

2e EXEMPLAAR

waterloopkundig laboratorium
delft hydraulics laboratory

herkomst en transport van contaminanten op
de Noordzee

relatie tot de dumping van baggerspecie

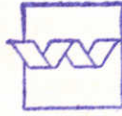
AFGEHANDELD

literatuurstudie

S 598 /S 599

november 1984

S0598



bibliotheek
postbus 177 - 2600 MH Delft
waterlopkundig laboratorium IWL

2e EXEMPLAAR

**herkomst en transport van contaminanten op
de Noordzee**

relatie tot de dumping van baggerspecie

literatuurstudie

S 598 /S 599

november 1984

INHOUD	blz.
1 Inleiding	1
2 Water- en slibbeweging in de Noordzee	2
3 Water- en bodemkwaliteit	5
3.1 Inleiding	5
3.2 Voorkomen van contaminanten in het aquatisch milieu	6
3.2.1 Zware metalen	6
3.2.2 Organische microverontreinigingen	13
3.2.3 Olie	15
3.3 Processen aan grensvlakken	17
3.3.1 Grensvlak water-atmosfeer	17
3.3.2 Grensvlak continent-Noordzee	21
3.3.2.1 Processen in de bekkens	21
3.3.2.2 Processen in de estuaria	22
3.3.2.3 Processen in de Waddenzee en andere accumulatiegebieden	28
3.3.3 Processen aan het grensvlak sediment-water	30
3.4 Processen en gehalten aan contaminanten op de Noordzee	35
3.4.1 Gehalten in zwevend slib en water	35
3.4.2 Gehalten in het afgezette sediment	39
3.5 Tijdsafhankelijke trends in de contaminanten	42
3.5.1 Tijdsvariaties in afgezette sedimenten (archieven IE)	42
3.5.2 Contaminanten in gedateerde boorkernen	47
3.5.3 Monitoring gegevens	48
4 Balansstudies	50
4.1 Brutobijdragen van bronnen aan de belasting van de Noordzee met chemische stoffen	50
4.1.1 Atmosfeer, natte en droge depositie	51
4.1.2 Rivieren	59
4.1.3 Stortingen en lozingen in/op zee	65
4.1.3.1 Storten van industrieel afval	65
4.1.3.2 Storten van baggerspecie	65
4.1.3.3 Directe lozingen vanaf land	68
4.1.3.4 Belasting door scheepvaart en off-shore activiteiten	68
4.1.4 Aanvoer vanuit zuidelijke richting	69
4.1.5 Vergelijking van bijdragen van verschillende bronnen	70
4.2 Nettobijdragen van bronnen aan de belasting van de Noordzee met chemische stoffen	74
4.2.1 Zware metalen, stikstof en fosfor	74
4.2.1.1 Baggerspecie	74
4.2.1.2 Rivieren	76
4.2.1.3 Vergelijking van de netto jaarvrachten van de verschillende bronnen	77
4.2.2 Organische microverontreinigingen en olie	81
4.2.3 Evaluatie nettobalansen	82

4.2.3.1	Zware metalen en fosfor	82
4.2.3.2	Organische microverontreinigingen	85
4.3	Gedrag van contaminanten in de Noordzee	85
5	Biologische effecten	87
5.1	Stand van zaken	87
5.2	Enkele voorbeelden van waargenomen effecten in natuurlijke systemen	92
5.3	Enkele voorbeelden van waargenomen effecten in experimentele systemen	96
5.4	Specifieke effecten van baggerspecie en daarin aanwezige verontreinigingen	101
5.5	Conclusies	119
6	Samenvatting en discussie	120
7	Referenties	123
7.1	Referenties van de hoofdstukken 2 t/m 4	123
7.2	Literatuur hoofdstuk 5	130
BIJLAGE 1	Jaar- en kwartaalgemiddelde debieten van stations waarvoor vrachtberekeningen werden uitgevoerd	137
BIJLAGE 2	Stoffen waarvoor vrachtberekening werd uitgevoerd met WAKWAL-codenummers en detectiegrenzen	139
BIJLAGE 3	Variabele detectiegrenzen: stofcode, datum van verandering en veranderde detectiegrens	141
BIJLAGE 4A	Vrachtberekening Schaar van Ouden Doel	142
BIJLAGE 4B	Vrachtberekening Vlissingen	144
BIJLAGE 4C	Vrachtberekening Haringvlietsluizen	145
BIJLAGE 4D	Vrachtberekening Nieuwe Waterweg	147
BIJLAGE 4E	Vrachtberekening Noordzeekanaal	149
BIJLAGE 4F	Vrachtberekening IJsselmeer, IJ1	151
BIJLAGE 4G	Vrachtberekening IJsselmeer, IJ2	152
BIJLAGE 4H	Vrachtberekening Rijn, Lobith	153
BIJLAGE 4I	Vrachtberekening Maas, Eysden	155
BIJLAGE 4J	Vrachtberekening IJssel, Kampen	157
BIJLAGE 5		159

RELATIE TOT DE DUMPING VAN BAGGERSPECIE

1. INLEIDING

In het kader van de uitvoering van het tweede Middellange Termijn Plan van de Raad van Overleg voor het Fysisch-Oceanografisch Onderzoek van de Noordzee is door genoemde Raad ten behoeve van het slibonderzoek een "Coördinatiegroep Slib" ingesteld. Binnen deze groep is een "Projectgroep Slibeigenschappen" werkzaam, die onder voorzitterschap van het RIZA het gedrag van aan slib gebonden contaminanten bestudeert. De projectgroep achtte het wenselijk de volgende twee literatuurstudies uit te voeren:

- Een studie over de bronnen van contaminanten in de Noordzee teneinde na te gaan wat van de te onderscheiden bronnen de relatieve bijdrage is aan de in de Noordzee aanwezige contaminanten.
- Een feasibility studie naar de dosis-effect relatie bij de storting van baggerspecie in de Nederlandse estuaria en kustzones.

Middels twee brieven gedateerd op 11 februari 1982 (kenmerk Ven/1762 en ven/1763) is door het RIZA aan het WL offertes gevraagd voor het uitvoeren van bovengenoemde studies. De offertes zijn uitgebracht op 17 maart 1982 (kenmerk V2209/LV1562/Sal/gve resp. kenmerk V2210/LV1563/Sal/gve). De opdracht tot het uitvoeren van de studies zijn gegeven op 25 oktober 1982 (kenmerk resp. Ven/11940 en Ven/11938).

Het rapport van het onderzoek is in drietal deelstudies verdeeld:

- Hoofdstuk 3 bevat gegevens over het voorkomen en gedrag van contaminanten alsmede tijdsvariaties in de gehalten aan contaminanten in afgezette sedimenten. Dit hoofdstuk is samengesteld door dr. W. Salomons van de vestiging Haren van het WL;
- In hoofdstuk 4 is de input van contaminanten via de verschillende bronnen naar de Noordzee weergegeven. Dit hoofdstuk is samengesteld door dr. W. Chardon, tijdelijk medewerker van het WL en ir. H.N. Kerdijs van de vestiging Haren van het WL; en
- In hoofdstuk 5 is ingegaan op de betekenis van contaminanten voor de biota op de Noordzee. Dit hoofdstuk is een bijdrage van drs. J. W. Marquenie van de hoofdafdeling Maatschappelijke Technologie van TNO.

Het onderzoek stond onder leiding van dr. W. Salomons

2. WATER- EN SLIBBEWEGING IN DE NOORDZEE

Waterbeweging

De waterbeweging in de Noordzee wordt overwegend bepaald door de getijgolf die vanuit de Atlantische Oceaan de Noordzee binnendringt. In het zuiden gebeurt dit door het Kanaal en in het noorden tussen de Schotse en Noorse kust. T.g.v. de rotatie van de aarde loopt de getijgolf tegen de wijzers van de klok in door de Noordzee. De getijgolf uit het zuiden ontmoet die uit het noorden ten noordwesten van het eiland Texel. Tezamen gaan ze in oostelijke richting verder langs de kust van de Waddeneilanden en vervolgens noordwaarts naar het Skagerrak en langs de Noorse kust naar de Noorse Zee. Dit getijstroompatroon houdt in dat onder gemiddelde condities het Oceaanwater vanuit het noorden de Nederlandse kust niet zal bereiken. De snelheid van de getijstroom is in de orde van 1 m/s, zodat gedurende een getij watermassa's over meerdere kilometers heen en weer getransporteerd worden.

De totale hoeveelheid Oceaanwater die jaarlijks door het Kanaal naar de Noordzee wordt aangevoerd wordt geschat op 4.900 km³ en die vanuit het noorden op 20.000 km³. De aanvoer van water vanuit de Oostzee, ongeveer 200 km³/jaar is vergeleken hiermee verwaarloosbaar. Wel belangrijke wateraanvoer vindt plaats door de rivieren. Deze vormen qua hoeveelheid afgevoerd water slechts een kleine fractie (totale rivierafvoer 125 km³/jaar, waarvan meer dan de helft door de Rijn), maar kunnen qua belasting met aan gesuspendeerd materiaal gebonden en opgeloste stoffen een belangrijke bijdrage leveren.

