een groot aantal stoffen, maar allen bevatten ze een niet-polaire organische groep en een sterk polaire (organische of anorganische) groep. Veel detergentia bevatten fosfor en dragen bij aan de eutrofiëring van het water. De meeste detergentia in zee worden dicht bij bebouwde gebieden aangetroffen en via pijpleidingen en rivieren in zee geloosd.

### 2.1.6. Afvalwater van houtverwerkende industrieën

Dit zijn de chemikaliën die nodig zijn bij het verwerken van hout. De stoffen kunnen fytoplankton produktie stimuleren of juist remmen. Het afvalwater kan giftige stoffen bevatten. Bijvoorbeeld methaanthiol, dimethylsulfide, dimethyldi sulfide, salicylanalide, natrium pentachlorophenaat en gechloreerde catecholen.

### 2.1.7. Cyaniden (CN)

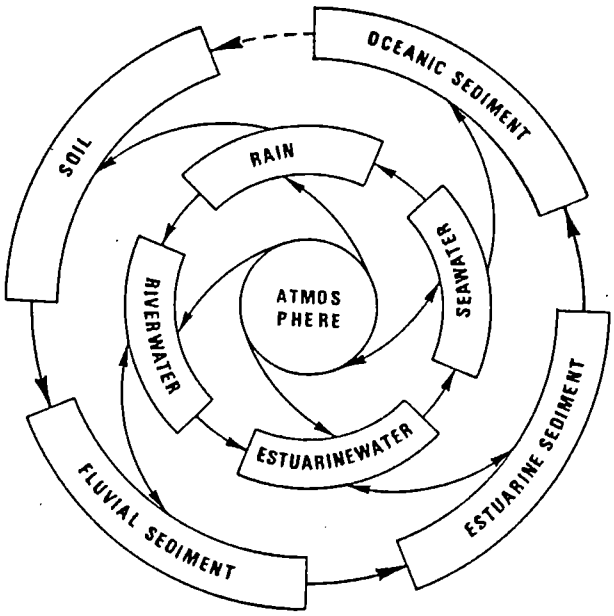
Galvanische industrieën gebruiken cyaniden in het produktieproces. Een bron van vervuiling is het direkt dumpen van dit afvalwater door tankers.

### 2.1.8. Andere organische vervuilingen

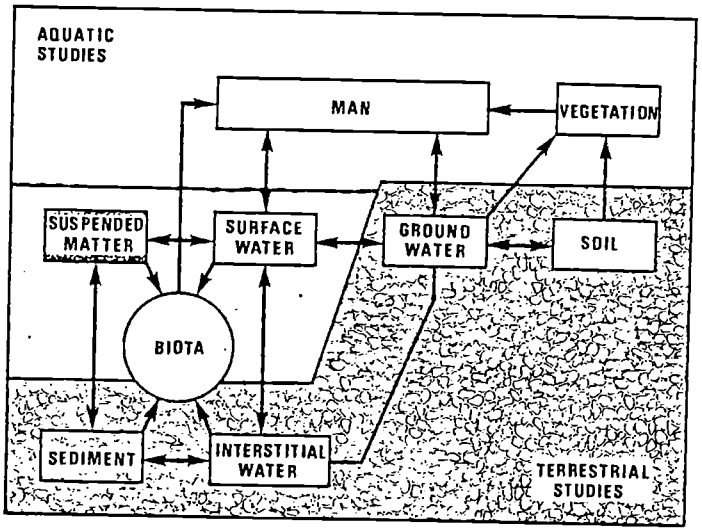
Polynukleaire aromatische (met benzeenring) koolwaterstoffen (PAH) zijn slecht afbreekbaar. PAH is gemeten in plankton, evertebraten, vertebraten en sediment sinds 1961. Monsters uit gebieden dicht bij de kust hadden de hoogste konsentratie (Duursma & Marchand 1974).

## 2.2. Anorganische verontreiniging

Van de 103 elementen uit het periodiek systeem zijn 65 metalen. Anorganische vervuiling betreft dus voornamelijk vervuiling door metalen. Omdat hun konsentratie in het milieu zeer laag is worden ze ook wel spore-elementen genoemd. Een metaal is een elektropositief element dat de elektriciteit goed geleidt en waarvan de elektrische weerstand direkt evenredig is met de absolute temperatuur.




FIGUUR 3: Movement of trace metals in the hydrological cycle (uit Salomons & Förstner 1984).




FIGUUR 4: Schematic presentation of metal reservoirs and their interactions in aquatic and terrestrial systems ( uit Salomons & Förstner 1984).

Zware metalen zijn metalen met een dichtheid groter dan 5 g per $cm^3$ ( de Kock 1984). Verschillende auteurs geven opsommingen van potentiële kontaminanten ( Dyrssen 1972, Gerlach 1976, de Kock 1984, Beeftink & Niewenhuize 1986, Kramer 1986, Salamons & Förstner 1984). De volgende metalen komen steeds voor: kwik (Hg), lood (Pb), cadmium (Cd), koper (Cu), zink (Zn), ijzer (Fe), chroom (Cr) en nikkel (Ni). Soms wordt ook vermeld: beryllium (Be), titaan (Ti), vanadium (V), aluminium (Al), arseen (As), antimoon (Sb), seleen (Se), kobalt (Co), mangaan (Mn) en zilver (Ag).

Bronnen van metaalvervuiling zijn natuurlijke processen van verwering, erosie en vulkanische aktiviteit, maar ook menselijke processen zoals verbranding van fossiele brandstof, afvalwater van industrieën, rioolwater en dumping.

Transport en speciatie

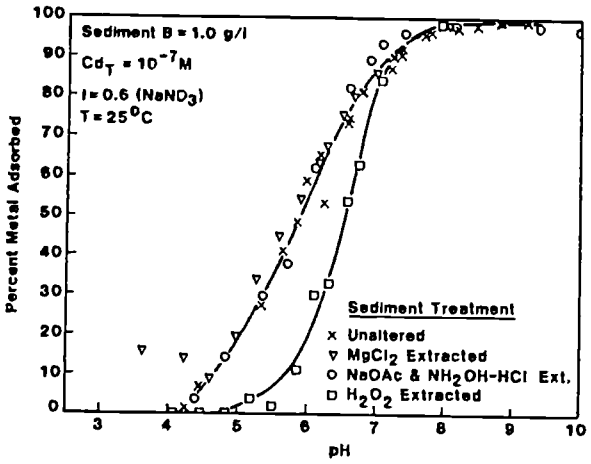
Fig. 3 geeft een schematisch overzicht van het transport van metalen in de hydrologische cyclus. In het aquatisch milieu kunnen vier met elkaar in verbinding staande abiotische reservoirs voor metalen onderscheiden worden (zie fig. 4): het zwevende materiaal, het sediment, het oppervlakte water en het poriënwater. Het totaal aan anorganische en organische zwevend materiaal wordt seston genoemd. Het gedrag van het metaal is in ieder kompartiment verschillend. De giftigheid van een metaal is afhankelijk van de vorm waarin het voorkomt. Deze vorm wordt bepaald door abiotische faktoren als pH, $O_2$ gehalte, zoutgehalte en turbiditeit, maar ook organismen kunnen metalen van de ene vormin de andere omzetten. De determinatie van de individuele fysisch/chemische vormen van een element die tesamen de totale konsetratie uitmaken wordt speciatie genoemd.

Interakties tussen deeltjes en metalen spelen een belangrijke rol in de regulatie van de ( voor organismen meer beschikbare) opgeloste metaalkonsentraties. Speciatie kan per metaal verschillen: lood is bijvoorbeeld meestal aan deeltjes gebonden aanwezig, terwijl koper en cadmium grotendeels in opgeloste vorm voorkomen ( Beeftink & Nieuwehuize 1986). Adsorptie is de eerste stap in het verwijderen van spore-elementen uit de hydrologische cyclus. De uiteindelijke "put" waar de metalen in terechtkomen is de bodem van de oceaan.

Daar kunnen ze enkele miljoenen jaren blijven voor ze deelnemen aan de volgende hydrologische cyclus. Adsorptie is sterk afhankelijk van de pH. Een verschuiving van 5.5 naar 8.0 kan de adsorptie van cadmium van 0% naar 100% verhogen (zie fig. 5).

Sediment is in te delen aan de hand van de korrelgrootte in fijn (kleiner dan 50 $\mu$m) en grof (groter dan 50 $\mu$m). De verschillende korrelgroottefrakties bevatten verschillende konsentraties metalen. De meeste spore-elementen worden gevonden in het fijne sediment. Deze fraktie bestaat uit klei en slib deeltjes en wordt als zwevend materiaal getransporteerd. Het vertikale transport van een deeltje is afhankelijk van de dichtheid, vorm en grootte van het deeltje. De fysische situatie bij de bodem en de biologische aktiviteit in de bodem bepalen of een deeltje tijdelijk of definitief vastgelegd wordt. In gebieden met een ongestoorde sedimentatie kan de vervuilingsgeschiedenis van het sediment gerekonstrueerd worden m.b.v. vertikale profielen. De Waddenzee is niet onverstoord, maar er treedt een netto sedimentatie op ( Postma 1980). Zodoende kunnen profielen een indruk geven van de verandering in metaalkonsentratie ( zie fig. 6 ). Uit deze figuur blijkt ook dat de analyse van de totale hoeveelheid sediment een veel minder duidelijk beeld geeft dan de analyse van alleen de fijne fraktie. Om te weten te komen waar het sediment vandaan komt maakt men gebruik van het verschil in samenstelling van het sediment tussen de plaatsen. Bepaalde ratio's zoals de Fe/Zn ratio, worden als natuurlijke tracer gebruikt. Voorwaarde voor het gebruik is dat de tracer een konservatief gedrag vertoont, dat wil zeggen dat de hoeveelheid tracer per gewichtseenheid sediment van een bepaalde bron geen variaties in de tijd tijdens transport of na depositie ondergaat. Ook hierbij is de korrelgrootteverdeling belangrijk. Als deze verschillend is dient hiervoor gekorrigeerd te worden bij vergelijkingen.

Er bestaat een evenwicht tussen de vaste en opgeloste vorm van een metaal; zodoende kunnen ook oppervlakte water en interstitieel water hoge konsentraties spore-elementen bevatten. Konsentratie gradiënten tussen interstitieel en oppervlakte water beïnvloeden het transport tussen deze twee kompartimenten. Organisch materiaal in de bovenste lagen van het sediment wordt door bakteriën omgezet in verbindingen die metalen kunnen komplekseren en iets dieper kan



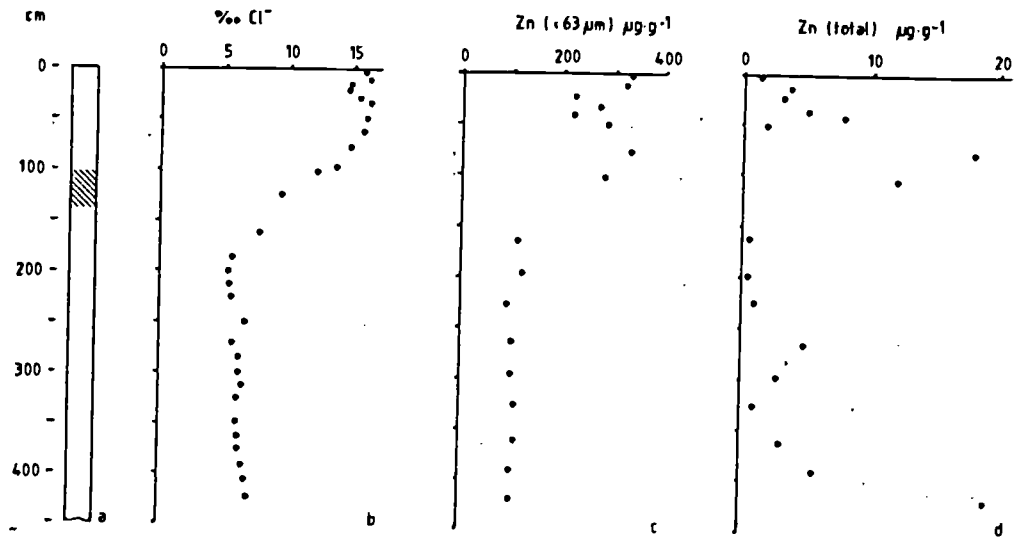

FIGUUR 5: Cadmium absorption onto sequentially extracted estuarine salt marsh-sediment B. ( uit Salomons & Förstner 1984).

$H_2S$, gevormd door sulfaatreducerende bakteriën, metalen als sulfiden laten neerslaan. Metalen verschillen in hun vermogen om gekomplekseerd te worden, dus de makkelijker te komplekseren komen in de bovenste laag terecht. Organismen kunnen de processen waarbij metalen betrokken zijn beïnvloeden. Ze kunnen de pH verhogen en dus adsorptie veranderen, sulfaat tot sulfide reduceren (bakteriën), metalen oxideren, anorganische stoffen in organische vorm omzetten en omgekeerd ( zie fig. 7 ) en materiaal uitscheiden ( Bruinwieren scheiden grote hoeveelheden polyphenolen uit. Deze produkten komplekseren metalen ( Salamons & Förstner 1984)). Pseudofaeces van bivalven veranderen de sedimentatie eigenschappen van zwevende stof en bioturbatie door de wadpier Arenicola marina heeft tot gevolg dat de grovere sedimentdeeltjes op de diepte van voedselopname achter blijven en de fijne deeltjes via de faeces op het oppervlak terechtkomen. Enkele metalen worden nader toegelicht.

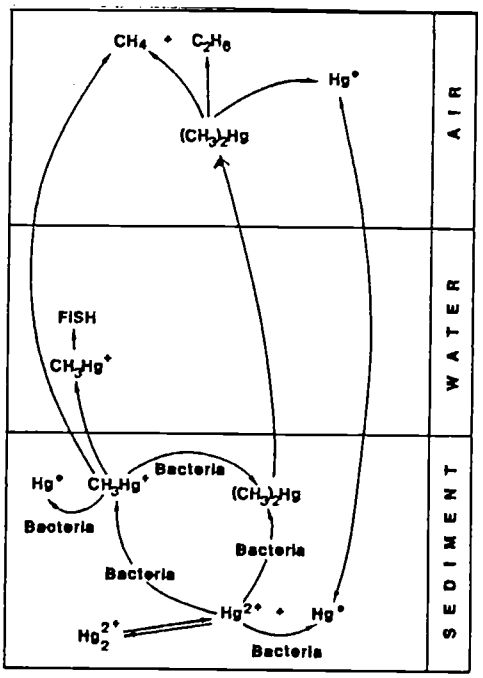
### 2.2.1. Kwik

Kwik wordt gebruikt als fungicide bij de landbouw, als vulmateriaal door tandartsen, bij chlooralkali-elektrolyse, in elektrische apparaten en gloeilampen, in antifoulingverf voor schepen, voor instrumenten en als katalysator bij chemische processen.

In het marine milieu worden de kwikverbindingen afgebroken tot de anorganische vorm ( Hg, $HgCl_4^{2-}$ en HgS ). Dit verandert dan langzaam in methylkwik ( $CH_3Hg^+$), wat erg giftig is en de neiging heeft zich op te hopen in de voedselketen ( Dyrssen et al. 1972 ). Een voorbeeld van de desastreuze effekten die methylkwik kan veroorzaken is de ramp bij Minamata. Dit is een plaats met 50.000 inwoners aan een binnenzee in Japan. De bevolking leeft van de visserij en in 1952 heeft zich een fabriek voor de produktie van vinylchloride en aceetaldehyde gevestigd. Kwikchloride wordt als katalysator gebruikt bij het maken van vinylchloride. Het kwik in het afvalwater is slechts voor een klein deel hiervan afkomstig. Het grootste deel komt van het kwiksulfaat ( $HgSO_4$) dat als katalysator wordt gebruikt bij het maken van aceetaldehyde. Per ton aceetaldehyde komt 300-1000 g kwik in het water, waarvan 15-50 g in de vorm van het zeer gifti-




FIGUUR 6: Indication of clay layer (a) and vertical distribution of the concentration of $Cl^-$ in the porewater (b), of zinc in the fraction smaller than 63µm (c) and in total sediment (d) of a core from the western Dutch Wadden Sea ( uit Kramer 1986).




FIGUUR 7: The biological cycle for mercury ( Wood, 1974)(uit Salomons & Förstner 1984).

ge methylkwik. In 1953 begonnen mensen en katten in Minamata vreemde ziektebeelden te vertonen. Het begon met gevoelloosheid van lippen en ledematen, na twee weken traden storingen op in de tastzin, de spraak en het gehoor. Ook werd een onregelmatige gang en een versmalling van het gezichtsveld gekonstateerd. Van de 116 geregistreerde patiënten stierven er 46. De anderen liepen blijvende schade op. Eerst dacht men aan een besmettelijke hersenvliesontsteking, maar na onderzoek ( alle zieken hadden vis gegeten ), bleek een zware metalen vergiftiging verantwoordelijk. In 1957 werd het vissen verboden en pas in 1959 werd ontdekt dat kwik de veroorzaker van de ziekte was. Het onderzoek werd tegengewerkt door de fabriek. Toen in 1960 kwik werd aangetoond in het afvalwater van de fabriek werd de bekendmaking daarvan verhinderd door de Japanse chemie lobby. Pas in 1968 werd het lozen van afvalwater gestopt.( Gerlach 1976 ).

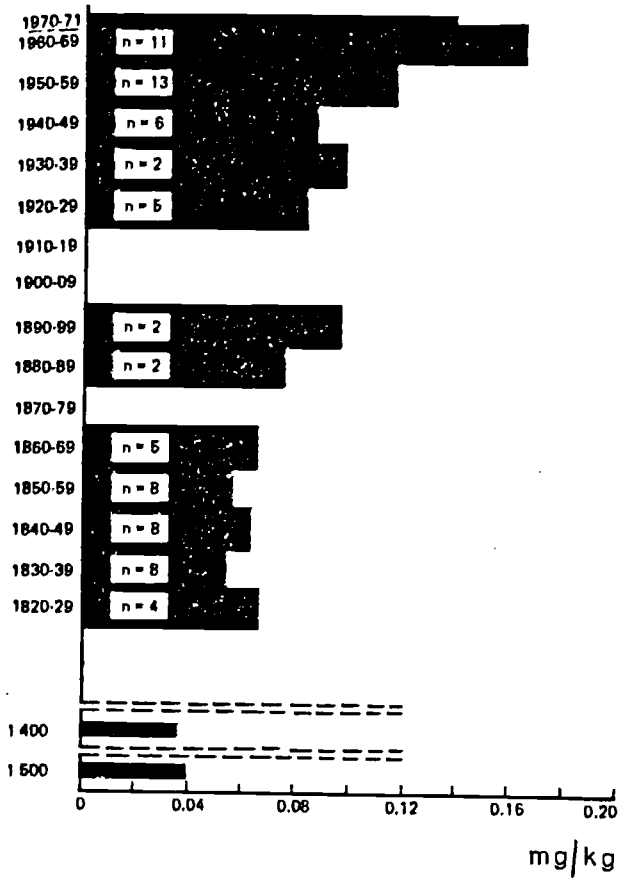
Uit onderzoek aan sedimentprofielen (fig. 8) in het Santa-Barbara bekken voor de kust van Californië blijkt dat de kwikkonsentratie sinds 1920 sterk is toegenomen. Deze nauwkeurige analyse was mogelijk omdat,vanwege de zuurstofloze omstandigheden,geen fauna aanwezig was die de sedimentatie konden verstoren.

### 2.2.2. Lood

Bij het verhitten van erts komt lood vrij in de atmosfeer, in sigarettenrook zit lood, tetraetyllood is aanwezig in benzine. Als men de verhouding produktie en konsentratie in zee voor de verschillende metalen vergelijkt is deze verhouding het ongunstigst voor lood (Gerlach 1976). Dit wijst erop dat menselijke aktiviteit het loodgehalte in zee de laatste tientallen jaren heeft verhoogd. De bovenste lagen van het Groenlandse ijs vertonen verhoogde konsentraties in vergelijking met dieper gelegen lagen. Dyrssen et al. (1972) spreken van een verhoging van 5x ten opzichte van de prehistorie.

### 2.2.3. Cadmium

Dit wordt gebruikt als kleurstof in plastics en is erg giftig. Dodelijke gevallen van cadmiumvergiftiging zijn uit Japan bekend.




FIGUUR 8: Im Santa-Barbara Becken vor der kalifornischen Küste werden unter bedingungen von Sauerstoffmangel geschichtete Sedimente abgelagert, da keine Bodentiere vorhanden sind, welch die Schichtung durch ihre Wühltätigkeit stören. Man kann diese Schichten genau datieren. Die graphik zeigt die Quecksilberkonzentration in einem Kern aus 580 m Wassertiefe, angegeben in mg/kg trokkenes Sediment. Die Konzentrationen in Schichten aus dem vorigen Jahrhundert sind deutlich höher als in 3.500 Jahre alten Schichten (1400 und 1500 v. Chr.); in den jüngsten Sedimenten ist die Konzentration am höchsten. (nach Young et al.,1973)(uit Gerlach 1976).

Ook voor cadmium geldt dat door menselijke aktiviteit de konsentratie is verhoogd (Gerlach 1976).

### 2.2.4. Titaan

Titaandioxide is een witmaker voor papier en een kleurstof gebruikt in plastics. Behalve vervuiling door titaandioxide is er ook sprake van vervuiling door ijzersulfaat en zwavelzuur. Deze stoffen ontstaan bij het oplossen van titaanerts met zwavelzuur en worden op zee geloosd (Gerlach 1976).

## 2.3. Fysische verontreiniging

De meeste literatuur over zeeverontreiniging betreft chemische verontreiniging. Slechts enkele artikelen behandelen thermische verontreiniging en radioaktiviteit.

### 2.3.1. Radioaktiviteit

Bronnen van vervuiling zijn kernexplosies en nukleaire voortstuwing, verlies en testen van nukleaire wapens en gebruik van radioaktive isotopen voor medische en onderzoeksdoeleinden. Het grootste deel van de kunstmatige radioaktiviteit in zee wordt geleverd door lozing van kerncentrales en in mindere mate wapentests en radioaktief afval dumping ( Preston et al. 1972 ). Vooral lokaal kunnen de konsentraties erg hoog zijn. Krypton is oplosbaar in water. Het stralingsveld dat door Krypton wordt veroorzaakt is zeer klein in vergelijking met het natuurlijk aanwezige. Tritium is laag radioaktief en zal zich niet sterk ophopen in biologisch materiaal ( Preston et al. 1972 ).

### 2.3.2. Thermische verontreiniging

Het lozen van koelwater door elektriciteitscentrales kan thermische verontreiniging veroorzaken. Plankton en andere kleine organismen ondergaan een temperatuur shock als ze met het koelwater de

kondensors passeren. Er zijn indikaties dat het chloor, waarmee het cirkuit om aangroei te voorkomen wordt schoongemaakt meer schade aanricht dan de temperatuurverhoging (Dijkema et al. 1985).

# 3. METING VAN VERONTREINIGING

## 3.1. Chemische meetmethoden

### 3.1.1. Organische verontreiniging

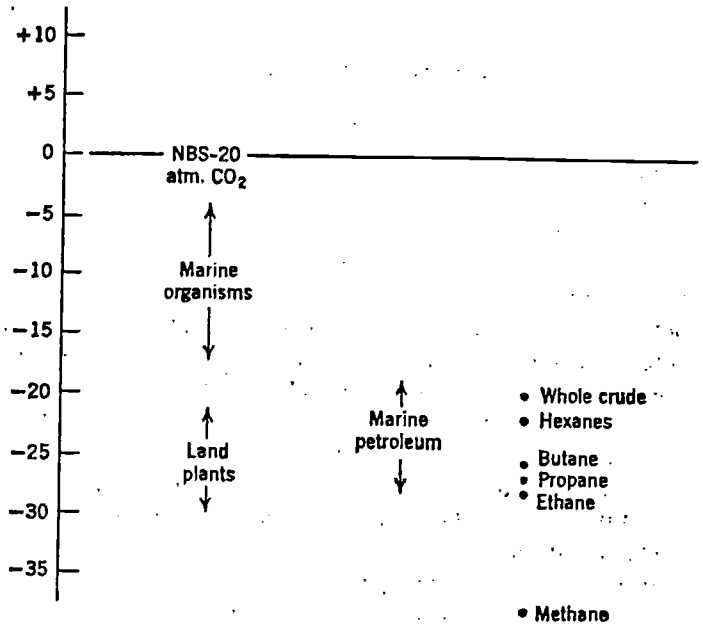
Parker (1967) noemt een methode om organische verontreiniging aan te tonen. Deze methode werkt met de C13/C12 ratio. Delta $^{13}C$ wordt berekend als het percentage verschil in ratio tussen het monster en een standaard materiaal. Deze waarde is voor mariene organismen beduidend anders dan voor organische verontreiniging ( zie fig. 9).

Strickland & Parson (1968) geven een aantal methoden voor de analyse van organische verontreinigingen. Ook Duursma & Marchand (1974) geven een uitgebreid overzicht. Omdat vele organische verontreinigingen zich vanwege hun hydrofobe gedrag aan de oppervlakte zullen bevinden is een goede methode om de oppervlakte te bemonsteren gewenst. Harvey (1966) ontwikkelde een roterende-trommel oppervlakte skimmer die de bovenste 60$\mu$m bemonsterd. Deze methode is vrij duur en gekompliceerd, bovendien kan selektieve adsorptie van de verschillende verbindingen plaatsvinden. Garret (1965) maakte gebruik van een scherm waarmee de bovenste 150$\mu$m werd verwijderd. Het scherm kan echter vervuild raken door kontakt met zeewier, kwallen, etc.

Riley et al. (1972) geven een aantal methoden om gehalten aan nutriënten te bepalen. Ze maken gebruik van U.V. irradiatie om organische verbindingen uiteen te laten vallen en van spektofotometers om het gehalte van de verschillende stoffen ( fosfaat, ammonia, nitraat, nitriet, silikaat, etc. ) te meten.

Vloeistof-gaschromatografie (GLC) wordt toegepast bij het identificeren van gechloreerde koolwaterstoffen. PCB's kunnen onder invloed van zonlicht veranderen, waardoor ook de pieken bij de chromatografie anders worden ( Duursma en Marchand 1974 ).

De konsentratie van organochloorverbindingen in het water zijn erg laag en daarom zijn grote monsters nodig. Het risiko van besmetting door het schip, de monstervaten, de filtratie en ekstraktie procedures is aanzienlijk. Zwevende deeltjes kunnen, vanwege het hydrofobe karakter van de organische stoffen, meer organochloriden




FIGUUR 9: Isotope ratios, deltha $^{13}C$, of large carbon reservoirs (uit Parker 1967).

bevatten dan het omringende water ( Boon & Duinker 1986 ).