Op grond van het heersende getijstroompatroon en de menging van de inkomende watermassa's kunnen in de Noordzee de volgende watermassa's worden onderscheiden (Leavastu 1963):

- | | |
|--------------------------|---------------------------|
| - Noord-Atlantisch water | - Engels kustwater |
| - Kanaalwater | - Continentaal kustwater |
| - Skagerrak water | - Noord-Noordzee water |
| - Schots kustwater | - Centrale Noordzee water |

Bovenstaande indeling is gebaseerd op verschillen in waterstanden, saliniteit, temperatuur, transportsnelheden e.d. De scheidslijnen tussen deze watermassa's zijn onderhevig aan seizoensvariaties, zoals uit het hieronder staande zal blijken.

De over een getij gemiddelde stroming wordt de reststroom genoemd. Richting en snelheid van de reststroom worden bepaald door de richting en kracht van de wind. Gegevens van het lichtschip Goeree laten een over een jaar gemiddelde reststroomsnelheid zien van 4 cm/s in noord-oostelijke richting. Deze richting komt overeen met de overheersende windrichting vanuit het zuidwesten en met de richting van de getijstroming. Het door de continentale rivieren afgevoerde water zal onder invloed van de getij- en de reststroom langs de kust in een ongeveer 15 km brede zone noordwaarts worden getransporteerd. De reststroom varieert echter in de tijd en per lokatie. De over een dag gemiddelde snelheid kan oplopen tot ongeveer 50 cm/s. Bij aanhoudende noordelijke wind zal de reststroom naar het zuiden gericht zijn. Dan zal het Oceaanwater vanuit het noorden verder in de Noordzee kunnen penetreren. Tevens zal

dan het water van de continentale rivieren langs de kust zuidwaarts worden afgevoerd. Bij afluende wind is het mogelijk dat aan het oppervlak de richting van de reststroom afluend is en aan de bodem kustwaarts. In figuur 1 is de gemiddelde transportrichting van het water in de Noordzee weergegeven.

Slibbeweging

Met de aanvoer van water door het Kanaal, de Noordelijke Atlantische Oceaan, de Oostzee en de rivieren zal slib in de Noordzee worden gebracht. De zwevend slibconcentratie wordt voor de eerste drie bronnen geschat op respectievelijk 1.9, 0.2 en 0.1 mg/l (Eisma 1981). Die in het rivierwater ligt 1 a 2 orden van grootte hoger. Andere bronnen van zwevend materiaal in de Noordzee zijn de atmosfeer, erosiegebieden, afslag van kliffen langs de Engelse kust en planktongroei. Erosiegebieden met fijn bodemmateriaal zijn met name gelegen voor de Belgische kust, de Vlaamse Banken, en voor de Engelse kust tussen de Thames en Great Yarmouth.

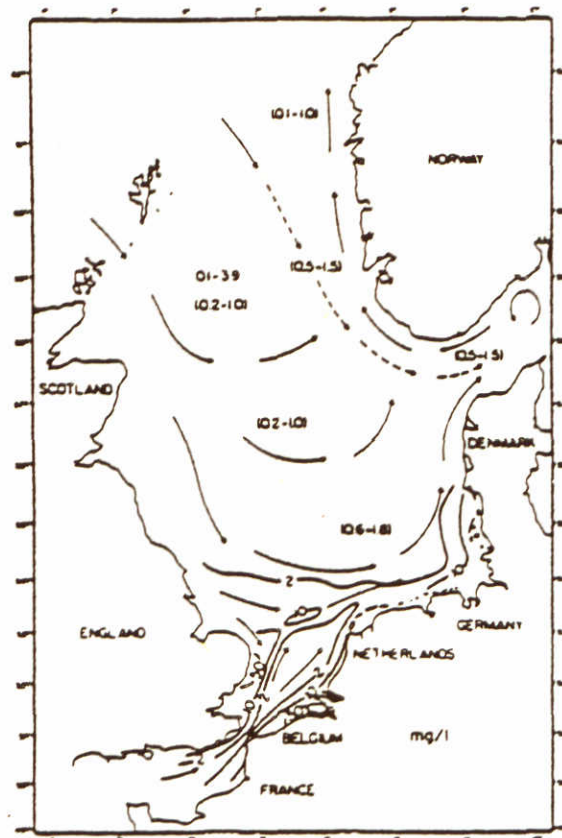
Variaties in de concentraties en de verdeling van gesuspendeerd materiaal (zie figuur 1) treden op als gevolg van verschillende factoren:

- Getij- en reststromen. Periodieke wisseling van stromingen, sterke turbulentie en het opwervelen van sedimenten veroorzaken een voortdurende verandering van de hoeveelheid materiaal die in suspensie is. De troebelheid is dus ook afhankelijk van het soort bodemmateriaal. Zo worden op voornoemde erosiegebieden hoge concentraties aan zwevend materiaal gevonden (zie figuur 1). Als gevolg van de getijbeweging zullen in het algemeen de zwevend materiaalconcentraties toenemen van oppervlak naar bodem. Een uitzondering hierop vormen de gebieden waar slibrijk rivierwater in zee terecht komt. Verschillen in snelheid van de getijstromen in de verschillende gebieden zullen eveneens aanleiding geven tot verschillen in gehalte aan zwevend materiaal. Daar waar stromingen elkaar ontmoeten is eveneens een verhoogde concentratie aan zwevend materiaal te verwachten. In de brandingszone tenslotte kunnen zeer hoge concentraties aan zwevend materiaal voorkomen als gevolg van de ondiepte en de sterke turbulentie.
- Seizoensinvloeden, waartoe gerekend kunnen worden storm en planktongroei. De door storm opgewekte golven kunnen met name in ondiepe gebieden, die met name langs de kust liggen en in het zuidelijke gedeelte van de Noordzee, bodemmateriaal doen opwervelen. Bij kalm weer zal dit materiaal weer worden afgezet. Door planktongroei kunnen variaties in de hoeveelheden zwevend materiaal voorkomen over het seizoen.
- Storten baggerspecie. Door het storten van baggerspecie in zee kunnen lokaal zeer hoge concentraties aan zwevend materiaal voorkomen.

De richting waarin het zwevend materiaal wordt getransporteerd is gelijk aan de richting van de reststroom. In de Noordzee zijn nu een aantal gebieden aan te geven waar het zwevend materiaal sedimenteert (Eisma 1981b). Deze gebieden liggen met name in de centrale en noordelijke Noordzee. Ten eerste zijn dit de estuaria en de Waddenzee. Met name tijdens storm zullen grote hoeveelheden sediment in de estuaria worden afgezet. Door baggerwerkzaamheden worden deze sedimenten echter voor het grootste gedeelte teruggestort in zee. Slechts een klein gedeelte eindigt op het land. In de Waddenzee vindt door verschil in waterdiepte

en getijstroom en retentie door vegetatie en organismen een aanzienlijke sedimentatie plaats. Andere sedimentatiegebieden zijn de Oestergronden in de centrale Noordzee, de Outer Silver Pit voor de kust van Engeland, de Duitse Bocht en de Elbe Rinne, enkele gebieden voor de Schotse kust, het Skagerrak en de Noorse fjorden. In tabel 10 zijn de aan- en afvoerlijnen van het zwevende materiaal weergegeven. De tabel is ontleend aan Eisma 1981 en McCave 1973.

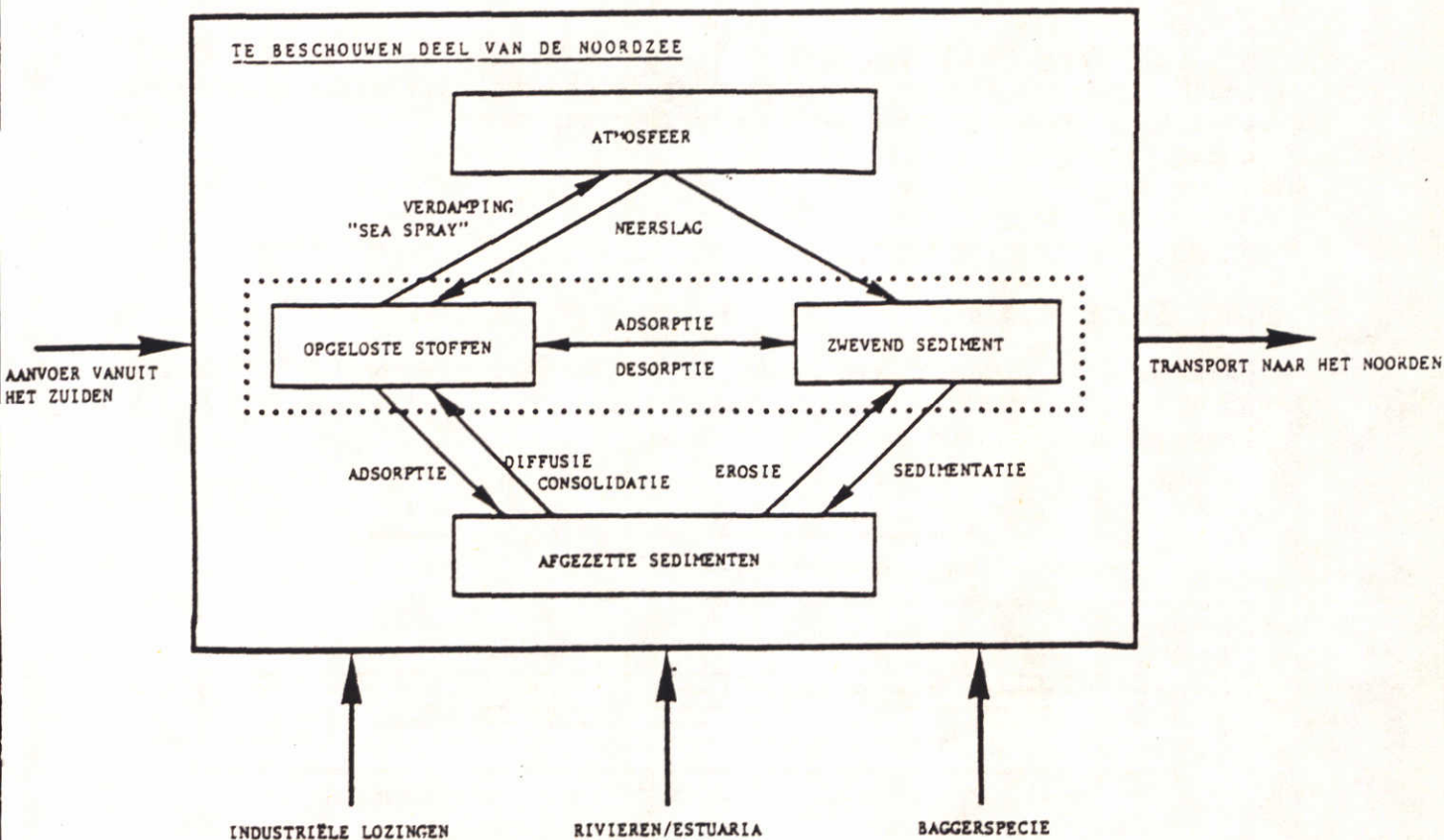
Figuur 1. Watercirculatiepatroon (pijlen) en concentratieverdeling van zwevende stof in de Noordzee.