Blumer et al. ( 1972 ) gaan in op de verschillende technieken die gebruikt worden voor de analyse van de komponenten waaruit olie is opgebouwd. Deze technieken zijn zeer selektief. Alleen als specifieke verbindingen worden gemeten ( m.b.v. gaschromatografie, massaspektrometrie, hogedruk vloeistofchromatografie (HPLC)) kan men de resultaten van verschillende studies vergelijken. Als globale technieken zoals infrarood spektrometrie of fluorescentie spektrometrie worden gebruikt moet men voorzichtiger zijn. Infrarood spektrometrie maakt geen onderscheid tussen antropogone en biologische koolwaterstoffen. Fluorescentie spektrometrie moet gestandaardiseerd worden m.b.v. een bepaalde olie soort. Deze methode kan dus alleen toegepast worden als de identiteit van de olie bekend is. In het sediment is de olie konsentratie meestal veel hoger dan in het water, wat de analytische moeilijkheden en de kans op besmetting van het monster verkleint ( Kuiper 1986).

### 3.1.2. Anorganische verontreiniging

Riley ( 1965 ) geeft een algemeen overzicht van de analytische chemie van zeewater. Dyrssen et al. ( 1972 ) geeft uitleg bij de bepaling van alle sulfidevormende metalen, waaronder Fe, Cu, Zn, Cd, Hg, Pb, As, Sb, Bi en Se.

## 3.2. Fysische meetmethoden

### 3.2.1. Chemische verontreiniging

Remote sensing is de detektie van eigenschappen van het aardoppervlak en dynamische gebeurtenissen vanuit vliegtuigen en satelieten ( Spitzer 1986 ). De gebruikte techniek is afhankelijk van de hoogte, de golflengte en de stralingsbron. Als het zonlicht gedetekteerd wordt spreekt men van passieve remote sensing en als de detektor de stralingsbron vervoerd ( laser of radar ) is sprake van aktieve remote sensing. In zee zal de remote sensing informatie kunnen geven over de oppervlakte temperatuur, golfslag en stroming aan het

oppervlak, bodem topografie en zwevend en opgelost materiaal. Substanties die fluoresceren zoals chlorofyl, olie en chemische verbindingen, kunnen direkt gemeten worden zodat de verspreiding in kaart gebracht kan worden. De meest veelbelovende toepassing lijkt de remote sensing van olieverontreiniging aan het oppervlakte. De olie laag verandert de ruwheid van het oppervlakte, de temperatuur, reflektiecoëfficient en kleur. Eutrofiëring verandert ook de kleur van het water.

Organochloriden en zware metalen veranderen de optische eigenschappen van het water niet, maar omdat de stoffen zich vaak binden aan sediment of opgelost organisch materiaal kunnen ze zo indirekt m.b.v. remote sensing aangetoond worden. Dumping en verbranding van chemisch afval verandert de temperatuur en optische eigenschappen van de omringende zee ( tot soms meer dan 100 km ver ) en kunnen zodoende direkt waargenomen worden.

### 3.2.2. Fysische verontreiniging

Een fysische methode om radioaktiviteit aan te tonen is de gammaspektrometrie. Voor radioaktieve deeltjes die geen gamma stralen uitzenden kan de radioaktiviteit gemeten worden door röntgenstraling telling ( Preston 1972 ).

Thermische verontreiniging kan door middel van temperatuur bepalingen aangetoond worden en met behulp van remote sensing worden gedetekteerd ( Spitzer 1986).

### 3.2.3. Biologische meetmethoden

Planten en dieren worden al heel lang gebruikt als indikatoren van milieuomstandigheden. In de romeinse tijd werd aanbevolen naar water te zoeken op plaatsen waar wilgen en russen groeien ( Nottrot 1985 ). In Australië, Azië, Afrika en Amerika worden ekonomisch interessante mineralen en elementen m.b.v. planten opgespoord. Een voorbeeld dichtbij huis is het limburgse zinkviooltje ( Ernst 1984 ). De kanarie werd vroeger meegenomen door mijnwerkers. Deze vogel is gevoel iger voor het geur- en kleurloze koolmonoxide dan mensen en

valt flauw wanneer de konsentratie boven een voor de mens gevaarlijke waarde komt, zodat de mijnwerkers op tijd gewaarschuwd worden ( Nottrot 1985 ).

Eisen aan bioindikatoren

Over de eisen waaraan bioindikatoren moeten voldoen bestaan verschillende meningen. Een belangrijke eis is dat de biologie van het organisme goed bekend moet zijn ( Nottrot 1985, Butler et al. 1972, Gerlach 1976 ). Gegevens over natuurlijke seizoensvariaties en plaatselijke variaties zijn zeer waardevol ( Stein & Denison 1967, Wass 1967 ).

Ook kennis over het gedrag van de te bestuderen kontaminanten in het mariene milieu is onontbeerlijk. Akkumulatie van metalen b.v. is afhankelijk van de vorm waarin het metaal voorkomt en de verspreiding van het metaal in het sediment is afhankelijk van de korrelgrootte. Salomons & Förstner (1984) beschrijven dat de akkumulatie van metalen door een waterlelie-achtige ( Nuphar variegata) geen korrelatie vertoont met de konsentratie van het metaal in de totale hoeveelheid sediment, maar wel met een bepaalde fraktie.

De fysische effekten van de te verwachten vervuiling op het organisme moeten ( m.b.v. laboratorium onderzoek ) bekend zijn ( Butler et al. 1972 ). Er moet een eenduidige relatie bestaan tussen de reaktie van de indikator en de veroorzakende faktor ( Nottrot 1985, de Wit 1984, Eysackers 1984, Mc Intyre 1984). Een duidelijk voorbeeld van een zeer specifieke reaktie is de analyse van het mixed function oxidase (MFO) enzymsysteem. Benzopyreen, een olieprodukt, veroorzaakt een toename in MFO aktiviteit bij de regenboogforel, terwijl andere organische verontreinigingen zoals imipramine, PCB, DDT, carbonaten en organische fosfaten deze MFO aktiviteit niet verhogen ( Penrose 1978 ). Korporaal & Smaal (1986) voerden een literatuurstudie uit over de biologische effekten van verontreiniging op mariene bodemdieren. Tabel III geeft een overzicht van hun resultaten. De hartslag is alleen te gebruiken onder ekstreme omstandigheden. Bij de "scope for growth" en groeiefficiëntie is een direkte relatie tussen oorzaak en effekt moeilijk aan te geven. De lysosoomstabiliteit is gebaseerd op het verschijnsel dat

TABEL III: Overzicht en beoordeling stressparameters + = goed, 0 = matig, - = slecht, ? = onbekend (uit Korporaal & Smaal 1986).

| | inducerende factor | specifiek . aspecifiek | "early warning" | testduur kort:- lang:+ | eenvoud methode | gevoeligheid S/N verhouding | reproduceerbaarheid | korr. met andere testen |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| hartslag | temp. sal. $PO_2$,voedsel grootte, droogst,etc. | aspecifiek | + | - | 0 | - | ? | ? |
| scope for growth | temp., sal, $PO_2$,voedsel, toxic.droogstand,etc. | aspecifiek | + | 0 | 0 | + | 0 | + |
| groei | idem | aspecifiek | + | 0 | 0 | ? | 0 | ? |
| ëfficiëntie O/N ratio | temp.,voedsel droogst.? sal.red ? | aspecifiek | + | - | 0 | ? | 0 | + |
| AEC | temp. sal. $PO_2$ toxic. | aspecifiek | + | - | - | + | - | ? |
| glycogeen gehalte | temp.voedsel groei,voortplanting | aspecifiek | - | - | 0 | - | + | + |
| lysosoom stabiliteit * | $PO_2$, sal. voedsel, droogst. koolw.st. (zware) metalen | aspecifiek | + | - | 0 | 0 | + | +(sfg) |
| NTR activiteit * (MFO) | koolwaterstoffen | specifiek | + | - | 0 | - | - | ? |
| metallothioneïnen * (shikatatest) | (zware) metalen | specifiek | + | - | + | ? | 0 | ? |
| gonaden index * | extreme factoren | aspecifiek | - | + | 0 | - | - | + |
| conditie index | seizoen voedsel | aspecifiek | - | + | + | - | - | ? |
| schelpwaterverlies | | | | | | | | |
| sluitspierkracht | ? | aspecifiek | - | - | + | - | - | ? |
| schelpbeweging | | | | | | | | |
| ingraafsnelheid | | | | | | | | |

* met een vries microtoom gecombineerd uit te voeren.

de membraan destabiliseert bij een teveel aan kontaminanten. Het glycogeengehalte geeft vooral informatie over recente kortdurende wisselingen van omstandigheden. Metallothioneïnen zijn niet-enzym eiwitten. De vervuilende metalen verdringen de voor katalisatie belangrijke metalen, zodat de metallothioneïnen niet meer werkzaam zijn. AEC staat voor 'adenylate energy charge' wat de verhouding energiehoudende molekulen betreft. $AEC = \frac{ATP + {}^{1}/2\ ADP}{ATP + ADP + AMP}$ .Deze ratio is alleen gevoelig voor zeer akute stimuli, want de ATP huishouding is een zeer balangrijk proces.

Een andere eis voor een bioindikator is dat het organisme gevoelig is ( Gilifillan 1984 ). Soorten met een nauwe ekologische amplitude ( stenosoorten ) en minder talrijke of zeldzame soorten zijn het gevoeligst ( de Wolf 1984, Beitema 1984 ). Ook worden soorten kritischer naarmate ze verder van hun optimum milieu af leven ( Zonneveld 1984 ). Het is dus belangrijk te weten of het milieu waarin de indikatorsoort voorkomt optimaal is. Sommige auteurs stellen juist dat het organisme algemeen moet voorkomen ( Nottrot 1985, Eysackers 1984, Butler et al. 1972 ) want het is van belang dat er sprake is van een genetisch homogene groep en alle ekologische niches moeten bezet zijn ( de Wolf 1984, Zonneveld 1984 ). Een algemeen voorkomen maakt ook mogelijk dat informatie over vervuiling in een groot gebied wordt verkregen. Elmgren (1975) geeft de voorkeur aan meiofauna diversiteit als indikator voor zuurstofgehaltes boven makrofauna diversiteit omdat de meiofauna tot dieper in de zee voorkomt. En Salomons & Förstner (1984) wijzen op de selektie van soorten met een grote tolerantie wat betreft zoutgehalte voor de monitoring van cadmium in de Westerschelde.

De indikator moet tijdens de gehele studieperiode aanwezig zijn, dus langlevende ( de Wolf 1984, Wass 1967 ) en niet of slechts weinig mobiele soorten ( Nottrot 1985, Stein & Denison 1967, Wass 1967, de Wolf & Lewis 1972) zijn geschikt. Als het organisme niet de gehele periode aanwezig is moet de verblijftijd bekend zijn ( Butler et al. 1972 ).

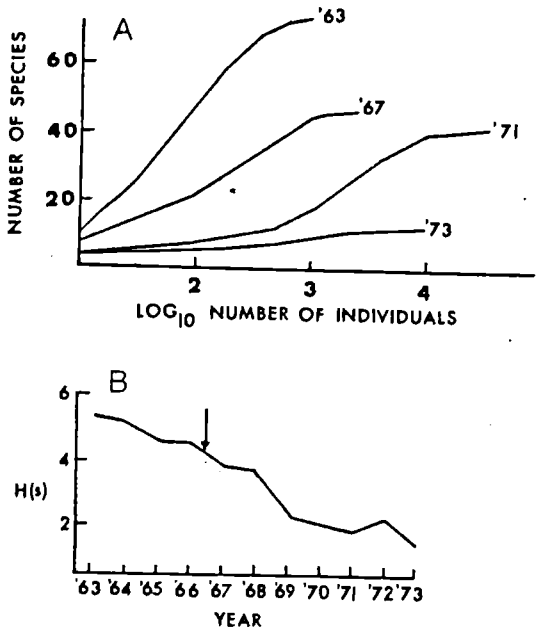
Ook moet het organisme makkelijk te bemonsteren of waarneembaar zijn ( de Wolf 1984, Butler et al. 1972, Penrose 1978 ).

Behalve dat men naar een eigenschap van een individu ( skelet afwijking, fotosynthese snelheid ) of soort ( dichtheid, sterfte percentage ) kan kijken, kan men ook de interaktie tussen soorten ( uitbreiding van predatoren door verzwakking prooi ) of het hele ekosysteem ( diversiteitsindeks ) in beschouwing nemen.

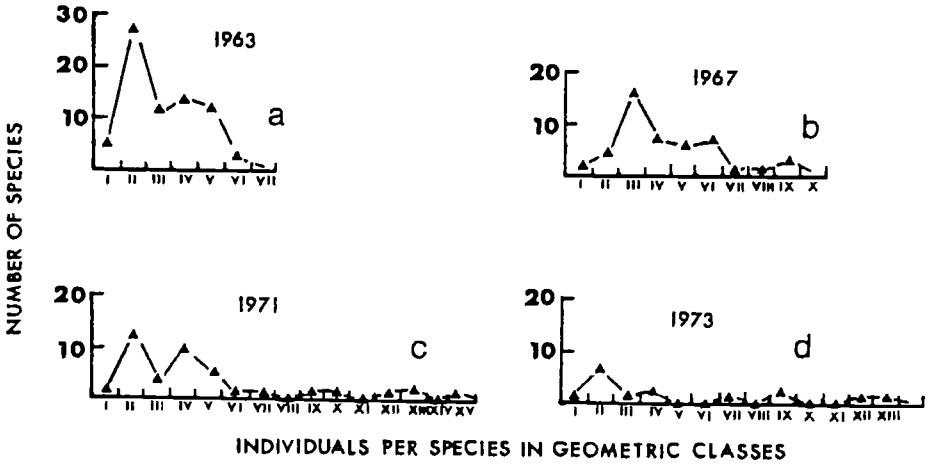
Diversiteitsindices

Volgens vele auteurs resulteert vervuiling in een afname van het aantal soorten en een toename van het aantal individuen van een paar opportunistische soorten ( Stein & Denison 1967, Copeland 1967, Hopkins 1967, Pearson 1967, Golubic 1970, Rugg 1985, Reish 1960, Gray 1982 ). Abbot (1967) merkt echter op dat bij een geringe vervuiling een toename in diversiteit wordt waargenomen door de grotere variatie in milieuomstandigheden. En Hodda & Nicholas (1986) vonden bij vergelijking van nematode gemeenschappen in schone en vervuilde mangrove moddervlaktes een soortenrijkere gemeenschap in het vervuilde gebied.

De diversiteitsindeks werd uitgevonden om komplekse biologische informatie objektief in een getal uit te drukken, waar technici mee aan het werk konden ( Stein & Denison 1967 ). Er zijn vele formules opgesteld die allemaal zowel het aantal soorten als het aantal individuen per soort in beschouwing nemen. De objektiviteit van het gebruik van de diversiteitsindeks als bioindikator wordt door Gray & Pearson (1982) betwijfeld, want komplekse situaties worden te sterk gesimplificeerd. Alle soorten en individuen worden verondersteld gelijkwaardig te zijn, maar geslacht, ontwikkelingsstadium, etc. veroorzaken verschillen. Ook het selekteren van de soorten die mee tellen in de indeks is een subjektieve bezigheid. Pearson (1967) stelt b.v. als indeks voor het aantal soorten die tenminste 10 % van het totale aantal organismen in het monster omvatten. Sander's "rarefraction technique" gaat er van uit dat de soorten-individuen verhouding vergelijkbaar is in de te vergelijken gemeenschappen en dat de individuen random verspreid zijn. De techniek werd toegepast in een meer in Schotland, waar afvalwater van de houtindustrie geloosd werd. Vóór de eerste lozing was echter al een daling van de indeks gekonstateerd ( zie fig. 10 ).




FIGUUR 10: Diversiteitsindices berekend voor data van Loch Eil Schotland, A. rare-fractie kurves, B. Shannon-Wienerindex. Pijltje geeft aan wanneer vervuiling begon (uit Gray & Pearson 1982).




FIGUUR 11: Log-normale verdelingen voor data van Loch Eil Schotland (uit Gray & Pearson 1982).

Gray & Pearson (1982) stellen een methode voor waarmee de belangrijkste indikatorsoorten geselekteerd kunnen worden, waarna een uitgebreidere studie van die soorten kan volgen. Het aantal soorten wordt uitgezet ( y-as ) tegen het aantal per soort ( x-as ) voor monsters genomen op verschillende tijdstippen in hetzelfde gebied, of voor monsters genomen in verschillende gebieden. Dit wordt de log normale verdeling genoemd. Bij veranderende of verschillende milieuomstandigheden zal het maksimum van de kurve verschuiven. De groepen waar deze verschuiving plaatsvindt zijn de meest gevoelige soorten en die zijn geschikt als indikator ( zie fig. 11).

Monitoring

Omdat de kontaminanten van de zee vaak in erg lage konsentraties aanwezig zijn maakt men gebruik van de akkumulatie van deze stoffen in organismen om informatie over de vervuiling te verkrijgen. Voordelen hiervan zijn dat de konsentraties hoger en dus makkelijker meetbaar zijn en dat men direkt informatie verkrijgt over de effekten van bepaalde verontreinigingen op de organismen.( Boalch 1981). Ook krijgt men een tijdsintegratie. Piekbelastingen van het water, die met regelmatige fysisch/chemisch bemonsteren van het water misschien onopgemerkt blijven, worden zo toch teruggevonden ( Reish 1960, de Wolf & Lewis 1972 ). Een nadeel is echter dat slechts de voor de organismen opneembare kontaminanten geakkumuleerd worden, dus eigenlijk meet men alleen de opneembaarheid van bepaalde kontaminanten voor de organismen. Dit wordt bio-availability genoemd ( Kramer 1986, Davies & Price 1980). Bovendien kan het organisme de betrokken stof omzetten in een andere stof. Boon & Duinker (1986) observeerden dit voor PCB's.

Een probleem bij monitoring is het vinden van geschikte kontroles. Vaak zijn geen gegevens beschikbaar over de situatie vòòr de vervuiling begon ( Reish 1960, Wass 1967, Mann 1978 ),dus moet men op zoek naar vergelijkbare, maar onvervuilde gebieden. Een ander probleem is de variatie binnen de monitoring populatie, die afhankelijk is van voedselaanbod, ekspositie, groeisnelheid, etc. Davies & Price (1980) geven een methode aan, waarbij gebruik wordt gemaakt van mosselen die opgekweekt zijn uit onvervuilde populaties en die

in een vervuild gebied worden uitgezet. Door de periode kort te houden wordt de invloed van andere omgevingsfaktoren dan de vervuiling, zoals kompetitie om voedsel, zo veel mogelijk gereduceerd. Een voorbeeld van de beïnvloeding van bepaalde reakties door omgevingsfaktoren is de voedingsgewoonte van de zeeforel, die in Noord Amerikaanse estuaria voornamelijk dieren met een hoog vetgehalte eet. In deze dieren zijn zodoende veel pesticiden opgeslagen. In andere estuaria worden door de zeeforel echter voornamelijk kreeftachtigen gegeten met een laag vetgehalte en daardoor een laag pesticidengehalte. ( Butler et al. 1972). Hetzelfde organisme geeft hier dus verschillende informatie over het pesticidengehalte van het zeewater.

In het nu volgende gedeelte zullen enkele voorbeelden van bioindikatie per vervuilingstype besproken worden. Voorbeelden voor de Waddenzee komen in hoofdstuk 4 aan de orde.

### 3.3.1. Organische verontreiniging

#### 3.3.1.1. Bakteriën

Het feit dat de indikator met de verontreiniging wordt geïntroduceerd, zoals het geval is met Escherichia coli als indikator van faekaliën, maakt het gebruik van bakteriën geschikt voor het aantonen van verontreiniging van het mariene milieu (Ogslesby 1967 ). Bepaalde bakteriën kunnen met eenvoudige technieken geïdentificeerd worden, zodat grote hoeveelheden monsters kunnen worden verwerkt. De meeste bakteriën zijn echter niet specifiek gebonden aan één soort vervuiling ( Butler et al. 1972 ).

Recentelijk is vooral in Japan onderzoek gedaan naar de toepasbaarheid van bakteriën als indikatoren van waterverontreiniging. Koujima et al. (1984) geven de voorkeur aan enterococci boven coliforme groepen, omdat de eersten meer voorkomen en geen inkubatie bij 45,5 °C behoeven.

3.3.1.2.Protozoen

Voor protozoa geldt ook het voordeel als voor bakteriën van grote hoeveelheden monsters. Protozoa spelen een belangrijke rol in het kontroleren van bakteriën en soms van fytoplankton. De fysiologie en biochemie van enkele soorten is uitgebreid onderzocht.

Wyatt & Pearson (1982) onderzochten de populatiedynamika van protozoa in een organisch verrijkte zeearm in Schotland en vonden een gradiënt in de verspreiding die gekorreleerd was aan de organische vervuiling en niet met de temperatuur of andere seizoensfaktoren of fluktuaties in benthische meiofauna of diatomeeën dichtheid. De grootste dichtheid en meest diverse populaties werden in het meest vervuilde sediment gevonden.

3.3.1.3.Fytoplankton

Friligos & Koussairis (1984) bestudeerden de dichtheid en diversiteit van fytoplankton in relatie tot rioolwater in de Thermaikos golf in Griekenland. Behalve dichtheid en diversiteit werden ook fysische en chemische parameters als temperatuur, saliniteit, nutriëntenkonsentratie en organische koolstof gemeten. Dicht bij het lozingspunt werd een grotere konsentratie fytoplankton en een lagere diversiteit aangetroffen dan ver van het lozingspunt. Dinoflagellaten domineerden in het verontreinigde gebied, terwijl diatomeeën overheersten in schoner water.

3.3.1.4.Fytobenthos

Voor de Adriatische kust van Joegoslavië onderzocht Golubic (1970) het effekt van organische vervuiling. Rekeninghoudende met seizoensfluktuaties en verschil in mikroreliëf van het substraat, ekspositiegraad, lichtomstandigheden en toevoer van zoetwater, vergeleek hij dezelfde zone en hetzelfde vegetatietype langs een vervuilingsgradiënt. Toenemende vervuiling werd geindiceerd door afwezigheid van het bruinwier Cystoseira barbata en aanwezigheid van de groenwieren Codium tomentosum en Ulva lactuca.

De dichtheid en soortensamenstelling van zeegrasvelden en macroalgen werd in een door lozingen, havenaktiviteiten, erosie en omlegging van een rivier aangetast gebied in de Middellandse zee door Bourcier (1986) gebruikt als indikatie van instabiliteit en aanwezigheid van organisch materiaal. Depositie van organisch materiaal ( als gevolg van harde NW wind ) resulteerde in een verschuiving van een kust detritus biocenose naar een modderige detritus biocenose.

3.3.1.5. Zooplankton

Methanol en phenol remmen de voedselopname van copepoden en andere organische vervuilingen remmen respiratie en eiproduktie (Capuzzo 1985 ).

Berdugo et al. (1977) onderzochten het effekt van petroleum koolwaterstoffen op de reproduktie van estuariene planktonische copepoden in laboratorium kultures. Ze vonden een negatief effekt bij de toediening van 1 mg naftaleen per liter gedurende 24 uur, terwijl bij toediening van 10-50 µ gram per liter gedurende 10 dagen geen duidelijk effekt werd gevonden, hoewel koolwaterstoffen in die periode geakkumuleerd werden.

Duursma & Marchand (1974) noemen een groter effekt van pesticiden op zooplankton bij een lagere temperatuur en bij jongere organismen.

3.3.1.6. Zoobenthos

Benthische soorten en gemeenschappen worden vaak beschouwd als goede indikatoren vanwege hun konstante aanwezigheid, relatieve lange levensduur, vastzittende levensgewoonte en verschillende stress toleranties ( Wass 1967). Gerlach (1976) noemt echter de begrenzing voor het gebruik van levensgemeenschap als indikator, want men heeft te maken met natuurlijke veranderingen over de jaren in de toevallige verspreiding van larven.

Raffaelli & Mason (1981) stelden als indikator voor het opsporen van organische vervuiling van zandstranden de verhouding nematoden

t.o.v. copepoden voor. In vervuilde gebieden was de ratio erg hoog. In het litoraal nam de ratio toe met een afname in de korrelgrootte en in het sublitoraal nam de ratio toe met de diepte. Warwick (1981) voegt daar aan toe dat op basis van de korrelgrootte van het sediment uitspraken gedaan kunnen worden over de afmetingen van de copepoden en nematoden.

De metabolische behoefte is weer gekoppeld aan de lichaamsgrootte. Zo kunnen voorspellingen gedaan worden over de te verwachten ratio's als het gebied onvervuild is en de gevonden ratio's kunnen daarmee vergeleken worden. Coull et al. (1985) betwijfelen de waarde van de nematode/copepode ratio als indikator van vervuiling. De seizoens variatie is volgens hen groot. Bovendien bestaan er een aantal uitzonderingen op de bewering dat nematoden domineren in organisch vervuilde gebieden en worden soms geen copepoden op lager gelegen plaatsen gevonden.Rafaelli (1981) reageert hierop met aanvullende informatie. De seizoensvariatie werd beperkt door alle monsters in dezelfde maand te nemen.

Shield & Anderson (1985) maakten gebruik van de nematode/copepode ratio in Schotland bij rioolwatervervuiling. Ze vonden hogere ratio's op vervuilde plaatsen, maar ook seizoens en geografische variaties in de ratio. Als alleen de interstitiële vormen gebruikt werden voor het berekenen van de ratio trad een vermindering in variatie op. De ratio is dan echter alleen te gebruiken in gebieden waar de sediment korrelgrootte zodanig is dat een interstitiële fauna aanwezig kan zijn. Een probleem kan het identificeren van echte interstitiële , niet-interstitiële en tussenvormen opleveren. Na de Amoco Cadiz olieramp in Bretagne voerde Boucier (1985) een survey uit naar de meiofauna dichtheden. Twaalf jaar later na de ramp was nog sprake van een verminderde nematode dichtheid. De copepode dichtheid was afhankelijk van seizoensinvloeden.

Reish (1960) onderzocht vervuiling in de havens van Los Angeles en Long Beach (U.S.A.). Hij vond vnl. polychaeten in de schone gebieden, uitsluitend de polychaet Capitella capitata in de middelmatig vervuilde gebieden en geen benthische dieren in de zeer vervuilde gebieden. Reish noemt Capitella capitata als een indikator van vervuiling. Eagle & Rees (1973) observeerden echter na het aan-

leggen van een rioolpijpleiding en vóór het ingebruik nemen ervan een enorme toename in Capitella capitata. En twaalf maanden na de ingebruikneming was deze grote dichtheid weer verdwenen. Capitella capitata is een opportunistische soort die door natuurlijke of menselijke oorzaak verstoorde gebieden het eerst koloniseert (Gray 1982).

Mollusken zijn geschikt voor monitoring omdat ze in staat zijn tot bioakkumulatie, vastzittend of niet migrerend zijn, lang leven en plaatselijk veel voorkomen. Sommige genera hebben een wereldwijde verspreiding. De pelagische fase van de larven voorkomt geografische isolatie, zodat de soorten meestal genetisch stabiel en taxonomisch te onderscheiden zijn. Mollusken passen zich snel aan in laboratorium omstandigheden en kunnen getransporteerd worden naar veldstations die een grote variatie vertonen in milieuomstandigheden. Ze onttrekken zowel opgeloste stoffen als deeltjes aan in het milieu ( Butler et al. 1972).

Afwijkingen van embryo's van de aliekruik Littorina saxatilis werd door Dixon & Pollard (1985) gebruikt als indikator van rioolwater en industrieel afvalwater. De oorzaak van de afwijkingen zou een ziekte kunnen zijn die aanwezig is in alle L. saxatilis populaties, maar die naar buiten treed onder invloed van de slechte milieu omstandigheden. Hartgrave & Newcombe (1973) gebruikten Littorina littorea als indicator van Bunker C olie en het dispermiddel Corexit 8666. Ze bekeken in het laboratorium de kruipsnelheid en de ademhaling. Beide namen toe in aanwezigheid van de olie en af bij dispergeermiddel. Ook met een mengsel van olie en dispergeermiddel neemt het kruipen en de ademhaling af, Bij een olie terminal in Shetland werd door Widdows et al. (1984) een monitor programma in het litoraal uitgevoerd. Fysiologische reakties zoals zuurstofkonsumptie van Littorina littorea werden gemeten. Voedselopname snelheid werd indirekt bepaald door individuen in een bekerglas met Ulva lactuca te plaatsen en de faecale produktie na een periode van 24 uur te meten. Cytologische en cytochemische metingen werden gedaan aan de voedselopslagcellen, de ontwikkelingsstadia van de gameten, lysosomale enzymen en het enzym NADPH-neotetrazolium uit de verteringscellen. Ook werd het gehalte aan koolwaterstoffen in het weefsel m.b.v. hoge druk vloeistofchromatografie (HPLC) be-

paald. Voor de mossel Mytilus edulis werden dezelfde metingen uitgevoerd, zij het dat de voedselopname en filtreer snelheid aan de hand van de hoeveelheid water ontdaan van deeltjes per uur werd gemeten. Littorina littorea gaf negatieve effekten te zien wat betreft de groei en lysosomale stabiliteit op plaatsen die vervuild waren met koolwaterstoffen. Mytilus edulis vertoonde geen negatieve effekten.

Broman & Ganning (1986) hebben onderzocht of het nonnetje Macoma balthica als alternatief monitororganisme kan dienen i.p.v. Mytilus edulis bij het meten van petroleum koolwaterstoffen. Mytilus neemt de koolwaterstoffen snel en in een korte periode op, terwijl Macoma veel trager is, waarschijnlijk door zijn voedingsgedrag (voornamelijk deposit feeding), lagere respiratie (wat op een langzamer metabolisme wijst) en mogelijk een lagere koolwaterstof metaboliserende aktiviteit. Een voordeel van Macoma is de dominantie in zanderige estuaria en de grote geografische verspreiding, waarschijnlijk door de hogere tolerantie van lagere zoutgehalten. De mossel reageert echter snel op tijdelijke fluktuaties en kan makkelijk naar een bepaald gebied verplaatst worden. Interaktie tussen Mytilus en Macoma kan bestaan uit het door Mytilus produceren van faeces, die door Macoma gegeten wordt. Dit zou naar verloop van tijd ontstane hogere gehalten van koolwaterstoffen in Macoma verklaren. Mortaliteit van Macoma balthica door toediening van Pruhoe Bay ruwe olie is eksperimenteel door Shaw et al. (1976) onderzocht. Een toename in olie konsentratie in het sediment kon gekorreleerd worden met een toename in mortaliteit. Shaw et al. (1978) suggereren Macoma balthica als een waardevolle indikator van olieverontreiniging, omdat het in veel gebieden waar olieproduktie en transport plaatsvindt voorkomt.

### 3.3.1.7. Vissen

Vissen worden ook vaak gebruikt voor monitoring omdat informatie over de konsentratie van kontaminanten in deze voedselbron van de mens gewenst is. Veel soorten akkumuleren schadelijke stoffen en er is veel bekend over de biologie van vissen. Sommige vissen ontwijken vervuilde gebieden en zijn zo niet specifieke indikatoren. Bepaalde vissen hebben goed gedefinieerde ekologische niches, zo-

dat de verschillende zones van het mariene milieu gemonitored kunnen worden ( Butler et al. 1972).

Voor het aantonen van koolwaterstoffen worden vissen met een hoog vetgehalte zoals haring en anchovis aangeraden ( Bremer et al. 1976). Boon (1985) vond dat de verdeling van PCB komponenten over verschillende organen van de tong Solea solea bepaald werd door het vetgehalte van die organen.

3.3.1.8.Vogels

Mariene vogels zijn vaak toppredatoren en akkumuleren zodoende hoge konsentraties kontaminanten. Door migratie worden grote gebieden bestreken, maar de trekgewoonten van vogels zijn meestal goed bekend. Veren van vogels geven informatie over het gehalte aan vervuilende stoffen in de vogel op het moment dat de veren werden gemaakt. Omdat veren dood zijn verandert de konsentratie hierna niet meer. Nieuwe veren worden regelmatig aangelegd. Zo kan men via trekvogels informatie krijgen over de vervuilingsgraad van verschillende gebieden in zee. Voorwaarde van deze methode is dat men weet hoe oud de veren zijn en hoe snel ze worden aangelegd ( Butler et al. 1972 ).

3.3.1.9.Zeezoogdieren

Ook deze dieren zijn carnivoren en langlevend, zodat akkummulatie van persistente stoffen plaats vindt. De akkummulatie is afhankelijk van het vetgehalte van het voedsel. De potvis eet vnl. benthische crustacea die weinig vet bevatten, terwijl tuimelaars kustvissen met een veel hoger vetgehalte eten. De verschillen komen tot uiting in het verschil in DDT gehalte ( Butler et al. 1972).

Bij het bepalen van kontaminant konsentraties in walvisachtigen blijkt een grote individuele variatie te bestaan. Dit is ten dele toe te schrijven aan de gebruikte monster- en analyse methoden, maar de konsentraties variëren ook met de leeftijd en geslacht, bovendien is er sprake van jaarlijkse veranderingen in vetgehalte, reproduktieve staat en voedingsgewoonten. En men heeft ook te maken met geografische variatie en soortsspecifieke opname. Het gebruik van walvisachtigen als monitororganismen wordt, vanwege het probleem om genoeg dieren te verzamelen, door Reynders (1986) afgeraden.

### 3.3.2. Anorganische verontreiniging

#### 3.3.2.1. Bakteriën

Vele bakteriën zijn in staat het tweewaardig kwik te reduceren tot metallisch kwik, dat bijzonder slecht oplosbaar is en dankzij de relatief hoge dampdruk vervluchtigd. Dit is de basis van resistentie tegen kwik van de meeste (onderzochte) mikroorganismen. Voor Staphylococcus aureus, Escherichia coli en Klebsiella aerogenes is bijvoorbeeld resistentie tegen Cd aangetoond ( de Jong 1984). Deze voorbeelden van adaptatie van mikroorganismen als reaktie op bepaalde omstandigheden in hun omgeving geven aan dat zij minder geschikt zijn als bioindikatoren.

#### 3.3.2.2. Protozoen

Dini (1981) bekeek in het laboratorium de resistentie voor kwik bij Euplotes crassus (Ciliophora, Hypotrichida) en vond een lagere tolerantie bij niet gekruiste stammen.

#### 3.3.2.3. Fytoplankton

Bij de diatomeeën soorten Phaeodactylum tricornutum en Skeletonema costatum is resistentie tegen een kombinatie van zink en cadmium waargenomen als gevolg van de kompetitie om opname plaatsen door zink en cadmium ionen ( Broek et al. 1980 ).

#### 3.3.2.4. Fytobenthos

Melhuus et al. (1978) onderzochten de bruikbaarheid van benthische algen als bioindikatoren. Ze vonden dat de konsentraties van cadmium en zink in Fucus vesiculosus en Ascophyllum nodosum in vergelijking met het omringende water dezelfde waarde hadden, maar dat de konsentraties van koper en lood nogal varieërden.

De zeeaster Aster tripollium wordt door Beeftink & Nieuwehuize (1986) als monitororganisme voor metalen in schone gebieden genoemd.

De soort is voldoende tolerant voor lage zoutgehalten om langs een heel estuarium voor te komen. Uit fig. 12 blijkt duidelijk de verontreiniging met cadmium van de Westerschelde. De metaal konsentratie varieërt met de korrelgrootte van het sediment en dat varieërt met het seizoen. Als plaatsen worden vergeleken is het noodzakelijk dat voor deze verschillen wordt gekorrigeerd. Het is belangrijk dat de te analyseren planten eerst gewassen worden, in verband met aanklevend vervuild sediment. Maar cadmium kan ook uit de bladeren worden gewassen.

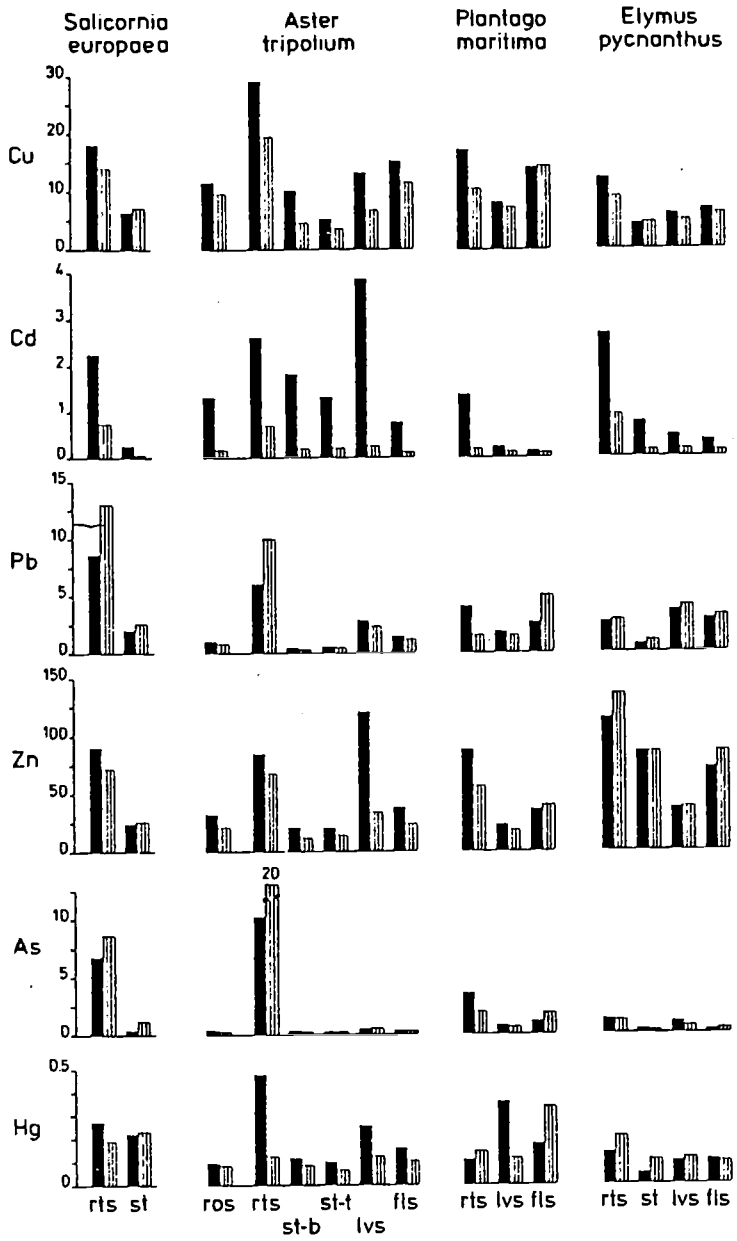
3.3.2.5.Zooplankton

Davies (1978) geeft een overzicht van de effekten van metalen op zooplankton en noemt o.a. een afname van faeces produktie bij blootstelling aan koper.

3.3.2.6.Zoobenthos

Temperatuur, zoutgehalte, sediment type, diepte, seizoen en de konsentratie van andere metalen kunnen de opname van metalen door mosselen beïnvloeden. Phillips (1976) observeerde seizoens variaties bij de opname van zink, cadmium en koper bij Mytilus. De positie in de waterkolom was van belang voor de opname van zink, cadmium en lood. Ondiep levende mosselen vertoonden hogere konsentraties metalen dan dieper levende mosselen. Een verlaagd zoutgehalte verhoogde de opname van cadmium en koper en verlaagde die van lood. Veel metalen zijn beter beschikbaar voor pelagische biota in gebieden met een lage saliniteit, vanwege de hogere kapaciteit van zoetwater dan zoutwater om metalen in de waterkolom ( opgelost of zwevend) te houden. Een snelle saliniteitsverandering verhoogde de opname van zink ( Phillips 1977 ). Bij een daling van temperatuur en saliniteit werd de opname van cadmium verlaagd. De aanwezigheid van andere metalen had geen invloed op de opname van zink, cadmium en lood. Jackim (1977) vond wel een verlaagde cadmium opname bij toevoeging van zink. Ook het toevoegen van sediment had een verlaging van cadmium opname in de mossel tot gevolg.

De Kock (1983) onderzocht akkumulatie van cadmium bij Mytilus




FIGUUR 12: Distribution of Cu, Cd, Pb, Zn, As and Hg( mugr $gr^{-1}$ dry weight) in the tissues of four plant species from Waarde, Westerschelde(black), and Stroodorpepolder, Oosterschelde, salt marshes. Rosette leaves of Aster tripolium were sampled apart. rts=roots,st=stems(b at basis, t at top), lvs= leaves, fls=flowers, ros=rosette leaves. Date of sampling 25 September 1978. Samples were washed and freeze-dried Cu, Cd, Pb and Zn were digested with $HNO_3$ and $H_2O_2$. Zn was measured with flame AAS, Cu,Cd and Pb with graphite furnace AAS. As was digested with $H_2SO_4/HNO_3$ conc. 3:2 and $H_2O_2$, and Hg with $H_2SO_4/HNO_3$ conc. 1:1. Both were measured with a commercial hydride system in combination with AAS (uit Beeftink & Nieuwehuize 1986).

edulis getransplanteerd van schoon Atlantisch water naar een aantal plaatsen in Nederland ( zie fig. 13 ). Opvallend is dat bij een kwantitatief overeenkomstige Cd-toevoer naar zee van het Rijn-Maas estuarium en de Westerschelde bij eerstgenoemde geen verhoogde Cd-gehalten optraden. In het Rijn-Maas estuarium vindt absorptie plaats van Cd aan zwevend en bezinkend slib, wat verminderde Cd-beschikbaarheid voor Mytilus tot gevolg heeft.

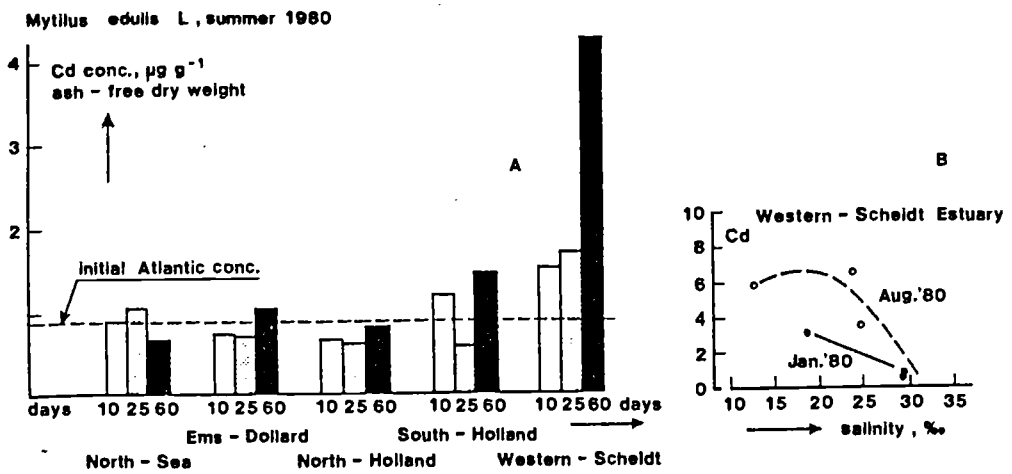
Kwikgehalten in mosselen langs de Nederlandse kust vertonen een seizoensvariatie. De Wolf & Lewis (1972) vonden hoge gehalten in de winter en lage in de zomer als gevolg van het respektievelijk mager en vet zijn van de mosselen. De snelle afname van het kwikgehalte in het voorjaar zou mogelijk veroorzaakt kunnen worden door dat een deel van het kwik met de geslachtsprodukten de mossel verlaat. Ook is het gehalte gekorreleerd aan de grootte van de mossel. Het kwikgehalte in mosselen varieërt aanzienlijk ondanks representatieve monstergroottes en omrekening naar waarden van asvrij-drooggewicht.

Boalch et al. (1981) onderzochten de metaalkonsentratie van mosselen in een onvervuild gebied gedurende een jaar om informatie te verkrijgen over de seizoensvariatie in metaalgehalte. Uit tabel IV blijkt dat de onvervuilde gehalten aan metalen in mosselen een grote range beslaan. Het metaalgehalte bleek ook hier afhankelijk van de grootte van de mossel. Er werd geen seizoenspatroon gevonden.

Mosselen verzameld in sublitoraal vertonen een lager kwikgehalte dan in het litoraal (de Wolf & Lewis 1972 ). Dit wordt mogelijk veroorzaakt door metabolische verschillen tussen dieren van een verschillend getijde-regime.

De variabiliteit moet eerst goed bekend zijn voor een monitor programma van start kan gaan ( Gordon et al. 1980 ). Davies & Pirie (1978) hebben de variatie zo klein mogelijk gehouden door gekweekte mosselen van dezelfde jaarklasse en dezelfde grootte in kooitjes op verschillende plaatsen op een bepaalde diepte te verankeren. De groeisnelheid en maximum grootte varieërden aanzienlijk met het voedselaanbod en de plaats en hoogte op de kust. Als de dieren langer dan 20 dagen werden uitgezet was de variatie nog veel groter.

Lobel (1986) onderzocht de levers van onvervuilde mossel




FIGUUR 13: A Uptake of Cadmium by Mytilus edulis in the North Sea compared with the Rhine Estuary, the Ems Estuary and the Scheldt Estuary.B. Cadmium uptake in the Scheldt Estuary as a function of salinity(de Kock, 1982)(uit Salomons & Förstner 1984)

TABEL IV: Monthly average values and ranges of metal concentrations (uit Boalch et al. 1984).

| Month | Concentration (mg kg⁻¹)* | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Cadmium | Cobalt | Copper | Lead | Manganese | Mercury | Nickel | Zinc |
| February 1977 | 0.95<br>0.5–2.1 | 1.29<br>0.5–3.8 | 12.3<br>7.0–36.2 | 7.19<br>0.9–24.3 | 24.0<br>5.7-102 | 0.02<br>0.004–0.05 | 1.62<br>0.5–5.2 | 87.3<br>34.9–189 |
| March 1977 | 1.18<br>0.7–1.9 | 1.42<br>0.7–3.5 | 11.2<br>6.3–18.8 | 9.77<br>0.7–25.6 | 17.3<br>8.1–27.9 | 0.05<br>0.009–0.11 | 1.63<br>0.7–3.5 | 93.1<br>60.1–127 |
| April 1977 | 1.48<br>0.8–10.3 | 1.13<br>0.8–2.3 | 13.3<br>7.1–26.4 | 11.3<br>4.1–18.3 | 9.78<br>1.0–18.8 | 0.04<br>0.005–0.09 | 1.68<br>0.7–3.3 | 95.8<br>47.6–132 |
| May 1977 | 1.06<br>0.2–1.5 | 1.17<br>0.7–2.0 | 8.56<br>4.4–14.7 | 8.22<br>2.2–14.3 | 10.1<br>4.0–19.6 | 0.03<br>0.005–0.12 | 2.17<br>0.9–3.4 | 104<br>48.1–204 |
| June 1977 | 1.23<br>0.8–1.8 | 0.89<br>0.3–2.3 | 12.3<br>7.2–20.1 | 8.89<br>2.1–16.2 | 11.3<br>5.5–26.3 | 0.096<br>0.02–0.21 | 2.98<br>1.9–5.3 | 91.1<br>62.5–159 |
| July 1977 | 1.58<br>0.8–2.8 | 1.38<br>0.6–2.4 | 7.33<br>4.5–12.1 | 12.0<br>4.8–20.8 | 7.95<br>3.0–31.7 | 0.12<br>0.06–0.26 | 2.14<br>1.0–4.4 | 139<br>61–394 |
| August 1977 | 2.02<br>0.6–4.6 | 3.08<br>0.3–9.9 | 7.29<br>2.8–13.3 | 17.7<br>4.6–45.9 | 12.7<br>2.2–28.1 | 0.14<br>0.06–0.26 | 3.0<br>0.7–31.4 | 118<br>42–634 |
| September 1977 | 1.85<br>0.8–3.9 | 3.42<br>1.7–5.8 | 5.06<br>2.8–7.6 | 11.0<br>2.6–25.1 | 18.1<br>8.2–30.7 | 0.008<br>0.004–0.03 | 1.91<br>0.3–3.9 | 83.2<br>46.7–134 |
| October 1977 | 1.97<br>1.0–4.5 | 3.23<br>1.4–5.6 | 5.29<br>2.6–10.4 | 13.8<br>4.5–25.5 | 19.2<br>9.6–62.1 | 0.02<br>0.006–0.07 | 1.38<br>0.4–7.4 | 77.9<br>43.5–116 |
| November 1977 | 2.58<br>1.1–8.9 | 4.03<br>1.6–7.3 | 5.59<br>3.4–13.4 | 16.0<br>5.5–34.4 | 12.3<br>5.8–22.4 | 0.11<br>0.007–0.52 | 1.81<br>0.4–8.4 | 103<br>54.6–266 |
| December 1977 | 3.08<br>1.6–4.6 | 4.07<br>0.9–7.3 | 5.76<br>3.3–11.2 | 17.1<br>9.5–29.5 | 15.7<br>6.5–26.1 | 0.06<br>0.008–0.2 | 2.43<br>0.5–5.8 | 97.6<br>50.9–141 |
| January 1978 | 4.49<br>0.8–17.3 | 4.46<br>0.9–19.9 | 5.31<br>0.8–8.1 | 17.4<br>4.2–37.4 | 16.1<br>3.6–36.5 | 0.06<br>0.007–0.18 | 1.97<br>0.5–4.4 | 139<br>39.9–296 |
| February 1978 | 4.60<br>2.2–10.1 | 6.48<br>2.1–16.9 | 8.54<br>4.6–13.4 | 24.9<br>7.1–59.4 | 37.0<br>16.9–97.7 | 0.13<br>0.008–0.77 | 2.77<br>0.8–8.1 | 285<br>133–632 |
| January 1979 | 0.73<br>0.4–1.2 | 1.81<br>0.2–6.33 | 7.17<br>5.1–10.5 | 10.6<br>1.1–27.8 | 28.9<br>9.9–206 | 0.01<br>0.004–0.06 | 4.9<br>0.7–35.4 | 101<br>16.1–387 |

*Concentrations refer to dry weight except for mercury which is quoted in wet weight.

populaties in Newfoundland en vond grote variatie in zinkkonsentraties.

Akberaldi & Trueman (1985) onderzochten effekten van koper en zink op de platte slijkgaper Scrobicularia plana. Scrobicularia reageert op toediening van koper met het sluiten van de schelpen. De duur van de reaktie is afhankelijk van de koperkonsentratie en is gebonden aan een afname in hartslag, wat het stoppen van de pompaktiviteit aangeeft. Dezelfde reakties werden gevonden bij toediening van zink en plotselinge zoutgehalte veranderingen. Scrobicularia kan schelpsluiting van 5-7 dagen overleven en zo z'n weefsel isoleren van het vervuilde water. Dit kan de resultaten van toxiciteits testen met een vastgestelde expositietijd beïnvloeden. Om de produkten die vrijkomen bij anaerobe respiratie tijdens schelpsluiting te bufferen wordt calcium uit de schelp gemobiliseerd. Dit resulteert in een afname van de schelpsterkte.

3.3.2.7. Vissen

Hardisty et al. (1974) bepaalden gehalten aan lood, cadmium en zink in vijf soorten vis met verschillende migratie patronen, voedingsgewoonten en levensduur uit de Severn (U.K.). De hoogste zink en lood gehalten werden in de bot ( Platichthyes fletus ) gevonden. Bij deze soort werd voor zink een afname in konsentratie met leeftijd en lengte waargenomen. De konsentraties cadmium en lood waren wel het grootst in de grootste vissen. De slakdolf (Liparis liparis ) vertoonde het hoogste gehalte cadmium. Het dikkopje (Pomatoschistus minutus) bevatte lagere konsentraties voor de drie metalen dan de bot en de slakdolf, maar hogere konsentraties dan de twee soorten prik (Lampetrea fluviatilis en Lampetrea planeri).

3.3.2.8. Vogels

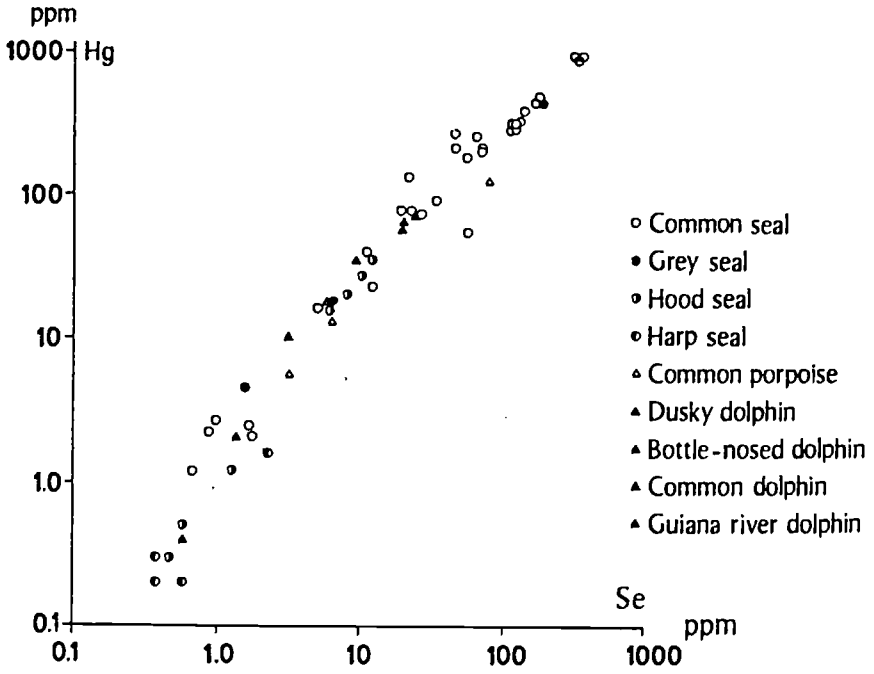
Veren van vogels zijn gebruikt voor het aantonen van kwikvervuiling ( Butler et al. 1972 ).