3 WATER EN BODEMKWALITEIT

3.1 Inleiding

Een overzicht van de belasting van de Noordzee door diverse bronnen en van de belangrijkste processen is weergegeven in schema 1.



Schema 1. Input van contaminanten in de Noordzee en de belangrijkste processen.

Bij het beschrijven van de water- en de bodemkwaliteit van het ecosysteem Noordzee dienen drie onderdelen te worden onderscheiden:

A. De input aan contaminanten. In vele gevallen zijn gegevens bekend over de totale input via rivieren/lozingen/atmosfeer/bodem, echter deze input zal niet in zijn totaliteit de Noordzee bereiken, doordat aan de volgende grensvlakken belangrijke processen optreden die van invloed zijn op de totale input. De te onderscheiden grensvlakken zijn:

- grensvlak sediment-bodem
- grensvlak atmosfeer-water
- grensvlak continent-zee

B. De processen op de Noordzee zelf die aanleiding geven tot veranderingen in de verdeling over de opgeloste en vaste fase en retentie van contaminanten in bodemsedimenten

C. Verdeling in ruimte en tijd van de contaminanten op de Noordzee

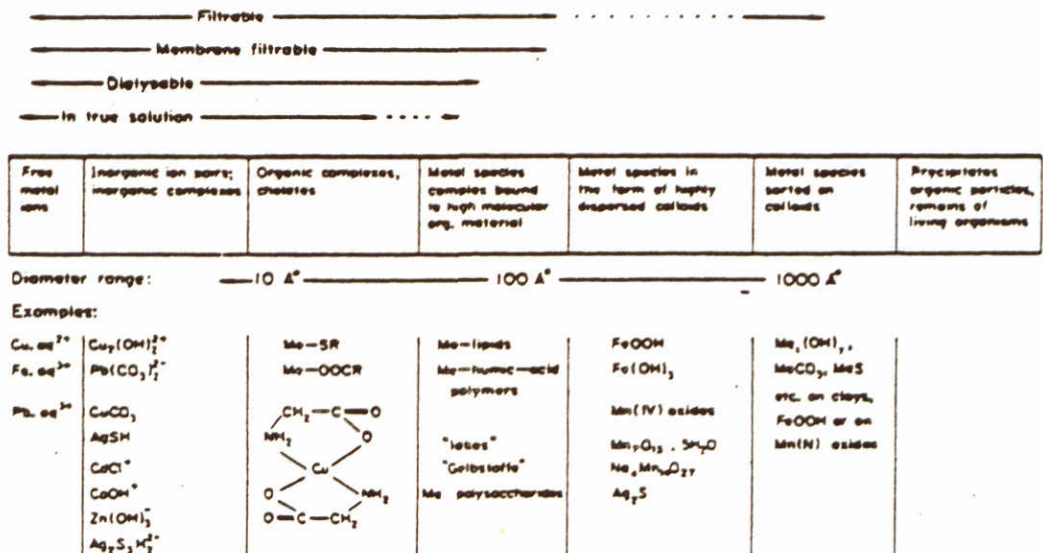
Aan elk van deze onderdelen zal achtereenvolgens aandacht worden besteed. Hoewel er op de Noordzee relatief veel onderzoek is verricht, is relatief meer bekend over het gedrag van zware metalen dan over organische micro-verontreinigingen. Voor zover nodig zal in deze gevallen terug worden gevallen op gegevens uit de literatuur van vergelijkbare gebieden buiten de Noordzee.

In dit onderdeel zal vooral de nadruk worden gelegd op beschrijvingen zonder erg gedetailleerd in te gaan op de theoretische achtergronden van bepaalde processen, in de meeste gevallen zal dan ook naar de literatuur worden verwezen.

3.2 Voorkomen van micro-verontreinigingen in het aquatische milieu

3.2.1 Zware metalen

Zware metalen komen op een groot aantal manieren gebonden aan het slib en in het oppervlaktewater voor. Een indeling naar deeltjesgrootte is weergegeven in figuur 2.

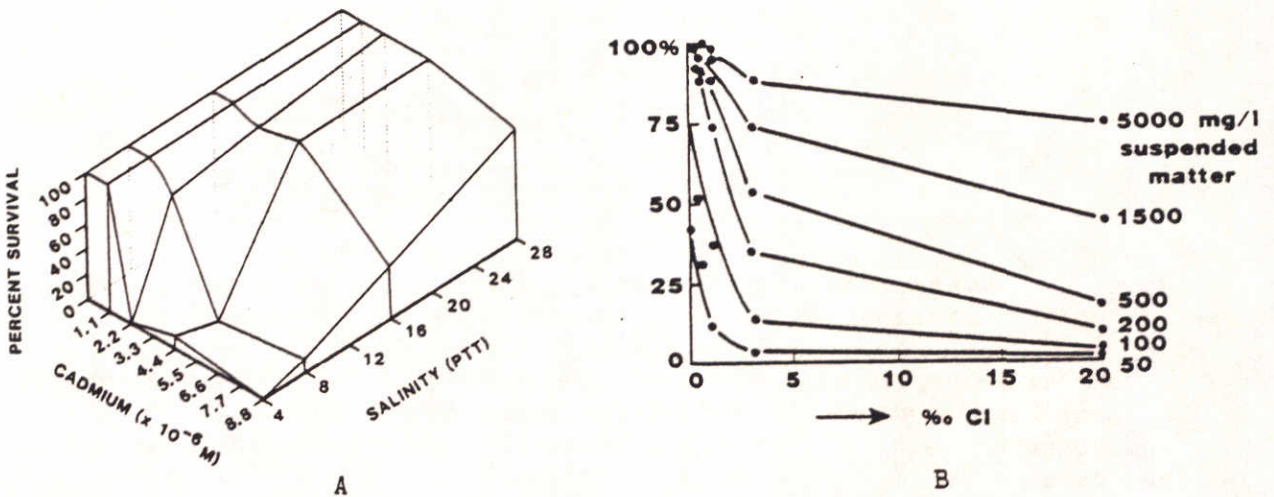


Figuur 2. Indeling van metalen in het oppervlaktewater naar deeltjesgrootte (Stumm and Bilinski 1973)

Bij de routinematige waterkwaliteitsanalyse wordt de grens tussen opgelost en gesuspendeerd materiaal operationeel gelegd bij filtratie over een filter met poriëngrootte van 0.45 μm . Zoals blijkt uit figuur 2 bestaat het filtraat uit een heel scala van verbindingen, waarvan de opgeloste (ionogene) fractie er slechts een is. Tussen de verschillende fracties bestaan interacties, die bij wijzigingen in de chemische parameters (bijv. na afzetting van sedimenten, overgang van rivier naar zee in een estuarium) aanleiding geven tot sterke verschuivingen van de

metalen over de deeltjesgrootteklassen; de aangegeven grenzen in figuur 2 zijn dan ook vloeiend.

De biologische beschikbaarheid wordt evenals de interactie tussen metalen en de verschillende componenten in het water bepaald door de speciation van de metalen. Speciation is gedefinieerd als "The determination of the individual physico-chemical forms of the element which together make up its total concentration" (Florence, 1982). Als voorbeeld van de invloed van speciation op het metaalgedrag is in figuur 3 A de toxiciteit van cadmium weergegeven als functie van de chloriniteit. Bij een toename in de chloriniteit (meer cadmiumchloride complexen en minder "vrij" cadmium) neemt de toxiciteit af. In figuur 3 B is de adsorptie van cadmium aan zwevend slib als functie van de chloriniteit weergegeven. De adsorptie neemt af met toenemende chloride concentratie. Dit wordt ook voornamelijk bepaald door de vorming van cadmiumchloride complexen.