3.3.2.9. Zeezoogdieren

De gehalten aan cadmium, arsenicum, selenium, zink en antimoon werden door Koeman et al. (1973) in verschillende weefsels van enkele zeehonden en dolfijnachtigen bepaald. De konsentratie van kwik in de lever van de zeezoogdieren is gekorreleerd aan de konsentratie van selenium ( zie fig. 14 ). Bij ratten en kwartels heeft selenium een beschermende werking tegen het giftige kwik en het zou een vergelijkbaar effekt bij zeezoogdieren kunnen hebben ( Koeman 1971 ).

3.3.3. Fysische verontreiniging

Gaudy (1977) observeerde een verminderd ademhalingsmetabolisme bij copepoden nadat ze door een koelcircuit van een elektriciteitscentrale waren gegaan. Benthische algen die bij hun geografische grens leven worden door Butler et al. (1972) genoemd als indikatoren van thermische verontreiniging. In de Verenigde Staten werden de polychaeten Heteromastus en Nereis als enige overlevenden bij het lozingspunt van een elektriciteitscentrale gevonden ( Wass 1967 ).



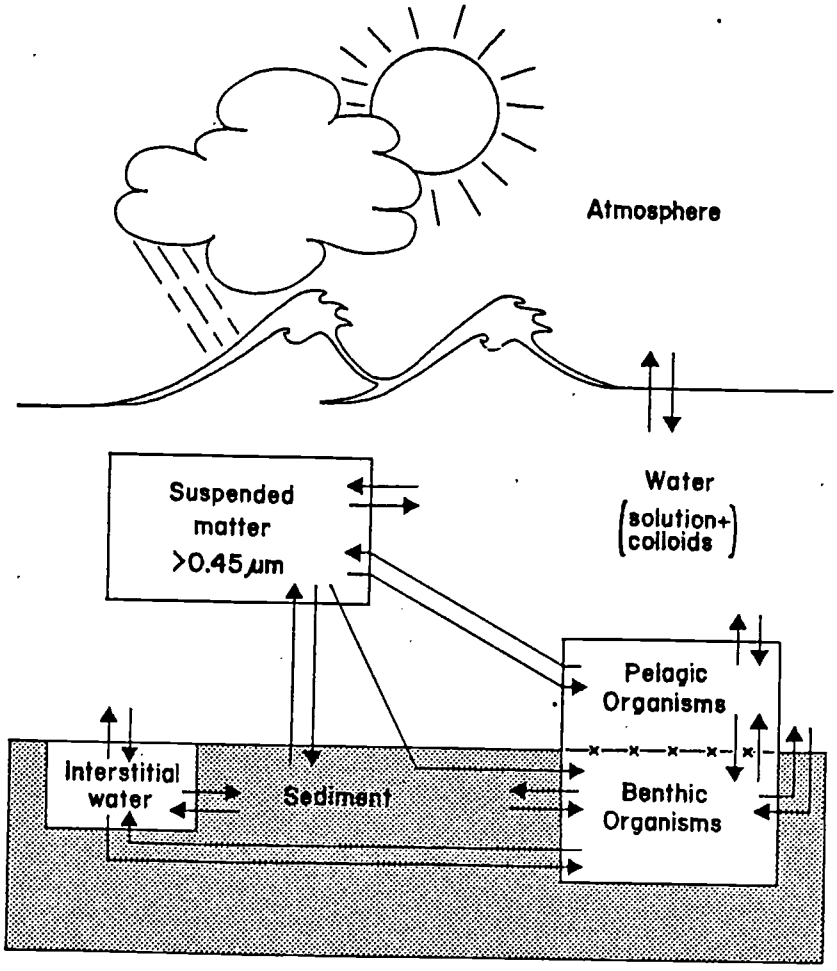

FIGUUR 14: Relationship between mercury(Hg) and selenium(Se) contents in marine mammals. After Koeman et al. 1975 (uit Essink & de Wolf 1978).

# 4. DE WADDENZEE

Verwey (1978) karakteriseert de Waddenzee als volgt: " Een onvolledig van zee afgesloten zout tot brak getijdengebied, dat, vanwege zijn ondiepte, bij laag water over grote delen droogvalt. Als gevolg van de getijbeweging stromen in betrekkelijk korte tijd grote watermassa's door de nauwe openingen vanuit de Noordzee de Waddenzee binnen en er weer uit, wat gepaard gaat met grote stroomsnelheden gedurende een gedeelte van elk tij. Deze sterke stromen zijn in staat grote hoeveelheden materiaal in suspensie te brengen en te houden, die bij kentering ten dele sedimenteren. Als gevolg van de geringe waterdiepte zijn de lichtintensiteiten, waarmee flora en fauna te maken krijgen, vergeleken bij die in zee,hoog, maar de grote hoeveelheden zwevend materiaal belemmeren de lichtdoordringing in het water, zodat de lichtintensiteit sterk afhankelijk is van wind en stroom. Omdat het plankton onderdeel vormt van het in het water zwevend materiaal draagt ook dit tot de variatie in lichtintensiteit bij. De ondiepte van het water heeft een relatief snelle uitwisseling van warmte tussen water en lucht tengevolge, waardoor de Waddenzee 's winters lager en 's zomers hoger in temperatuur is dan de aangrenzende Noordzee. De bodem van de Waddenzee bestaat in hoofdzaak uit zand of zanderig slik."

Het milieu bestaat uit fysische faktoren ( diepte, stroom, golfslag, licht, temperatuur, zwevend materiaal en bodemstruktuur), chemische faktoren ( zoutgehalte, zuurstofgehalte en voedingsstoffen) en biologische faktoren ( voedselaanbod, aanwezigheid van konkurrenten en predatoren). Interakties tussen de verschillende kompartimenten staat schematisch weergegeven in fig. 15.

De Waddenzee neemt ten opzichte van de Noordzee een bijzondere plaats in vanwege de relatief sterke akkumulatie van zwevende deeltjes (o.a. uit rivieren) en de in grote dichtheden voorkomende bodemorganismen, vogels, vissen en in geringe aantallen, mariene zoogdieren. Er vindt een netto transport van zwevende stof plaats vanuit de Noordzee naar de Waddenzee, waar het zich ophoopt. Dit kan verklaard worden op grond van verschillen in geomorfologische en hydrodynamische kenmerken (gemiddelde waterhoogten bij hoog- en laag water, verschillen in stroomsterkten) en bodemfauna. In de




FIGUUR 15: Possible interactions between different marine environmental compartments (uit Boon & Duinker 1986).

TABEL V: Toxic chemicals identified in the Wadden Sea and adjacent areas. Compounds for which effects have been observed in the field are italicized. Brackets are added when effects are not likely to occur anymore (uit Essink & de Wolf 1978).

| compound | type of material or organism |
|---|---|
| CHLORINATED HYDROCARBONS | |
| PCB=polychlorinated biphenyls | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish, birds, mammals |
| PCT=polychlorinated terphenyls | fish, seals |
| *p'p-DDE* | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish, birds, mammals |
| *p'p DDT* | sediment, evertebrates (mussels), mammals |
| p'p-DDD | sediment, mammals |
| *(dieldrin)* | sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish, birds, mammals |
| aldrin | evertebrates (mussels) |
| *(teloärin)* | evertebrates (mussels, shrimps), fish, birds |
| *(endrin +)* | evertebrates (mussels, shrimps), fish, birds |
| *(endosulfan)* | water, fish |
| α-HCH=hexachlorocyclohexane | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps) |
| β-HCH | fish |
| γ-HCH=lindane | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish |
| HCB=hexachlorobenzene | water, sediment, fish, birds, mammals |
| pentachlorobenzene | sediment, fish |
| tetrachlorobenzene | fish |
| octachlorostyrene | fish, birds, seals |
| mirex | seals |
| hexachlorobutadiene | water, fish |
| OTHER ORGANIC COMPOUNDS | |
| Anionic detergents | water |
| MISCELLANEOUS ELEMENTS | |
| *Mercury including methylmercury+* | water, sediment, evertebrates, birds, mammals |
| *(copper)* | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish |
| Zinc | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish, mammals |
| Cadmium | evertebrates (mussels, shrimps), fish, mammals |
| Iron | water, sediment, evertebrates (mussels, shrimps), fish |
| Lead | evertebrates (mussels, shrimps), fish, mammals |
| Arsenic | mammals |
| Selenium | fish, birds, mammals |
| Antimony | mammals |
| Manganese | sediment, mammals |
| Cobalt | sediment |
| Nickel | sediment |
| Chromium | sediment |

+ = suspected of environmental effects

westelijke Waddenzee wordt jaarlijks zo'n 300.000 ton slib vastgelegd door aktiviteiten van kokkels en mosselen die het zwevend materiaal uit het water filtreren en als een samenhangende massa als pseudofaeces uitscheiden ( Kramer et al. 1985 ). Ook bodemdiatomeeën spelen een rol in het vastleggen van zwevend materiaal en mobilisatie van de bodem.

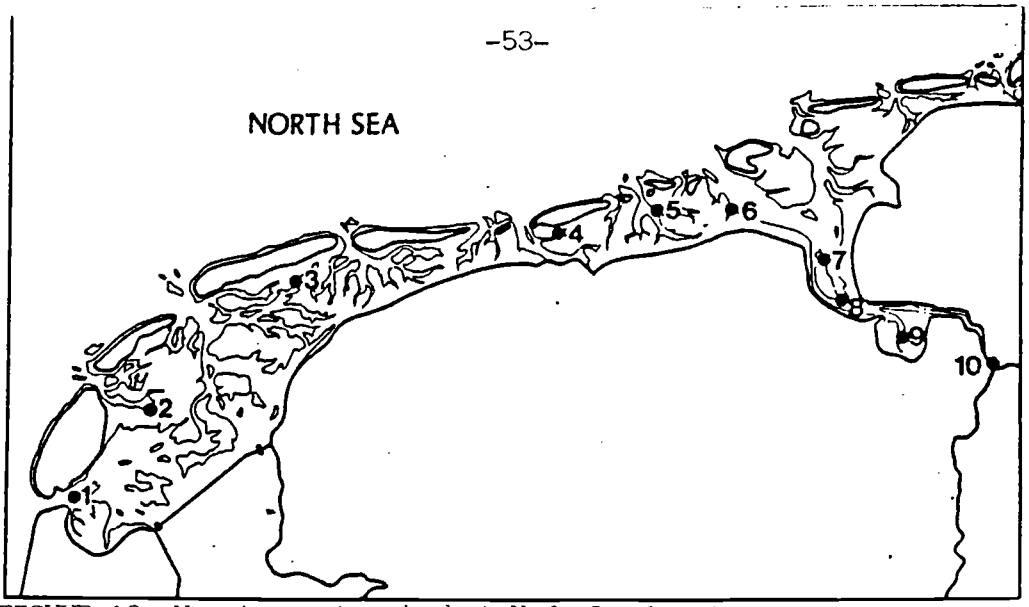
De belangrijkste aanvoer van zoetwater in het Nederlandse deel van de Waddenzee komt uit de Eems en het Ijsselmeer. Het zoute water dat de westelijke Waddenzee binnenkomt is kontinentaal kustwater dat zoet water bevat van Rijn, Maas en Schelde. Het water van deze rivieren wordt door een reststroom die veroorzaakt wordt door de golfstroom naar het noorden gevoerd. Vrijwel al het binnenkomende water zal de Waddenzee weer verlaten door hetzelfde zeegat als waardoor het is aangevoerd. Slechts in zeer beperkte mate vindt west-oost transport van het water binnen de Waddenzee plaats ( Kramer et al. 1985 ).

## 4.1. Kontaminanten in de Waddenzee

In tegenstelling tot oceanen varieërt de konsentratie van organische en anorganische verontreiniging in ondiepe kustwateren aanzienlijk in tijd en plaats. Dit komt door de variatie in toevoer en door sediment-water-lucht interakties. Deze laatsten zijn afhankelijk van fysisch/chemische faktoren (stroming en speciatie) en biologische faktoren (bioturbatie, mikroorganismen)

Verontreinigde stoffen in de Waddenzee worden aangevoerd door erin uitmondende rivieren, vanuit de Noordzee, door lozingen via pijpleidingen, door dumpingen en via de atmosfeer. Toxische chemikaliën die zijn aangetroffen in de Waddenzee zijn door Essink & Wolf (1978) op een rijtje gezet (zie tabel V ).

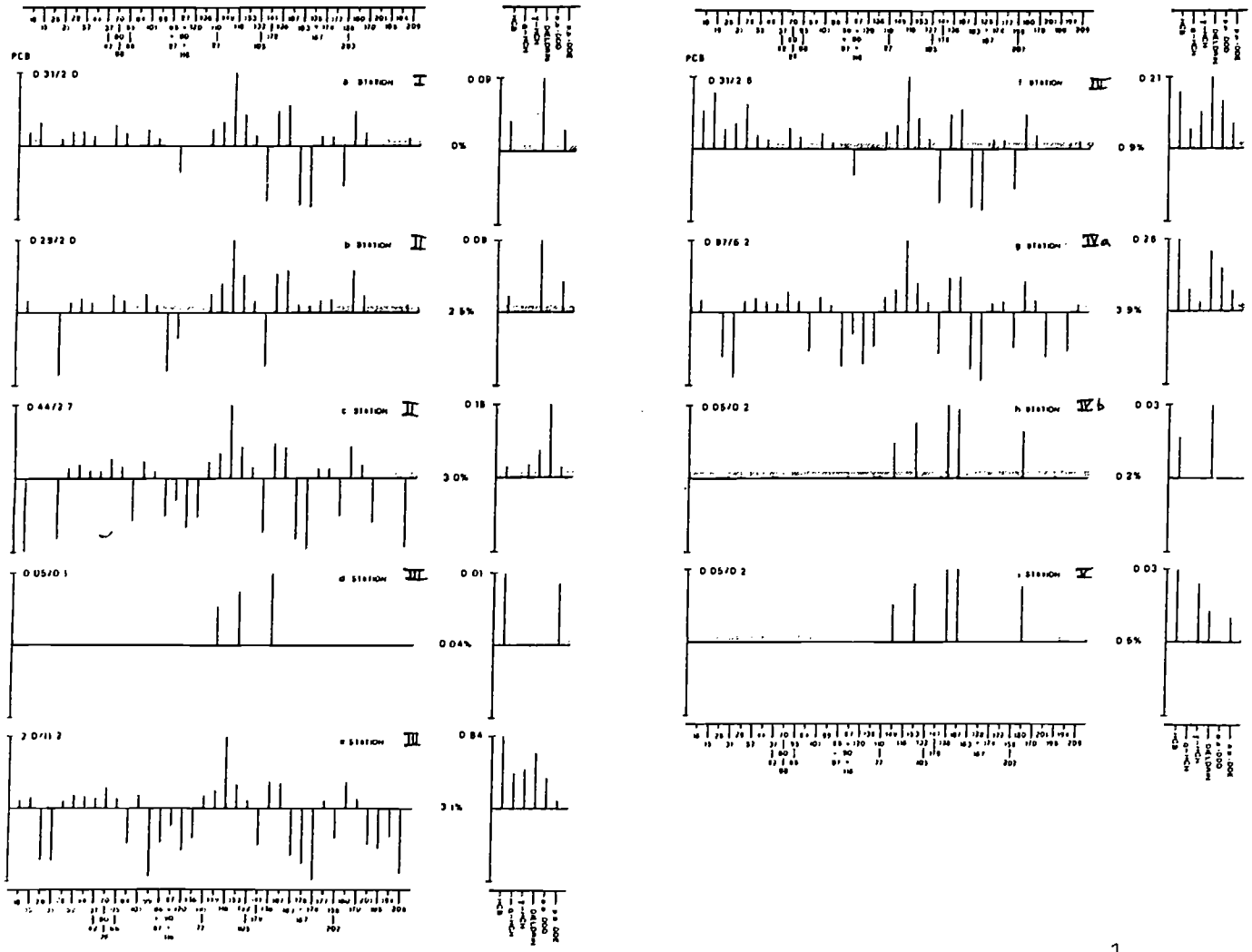
Van 1979 tot en met 1984 voerden Kramer et al.(1985) een projekt uit getiteld " De akkumulatie van kontaminanten in de Waddenzee". De konsentraties van metalen en organochloorverbindingen in de kompartimenten water, zwevend materiaal sediment in het Nederlandse deel van de Waddenzee werden bepaald. Hoewel niet zeer recent zullen de resultaten van dit onderzoek een indruk geven van de vervuilingsstaat van de Waddenzee.




FIGUUR 16: Monsterpunten in het Nederlandse deel van de Waddenzee (uit Kramer et al. 1985).

| Station No | Salinity × 10[1] | Concentrations in solution (pg·dm⁻³) ΣPCB | PeCB | HCB | Content in seston (ng·g⁻¹) ΣPCB | PeCB | HCB |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 23.3 | 2900 | 14 | 30 | – | no data | – |
| 2 | 25.4 | 1870 | 15 | 22 | 320 | 1.0 | 3.8 |
| 3 | 31.6 | 780 | 12 | 24 | 170 | 0.9 | 3.1 |
| 4 | 28.5 | 1180 | 10 | 14 | 220 | 0.8 | 2.8 |
| 5 | 24.4 | 1000 | 12 | 24 | 216 | 0.5 | 2.3 |
| 6 | 29.5 | 1000 | 13 | 28 | 200 | 0.6 | 2.2 |
| 7 | 19.8 | 2270 | 15 | 43 | 190 | 0.3 | 2.6 |
| 8 | 16.9 | 1500 | 16 | 64 | 180 | 0.5 | 6.0 |
| 9 | 9.2 | 1200 | 10 | 65 | 210 | 0.5 | 8.2 |
| 10 | 0.5 | 700 | 8 | 31 | 41 | 0.2 | 1.0 |

TABEL VI:
Zoutgehalte, opgeloste concentraties ($pg.dm^{-3}$) en gehalte seston van PCB, pentachloorbenzeen (PeCB) en hexachloorbenzeen (HCB) in monsters uit de Waddenzee ( station 1-10 van fig. 17 (uit Kramer et al. 1985).



FIGUUR 17: Gehalten van PCB's en pesticiden in sedimenten in $pg.g^{-1}$ drooggewicht (uit Kramer et al. 1985).

### 4.1.1. Organische verontreiniging

#### 4.1.1.1. Water en zwevend materiaal

De door Kramer et al. (1985) in maart 1982 bemonsterde stations staan in fig. 16 en de gehalten PCB's, pentachloorbenzeen en hexachloorbenzeen in tabel VI. Tussen de stations is weinig verschil in konsentraties, alleen station 10 (in de Eems) laat veel lagere konsentraties zien. Water en suspensie zijn beide belangrijke kompartimenten voor het transport van PCB. Water vervoert voornamelijk komponenten met een lage chloreringsgraad, terwijl zwevend materiaal belangrijk is voor hoger gechloreerde komponenten. De konsentratie zwevend materiaal is het grootst in het midden van de Nederlandse Waddenzee.

#### 4.1.1.2. Sediment

Figuur 17 toont de gehalten aan PCB's en pesticiden in de fraktie kleiner dan 50$\mu$m van het sediment van de in juni 1979 bemonsterde stations (fig. 19). Er wordt geen duidelijk geografisch patroon gevonden.

Essink & Wolf (1978) geven de volgende waarden voor de jaarlijkse toevoer van organisch materiaal naar de Waddenzee:

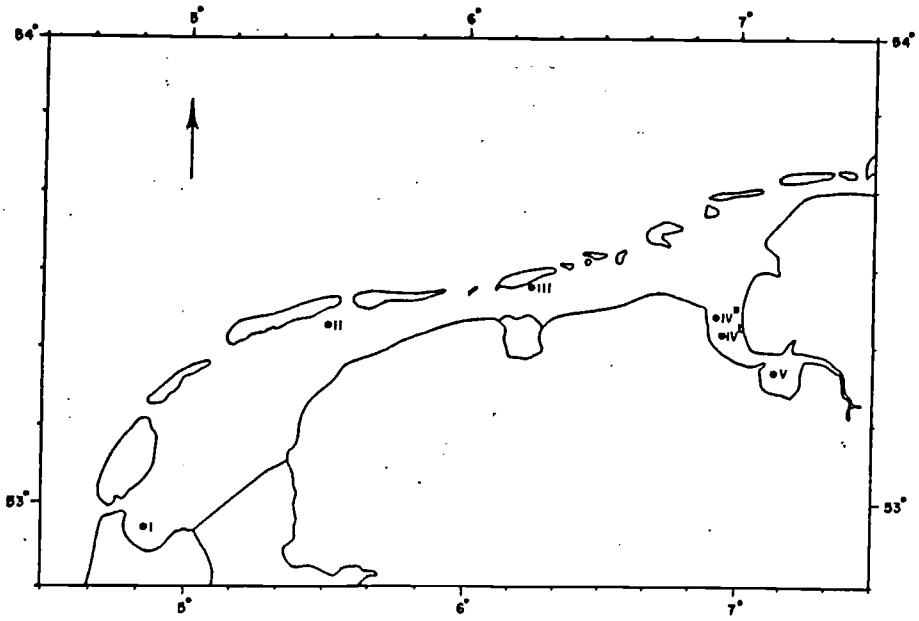
| | |
|---|---|
| primaire produktie | $29.10^4$ ton C per jaar |
| toevoer vanuit de Noordzee | $58.10^4$ |
| organisch afval: | |
| aardappelmeel, karton, suikerbieten, rioolwater | $6,5.10^4$ |

Hieruit blijkt dat de lozing van organisch afval relatief klein is vergeleken met de natuurlijke aanvoer vanuit de Noordzee.

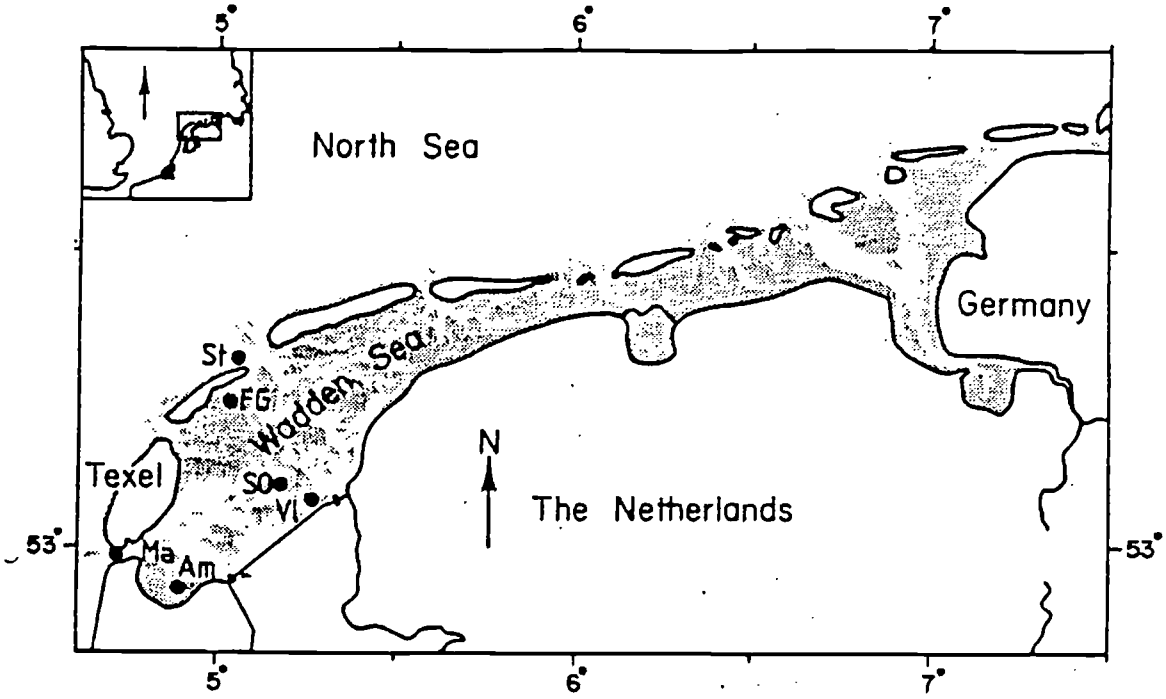
### 4.1.2. Anorganische verontreiniging

#### 4.1.2.1. Water

Op vier punten werd in 1980 de westelijke Waddenzee met een tijdsinterval van 3 maanden bemonsterd door Kramer et al. (1985). Fig. 20




Figuur 19: Overzicht van de stations voor monstername I:Balgzand, II:Boschplaat, III:Schiermonnikoog, $IV^a$:Hond, $IV^b$:Paap, V:Dollard (uit Kramer et al. 1985).




FIGUUR 20: Monsterplaatsen in de westelijke Waddenzee (Ma=Marsdiep, Am=Amsteldiep, St=Stortemelk, FG=Fransche Gaatje, SO=Scheurrak-Omdraai, V=Vlieter)(uit Kramer et al. 1985).

geeft de monsterpunten en tabel VII de resultaten voor opgelost zink, cadmium, lood en koper in nanomol. Er bestaat geen verband met de saliniteit. Op verschillende plaatsen worden in de tijd grote variaties gevonden. Bijdragen vanuit het sediment (b.v. tijdens storm ) kunnen hiervoor verantwoordelijk zijn. De konsentraties in het Marsdiep zijn over het algemeen hoger dan op de andere plaatsen.

4.1.2.2. Sediment en zwevend materiaal

Op 30 plaatsen (zie fig. 21) werden kernen gestoken in 1981 en 1982. In de fraktie kleiner dan 63 mu werd het gehalte aan zink, cadmium, lood, koper en mangaan bepaald. Tabel VIII geeft de resultaten. De hoogste gehalten Zn,Pb en Cd worden in de westelijke Waddenzee gevonden en de laagste in het Eems-Dollard gebied. Het omgekeerde geldt voor Mn en Fe. Voor Cu toont de bemonstering geen duidelijk beeld. Tabel IX geeft de resultaten voor het zwevend materiaal. In de westelijke Waddenzee worden ook voor Cu, Mn,en Fe hoge konsentraties gevonden.

## 4.2. Bioindikatoren en monitororganismen

Enkele voorbeelden waarbij in de Waddenzee gebruik is gemaakt van organismen om vervuiling te meten zullen hieronder besproken worden.