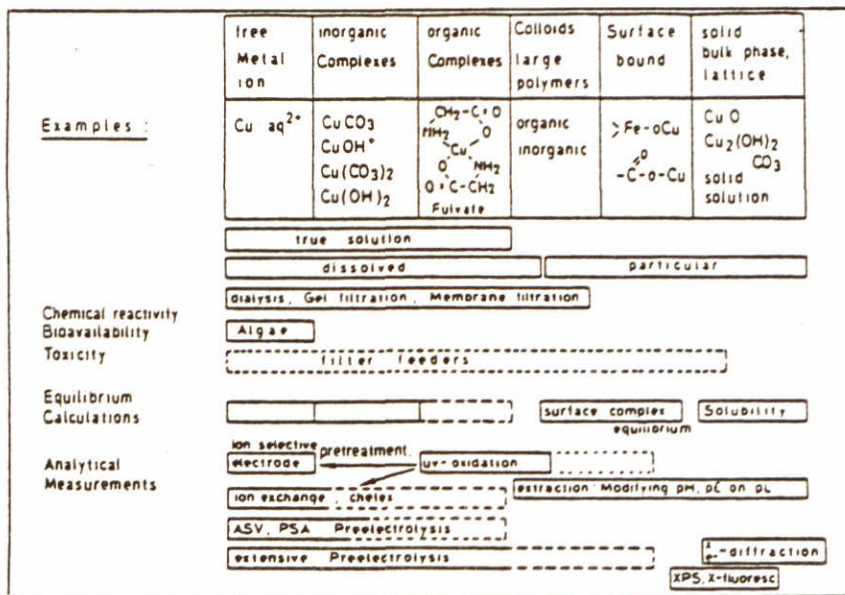


Figuur 3 . A. de toxiciteit van cadmium als functie van de chloriniteit en de cadmium concentratie voor *Palaemonetes Pugio* (Engel and Fowler, 1979) B. De adsorptie van cadmium aan slib als functie van de chloriniteit en de zwevende slib concentratie (Salomons, 1980).

Kennis van de speciation van de metalen in de Noordzee is essentieel teneinde hun biologische beschikbaarheid en hun geochemisch gedrag te kunnen voorspellen. Van de verschillende methoden die zijn ontwikkeld is in figuur 4 een samenvatting gegeven. Een uitvoerig overzicht van deze methoden is elders verschenen (Salomons and Forstner, 1984). Hiervan kan samengevat het volgende worden gezegd:

- Met modellen is het mogelijk om de speciation van vrij en gecompliceerd metaal te berekenen, vooropgesteld dat de complexconstanten bekend zijn. Als voorbeeld is in figuur 5 de speciation (inclusief de adsorptie aan zwevend slib) voor de overgang van rivier naar zee in een estuarium weergegeven. De organische complexatie ontbreekt in dit overzicht; de kennis hierover is nog schaars. Conditionele evenwichtsconstanten in de literatuur voor koper zijn hoger dan 10^{10} (Zuelhke et al., 1983, Sunda and Ferguson, 1983). Bij dergelijk hoge K-waarden zijn een aantal metalen als organische complexen in het zeewater aanwezig. Onder-

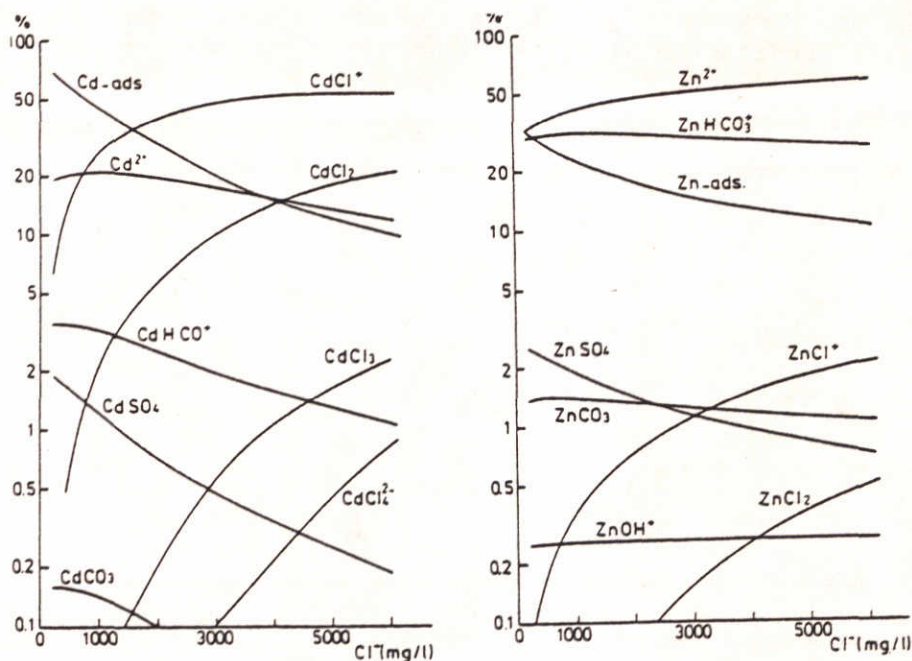
zoek aan Noordzeemonsters (Duinker and Kramer, 1977) heeft aangetoond, dat 80 % van het koper, 87 % van het lood en 10-60 % van het zink rorganisch gecomplexed zijn. Cadmium kwam in Noordzeewater niet als organisch complex voor.



Figuur 4. Overzicht van methoden om de bindingsvormen van metalen in het oppervlaktewater te bepalen. (Stumm, 1983).

- Voor de adsorptie van metalen aan deeltjes zijn momenteel goed werkende modelbeschrijvingen bekend (Bourg 1983, zie ook overzicht in Salomons and Förstner 1984). Wel is het noodzakelijk om de constanten te bepalen aan de hand van het zwevende slib/sediment ter plekke. Tevens dienen de nodige voorzorgen te worden genomen met het bewaren van de monsters. De adsorptie-eigenschappen worden nl. bepaald door de oppervlaktelaag van de deeltjes, en niet door de bulk samenstelling. Onderzoek naar de aard van de oppervlaktelaag is uitgevoerd door Hunter and Liss (1979, 1982), en hebben laten zien dat de deeltjes vaak bedekt zijn met een laag van organische materiaal. Deze organische laag bepaalt dan de adsorptie-eigenschappen van het zwevende slib (Davis 1984). Een probleem bij het modelleren van de adsorptie is het vaak niet-reversibel zijn van het adsorptieproces. Zonder nader experimenteel onderzoek is het niet goed mogelijk om de verwijderingsprocessen uit de waterfase t.g.v. adsorptie te beschrijven.

- Voor de andere fasen (met name de colloïden en de vaste fase) zijn nog geen modelbeschrijvingen bekend en moet worden teruggevallen op operationeel gedefinieerde parameters voor de indeling in klassen.



Figuur 5 . Verandering in de speciatie van zink en cadmium bij de overgang van rivier naar zee. (Kerdijk en Salomons, 1983)

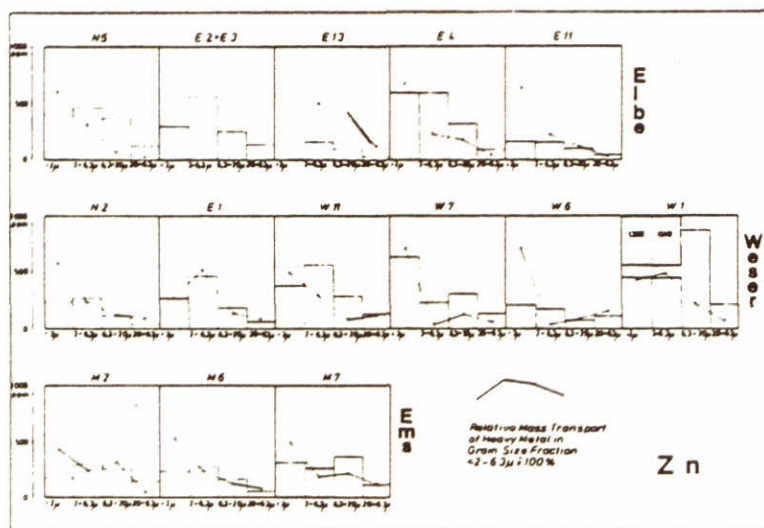
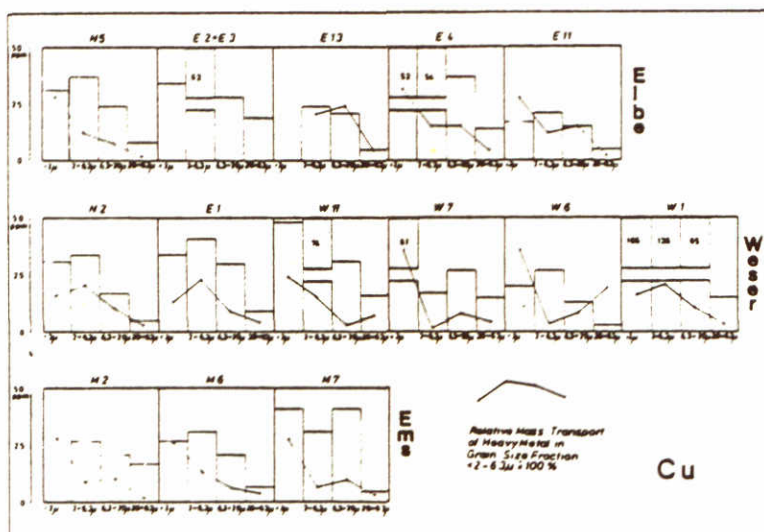
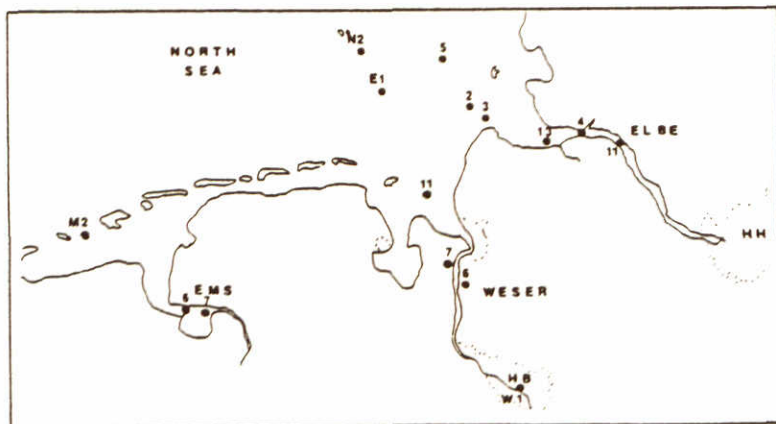
SEDIMENTEN

Ook in de sedimentfractie ($> 0.45 \mu\text{m}$), zijn de metalen niet homogeen verdeeld over de korrelgroottefracties. Recentelijk is een uitvoerig onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van een aantal zware metalen in deeltjesgrootte fracties van sedimenten in het Duitse Waddengebied (Eems, Weser, Elbe estuaria en de Duitse Bocht (Schoerr et al, 1982). Enkele resultaten van dit onderzoek zijn weergegeven in figuur 6, samen met een overzichtskaart van de bemonsterde lokaties. De absolute gehalten in de onderscheiden korrelgroottefracties zijn weergegeven als staafdiagrammen, terwijl met een getrokken lijn de bijdrage van de fracties (het gehalte in de fractie X het gehalte aan de fractie in het sedimentmonster) aan het totale sedimentmonster is aangegeven.

De hoogste metaalgehalten worden gevonden in de fractie van 2-6.3 μm , terwijl de grootste bijdrage aan de gehalten in het sediment worden geleverd door de fractie $< 2 \mu\text{m}$. Gemiddeld zijn de gehalten in de fractie $< 2 \mu\text{m}$ een factor 3 tot 10 hoger dan in de grove siltfractie (20-63 μm). Binnen deze korrelgroottefracties en in het sediment als geheel zijn de metalen op een aantal manieren chemisch gebonden aan de slibdeeltjes. In principe zijn metalen aanwezig in alle minerale componenten, ingebouwd in de minerale roosters dan wel geadsorbeerd/geprecipiteerd aan de buitenkant van de deeltjes. Niet al deze metaalfracties nemen deel aan geochemische processen en/of zijn biologisch beschikbaar.

- de metalen in uitwisselbare toestand zullen relatief mobiel zijn
- de metalen in de organische fractie (in het zwevende slib voor een deel inbouw in organische stof van algen) zal vrijkomen bij afbraak van de organische stof zoals die tijdens sedimentatie in de waterkolom optreedt en in het afgezette sediment.

Figuur 6. Monsterlokaties en de gehalten aan koper en zink in korrelgroottefracties van afgezette sedimenten (Schoerr et al, 1982)

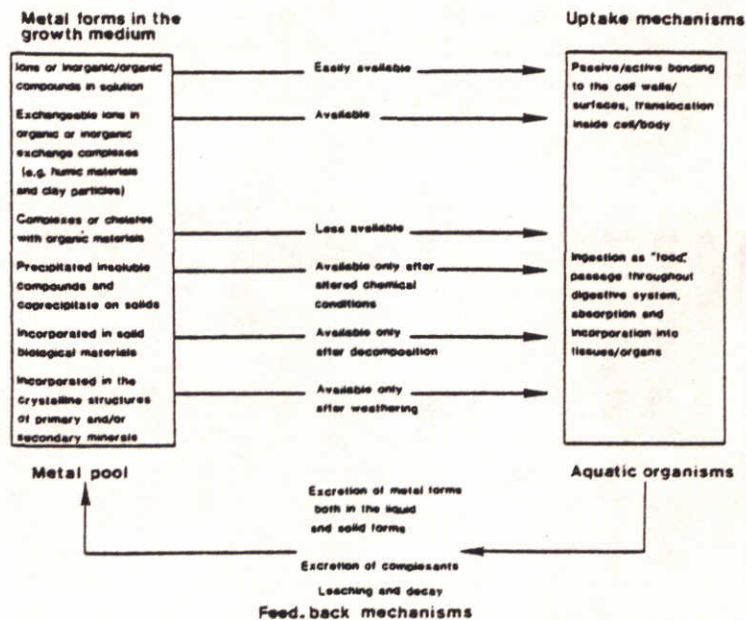


- de metalen geassocieerd met ijzer- en mangaanhydroxiden zullen mobiel worden in het gereduceerde sediment als t.g.v. sulfaatreductie H_2S gevormd wordt en sulfiden van ijzer en mangaan ontstaan. Er zullen echter met aantal zware metalen ook sulfidecomplexen ontstaan.

De binding van contaminanten in de vaste fase speelt een belangrijke rol bij:

- voorspellen van de gevolgen van de dumping van vaste afvalstoffen (bijv. baggerspecie)
- de vastlegging van contaminanten in sedimentatiegebieden op de Noordzee
- de afgifte van contaminanten vanuit de sedimenten aan het bovenstaande water

De metalen in sedimenten zijn geassocieerd met verschillende macrobestanddelen die niet alle in gelijke mate biologisch beschikbaar zijn. Een indeling van sedimentfracties naar hun biologische beschikbaarheid is weergegeven in figuur 7.

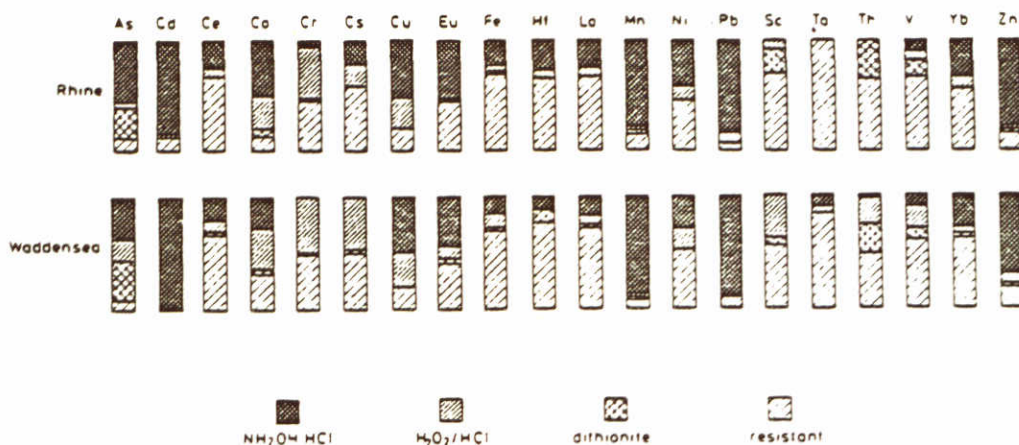


Figuur 7. Overzicht van de wijze van voorkomen van metalen in sedimenten en hun biologische beschikbaarheid (Baudo, 1982).

Om de geochemische processen die optreden na de sedimentatie en die van invloed zijn op de biologische beschikbaarheid van de metalen te kunnen beschrijven is het gewenst om over inzicht te beschikken in hun wijze van voorkomen. De lage concentraties aan metalen in de sedimenten maken het niet mogelijk om directe technieken als rontgendiffractie toe te passen. Men is aangewezen op indirecte technieken, waaronder chemische extractiemethoden momenteel een belangrijke rol spelen. Hierbij wordt door extractie met een min of meer selectief extractiemiddel één van de klassen van verbindingen die bijdragen tot de binding van metalen geëxtraheerd. Bij het onderzoek aan sedimenten is vooral gebruik gemaakt van het volgende sequentiële extractieschema:

- Metalen, die geëxtraheerd worden met ammoniumacetaat (pH=7). Met dit extractiemiddel komen metalen vrij, die grotendeels op adsorptieve wijze zijn gebonden aan het slib (uitwisselbare fractie).
- Metalen, die geëxtraheerd worden met hydroxylamine-HCL bij een pH van ongeveer 2. In deze klasse komen metalen voor die geassocieerd zijn met mangaanhydroxiden, carbonaten en tendele met ijzerhydroxiden (gemakkelijk reduceerbare fractie).
- Metalen, die geëxtraheerd worden met een waterstofperoxide oplossing (30 %) bij een pH van ongeveer 2.5. Door de waterstofperoxide wordt de in het sediment aanwezige organische stof gedeutereerd. In deze klasse komen metalen voor, die geassocieerd zijn met de organische stof (organische fractie)
- Metalen die geëxtraheerd worden met het sterke reductiemiddel natriumdithioniet (matig reduceerbare fractie).
- Metalen, die niet met bovengenoemde extractiemiddelen worden geëxtraheerd. Deze fractie van de metalen is zeer stevig aan het slib gebonden (restfractie).