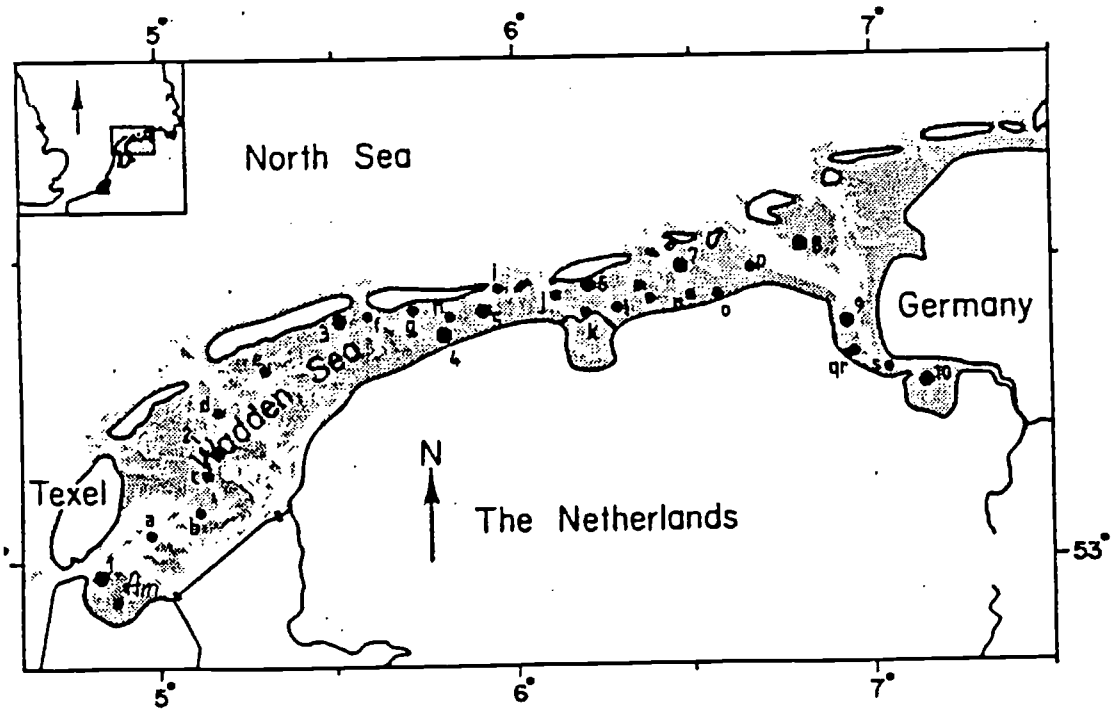
### 4.2.1. Organische verontreiniging

4.2.1.1. Bakteriën

Schröder & van Es (1980) vonden een korrelatie tussen het aantal anaerobe bakteriën en de konsentratie organische koolstof langs de lengte as van het Eems-Dollard estuarium (zie fig. 22). Zonder verder uit te leggen waarom vindt de Wolf (1984) dat in bovengenoemd geval niet gesproken kan worden van een indikatorfunktie van bakteriën ten aanzien van koolstofverdeling.

TABEL VII: Waddenzee tochten WK 1-6, met de ranges (uitschieters niet inkluis) van de concentraties van opgeloste zink, cadmium,lood en koper in nM.(uit Kramer et al.1985).

| Tocht | Positie | Zn | Cd | Pb | Cu |
|---|---|---|---|---|---|
| WK 1 | SO | 40 - 95 | 0,2 - 1,2 | 1,5 - 4 | 6 - 18 |
| | FG | 40 - 80 | 0,2 - 0,8 | 1,4 - 3,3 | 4 - 12 |
| WK 2 | Ma | 100 - 140 | 0,5 - 1,1 | 1,9 - 3,8 | 17 - 40 |
| | St | 85 - 110 | 0,4 - 0,8 | 1,9 - 3,1 | 15 - 35 |
| WK 3 | Ma | 30 - 52 | 0,3 - 0,9 | 1,7 - 3,5 | 25 - 58 |
| | St | 30 - 52 | 0,4 - 1,1 | 2,6 - ? | 15 - 38 |
| WK 4 | SO | 26 - 52 | 0,1 - 0,4 | 1,2 - 2,6 | 13 - 31 |
| | FG | 30 - 80 | 0,1 - 0,6 | 1,0 - 2,1 | 10 - 27 |
| WK 5 | Ma | 30 - 48 | 0,2 - 0,5 | 1,1 - 2,0 | 16 - 25 |
| | St | 26 - 44 | 0,2 - 0,6 | 1,0 - 2,0 | 15 - 28 |
| WK 6 | SO | 31 - 61 | 0,1 - 0,4 | 0,7 - 1,7 | 14 - 33 |
| | FG | 30 - 54 | 0,1 - 0,4 | 1,0 - 1,9 | 15 - 29 |




FIGUUR 25: Monsterpunten waar sediment bemonsterd is met een van Veen happer (stations a-s)(uit Kramer et al.1985).

4.2.1.2.Fytoplankton en fytobenthos

Colijn (1983) onderzocht de primaire produktie van het fytoplankton in het Eems-Dollard estuarium en vond een gradiënt met de hoeveelheid licht. De hoogste fotosynthese snelheid werd echter niet in het meest heldere water gevonden, maar op de plaats waar de kombinatie van licht en voedingsstoffen optimaal is. Voor de primaire produktie van het fytobenthos is de hoogte van de plaat (droogvalduur) bepalend ( Colijn 1983, Cadeé & Hegeman 1977). Voedingsstoffen hebben geen belangrijke invloed op de primaire produktie van het fytobenthos ( Colijn 1983).

4.2.1.3.Zoobenthos

Van Es et al. (1980) observeerden een afname in populatie diversiteit voor zowel meio- als makrofauna in de buurt van een lozingspunt in de Eems. Bouwman (1981) gebruikte een diversiteitsindeks gebaseerd op de nematoden langs de lengte-as van het Eems-Dollard estuarium. Omdat alle estuariene gradiënten ( $O_2$ gehalte, saliniteit, nutriënten ) eenzelfde verloop hebben als de verdeling van het afvalwater is niet duidelijk welke faktor verantwoordelijk is voor de afname van de diversiteit.

Capitella capitata is een soort die bij verstoring van het milieu snel de vrijgekomen ruimte koloniseerd. Toch komt Capitella niet voor in de vrijwel levenloze zuidoosthoek van de Dollard, omdat het zoutgehalte hier te laag is voor deze soort.

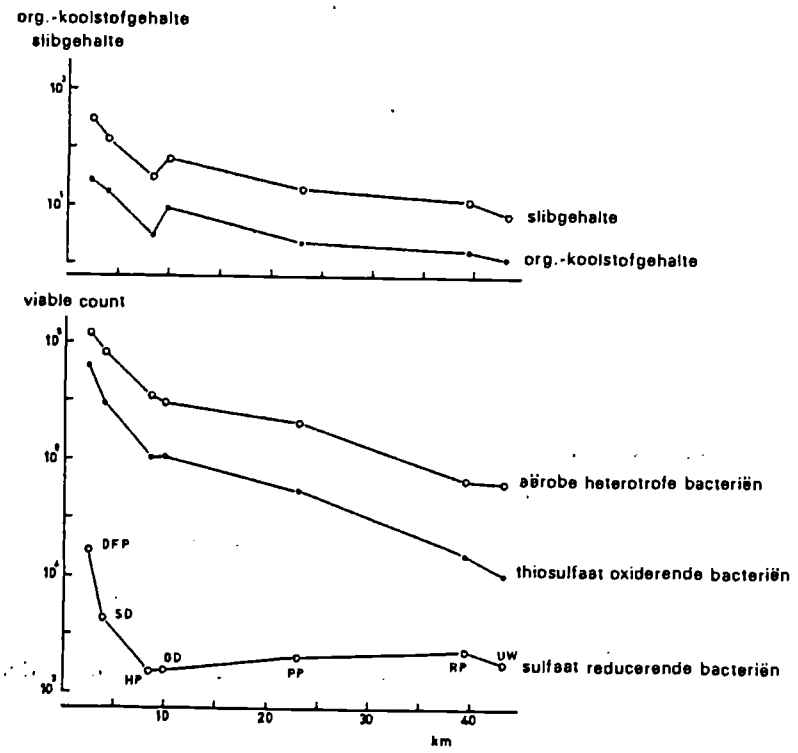
In juni 1979 voerden Kramer et al. (1985) een monsterprogramma uit om het gehalte organochloriden in Macoma balthica (het nonnetje), Arenicola marina (de wadpier) en Crangon crangon (de garnaal) te bepalen. In de figuren 23, 24 en 25 worden de patronen voor PCB mengsels en pesticiden weergegeven. Maksimale konsentraties worden gevonden in de westelijke Waddenzee, lagere konsentraties in het centrale deel en aanzienlijk hogere konsentraties in de Dollard. Volgens de auteurs sluit deze verdeling nauw aan bij de verdeling van de komponenten in oplossing (zie tabel VI). Een afnemende trend van west naar oost wordt verwacht in verband met de afnemende invloed van de Rijn (Duinker & Hillebrand 1979). In het oosten is

TABEL VIII: Concentraties zware metalen (in $\mu$g /g ) in de fractie kleiner dan 63$\mu$m voor de stations 1-10 en Amsteldiep (* gemiddelden over n=± 10) en enkele waarnemingen in de Waddenzee gaande van west naar oost (uit Kramer et al. 1985).

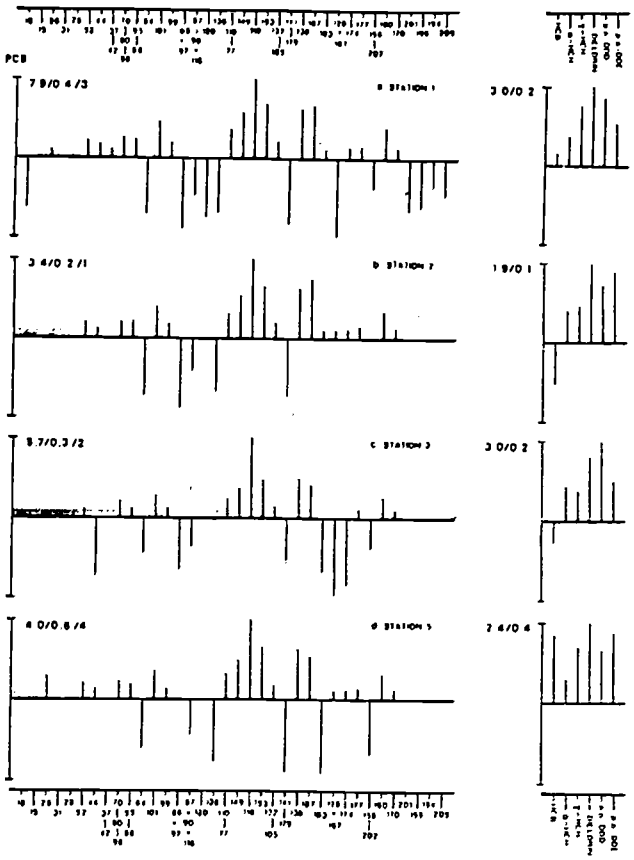
| Station | Zn | Cd | Pb | Cu | Mn | Fe(%) |
|---|---|---|---|---|---|---|
| * 1 | 223 | 1.8 | 174 | 21 | 676 | 3.54 |
| * Am | 395 | 2.3 | 190 | 62 | 485 | 3.38 |
| a | 270 | 3.9 | 174 | 20 | 971 | 4.85 |
| b | 220 | 1.6 | 103 | 12 | 763 | 3.64 |
| c | 220 | 1.2 | 77 | 26 | 462 | 4.17 |
| * 2 | 147 | 1.1 | 78 | 19 | 574 | 3.96 |
| d | 160 | 1.0 | 83 | 19 | 632 | 3.14 |
| e | 249 | 1.7 | 160 | 34 | 870 | 4.44 |
| *3 | 225 | 1.4 | 95 | 28 | 445 | 3.63 |
| f | 187 | 0.8 | 85 | 17 | 706 | 3.41 |
| g | 234 | 1.3 | 81 | 30 | 576 | 3.70 |
| h | 231 | 1.5 | 112 | 31 | 842 | 3.64 |
| *4 | 187 | 1.7 | 75 | 28 | 719 | 3.70 |
| *5 | 221 | 1.3 | 74 | 33 | 631 | 3.84 |
| i | 235 | 0.9 | 81 | 25 | 782 | 3.16 |
| j | 248 | 1.5 | 109 | 42 | 717 | 3.80 |
| *6 | 198 | 1.3 | 177 | 31 | 753 | 4.16 |
| k | 218 | 1.6 | 145 | 56 | 1140 | 4.45 |
| l | 240 | 1.7 | 128 | 34 | 651 | 5.67 |
| m | 228 | 1.6 | 118 | 15 | 968 | 4.75 |
| *7 | 194 | 1.3 | 87 | 39 | 758 | 3.94 |
| n | 190 | 2.4 | 54 | 7 | 975 | 4.52 |
| o | 221 | 1.2 | 108 | 20 | 1104 | 5.08 |
| p | 182 | 2.2 | 58 | 9 | 1082 | 4.50 |
| *8 | 188 | 1.4 | 86 | 25 | 604 | 4.48 |
| *9 | 142 | 0.8 | 48 | 30 | 851 | 3.55 |
| q | 150 | 0.6 | 54 | 8 | 898 | 3.49 |
| r | 130 | 0.6 | 44 | 22 | 502 | 3.61 |
| s | 106 | 0.7 | 14 | 20 | 374 | - |
| *10 | 135 | 1.1 | 64 | 13 | 890 | 4.54 |

TABEL IX: Gemiddelde konsentraties Zn,Cd, Pb, Cu, Mn en Fe in $\mu g$ /g in zwevend materiaal (naar Kramer et al. 1985).

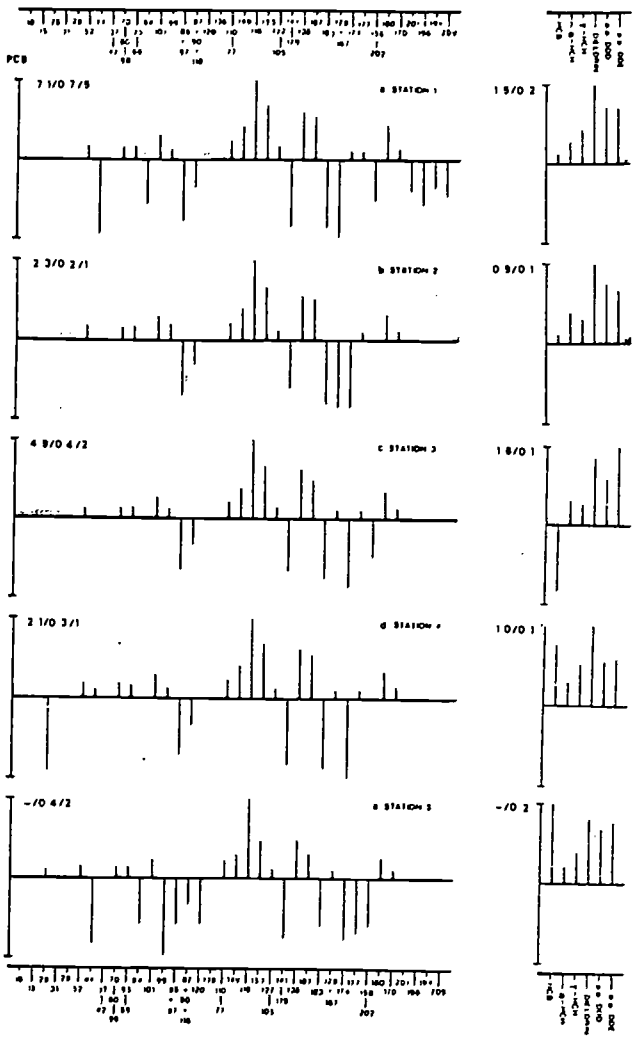
| station | Zn | Cd | Pb | Cu | Mn | Fe |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | 396 | 1.8 | 253 | 61 | 1585 | 5.5 |
| 2 | 290 | 3.6 | 193 | 39 | 870 | 3.9 |
| 3 | 341 | 3.4 | 278 | 114 | 909 | 5.7 |
| 4 | 273 | 1.6 | 85 | 41 | 1083 | 4.2 |
| 5 | 297 | 1.8 | 86 | 48 | 1250 | 4.1 |
| 6 | 262 | 1.2 | 82 | 34 | 1211 | 4.5 |
| 7 | 269 | 0.9 | 142 | 43 | 1234 | 4.8 |
| 8 | 187 | 0.8 | 64 | 30 | 855 | 4.0 |
| 9 | 73 | 1.0 | 107 | 31 | 1351 | 4.5 |
| 10 | 227 | 0.9 | 72 | 35 | 1079 | 5.8 |



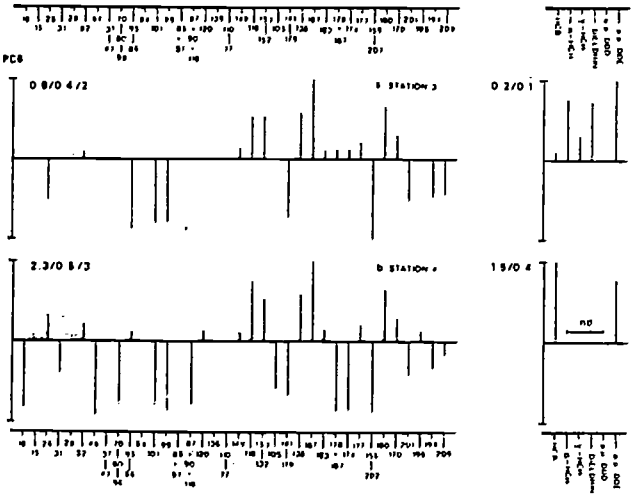

FIGUUR 22: Variatie van aantallen bacteriën (viable count per gram sediment) langs het Eems-Dollard-estuarium: gemiddelden van alle verzamelde monsters.0 km= Nieuw Stratenzijl ( Schröder & van Es,1980)(uit de Wolf 1984).



FIGUUR 23: Gehalten van PCB's en pesticiden in Macoma balthica(nonnetje).De getallen linksboven bij de vertikale assen representeren respectivelijk in $ng.g^{-1}$ natgewicht en $mugr.g^{-1}$ vetgewicht van de component met de hoogste concentratie. Bij de PCB's geeft het derde getal de som PCB op vetbasis weer. De histogrammen zijn evenredig met de concentraties waarbij gehalten groter dan 10 % boven, die kleiner dan 10 % beneden de x-as echter 10 maal versterkt. n.d.=no data.De PCB componenten worden gerepresenteerd in volgorde van elutie en genummerd volgens Balsmitter & Zell(1980)(uit Kramer et al. 1985).



FIGUUR 24: Gehalten van PCB's en pesticiden in Arenicola marina ( wadpier).Voor verklaring getallen zie fig.23. Geen onderscheid naar leeftijd of grootte (uit Kramer et al. 1985).

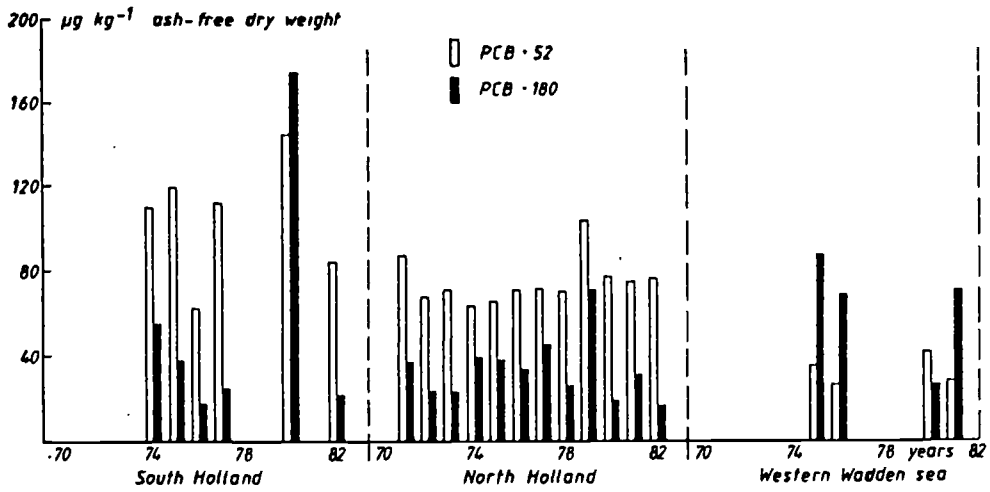


FIGUUR 25: Gehalten van PCB's en pesticiden in Crangon crangon(garnaal). Voor verklaring getallen zie fig 23 (uit Kramer et al. 1985).

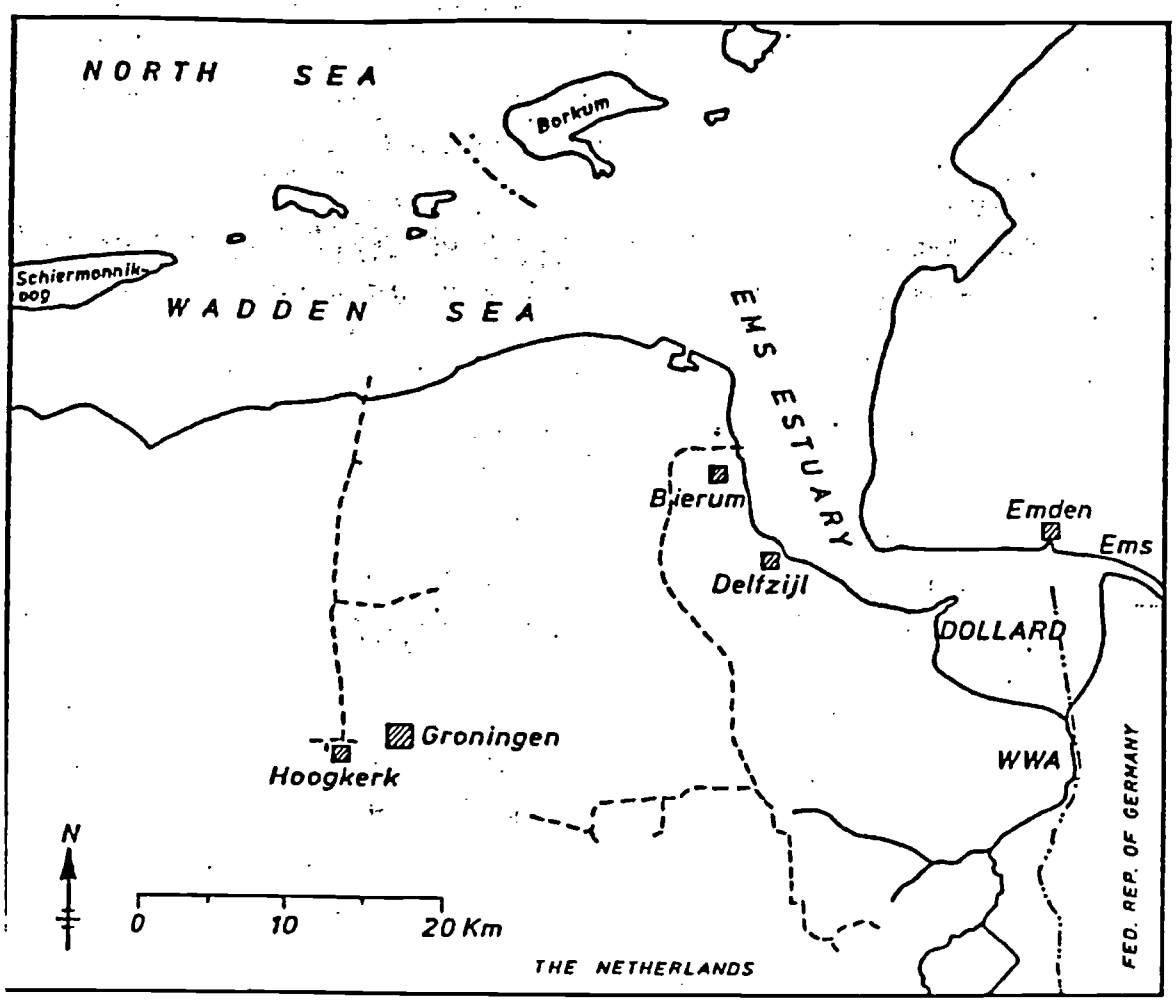
het Eems-Dollard estuarium een bron van vervuiling, zodat het gebied met de minste zoetwater invloed in het midden van de Waddenzee wordt gevonden ( Duinker et al 1983). Als de PCB konsentraties worden uitgedrukt op basis van vetgehalte veranderen ze niet met grootte of leeftijd voor Macoma en Crangon. PCB's vormen een probleem vanwege de vele komponenten waaruit ze bestaan. De verhouding aan komponenten verschilt per kompartiment. In het water overheersen de di-, tri- en tetrachloorbiphenyls, terwijl in organismen juist veel penta-,hexa- en heptachloorbiphenyls worden gevonden. Vergelijking tussen PCB-gehalten kan alleen met individuele komponenten ( Boon & Duinker 1986). Per soort verschilt het metabolisme om PCB's te elimineren.

De Kock (1986) verzamelde natuurlijk voorkomende mosselen op boeien net buiten de Rijn riviermond, voor de Noordhollandse kust en in de westelijke Waddenzee. Hij vond een afname in PCB gehalte richting Waddenzee (zie fig. 26). Er werd geen afname in de tijd gekonstateerd, ondanks de officiële pogingen om emissie te verminderen. De Kock (1986) geeft aan dat transplantatie eksperimenten voordelen hebben boven het gebruik van al aanwezige populaties ( minder geografische verschillen, periode van blootstelling aan vervuiling is bekend, niet afhankelijk van natuurlijke aanwezigheid van monitor soort).