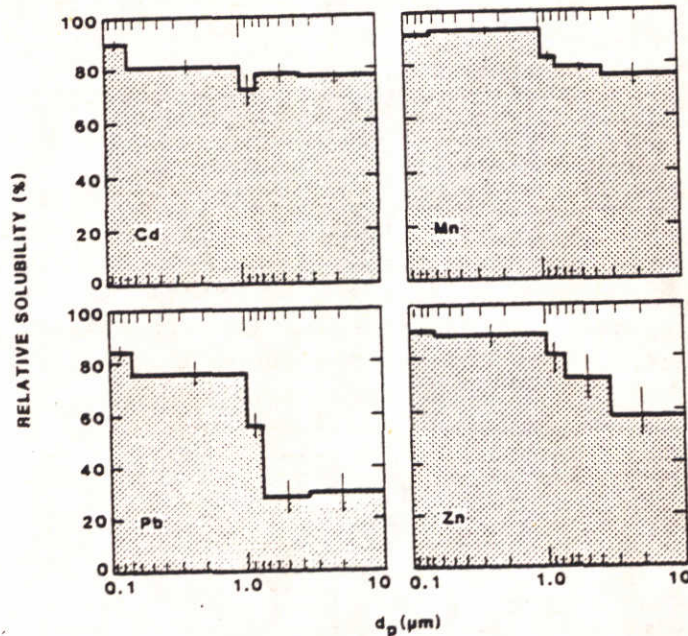
In een aantal gevallen wordt de matig reduceerbare fractie uit het schema weggelaten, aangezien maar een gering deel van de metalen hierin gebonden is. De 2^e, 3^e en de 5^e extractie zijn het recent voorgestelde "standaard extractie schema" (Salomons and Förstner, 1980). Enkele resultaten van dit type onderzoek voor een riviersediment (Rijn) en een marien sediment (Waddenzee) zijn weergegeven in figuur 8.



Figuur 8. Wijze van voorkomen van zware metalen in een riviersediment (Rijn) en een marien sediment (Waddenzee) (Salomons and Förstner, 1980).

De gemakkelijk-reduceerbare fractie is vooral van belang voor de binding van mangaan, cadmium, lood en zink, de organische fractie voor koper, chroom, en cobalt. Teneinde meer inzicht te verkrijgen in de bindingsvormen van metalen in zwevend slib op de Noordzee is in opdracht van het RIZA in 1983/1984 een eerste onderzoek gestart.

Ook bij deeltjes in de atmosfeer hangt hun invloed in sterke mate af van de vorm waarin de contaminanten voorkomen. Op beperkte schaal komen hierover gegevens binnen. Vooral van belang is de mobiliteit van de contaminanten nadat de aerosol in het aquatisch milieu is terechtgekomen. Een eerste aanpak is de oplosbaarheid van de metalen in verdund zuur, dit is uitvoerig onderzocht door Lindberg and Harriss (1983) (figuur 9).



Figuur 9. Relatieve oplosbaarheid van Cd, Mn, Pb en Zn uit aerosoldeeltjes uit landelijke gebieden (Lindberg and Harriss, 1983)

De resultaten laten de hoge oplosbaarheid van metalen in aerosolen zien, en de afhankelijkheid van de oplosbaarheid als functie van de deeltjesgrootte voor lood en zink. Door Lum (1982) zijn de bindingsvormen van de metalen in aerosolen (stedelijk) onderzocht met behulp van extractie technieken zoals die ook voor sedimenten zijn toegepast. Enkele resultaten zijn weergegeven in figuur 10. Ook hier blijkt weer de grote oplosbaarheid van elementen als cadmium, lood, en zink. Relatief sterk gebonden zijn cobalt en chroom. Net als bij sedimenten is koper van alle metalen het sterkst vertegenwoordigd in de organische fractie.

Vergeleken met sedimenten zijn de metalen in een gemakkelijker toegankelijke vorm aan aerosol deeltjes gebonden. Hoewel geen gegevens voor de Noordzee bekend zijn, kan worden verondersteld dat de droge depositie zal bijdragen aan de opgeloste fractie in het water.

3.2.2 Organische microverontreinigingen

Organische microverontreinigingen omvatten een breed scala van verbindingen, die in de meeste gevallen moeten worden gerekend tot de xenobiotische stoffen. Op basis van molecuulgrootte en/of toepassingsgebied kan de volgende indeling worden gemaakt:

- Verbindingen met een laag molecuulgewicht.

Deze verbindingen worden vooral gebruikt als oplosmiddel of ontstaan als tussenproduct bij de bereiding van andere chemicaliën. Door hun lage molecuulgewicht zijn deze verbindingen vluchtig en worden vooral via de atmosfeer verspreid. Voorbeelden zijn tetra, trichloormethaan en vinylchloride.

- Biociden.

Het bekendste voorbeeld uit deze groep, DDT, wordt vanwege zijn grote persistentie vrijwel niet meer toegepast in de geïndustrialiseerde landen. Andere voorbeelden uit deze groep zijn dieldrin, endrin en gechloteerde phenolen.

- Gechloteerde paraffine-achtigen.

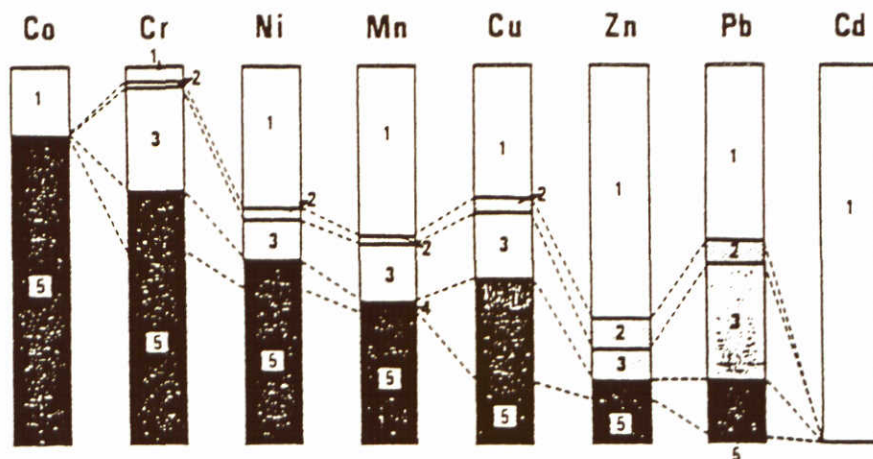
Deze verbindingen worden vooral gebruikt als additieven in verven, lijmen en smeerolie; over hun gedrag in het milieu is nog weinig bekend.

- PCB's (polychloorbifenylen).

Deze verbindingen zijn uiterst stabiel, en worden o.a. toegepast in transformatoren en condensatoren. Afhankelijk van molecuulgrootte en chloreringsgraad zijn de verbindingen meer of minder vluchtig.

- PAK's (polycyclische aromatische koolwaterstoffen).

PAK's ontstaan bij verbrandingsprocessen van organische stof: bij vuilverbranding, electriciteitscentrales en bosbranden.



Figuur 10. Bindingsvormen van metalen in aerosolen (Lum 1982). 1 = Uitwisselbare fractie; 2 = oxidehuidjes en carbonaat gebonden; 3 = associatie met Fe-Mn oxiden; 4 = organische gebonden; 5 = inerte fractie.

Het voorkomen van deze verbindingen wordt bepaald door hun chemische gedrag. Een kleine groep van organische microverontreinigingen bestaat uit in ionvorm voorkomende verbindingen; deze gedragen zich als metaal-ionen en kunnen uitwisselen tegen andere bodemionen. De mate van binding wordt bepaald door de ionen-omwisselingscapaciteit, welke meestal gerelateerd is aan de granulaire samenstelling. De grootste groep wordt gevormd door neutrale stoffen; deze worden door hun hydrofobe karakter uit de waterfase gedreven en gaan een associatie aan met organische stof in het sediment of de bodem.

De distributiecoëfficiënt K_d (gehalte in vaste fase/gehalte in oplossing) is omgekeerd evenredig met de deeltjesgrootte en is sterk gerelateerd aan het organische stofgehalte; na een normalisatie op het gehalte aan organisch C is de K_d vrijwel onafhankelijk van de deeltjesgrootte,

behalve bij zeer lage organisch C gehalten (< 0.1%), dan wordt de minerale samenstelling van belang.

De oplosbaarheid kan variëren van ongeveer 1 ug/l tot 10^4 mg/l; de Kd-waarde van 10 tot 10^7 ; het doen van algemene uitspraken over het gedrag van organische microverontreinigingen is dus gevaarlijk.

De ophoping in vetweefsel, waardoor bioconcentratie optreedt, berust op hetzelfde principe als de binding aan organische stof; de opname van PCB's door zoöplankton is afhankelijk van het vetgehalte (Clayton et al. 1977). Binding is ook mogelijk aan opgelost organisch materiaal of aan complexerende stoffen als NTA; het gevolg is een verhoogde oplosbaarheid en daardoor mobiliteit, een vermindering van adsorptie, van opname door organismen en van accumulatie in vetweefsel, en van evaporatie.

De waarde van de Kd wordt vooral bepaald door de oplosbaarheid in water, welke afneemt met het molecuulgewicht en de effectieve ketenlengte. Een grotere oplosbaarheid geeft een geringere mate van binding aan de vaste stof. In enkele gevallen werd gevonden dat de adsorptie niet reversibel was, wat inhoudt dat een vastgelegde stof niet volledig of langzamer desorbeert (Swanson and Dutt 1973, Sullivan et al. 1982).