Ongeveer 50 % van het op de Waddenzee geloosde organisch afval wordt geloosd in de maanden september tot en met december en is afkomstig van de aardappelmeelindustrie en de suikerbieten kampagne. De lozing is op enkele lokaties gekonsentreerd: de persleiding Hoogkerk-Waddenzee, de veenkoloniale afvalwaterleiding en de Westerwoldse A (zie fig. 27). De snelheid van de bakteriële afbraak van het organisch afval is temperatuur afhankelijk. In de eerste helft van het najaar is de zuurstofonttrekking groter dan in de tweede helft. In het najaar migreren een aantal soorten ( strandkrab, garnaal, platvissen) naar dieper water, zij worden daardoor minder door de lozingen getroffen. Essink (1978) onderzocht de effekten van de lozing van organisch afval op de makrofauna. Hij vond 15-20 ha rond de uitlaat van de persleiding Hoogkerk-Waddenzee geen wadpieren (Arenicala marina) of wadslakjes (Hydrobia ulvae).Macoma balthica (het nonnetje), Cerastoderma



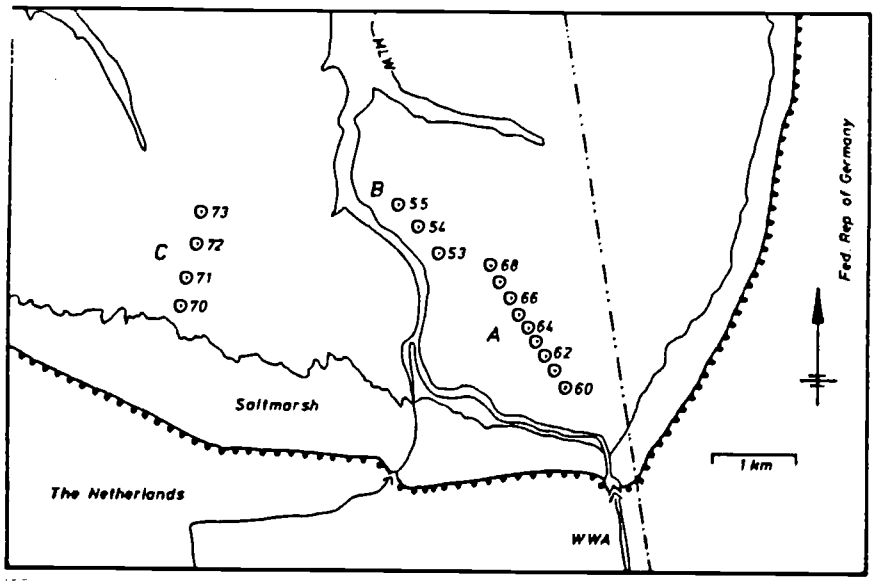

FIGUUR 26: Retrospective analysis of congeners PCB-52 and PCB-180 in Mytilus edulis tissue. Mean yearly concentrations (mugr. $kg^{-1}$ ash-free dry weight) for the South Holland coast, North Holland coast and Western Wadden Sea (uit de Kock 1986).



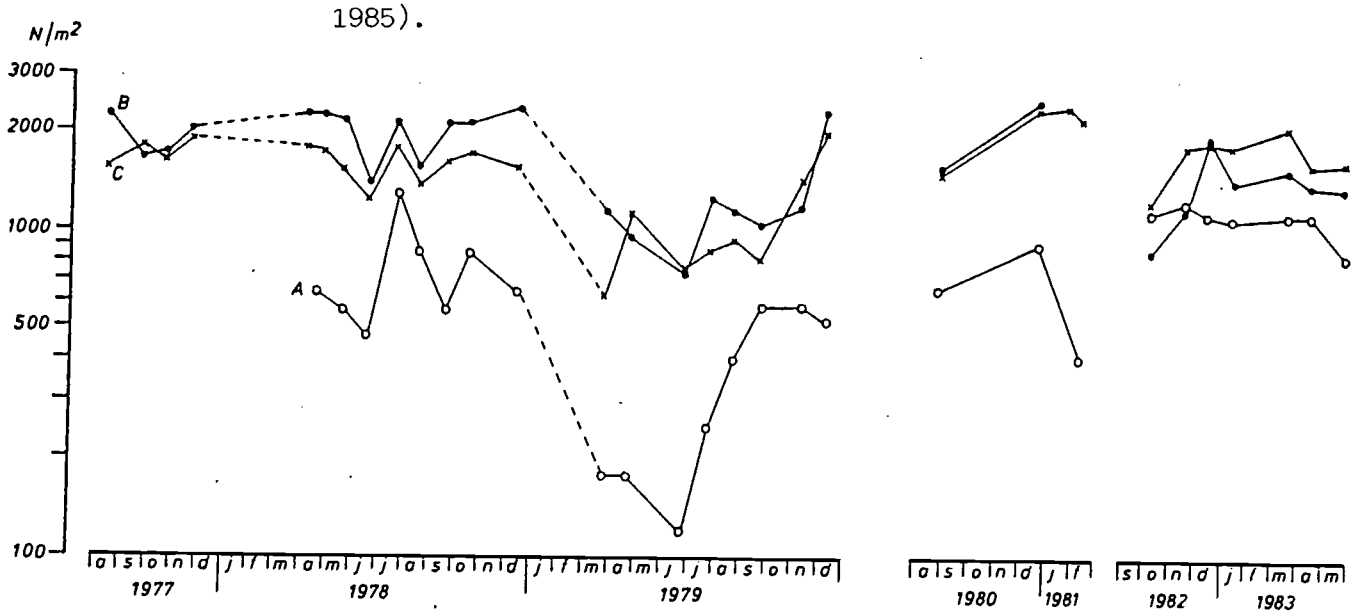

FIGUUR 27: Lokatie van lozingspunten (uit Essink 1984).

edule (de kokkel), Mya arenaria (de strandgaper) en Nereis diversicolor (de zeeduizendpoot) vestigden zich in het voorjaar en de zomer, maar konden zich slecht handhaven in het najaar. Ook nam hij sterfte onder vissen, garnalen en strandkrabben waar, maar vond geen invloed op de vogels.
In 1982-83 nam de vervuiling vanuit de Westerwoldse A met ongeveer 50 % af als gevolg van een door de regering opgelegde maatregel. Nereis nam daardoor toe (Essink et al. 1985) bij de Westerwoldse A (zie figuren 28 en 29). Nereis tolereert slechte zuurstof kondities en is zodoende indirekt een indikator van organische vervuiling (Dries & Theede 1974). Hoewel Nereis ook reageert op slechte zuurstof kondities, zoals blijkt uit de verdeling over het transekt (zie fig. 30). De dichtheid is dicht bij het lozingspunt het laagst. Om onderscheid te maken tussen door vervuiling veroorzaakte veranderingen in populatie dichtheden en door natuurlijke omgevingsfaktoren geïnduceerde veranderingen zijn de waarnemingen van Essink in het oosten van de Waddenzee vergeleken met die van Beukema in het westen van de Waddenzee (Essink & Beukema 1986). De dichtheden van een aantal bivalven en polychaeten werden voor een periode van 17 jaar (1969 t/m 1985) vergeleken. De drie stations van Essink die vrij ver van het lozingspunt af lagen vertoonden veel overeenstemming met de gevonden waarden op het Balgzand. De twee stations dicht bij het lozingspunt vertoonden veel lagere dichtheden.

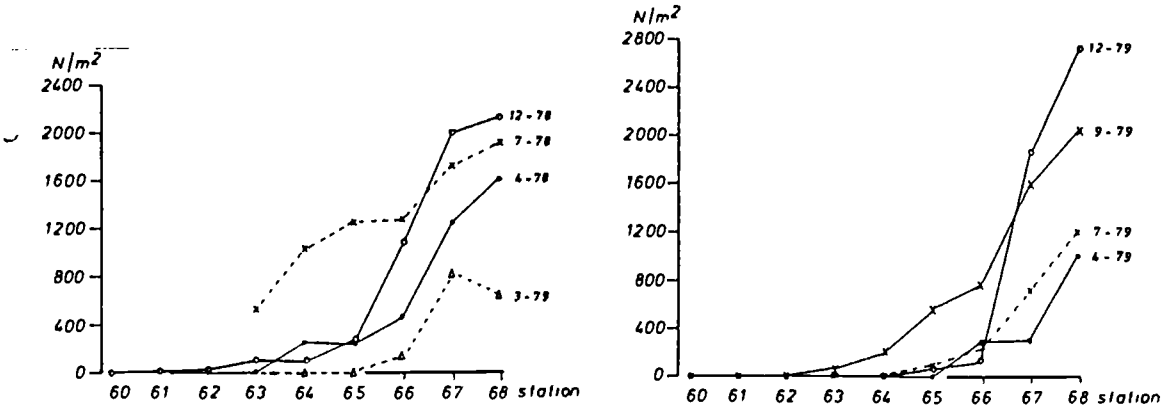
Essink et al. (1986) voerden in 1984 een monitoring programma in de Eems monding uit waar zij sediment en Nereis, Arenicola en Mya bemonsterden. Gehalten aan organochloriden werden bepaald. Sediment blijkt minder geschikt als indikator van organochloriden, vanwege het grote aantal monsters ( meer dan 5 per plaats) dat nodig is en het feit dat de bovenste laag van het sediment niet automatisch het jongste sediment hoeft te zijn. Mya is geschikt vanwege z'n vastzittende levensgewoonte. Arenicola en Nereis kunnen wel migreren. Nereis is een carnivoor en akkumuleert daardoor hoge konsentraties organochloriden en tolereert een lagere saliniteit dan Mya en Arenicola. De konklusie van het onderzoek is dat Nereis de meest geschikte indikator is.




FIGUUR 28: Transects (A,B,C) of sampling stations in the S.E. Dollard. Station numbers are indicated (uit Essink et al. 1985).




FIGUUR 29: Mean density ($N/m^2$) of Nereis diversicolor at transect A,B and C (uit Essink et al. 1985).




FIGUUR 30: Nereis diversicolor. Density ($N/m^2$) along transect A in selected months in 1978 and 1979 (uit Essink et al. 1985).

4.2.1.3.Vissen

Het ministerie van landbouw en visserij voert sinds 1972 een monitorprogramma uit over kontaminanten in visserijprodukten. Tabel X geeft een overzicht van de organische stoffen die gemeten worden. In de Waddenzee worden uitsluitend garnalen bemonsterd (zie tabel XI). De PCB gehalten in de Nederlandse zee-visserijprodukten liggen ver onder de 0.5 mg /kg natgewicht. Als grens hanteert men 5 mg /kg natgewicht. PAH verbindingen worden slechts in zeer geringe konsentraties (minder dan 0.1 mu gr./kg) aangetroffen.

4.2.1.4.Vogels

Koeman (1971) onderzocht de invloed van drins op de grote stern. Van 1954 tot 1965 produceerde de telodrinfabriek en de dieldrinfabriek aan de Nieuwe Waterweg pesticiden ( dieldrin, telodrin, en aldrin). Fig.31 toont het aantal broedparen op de Waddeneilanden. Duidelijk is een afname na 1954 en een zeer langzaam herstel na 1968 te zien. De eierschaaldikte werd gemeten. Deze was dunner in de periode van 1964 tot 1970 in vergelijking met voor 1950 ( Duinker & Koeman 1978).

Voor de eidereend ( Swennen 1972) is in de periode van 1960 tot 1965 een hoge sterfte waargenomen waarschijnlijk ook als gevolg van de lozing van telodrin en dieldrin (zie tabel XII).

4.2.1.5.Zeezoogdieren

De bruinvis en tuimelaar kwamen vroeger (vóór 1960 resp. 1940) talrijk voor in de Waddenzee (de Wolf 1984 ). Vermindering in aantal wordt toegeschreven aan vergiftiging ( Verwey & Wolf 1982). Koeman et al. (1972) vonden zeer hoge gehalten aan DDT en PCB's in dode bruinvissen.

De zeehondenpopulatie in de Waddenzee nam voor 1954 af als gevolg van de jacht, daarna trad tijdelijk herstel op en na 1965 nam de populatie grootte snel af tot ± 450 individuen. Vanuit de Duitse en Deense delen van de Waddenzee vindt migratie plaats naar het Nederlandse deel ( de Wolf 1984).

TABEL X: AAC-Fish monitoring programme: organic micropollutants (uit Hagel 1986).

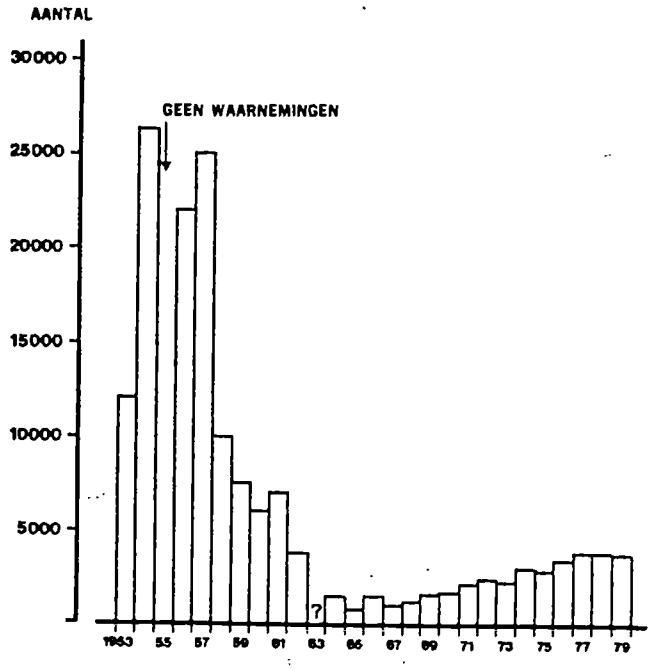
| Category | Compounds | Remarks |
|---|---|---|
| Organochlorine compounds | Poly Chlorinated Biphenyls | Individual compounds |
| | DDTs | |
| | Hexachloro Cyclohexanes | Including lindane |
| | Drins | Including dieldrin |
| | Poly Chlorinated Benzenes | Including HCB |
| Polynuclear aromatic hydrocarbons | Fluoranthene | |
| | Benzo(b)fluororanthene | |
| | Benzo(k)fluoroanthene | |
| | Benzo(e)pyrene | |
| | Benzo(a)pyrene | |
| | Benzo(g.h.i.)perylene | |

TABEL XI: AAC-Fish monitoring programme: fish species and sampling areas (uit Hagel 1986).

| Species | Sampling area |
|---|---|
| Sole (*Solea solea*) | Coast of Holland |
| Cod (*Gadus morhua*) | Coast of Holland |
| Herring (*Clupea harengus*) | Coast of Holland |
| Shrimp (*Crangon crangon*) | Western Waddensea |
| Mussels (*Mytilus edulis*) | Eastern Scheldt |
| Pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) | Lake Yssel |
| Pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) | Hollands Diep |
| Eel (*Anguilla anguilla*) | Lake Yssel |
| Eel (*Anguilla anguilla* ) | Hollands Diep |

TABEL XII: The annual mortality rate of the female eiders. Ringed as breeding ducks on Vlieland, calculated according to the corrected number of ring recoveries (uit Swennen 1972).

| *Year:* | *Mortality rate (%):* |
|---|---|
| 1964 | 35% |
| 1965 | 61% |
| 1966 | 33% |
| 1967 | 17% |
| 1968 | 15% |
| 1969 | 8% |
| 1970 | 12% |
| 1971 | 3% |




FIGUUR 31: Aantal broedparen van de grote stern op de Nederlandse Waddeneilanden( Rooth,1980) (uit de Wolf 1984).

Reynders (1980) observeerde een afname van het reproduktieve sukses van de Nederlandse zeehondenpopulatie en bracht dit in verband met de hoge konsentraties PCB's in de weefsels.

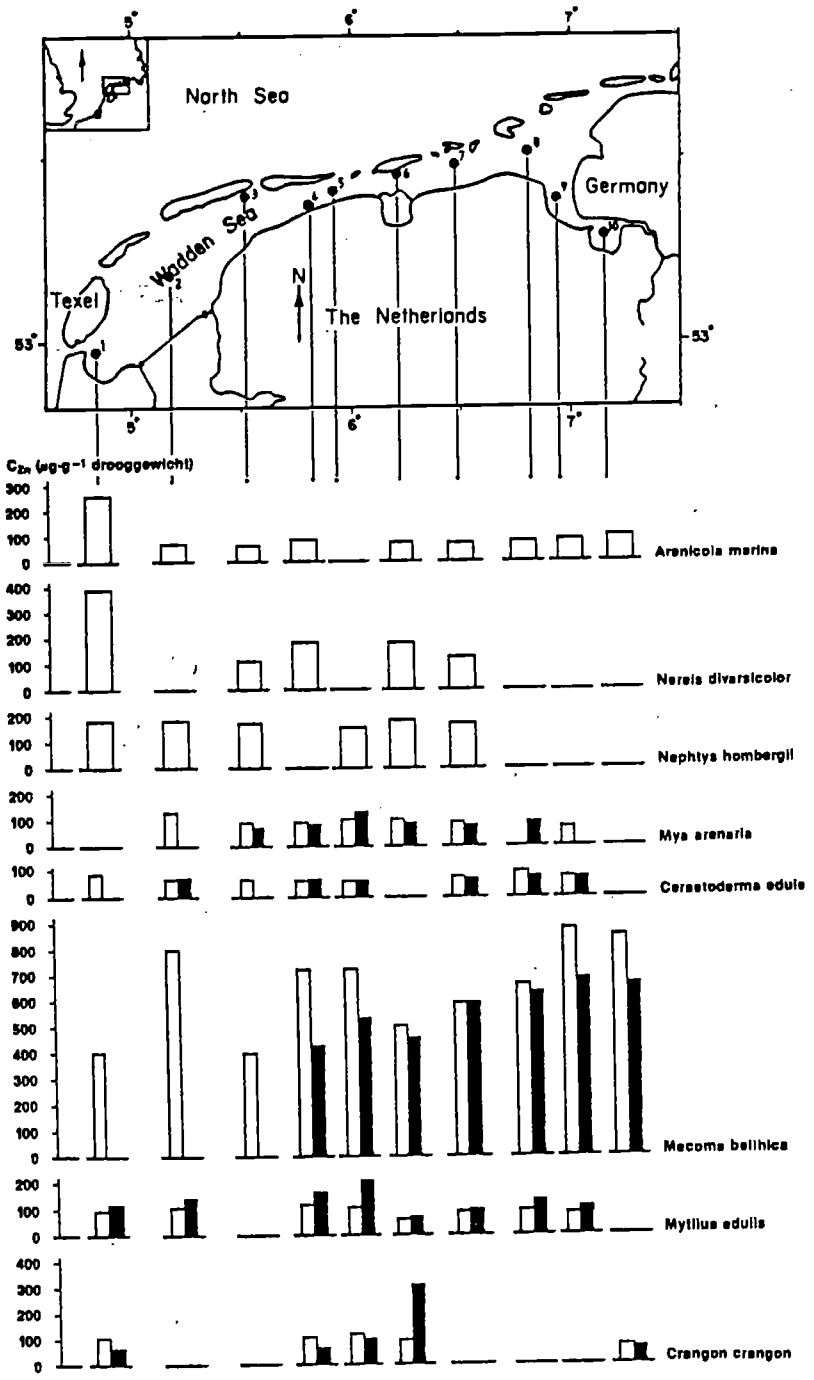
### 4.2.2. Anorganische verontreiniging

#### 4.2.2.1. Zoobenthos

De affiniteit van haemoglobine voor zuurstof in het water neemt bij Arenicola af met een toenemende koper konsentratie ( Everaarts 1986). Omdat in het veld nog geen korrelaties gevonden zijn tussen de koper konsentratie in het sediment en het bloed van Arenicola kan de ademhaling van Arenicola nog niet voor monitoring gebruikt worden.

In maart 1982 werden door Kramer et al. (1985) de polychaeten Arenicola marina, Nereis diversicolor en Nephtys hombergii, de tweekleppigen Mya arenaria, Cerastoderma edule, Macoma balthica en Mytilus edulis en de garnaal Crangon crangon verzameld. De konsentraties zink, koper en cadmium werden bepaald en de resultaten zijn weergegeven in figuren 32, 33 en 34. Er werd geen trend in de konsentraties van de metalen in organismen van west naar oost in de Waddenzee gekonstateerd, Voor Arenicola wordt de hoogste cadmium en koper konsentratie gevonden. Nereis en Nephtys vertonen veel variaties in metaalgehalten. Nereis toont een hoog zinkgehalte in het westen. Mya heeft relatief lage konsentraties zink en cadmium. De koper konsentratie is voor Mya in het midden gedeelte van de Waddenzee het hoogst. Cerastoderma vertoont de laagste metaalgehalten en geen trend van oost naar west. De zink konsentratie in Macoma is hoog, vooral in het oostelijk deel van de Waddenzee. De cadmium konsentratie is relatief laag en de koper konsentratie is weer hoger. Er wordt geen trend van oost naar west gevonden. Mytilus vertoont een lage zink konsentratie, de cadmium konsentratie is hoog ( vooral in het uiterste westen en oosten) en de koper konsentratie is weer laag. Crangon heeft relatief lage konsentraties zink en cadmium en een uitzonderlijk hoge konsentratie koper, met name in de Dollard.

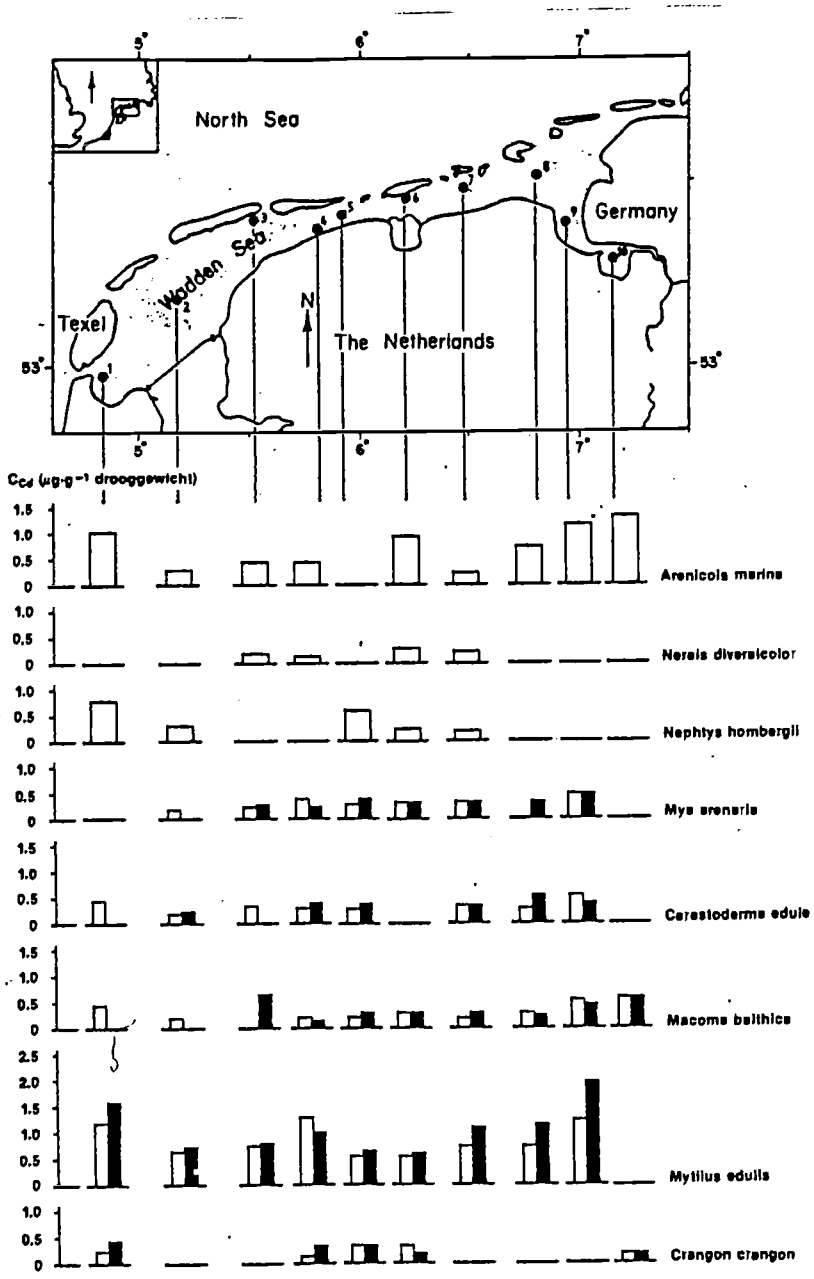
De monding van de Eems werd vervuild met kwik van 1960 tot 1975.




FIGUUR 33: Uit Kramer et al.1985.

De concentratie van zink in totale lichaam (ug.g$^{-1}$ droog gewicht) van benthische diersoorten uit de Waddenzee:

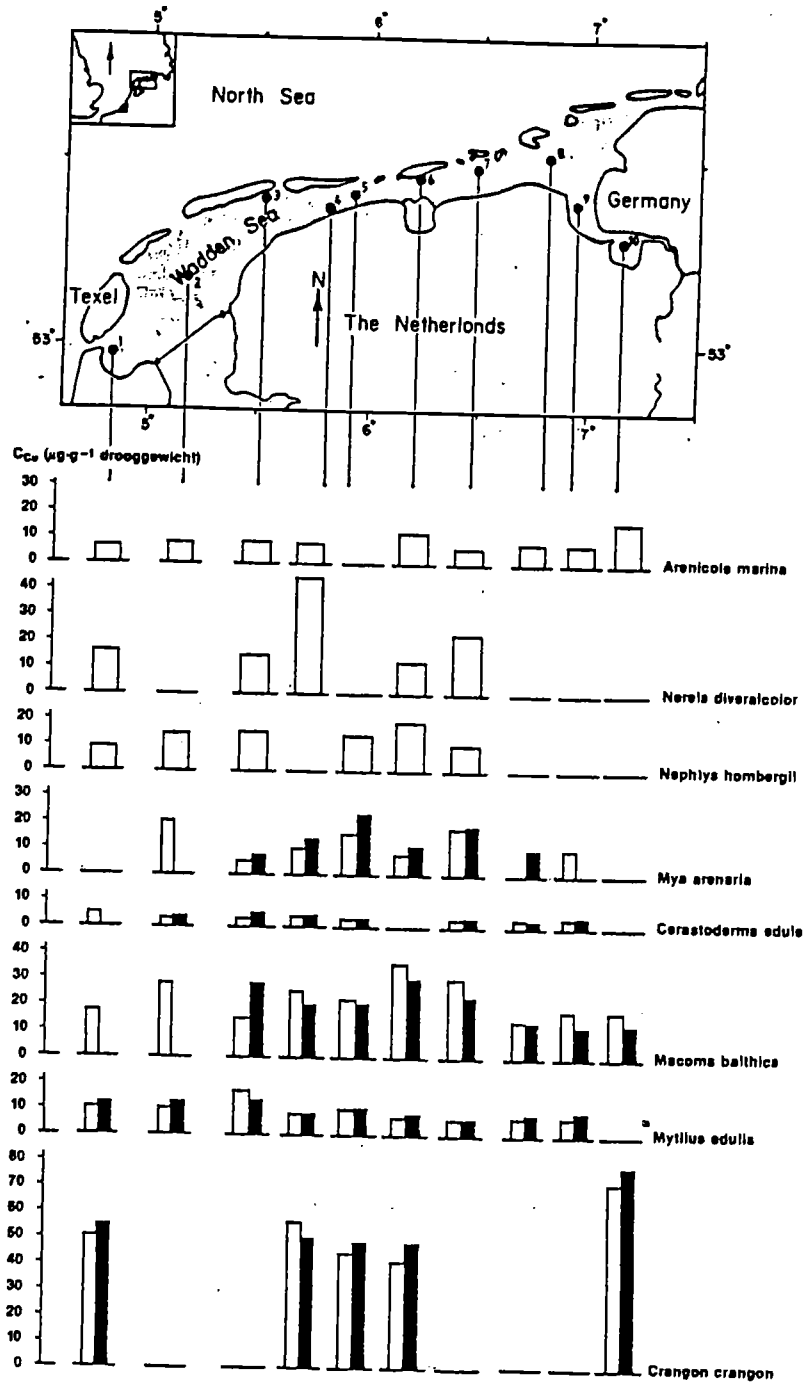
- de polychaete wormen Arenicola marina (lichaamsgewicht 3 - 5 gram), Nereis diversicolor en Nephtys hombergii;
- de tweekleppige molluscen Mya arenaria, Cerastoderma edule en Macoma balthica (jaarklassen 2 - 4: open kolommen; jaarklassen 0 en 1: zwarte kolommen) en Mytilus edulis (schelplengte 5 - 6 cm : open kolommen; schelplengte 3 - 4 cm: zwarte kolommen
- de garnaal Crangon crangon (lengteklasse 5.3 - 6.9 cm: open kolommen; lengteklasse 3.9 - 4.2 cm: zwarte kolommen).