De oplosbaarheid neemt af met toenemende ionsterkte, en is daardoor in zeewater lager dan in zoet water; voor PCB's werd gevonden dat de oplosbaarheid in zeewater een factor 4 tot 8 lager was dan in gedestilleerd water (Dexter and Pavloa 1978), en dat deze afnam bij een stijging van het chloride-gehalte.

Een afname van de pH heeft een positieve invloed op de vastlegging van DDT aan opgelost humeus materiaal, doordat de hydrofobie van het humus toeneemt; een toename van de Ca-concentratie heeft eenzelfde effect (Carter and Suffet 1982). Aangenomen mag worden dat deze invloed ook opgaat voor andere hydrofobe stoffen.

3.2.3 Olie

Door Connell and Miller (1980) is een review artikel over olie geschreven. Onderstaande gegevens zijn in het algemeen ontleend aan dit artikel. De samenstelling van ruwe olie en afgeleide produkten, ook wel aangeduid met petroleum koolwaterstoffen, is zeer complex. De volgende bestanddelen kunnen in ruwe olie worden onderscheiden:

- n-alkanen, verzadigde koolwaterstoffen met een ketenlengte van 1 tot 40 C-atomen;
- iso-alkanen, vertakte alkanen met eveneens 1 tot 40 C-atomen;
- cycloalkanen, met cyclopentaan en cyclohexaan als meest voorkomende;
- (polycyclische) aromatische koolwaterstoffen, waaronder benzeen, naftaleen, maar ook bijvoorbeeld benzo(a)pyreen; en
- S, N en O bevattende verbindingen, waaronder benzothiofeen en quinoline.

Daarnaast bevat ruwe olie sporen van zware metalen. Het spreekt voor zich dat de samenstelling van de olieprodukten zoals gasolie en dieselolie verkregen na raffinage anders is.

De eerste drie typen stoffen vormen de belangrijkste bestanddelen van ruwe olie. Het aandeel van de aromatische koolwaterstoffen ligt tussen 15 en 20 %. De concentratie van benzo(a)pyreen is ongeveer 1000 ug/l. Dit betekent dat per 1000 m³ ruwe olie die in zee terecht komt ongeveer 1 kg benzo(a)pyreen meegaat. Het aandeel van S, N en O houdende verbindingen varieert tussen 0 en 15 %. De eerste 3 typen stoffen hebben een relatief lage oplosbaarheid en een lage toxiciteit. Van de n-alkanen is

propaan het meest oplosbaar in water (62 ppm), van de cycloalkanen cyclopentaan (156 ppm). De aromatische koolwaterstoffen zijn relatief goed oplosbaar en hebben een hoge toxiciteit. Van dit type verbindingen heeft benzeen de hoogste oplosbaarheid met 1780 ppm. De oplosbaarheid van olie wordt trouwens verhoogd in aanwezigheid van opgelost organische stof.

De scheepvaart is een belangrijke vervuilingsbron van olie in zee en estuaria, voornamelijk omdat als gevolg van ongelukken of lozingen de vervuiling sterk geconcentreerd is. Andere bronnen zijn de rivieren, raffinaderijen, off-shore activiteiten en depositie. De totale hoeveelheid olie en olieproducten die jaarlijks in de zee en oceanen terecht komt wordt geschat op 1.9 tot 11 miljoen ton. In oliehavens wordt jaarlijks 0.0001 % van alle in de havens getransporteerde olie aan het oppervlaktewater toegevoegd.

Na een ongeluk of lozing op zee vinden de volgende processen plaats:

- de olievlek verspreidt zich afhankelijk van de waterstroming en de windsnelheid;
- een aantal componenten verdampen;
- er vormen zich emulsies van olie in water en van water in olie;
- na verdamping van de lichtere fracties kunnen de water in olie emulsies uitzakken naar de bodem;
- er treedt adsorptie op aan zwevende stof; en
- er vindt afbraak plaats, waarbij de fotochemische oxidatie de belangrijkste is.

De analyse van water en sediment op olie geschiedt normaliter m.b.v. de infraroodspectrometer (IR). Deze wijze van meten levert met name voor de opgeloste gehalten een grote mate van onnauwkeurigheid op. De nauwkeurigheid is ongeveer ± 0.1 mg/l. De bepalingsgrens is relatief hoog in water (0.1 mg/l). Ook al vanwege de geringe oplosbaarheid en de hechting aan de zwevende stof is de waarde van 0.1 mg/l een normale waarde voor het gehalte in rivieren (kwartaalverslagen RIZA). Een dergelijke waarde zegt dus niet veel over het eigenlijke oliegehalte. Bovendien, en dit is met name in relatief weinig met olie en olieproducten belaste gebieden belangrijk, worden met deze methode ook zogenaamde biogene koolwaterstoffen bepaald. Deze kunnen bijvoorbeeld afkomstig zijn van algen en planteresten. Door Zsolnay (1973) is voor de kust van West-Afrika een correlatie vastgesteld tussen de gehalten aan niet-aromatische koolwaterstoffen en het gehalte aan chlorophyl-a. Petroleum en biogene koolwaterstoffen verschillen op de volgende punten van elkaar:

- bij petroleum koolwaterstoffen zijn de even- en oneven C-ketens (C-nummer) even sterk vertegenwoordigd, terwijl bij de biogene de oneven C-nummers meestal domineren. Met name C15 tot C21 komen veel voor;
- petroleum bevat meer soorten cycloalkanen en aromatische koolwaterstoffen;
- in tegenstelling tot de biogene maken naftenaaromatische en S, N en O houdende verbindingen deel uit van de petroleum koolwaterstoffen; en
- de samenstelling van petroleum koolwaterstoffen is in zijn algemeenheid veel complexer.

Met behulp van de gaschromatografische methode kunnen beide typen worden onderscheiden. Onderscheid kan tevens worden gemaakt door de bepaling van de C^{13}/C^{12} verhouding.

3.3 Processen aan grensvlakken

3.3.1. Grensvlak water-atmosfeer

Een van de belangrijke diffuse bronnen voor contaminanten voor kustwateren is de atmosfeer (Salomons, 1984). De input van de atmosfeer vindt plaats via droge en natte depositie; de theorie over droge en natte depositie is recentelijk verwerkt m.b.t. de Noordzee door van Aalst et al (1983) en meer algemeen door Galloway et al. 1982, Salomons and Förstner, 1984).

Tabel 1. Fluxen ($\text{ng cm}^{-2}\text{yr}^{-1}$) van zware metalen vanuit de atmosfeer naar het zeeoppervlak. (a) van Aalst et al. (1983); (b) Buat-Menard (1983); (c) Buat-Menard and Chesselet (1979); (d) Duce (1982).

	North Sea (a)	Western Mediterranean (b)	Tropical North Atlantic (c)	Tropical North Pacific (d)
Cr	14 - 280	49	14	6
Ni	72 - 720	--	20	--
Cu	280 - 2000	96	25	8
Zn	1440 - 11600	1080	130	22
As	44 - 144	54	--	--
Cd	22 - 86	13	5	
Pb	720 - 2600	1050	310	12

In tabel 1 is een overzicht opgenomen van de depositie aan metalen op de Noordzee (van Aalst et al. 1983) en vergeleken met open oceaan gebieden (Salomons 1984). Hieruit blijkt duidelijk dat de Noordzee, zoals viel te verwachten, aan een hogere atmosferische belasting bloot staat dan open oceaan gebieden.

De atmosfeer kan eveneens een belangrijke bron zijn voor de verontreiniging met organische microverontreinigingen. De gegevens zijn echter nog zeer schaars. Voor de grote meren in de VS wordt geschat dat 85% van de totale input aan PCB's vanuit de atmosfeer afkomstig is (Eisenreich et al. 1981b).

Geschat wordt dat voor PCB's de bijdrage van droge depositie 1 tot 5 maal zo groot is als van natte depositie. De verhouding tussen depositie op stedelijk : landelijk gebied : meren : verre zee wordt voor PCB's geschat op 40 : 27 : 10 : 1 (Galloway et al. 1979).

De bijdrage van droge depositie van PAK's aan de totale depositie wordt daarentegen op slechts 10% geschat van de natte depositie (Andren and Strand 1981).

Lagere PCB's, welke vluchtiger zijn dan hogere, hebben een grotere verblijftijd in de atmosfeer, en worden over een grotere afstand verspreid. Door hun geringe oplosbaarheid in water is de bijdrage van natte depositie door uitwassen kleiner dan voor zware metalen het geval is (factor 100-1000). Wat wel optreedt is dampdepositie op het oppervlak; zonder dit zou de verblijftijd zeer groot zijn (Atlas and Giam 1981).

Een probleem bij het uitvoeren van depositiemetingen is dat vooral lichte componenten door hun hoge vluchtigheid nauwelijks opgevangen worden; voor andere componenten geldt dat ze na depositie afgebroken

kunnen worden (Doskey and Andren 1981).