FIGUUR 32: Uit Kramer et al.1985.

Cadmium concentratie in totale lichaam (ug.g$^{-1}$ droog gewicht) van benthische diersoorten uit de Waddenzee:

- de polychaete wormen Arenicola marina (lichaamsgewicht 3 - 5 gram), Nereis diversicolor en Nephtys hombergii;
- de tweekleppige molluscen Mya arenaria, Cerastoderma edule en Macoma balthica (jaarklassen 2 - 4: open kolommen; jaarklassen 0 en 1: zwarte kolommen) en Mytilus edulis (schelplengte 5 - 6 cm: open kolommen; schelplengte 3 - 4 cm: zwarte kolommen);
- de garnaal Crangon crangon (lengteklasse 5.3 - 6.9 cm: open kolommen; lengteklasse 3.9 - 4.2 cm: zwarte kolommen).




FIGUUR 34: Uit Kramer et al. 1985.

De concentratie van koper in totale lichaam (ug.g$^{-1}$ droog gewicht) van benthische diersoorten uit de Waddenzee:

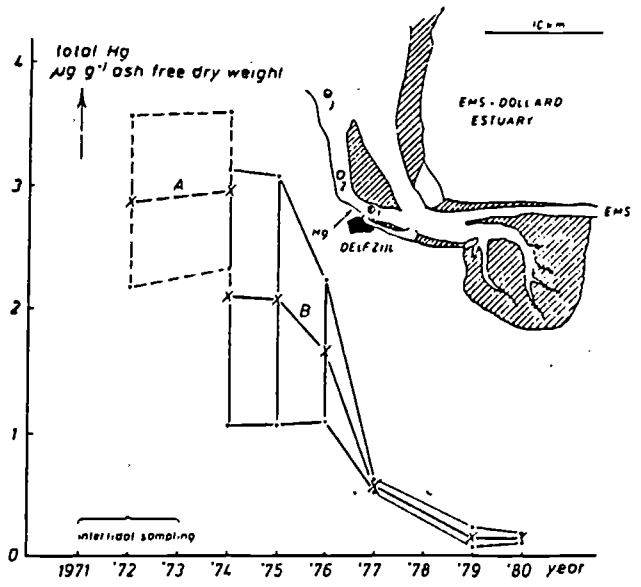
- de polychaete wormen Arenicola marina (lichaamsgewicht 3 - 5 gram), Nereis diversicolor en Nephtys hombergii;
- de tweekleppige molluscen Mya arenaria, Cerastoderma edule en Macoma balthica (jaarklassen 2 - 4: open kolommen; jaarklassen 0 en 1: zwarte kolommen; en Mytilus edulis (schelplengte 5 - 6 cm: open kolommen; schelplengte 3 - 4 cm: zwarte kolommen);
- de garnaal Crangon crangon (lengteklasse 5.3 - 6.9 cm: open kolommen; lengteklasse 3.9 - 4.2 cm: zwarte kolommen).

Daarna werd de toevoer onder druk van de overheid drastisch verlaagd.Dit werd gevolgd door monitoring m.b.v. mosselen, eerst verzameld in de getijde zone (1972-1974) en daarna getransplanteerd vanuit de Noordezee (1974-1980) (Kock 1986). Fig. 35 toont een sterke afname in kwikgehalte in de mosselen na stopzetting van de lozing.

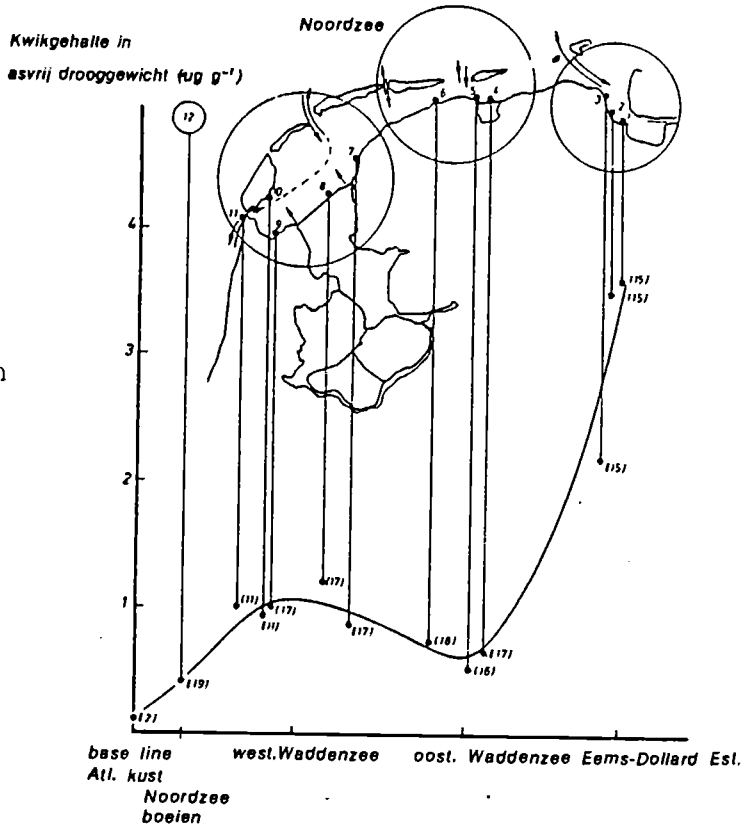
De Kock en Kuiper ( de Wolf 1984) verzamelden in de periode van 1971 tot 1973 mosselen in de Waddenzee en bepaalden het kwikgehalte ( zie fig. 36). De Wolf & Lewis (1972) voerden in de periode van maart 1971 tot februari 1972 een vergelijkbaar onderzoek uit. Hun resultaten zijn uitgedrukt in ng Hg per mossel (zie fig. 37), terwijl de Kock en Kuiper $\mu$g per g asvrijdrooggewicht gebruikten. De Wolf & Lewis geven echter het gemiddelde asgewicht per mossel op de verschillende monsterplaatsen en data (zie fig. 38), zodat het gehalte per g asvrijdrooggewicht kan worden berekend. Voor iedere maand werd het kwikgehalte van de mossel gedeeld door het asvrijdrooggewicht van de mossel op de betreffende monserplaats. Daarna werd het gemiddelde van de 7 maanden berekend. Tabel XIII geeft de vergelijking van de waarden. De kwikgehalten in de mosselen van de Wolf & Lewis zijn veel hoger, maar de trend dat het laagste gehalte in de oostelijke Waddenzee wordt gevonden en het hoogste in de Eemsmonding komt bij beide onderzoeken tot uiting. De hogere waarden zouden een gevolg kunnen zijn van afrondingen bij de berekening. Het gemiddelde kwikgehalte van 100 mosselen wordt gedeeld door het gemiddelde asvrijdrooggewicht van 100 mosselen.

4.2.2.2.Vissen

De puitaal Zoarces viviparus werd door Essink (1985) gebruikt voor het monitoren van kwik in de Waddenzee ( zie fig. 39). Het kwikgehalte toont een positieve korrelatie met de lengte en leeftijd van de vis. Er werd geen seizoensvariatie in het kwikgehalte gevonden. In de periode van 1974 tot 1981 neemt het kwikgehalte op alle monsterplaatsen af. De kwikgehalten van puitalen uit de Eemsmonding waren in 1977/78 2x zo hoog als in de rest van de Waddenzee, maar in 1981 waren deze waarden gedaald tot het nivo van de rest van de



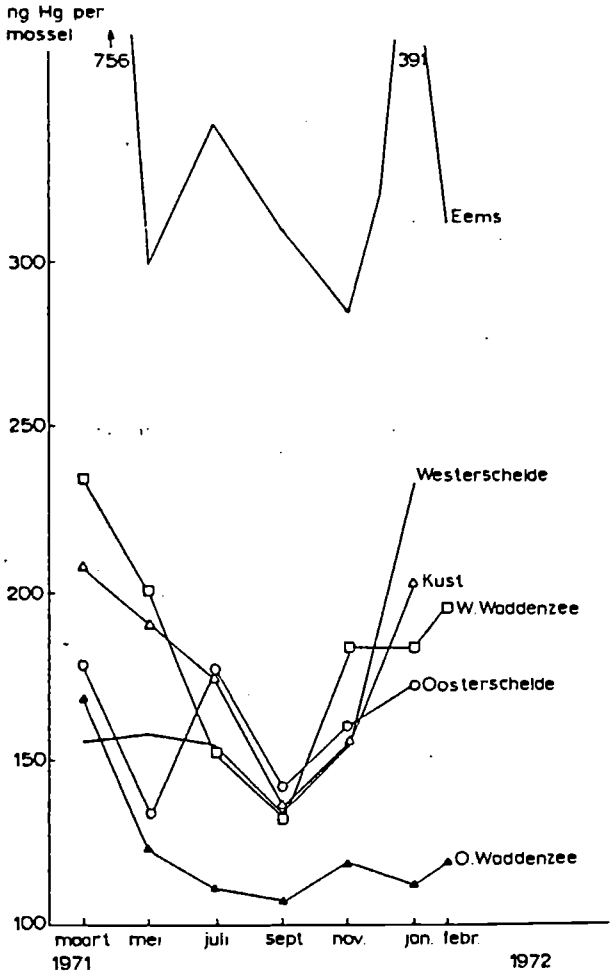

FIGUUR 35: Ems estuary, 1971-1980. Range of total mercury levels in Mytilus edulis tissue. (A) mean of range, local population.(B) mean of range, translocated samples in exposure experiments.(1),(2). and (3) sampling stations (uit de Kock 1986).



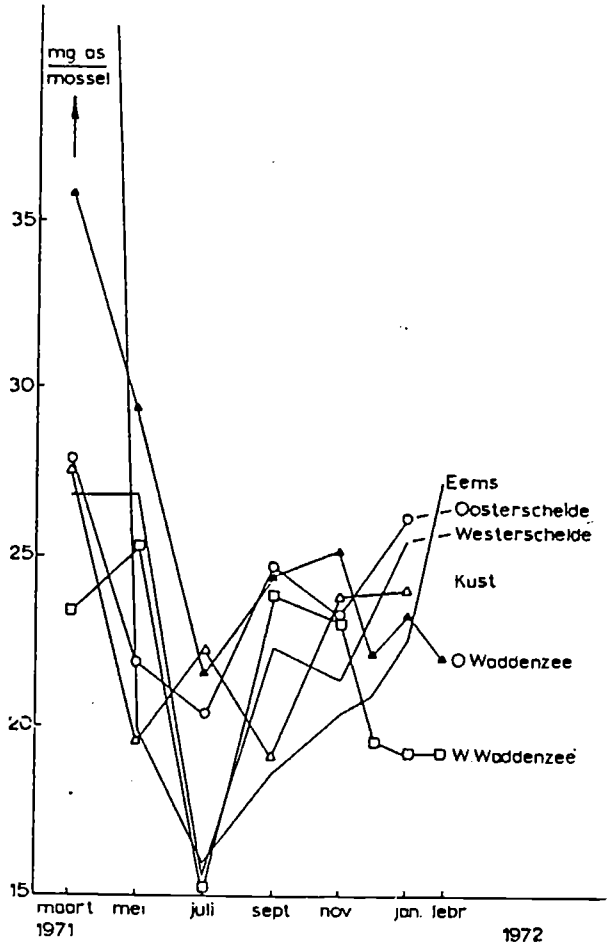

FIGUUR 36: Kwikgehalte van mosselen in de periode 1971-1973 in de Nederlandse Waddenzee. Tussen haakjes: het aantal monsters per monsterplaats, ieder monster bevatte 60 mosselen van 3-3,5 cm (de Kock & Kuiper, 1981)(uit de Wolf 1984).

TABEL XIII: Kwik(Hg) gehalten in mosselen.

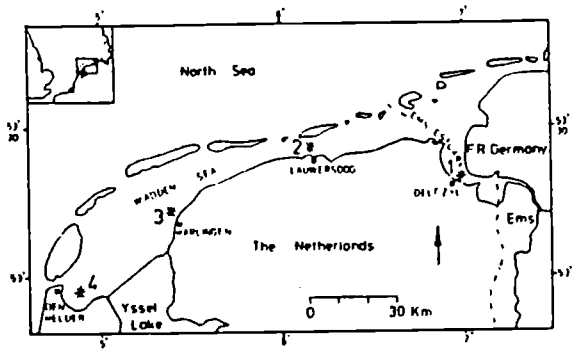
| Hg gehalte in mugr. per gr.drooggewicht | de Kock & Kuiper 1971-1973 | de Wolf & Lewis 1971-1972 |
|---|---|---|
| westelijke Waddenzee | 1.1 | 5.3 |
| oostelijke Waddenzee | 0.6 | 4.4 |
| Eemsmonding | 3.5 | 16.2 |



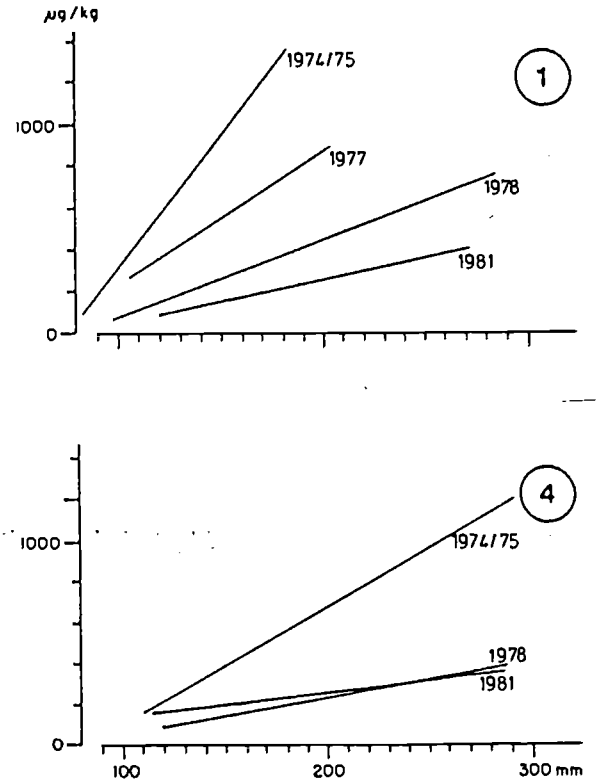

FIGUUR 37: Verloop van de hoeveelheid kwik per mossel voor verschillende gebieden in de periode maart 1971- februari 1972 (uit de Wolf & Lewis 1972).




IGUUR 38: Verloop van de hoeveelheid as per mossel voor verschillende gebieden in de periode maart 1971- februari 1972 (uit de Wolf & Lewis 1972).




FIGUUR 39: The Dutch Wadden Sea and Ems estuary with sampling locations (1 to 4) for Zoarces viviparus.




FIGUUR 40: Relationship between length(mm) and mercury content ( $\mu g\ kg^{-1}$) of Zoarces viviparus at locations 1 and 4 in different years (uit Essink et al. 1985).

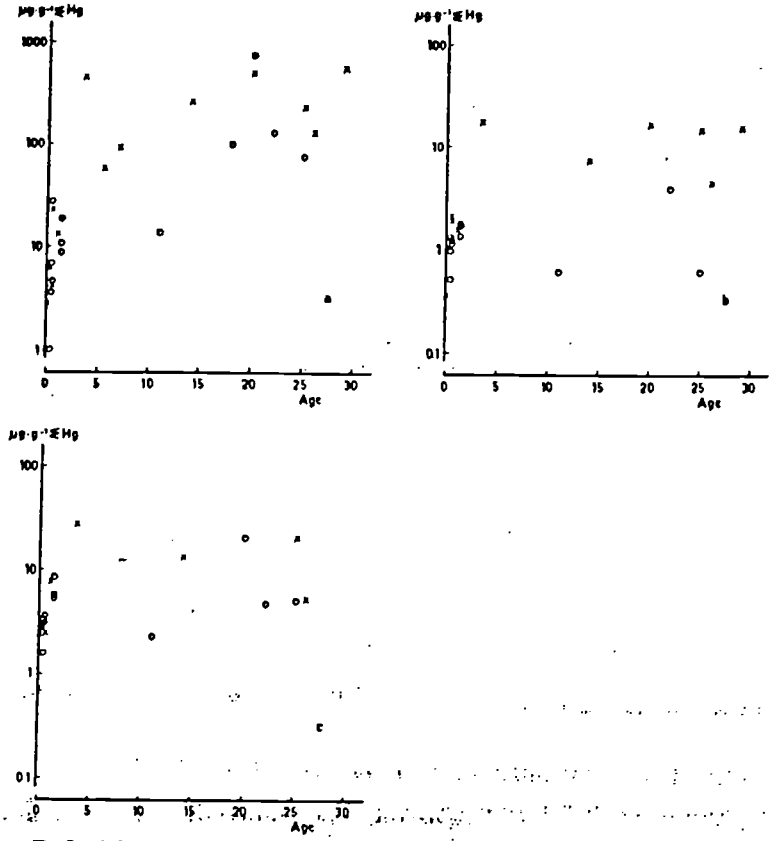
Waddenzee (zie fig. 40). Vergelijking met kwikgehalten van schone puitalen (uit Schotland) wijzen er op dat de Waddenzee nog steeds verontreinigd is met kwik ( Essink 1985).

4.2.2.3.Vogels

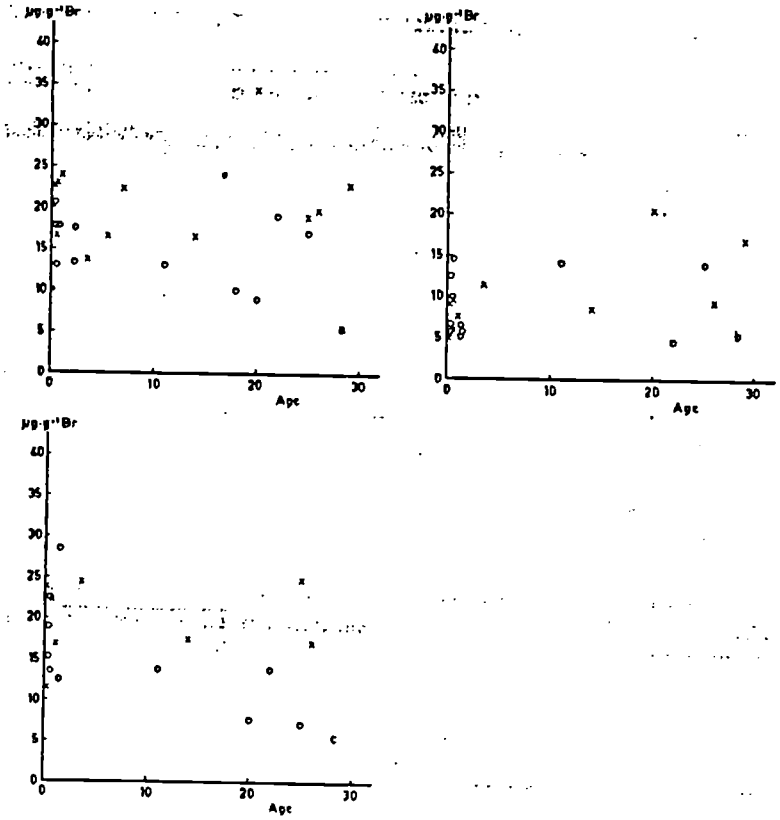
Goede & de Bruin (1986) hebben de veren van vogels gebruikt om vervuiling met metalen aan te tonen. Veren kunnen verkregen worden zonder de vogel te doden,wat grootschalig en regelmatig bemonsteren mogelijk maakt. De veren kunnen besmet worden door opname via het voedsel gedurende de groei, tijdens het schoonmaken via de sekretie produkten, of door direkt kontakt met het milieu. De kanoetstrandloper en de rosse grutto werden onderzocht. De soorten hebben hun broedgebied in Canada, Groenland en Siberië, waar blootstelling aan metalen te verwaarlozen is. Hierdoor kunnen de jongen die eind augustus aankomen in de Waddenzee als schoon beschouwd worden, tenzij besmetting van buitenaf heeft plaatsgevonden. Na vorming zijn de veren fysiologisch geïsoleerd van de rest van de vogel. Er werd geen besmetting van buitenaf gekonstateerd. Veren zijn geschikt voor het monitoren van kwik. Ook zink kan op deze manier worden aangetoond, maar alleen kort na voltooiing van de veer. Sileen en lood vervuiling komt terecht in de sekretie produkten van de vogels. Veren kunnen informatie geven over de vervuiling van deze twee metalen als de ouderdom van de veer mede in beschouwing wordt genomen.

4.2.2.4.Zeezoogdieren

Reynders (1980) bepaalde het gehalte van enkele metalen in 30 dode zeehonden verzameld in de gehele Waddenzee in de periode 1975/1976. De gehalten bepaald in lever, hersenen en nieren werden uitgedrukt op natgewicht basis. Kwik en broomgehalten zijn weergegeven in fig. 41 en 42. De gehalten nemen toe met de leeftijd. Het kwik is aanwezig in de anorganische vorm. Dit in tegenstelling tot hun prooi, de vissen, waar vnl. methylkwik aanwezig is ( Koeman et al. 1972). Het in de zeehonden aanwezige selenium zou een rol kunnen spelen bij de demethylering of binding van kwik ( Koeman et al. 1973).




FIGUUR 41: Relations between total mercury content and age in a. liver,b.brain andc.kidney tissue of harbour seals from the Netherlands(x) and from Schleswig-Holstein and Denmark(O) (uit Reynders 1980).




FIGUUR 42: Relations between bromium content and age in a. liver, b. brain and c. kidney tissue of harbour seals from the Netherlands(x) and from Schleswig-Holstein and Denmark (O)(uit Reynders 1980).

### 4.2.3. Fysische verontreiniging

Thermische verontreiniging door lozing van koelwater wordt behandeld door Dijkema et al. (1985). Zij onderscheiden effekten ten gevolge van het opwarmen van het water en mechanische effekten door van het koelwater bij de stroming door de centrale. Beide effekten zijn volgens de auteurs voor de Waddenzee nog nauwelijks aangetoond. Er staat echter maar één centrale ( aan de Eemshaven ).

### 4.2.4. Kumulatie van effekten

Dijkema et al. (1985) voerden in opdracht van de Rijksplanologische Dienst en de Stuurgroep Waddenzeeprovincies een onderzoek uit naar de ekologische effekten van ingrepen in de Waddenzee. Hun aandacht ging speciaal uit naar de onderlinge beïnvloeding en kumulatie van deze effekten. De door hen beschouwde ingrepen en aspekten van het ekosysteem staan in tabel XIV. Bij kumulatie van effekten kan sprake zijn van additie ( de effekten worden bij elkaar opgeteld), substraktie ( de effekten worden van elkaar afgetrokken ), synergisme ( de effekten versterken elkaar ), antagonisme (de effekten heffen elkaar (gedeeltelijk) op). Het effekt van de ingrepen uit tabel XIV wordt voor de bodemfauna nader uitgewerkt. Er wordt wordt geen versterking of verzwakking van effekten gekonstateerd. Een aantal indikatoren voor de bewaking van de kwaliteit van de Waddenzee als natuurgebied worden voorgesteld. Dit zijn het percentagekwelder, het zuurstof-, stikstof- en fosfaatgehalte van het water, het aantal broedparen sterns en meeuwen, het aantal zeehonden en de terugkeer van zeegrassen en bruinvissen. Bij het voorstel wordt niet gesproken over het monitoren van verontreinigingen.

TABEL XIV: Interakties tussen ingrepen en ecosysteem-aspekten in de Waddenzee (uit Dijkema et al. 1985).

- interacties (vrijwel) onmogelijk
- ? optreden van interacties is onzeker
- interacties potentieel belangrijk, maar met de huidige en de te verwachten ingrepen niet van belang
- interacties mogelijk

| ECOSYSTEEM ASPECT / INGREEP | LANDSCHAP | | | ABIOTISCH MILIEU | | | LEVENSGEMEENSCHAPPEN | | | DIERGEDRAG | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | omvang | wijdsheid | natuurlijkheid | waterbeweging | bodemopbouw | samenstelling van water en bodem | organismen van de bodem | organismen van het water | organismen van de kwelder | broedende en rustende vogels op kwelders | foerageerende vogels (wad en water) | rasthonden op ligplaatsen (wad) |
| indijken van kwelders | | | | | | | | | | | | |
| indijken van wad | | | | | | | | | | | | |
| landaanwinning en stuifdijken | | | | | | | | | | | | |
| kunstmatige zandstranden | | | | | | | | | | | | |
| exploitatie van diepe delfstoffen | | | | ? | ? | | | | ? | | | |
| hoge bouwwerken | | | | | | | | | | | | |
| kunstmatige/verdiepte vaargeulen | | | | | | | | | | | | |
| ontgrondingen | | | | | | | | | | | | |
| grote transportleidingen | | | | | | | | | | | | |
| nutsleidingen | | | | | | | | | | | | |
| calamiteiten met olie | | | | | | | | | | | | |
| lozing van systeemvreemde stoffen | | | | | | | | | | | | |
| lozing van systeemeigen stoffen | | | | | | | | | | | | |
| lozing van koelwater | | | | | | | | | | | | |
| storten van baggerspecie | | | | | | | | | | | | |
| lozing van oppervlaktewater | | | | | | | | | | | | |
| mosselcultuur | | | | | ? | ? | ? | ? | | | | |
| kokkelvisserij | | | | | | | | | | | | |
| garnalenvisserij | | | | | | | | | | | | |
| visserij op aal, harder etc. met fuiken | | | | | | | | | | | | |
| spitten van pieren en zagers | | | | | | | | | | | | |
| zomerdijken | | | | | | | | | | | | |
| agrarisch gebruik van kwelders | | | | | | | | | | | | |
| militaire activiteiten | | | | | | | | | | | | |
| burgerluchtvaart | | | | | | | | | | | | |
| opsporing van mossel- en kokkelbanken | | | | | | | | | | | | |
| opsporing van diepe delfstoffen | | | | | | | | | | | | |
| beheer en onderzoek | | | | | | | | | | | | |
| watersport | | | | | | | | | | | | |
| wadlopen | | | | | | | | | | | | |
| kwelder- en oeverrecreatie | | | | | | | | | | | | |
| jacht | | | | | | | | | | | | |

# 5. KONKLUSIES

Ekosystemen zijn per defenitie kompleks en vertonen geen specifieke reaktie op kontaminanten. De afname in diversiteit kan vele oorzaken hebben. Daarom is dit minder geschikt voor het indiceren van verontreiniging. Alleen als voldoende kennis omtrent de natuurlijke variatie aanwezig is, zoals bij het onderzoek van Essink en Beukema (1986), kan de diversiteit als niet specifieke indikator voor verontreiniging dienen.

Het gebruik van bioindikatoren is naast het bepalen van fysisch/chemische parameters aan te raden. Organismen verblijven vaak langere tijd in een kompartiment van het mariene milieu en geven zo een beeld van de toestand van het milieu over een bepaalde periode. Dit in tegenstelling tot de moment opnamen die fysisch/chemische bepalingen vaak geven. Met bioindikatoren wordt echter alleen informatie over biologisch opneembare stoffen verkregen.

Voorwaarden voor het gebruik van bioindikatoren bij het aantonen van kontaminanten zijn:
1. de biologie van het organisme moet goed bekend zijn (seizoens- en geografische variaties, alle ekologische niches bezet),
2. het organisme moet gevoellig zijn voor de te meten vervuiling (de fysische effekten van de kontaminanten op het organisme moeten bekend zijn via laboratorium eksperimenten, er moet sprake zijn van een eenduidige reaktie van de indikator op de vervuiling en liefst per kontaminant een specifieke reaktie),
3. het organisme moet weinig mobiel zijn, een verspreiding over een groot gebied bezitten, en tijdens de gehele studieperiode aanwezig zijn,
4. het gedrag van de kontaminant in alle kompartimenten van het milieu moet bekend zijn.

Problemen bij het gebruik van bioindikatoren zijn:
- De eisen dat het organisme gevoellig moet zijn, maar tevens een grote verspreiding moet bezitten gaan niet altijd samen.

- Vaak ontbreekt kennis over de natuurlijke variatie (geen kontrole populatie).
- Soms treedt een bepaalde periode resistentie op tegen een bepaalde vervuiling.

Een uitbreiding van indiceren is monitoring. Als ekstra eis moet worden toegevoegd het vermogen om verontreinigingen te akkumuleren. Deze hoge konsentratie is beter te meten dan de meestal lage konsentratie in het omringende milieu.

Problemen bij monitoring:
Naast de genoemde problemen voor indikatororganismen kan men te maken hebben met het volgende:
- De te meten vervuiling kan in het organisme worden omgezet in een andere vorm.
- Het bemonsteren dient zeer precies te gebeuren, want besmetting kan plaatsvinden door de monstermethode.

Om zoveel mogelijk informatie te verkrijgen over de vervuilingstoestand van de Waddenzee is het gebruik van monitororganismen aan te raden. Het verdwijnen van bepaalde soorten kan een indikatie zijn van de afname van de kwaliteit van het milieu. Het kwantificeren van de omstandigheden is echter ook belangrijk.

Bioindikatoren en monitororganismen voor de Waddenzee:

1. Bakteriën
   Resistentie voor kontaminanten komt vrij veel voor zodat de bakteriën niet reageren op vervuiling. Alleen faecale bakteriën zijn goede indikatoren voor vervuiling met rioolwater.
2. Protozoen
   Ook hier is resistentie waargenomen.
3. Fytoplankton
   Resistentie voor metalen is waargenomen bij diatomeën. In zo'n situatie zullen de diatomeën niet reageren op vervuiling met metalen. Een toename in dichtheid over de jaren is een indikator voor eutrofiëring.

4. Fytobenthos

Het ontbreken van zeegrassen is o.a. indikator voor de verslechterde kwaliteit van het milieu. De zeeaster Aster tripolium kan worden gebruikt voor het monitoren van metalen.

5. Zooplankton

"Faecal pellet" produktie afname is indikator voor metalen vervuiling.

6. Zoobenthos

De zeeduizendpoot Nereis diversicolor is geschikt als indikator van organische verontreiniging. Het nonnetje Macoma balthica is vanwege z'n relatief hoge vetgehalte geschikt voor het monitoren van organische verontreiniging. De soort heeft een grotere verspreiding dan Mytilus edulis, de mossel. Mytilus edulis is geschikt voor monitoring van zowel organische als anorganische verontreiniging. Het kweken van mosselen als homogeen uitgangsmateriaal waarna ze voor een korte periode in de Waddenzee worden uitgezet is een methode die de meeste hierboven genoemde problemen (verspreiding, natuurlijke variatie, resistentie) oplost. Phillips (1976) geeft enkele voorzorgsmaatregelen voor het monitoren van metalen met mosselen:

- de verzamelperiode moet zo kort mogelijk zijn
- in de winter is de metaalkonsentratie het grootst
- de mosselen moeten dezelfde schelplengte en hetzelfde natgewicht hebben
- een minimum van 10 eksemplaren per monsterpunt
- de mosselen moeten overal op dezelfde diepte hangen
- cadmium en lood moeten bij dezelfde saliniteit worden gemonitored
- cadmium ook bij dezelfde temperatuur
- mosselen zijn niet geschikt voor het monitoren van koper.

Als de korrelatie tussen koperkonsentratie in het sediment en het bloed ook in het veld optreedt is de wadpier Arenicola marina een goed monitororganisme voor koper.

Specifieke reakties die bij bodemdieren goed te meten zijn zijn:
voor fosfaat: hartslag, scope for growth, groeiefficientie, OIN ratio, AEC, glycogeengehalte, lysosoomstabiliteit,
voor koolwaterstoffen: lysosoomstabiliteit en MFO aktiviteit,
voor metalen: lysosoomstabiliteit en metallothioneïnen aktiviteit.

7. Vissen

De puitaal Zoarces viviparus is geschikt voor het monitoren van metalen.

8. Vogels

Het aantal broedparen van Sterna sandvincensis de grote stern en Somateria mollissima de eidereend zijn indikatoren voor de kwaliteit van het milieu. De veren van Calidris canutus, de kanoetstrandloper en Limosa lapponica, de roze grutto zijn geschikt voor het monitoren van metalen.

9. Zeezoogdieren

Het ontbreken van de bruinvis Phocaena phocaena is een indikator voor de slechte kwaliteit van het milieu. De gehalten aan organische en anorganische vervuiling in dode zeehonden Phoca vitulina zijn geschikt voor (onregelmatige) monitoring.

LITERATUUR

Abbott, W. (1967). Discussion. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess. Inter Science Publishers N.Y. 337

Akberali, H.B. & E.R. Trueman (1985). Effects of stress on marine bivalve molluscs. Advances in marine biology 22: 101-198

Andelman, J.B. & J.E. Snodgrass (1974). Incidence and significance of polynuclear aromatic hydrocarbons in the water environment. Crit. Rev. Environ. Control 4: 69-83

Beeftink, W.G. & J. Nieuwenhuize (1986). Monitoring trace metal contamination in salt marches of the Westerschelde estuary. Environmental monitoring and assessment 7(3): 233-248

Beintema, A.J. (1984). Weide vogels als indikatoren. In: Ecologische indikatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc Wageningen: 218-248

Berg, R. van den (1984). De microbiële afbraak van xenobiotica. Kollege: De mens en het mariene milieu. R.U.G.

Berdugo, V., R.P. Harris & S.C. O'Hara (1977).The effect of petroleum hydrocarbons on reproduction of an estuarine planktonic copepod in laboratory cultures. Mar. Poll. Bull. 8: 138-143

Berner, L.H., J. Mc Gewan, J.H. Martin, J. Teal (1976). Sampling marine organisms. In: Strategies for marine pollution monitoring. E.D. Goldberg. Wiley & Sons N.Y.: 269-273

Blumer, M., P.C. Blokker, E.B. Cowell & D.F. Duckworth (1972). Petroleum. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach Science publishers N.Y.: 19-40

Boalch, R., S. Chan & D. Taylor (1981). Seasonal variation in the trace metal content of Mytilus edulis. Mar. Poll. Bull. 12(8): 276-280

Boon, J.P. (1985). Kinetiek van PCB-componenten in juveniele tong ( Solea solea ). Vakbl. Biol. 65 (13/14): 106-108

Boon, J.P. & J.C. Duinker (1986). Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. Environmental monitoring and assessment 7(2): 189-208

Boucier, G. (1985). Long term monitoring of meiofauna densities after the Amoco Cadiz oil spill. Mar. Poll. Bull. 16(8): 328-333

Boucier, M. (1986). Evolution, en cinq anées, des herbiers à Posidonia oceanica et du macrobenthos circalittoral action conjugueé des activités humaines et des modifications climatiques. Vie milieu 36(1): 1-8

Bouwman, L.A. (1981). The meiofauna of the Ems estuary. In: Invertebrates of the Wadden Sea. N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff. Balkema, Rotterdam: 153-157

Broek, G.S., D. Malnes & A. Jensen (1980). Heavy metal tolerance of marine phytoplankton IV: Combined effect of zinc and cadmium on growth and uptake in some marine diatoms. J. exp. mar. Biol. Ecol. 42: 39-54

Broman, D. & B. Ganning (1986). Uptake and release of petroleum hydrocarbons by two brackisch water bivalves, Mytilus edulis L. and Macoma balthica (L.). Ophelia 25(1): 49-57

Butler, P., L.E. Andrén, G.J. Bonde, A.B. Jernelöv & D.J. Reish (1972). Test, monitoring and indicator organisms. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach Science Publishers N.Y.: 147-160

Cadeé, G.C. (1967). Sediment reworking of Arenicola marina on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 440-460

Cadée, G.C. & J. Hegeman (1977). Distribution of primary production of the benthic microflora and accumulation of organic matter on a tidel flat area, Balgzand, Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 11(1): 24-41

Capuzzo, J.M. (1985). The effects of pollutans on marine zooplankton populations: sublethal physiological indices of population stress. In: Marine Biology of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms. J.S. Gray & M.E. Christiansen. Wiley & Sons N.Y.: 475-491

Colijn, F. (1983). Primary production in the Ems-Dollard estuary. Dissertatie. R.U. Groningen 123 pp.

Copeland, B.J. (1967). Biological and physiological basis of indicator communities. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess Interscience publishers N.Y.: 285-288

Coull, B.C., G.R.F. Hicks & J.B.J. Wells (1981). Nematode/copepod ratios for monitoring pollution: a rebuttal. Mar. Poll. Bull. 12: 378-381

Davies, I.M. & J.M. Pirie (1980). Evaluation of a "Mussel watch" project for heavy metals in Scottish coastal waters. Mar. Biol. 57: 87- 93

Dini, F. (1981). Relationship between breeding system and resistance to mercury in Euplotes crassus ( Ciliophora : Hypotrichida ).

Dixon, D.R. & D. Pollard (1985). Embryo abnormalities in the periwinkle, Littorina saxatilis, as indicator of stress in polluted marine environment. Mar. Poll. Bull. 16(1): 29-33

Dries, R.R. & H. Theede (1974). Sauerstoff mangel resistenz mariner Bodenevertebraten aus der westlichen Ostsee. Mar. Biol. 25: 327-333

Duinker, J.C. & M.T.J. Hillebrand (1977). Behaviour of PCB, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, alpha-HCH, gamma-HCH, bêtha-HCH, dieldrin, endrin and p,p'-DDD in the Rhine-Meuse estuary and the adjacent coastal area. Neth. J. Sea Res. 13(2): 256-281

Duinker, J.C. & J.H. Koeman (1978). Summary report on the distribution and effects of toxic pollutants ( metals and chlorinated hydrocarbons ) in the Wadden Sea. In: Pollution of the Wadden Sea area. K. Essink & W.J. Wolff. Balkema, Rotterdam: 45-54

Duursma, E.K. & M. Marchand (1974). Aspects of organic marine pollution. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 315-431

Dijkema, K.S., N. Dankers & W.J. Wolff (1985). Cumulatie van ecologische effecten in de Waddenzee. RIN-rapport 85/13: 105 p.

Dyrssen, D., C. Patterson, J. Ui & G.F. Weichart (1972). Inorganic chemicals. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg Gordon & Breach N.Y.: 41-58

Eagle, R.A. & E.I.S. Rees (1973). Indicatorspecies: a case for caution. Mar. Poll. Bull. 4: 25

Elmgren, R. (1975). Benthic meiofauna as indicator of oxygen conditions in the Northern Balthic proper. Meren-tut-kimuslait. Julk/Havsforskningsinst. Skr. No. 239: 265-271

Ernst, W.H.O. (1984). Indicatoren van een overmaat aan zware metalen in terrestische ecosystemen. In: Ecologische indicatoren voor kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc Wageningen: 109-120

Es, F.B. van, M.A. van Arkel, L.A. Bouwman & H.G.J. Schröder (1980) Influence of organic pollution on bacterial, macrobenthic and

meiobenthic populations in intertidal flats of the Dollard. Neth. J. Sea Res. 14(3/4): 288-304

Essink, K. (1985). The effects of pollution by organic waste on macrofauna in the Eastern Dutch Wadden Sea. Dissertatie NIOZ publ. ser. 1 135 p.

Essink, K. (1985). Monitoring of mercury pollution in Dutch coastal waters by means of the teleostean fish Zoarces viviparis. Neth. J. Sea Res. 19(2): 177-182

Essink, K. & J.J. Beukema (1986). Long term changes in intertidal flat macro-zoobenthos as an indicator of stress by organic pollution . Hydrobiologica 142: 209-215

Essink, K., E. Jagtman & R. Ritsema (1986). Usefulness of sediment and three benthic invertebrates as indicator of organochlorine pollution in an estuarine environment. Rapport GWAO- 86.157. Dienst Getijdewateren. Groningen. 17 p.

Essink, K., H.L. Kleef, W. Visser & P. Tydeman (1985). Population dynamics of the ragworm Nereis diversicolor in the Dollard ( Ems estuary) under changing conditions of stress by organic pollution. In: Marine Biology Of Polar Regions and Effects of Stress on Marine Organisms. J.S. Gray & M.E. Christiansen. Wiley & Sons N.Y.: 585-600

Essink, K. & P. de Wolf (1978). Pollution by organic waste in the Dutch Wadden Sea and the Ems-Dollard estuary. In: Pollution of the Wadden Sea area. K. Essink & W.J. Wolff. Balkema, Rotterdam: 39-45

Everaarts, J.M. (1986). Is monitoring of respiratory properties of the haemoglobin of the lugworm Arenicola marina meaningfull ? Environmental monitoring and assesment 7(3): 273-284

Friligos, N. & T. Koussouris (1984). Preliminary observations on sewage nutrient enrichement and phytoplankton ecology in the Thermaikos gulf. Thessaloniki, Greece. Vie et Milieu 34(1): 35-39

Garret, W.D. (1965). Collection of slick-forming materials from the sea surface. Imnol. Oceanogr. 10: 602

Gaudy, R. (1977). Etude des modifications du métabolisme respiratoire de populations d'Acartia clausi (crustaceae copepoda) après

passage dans le circuit de refroidissement d'une centrale thermo-électrique. Mar. Biol. 39: 179-190

Gerlach, S.A. (1976). Meeresverschmutzung. Diagnose und Therapie. Springer- Verlag. Berlin. 145 pp.

Gilfillan, E.S., D.S. Page, J.C. Foster, D. Vallas, L. Gonzalez, A. Luckerman, J.R. Hotham, E. Pendergast & S. Hebert (1984). A comparison of stress indicators at the biological, organismal and community level of organization. Marine Environ. Res. 14: 503-504

Goede, A.A. & M. de Bruin (1986). The use of bird-feathers for indicating heavy metal pollution. Environmental monitoring and assessment 7(3): 249-256

Golubic, S. (1970). Effects of organic pollution on benthic communities. Mar. Poll. Bull. 1: 56-57

Gordon, M., G.A. Kramer & J.H. Martin (1980). Mytilus californianus bioindicator of trace metal pollution: variability and statistical considerations. Mar. Poll. Bull. 11: 195-198

Gray, J.S. (1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. Neth. J. Sea Res. 16: 424-443

Gray, J.S. & T.H. Pearson (1982). Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I Comparative methodology. Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 111-119

Grice, G.D., G.R. Harvey, V.T. Boven & R.H. Backus (1972). Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 7: 125-132

Hardisty, M.W., R.J. Huggins, S. Kartar & M. Sainsbury (1974). Ecological implications of heavy metal in fish from the Severn Estuary. Mar. Poll. Bull. 5: 12-15

Hargrave, B.T. & C.P. Newcombe (1973). Crawling and respirations as indices of sublethal effects of oil and dispersant on an intertidal snail Littorina littorea. Journ. Fish. Res. Beard of Can. 31(12): 1789-1792

Harvey, G.W. (1966). Microlayer collection from the sea surface: a new method and initial results. Limnol. Oceanogr. 11(4): 608-613

Hodda, M. & W.L. Nicholas (1986). Nematode diversity of industrial pollution in the Hunter river estuary, NSW, Australia. Mar. Poll.

Bull. 17(6): 251-255

Hopkins, S.H. (1967). Biological and physiological basis of indicator organisms and communities. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & I.J. Bugess. Interscience Publishers N.Y.: 291-292

Mc Intyre, A.D. (1984). What happened to biological effects monitoring ? Mar. Poll. Bull. 15: 391-392

Jackim, E., G. Morrison & R. Steele (1977). Effects of environmental factors on radio-cadmium uptake by four species of marine bivalves. Mar. Biol. no: 303-308

Jong, E.W. de (1984). Microbiologie van zware metalen. Kollege: De mens en het mariene milieu. R.U.G.

Kock, W. Ch. de (1983). Accumulation of cadmium and PCB by Mytilus edulis L., transplanted from pristine water into pollution gradients. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40: 282-294

Kock, W.Ch. de (1984). Ecotoxicologie van zware metalen in zeedieren. Kollege: De mens en het mariene milieu. R.U.G.

Kock, W.Ch. de (1986). Monitoring bio-available marine contaminants wih mussels ( Mytilus edulis L.) in the Netherlands. Environmental monitoring and assessment. 7(3): 209-220

Kock, W.Ch. de & J. Kuiper (1981). Possibilities for marine pollution research at the ecosystem level. Chemosphere 10(6): 575-604

Koeman, J.H., W.H.M. Peeters, C.J. Smit, P.S. Tjioe & J.J.M. de Goeij (1972). Persistent chemicals in marine mammals. TNO nieuws 27(10): 570-578

Koeman, J.H., W.H.M. Peeters, C.H.M. Koudstaal-Hol, P.S. Tjioe & J.J.M. Goeij (1973). Mercury-selenium correlations in marine mammels. Nature 245: 385-386

Korporaal, H. & A.C. Smaal (1986). Overzicht van "Stressparameters" voor de konditie bepaling van mariene bodemdieren. Rapport GWAO-86.108. Dienst Getijdewateren. Middelburg. 31 p.

Koujima, I., T. Kanatani, A. Kumode, Y. Noda, A. Fukuhara, N. Mori, & Y. Kanemasa (1984). The applicability of enterococci and coliform groups as indicators of water pollution. Okayama Igakkai Zasshi 96(3/4): 377-384

Kuiper, J. (1986). Monitoring of fate and effects of oil in the marine environment. Environmental monitoring and assessment 7(3): 221-232

Kramer, C.J.M. (1986). Monitoring the abiotic compartments for trace metals: difficulties, strategies and the use of surveys. Environmental monitoring and assessment 7(2): 169-188

Kramer, C.J.M., J.P. Boon, J.C. Duinker, J.M. Everaarts, M.T.J. Hillebrand, R.F. Nolting & E.M. van der Vlies (1985). Contaminanten in de Waddenzee. Rapport van project M201. 127p.

Mann, K.H. & R.B. Clarck (1978). Longterm effects of oil spills on marine intertidal communities. J. Fish. Res. Board Can. 35: 791-795

Melhuus, A., K.L. Seip, H.M. Seip & S. Myklestad (1978). A prelimnary study of the use of benthic algae as biological indicators of heavy metal pollution in Sorfjorden, Norway. Environm. Pollut. 15: 101-107

Meyers, E.M.J. (1986). Defining confusions-confusing definitions. Environmental monitoring and assessment 7(2): 157-160

Mosser, J.L., N.S. Fisher & C.F. Wurster (1972). Polychlorinated biphenyls and DDT alter species composition in mixed cultures of algae. Science 176: 533-535

Nottrot, F. & E.N.G. Joosse (1985). Het gebruik van dieren als indicatoren van milieuverontreiniging. Vakbl. Biol. 65(16): 334-337

Oglesby, R.T. (1967). Biological basis. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess. Interscience Publishers N.Y. 267-270

Parker, P.L. (1967). Chemical parameters. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess. Interscience Publishers N.Y. 317-322

Pearson, E.A., P.N. Storrs & R.E. Selleck (1967). Some physical parameters and their significance in marine waste disposal. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess. Interscience Publishers N.Y.: 297-316

Phillips, D.J.H. (1976). The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper.I effects of environmental variables on uptake of metals. Mar. Biol.38: 59-69

Phillips, D.J.H. (1977). Effects of salinity on net uptake of zinc by the common mussel Mytilus edulis. Mar. Biol. 41: 79-88

Postma, H. (1980). Sediment transport and sedimentation. In: Chemistry and biochemistry of estuaries. E. Olausson & I. Cato. Wiley

N.Y.: 153-186

Preston, A., R. Fukai, H.L. Volchok, N. Yamagata & J.W.R. Dutton (1972). Radioactivity. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach. N.Y.: 129-146

Raffaelli, D.G. (1981). Monitoring with meiofauna - a reply to Coull, Hicks & Wells (1981) and additional data. Mar. Poll. Bull. 12: 381-382

Raffaelli, D.G. & C.F. Mason (1981). Pollution monitoring with meiofauna using the ratio of nematodes to copepods. Mar. Poll. Bull. 12: 158-163

Reish, D.J. (1960). The use of marine invertebrates as indicators of water quality. In: Waste disposal in the marine environment. E.A. Pearson. Pergamonn Press. N.Y.: 92-103

Reynders, P.J.H. (1980). Organochlorine and heavy metal residues in harbour seals from the Wadden Sea and their possible effects on reproduction. Neth. J. Sea Res. 14(1): 30-65

Reynders, P.J.H. (1986). Perspectives for studies of pollution in Cetaceans. Mar. Poll. Bull. 17(2): 58-59

Riley, J.P. (1965). Analytical chemistry of sea water. In: Chemical oceanography. J.P. Riley & G. Shirrow.: 295-424

Riley, J.P., K. Grasshoff & A. Voipio (1972). Nutrient chemicals. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach. N.Y.: 81-100

Ruivo, M. (1972). Foreword. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach .N.Y.

Rygg, B. (1985). Distribution of species along pollution in induced diversity gradients in benthic communities in Norwegian fjords. Mar. Poll. Bull.16(3): 469-474

Salomons, W. & U. Förstner (1984). Metals in the hydrocycle. Springer- Verlag. Berlin. 344 pp.

Schroevers, P.J. (1984). De noodzaak van een ecologisch kwaliteitsconcept. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc. Wageningen: 20-27

Schröder, H.G.J. & F.B. van Es (1980). Distribution of bacteria in

intertidal estuaries of the Ems-Dollard estuary. Neth. J. Sea Res. 14(3/4): 268-287

Shaw, D.G., A.J. Paul, L.M. Cheek & H.M. Feder (1976). Macoma balthica an indicator of oil pollution. Mar. Poll. Bull. 7: 29-31

Shields, G.M. & K.J. Anderson (1985). Pollution monitoring using the nematode/copepod ratio. Mar. Poll. Bull.16(2): 62-68

Spitzer, D. (1986). On applications of remote sensing for environmental monitoring. Environmental monitoring and assessment 7(3): 263-272

Stein, J.E. & J.G. Denison (1967). Limitations of indicator organisms In: Pollution and marine ecology. Interscience Publishers N.Y. : 323-336

Strickland, J.D.H. & T.R. Parsons (1968). A practical handbook of seawater analysis. Fish. Res. Bd. Can. Bull. 167: 311 pp.

Swennen, C. (1972). Chlorinated hydrocarbons attacked the Eider population in the Netherlands. TNO nieuws 27(10): 556-560

Verwey, J. (1978). De eenheid van milieu en organismen in de Waddenzee: een overzicht. Mededeling nr. 4 Werkgroep Waddengebied. 160 pp.

Verwey, J. & W.J. Wolff (1982). The common or harbour porpoise ( Phocaena phocaena ). In: Marine mammels of the Wadden Sea. P.J.H. Reynders & W.J. Wolff. Balkema Rotterdam : 51-58

Warwick, R.M. (1981). The nematode/copepode ratio and its use in pollution ecology. Mar. Poll. Bull. 12: 329-333

Wass, M.L. (1967). Indicators of pollution. In: Pollution and marine ecology. T.A. Olson & F.J. Burgess. Interscience Publishers. N.Y.: 271-284

Widdows, J., D. Dixon, P. Denkin, S.V. Evans, S. Farrar, D.R. Livingstone, D. Lowe, M.N. Moore, R. Pipe, P.N. Salkeld, C. Warrall (1985). Sublethal biological effects monitoring in the region of Sullom Voe Shetland. Report to the SOTAG.

Widmark, G.G., W.D. Garrett & K.H. Palmark (1972). Organic chemicals. In: A guide to marine pollution. E.G. Goldberg. Gordon & Breach. N.Y.: 59-80

Wit, T. de (1984). Lichenen als indicatoren voor luchtkwaliteit. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc. Wage-

ningen. : 81-92

Wolf, P. de (1984). Bioindicatoren en de kwaliteit van de Waddenzee. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc. Wageningen. : 180-192

Wolf, P. de & W.E. Lewis (1972). Een meetnet voor zware metalen langs de Nederlandse kust. TNO nieuws 27(10): 504-511

Wyatt, C.E. & T.H. Pearson (1982). The Loch Eil project: population characteristics of ciliate protozoans from organ ically enriched sea-loch sediments. J. exp. mar. Biol. Ecol. 56: 279-303

Zonneveld, I.S. (1984). Grondslagen van de bioindicatie. In: Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen. E.P.H. Best & J. Haeck. Pudoc. Wageningen.: 9-19