Berekeningen van de depositie van organische microverontreinigingen werden voor de Noordzee uitgevoerd door van Aalst et al. (1983) en voor een aantal grote meren in de Verenigde Staten door verschillende auteurs. De berekeningen van van Aalst zijn gebaseerd op metingen in een stedelijk gebied (Delft), en het is de vraag in hoeverre deze metingen bruikbaar zijn voor de Noordzee. De uitkomsten van de berekeningen van de depositie van totaal PCB's en PAK's zijn opgenomen in tabel 2.

Tabel 2. Berekende depositie van PCB's en PAK's in ng/cm²/jaar (a) van Aalst et al. (1983); (b) Eisenreich et al. (1981b); (c) Murphy et al (1981); (d) Andren-Strand (1981)

Locatie	referentie	PCB's	PAK's
Noordzee	a	1.9-30	10-248
Lake Superior (VS)	b	8.0-10.2	-
Lake Michigan (VS)	c	4.3	-
Lake Michigan (VS)	d	-	71

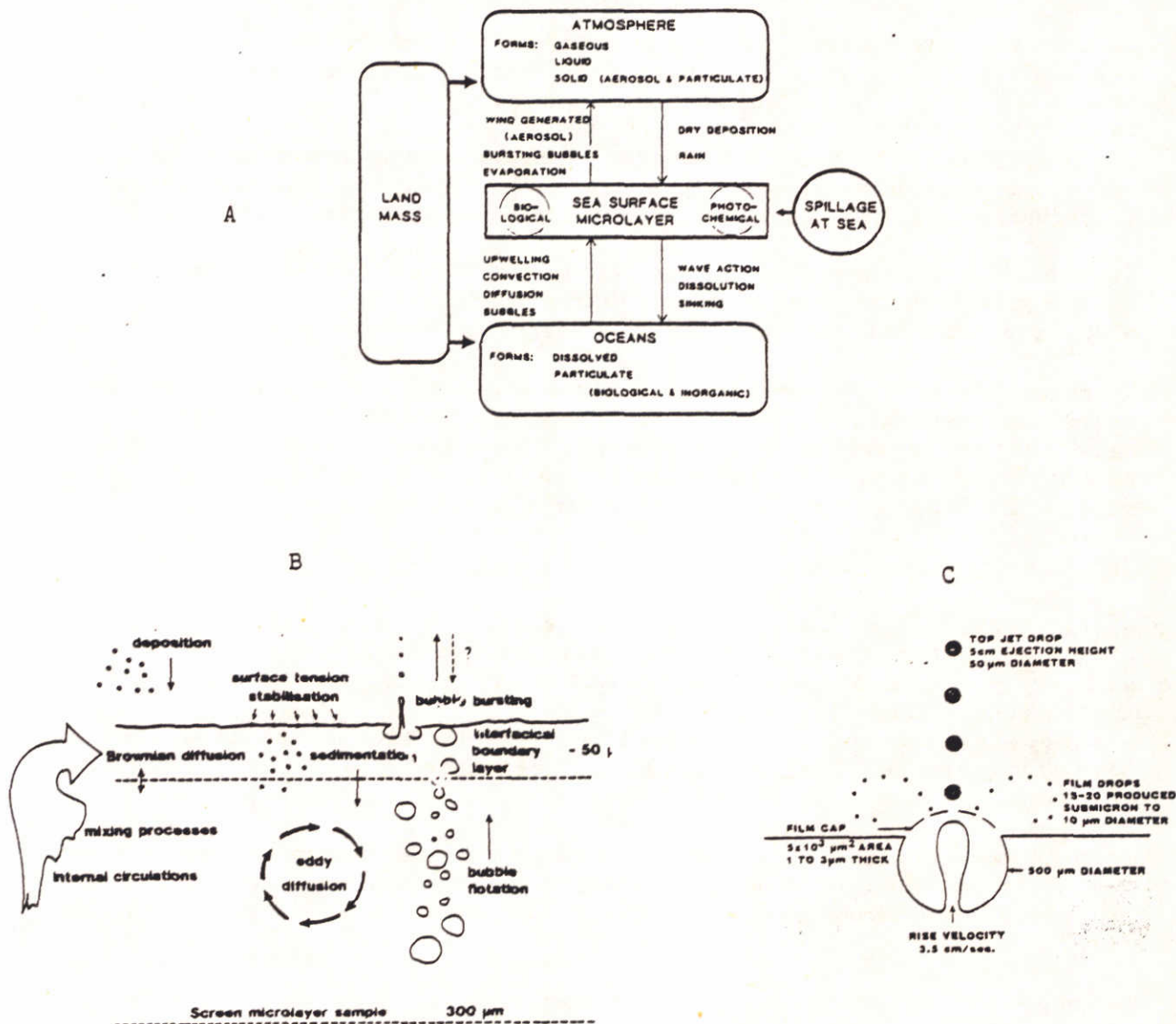
Naast een transport door depositie vanuit de atmosfeer naar de waterfase is een transport in tegengestelde richting mogelijk door verdamping van de stof. In het algemeen daalt de vluchtigheid van een stof bij een toename van het molecuulgewicht of van de chloreringsgraad. Bij vastlegging aan gesuspenseerd materiaal of aan oplosbare organische stof neemt de verdamping af.

Een lagere oplosbaarheid betekent dat de stof meer uit de waterfase verdreven wordt : door verdamping of door vastlegging. Doordat de oplosbaarheid in zeewater lager is is de verdamping sterker. De verdampingssnelheid van hexachloorbenzeen, PCB's, DDE en chlordaan is 20 tot 30% van de reëratiesnelheid van zuurstof, waarbij geen verschil bestaat tussen zeewater en gedestilleerd water; Voor a-HCH, dieldrin, en dibutyl-phtalate was het percentage 1 tot 5% (Atlas et al 1982).

Een andere manier waarop een stof vanuit de oplossing naar de atmosfeer kan ontsnappen is via 'bubble ejection', belvorming (zie hieronder); i.t.t. evaporatie is deze manier van verdamping niet beperkt tot lichtere componenten. Belvorming is meer van belang op zee dan in estuaria (Knap and Williams 1982).

In eerste instantie komen de atmosferische contaminanten in de sea surface microlayer, de grenslaag tussen water en de atmosfeer, terecht. In figuur 11 is een schematisch overzicht opgenomen van de plaats van de surface microlayer in mariene systemen (A) en van de processen die in de grenslaag atmosfeer-water optreden (B). De grenslaag ontvangt zijn contaminanten via de atmosfeer (droge en natte depositie) en via gasbellen in het water. Deze laatste ontstaan door golven en door gasvorming vanuit het sediment (voor een overzicht zie Salomons 1984). Tijdens het opstijgen van deze bellen naar het wateroppervlak accumuleren oppervlakte-actieve stoffen aan de bel, die op hun beurt weer metalen kunnen complexeren, terwijl het hoge organische stof gehalte aanleiding geeft tot een accumulatie van organische micro-verontreinigingen. Aan het

wateroppervlak "barst" de bel open waarbij aerosoldeeltjes ontstaan die gevormd zijn vanuit de wand van de bel, die een deel van de oppervlaktelaag bevat. Aangezien de oppervlaktelaag voor een groot aantal componenten verrijkt is t.o.v. de bulk van het zeewater (Lion and Leckie, 1981a,b), is ook de aerosol hieraan verrijkt.



Figuur 11. A. Plaats van het grensvlak atmosfeer-water in mariene systemen (Liss, 1975), B een schematisch overzicht van de processen in de "Surface microlayer" (Hunter 1980a) en C de vorming van aerosoldeeltjes bij het barsten van een gasbel aan het wateroppervlak (Winchester and Duce 1977)

Over de Noordzee zijn gegevens beschikbaar van twee studies (Hunter, 1980b; Pattenden 1980), waarbij echter de surface microlayer op twee totaal verschillende manieren is bestudeerd. Door Hunter (1980b) is gevonden dat de gehalten in particulier materiaal in de surface microlayer met uitzondering van ijzer en mangaan verhoogd zijn vergeleken met zeewater. Na evaluatie van een aantal mogelijke processen, blijkt transport vanuit de waterfase door opstijgende bellen het meest belang-

rijke te zijn om de verrijking aan particulier koper, zink en lood te verklaren.

Door Pattenden et al (1980) werd een beperkt aantal contaminanten bestudeerd (naast een groot aantal andere sporenelementen), met name werd een sterke verrijking (140 tot 410 X) voor lood geconstateerd.

De surface microlayer is naast metalen ook met organische microverontreinigingen verrijkt (mede veroorzaakt door de hoge organische stof gehalten, die organische micro's binden). Voor PAK's werd een aanrijdingsfactor gevonden t.o.v. de waterkolom van 50 (Connel and Miller 1980). Met name de zwaardere componenten worden in deze laag opgehoopt : zo werd gevonden dat octachloorbifenyyl wel werd opgehoopt, in tegenstelling tot tetra- en hexachloorbifenyyl (Larsson 1983).

In schuim wat onder invloed van wind in een meer kan ontstaan vindt eveneens een aanrijking plaats : aanrijdingsfactor voor DDE, DDT, DDD >200, dieldrin >44; PCB's 100-1000 (Eisenreich et al. 1978).

Voor Aroclor 1254 (PCE-mengsel met gemiddeld 54% Cl), werd in de surface microlayer een factor 11 gevonden (Doskey and Andren 1981); mogelijk is deze factor lager dan de voor schuim gevonden waarden doordat de bemonstering van de microlayer moeilijker is, waardoor de gehalten in de microlayer lager lijken dan ze in werkelijkheid zijn.

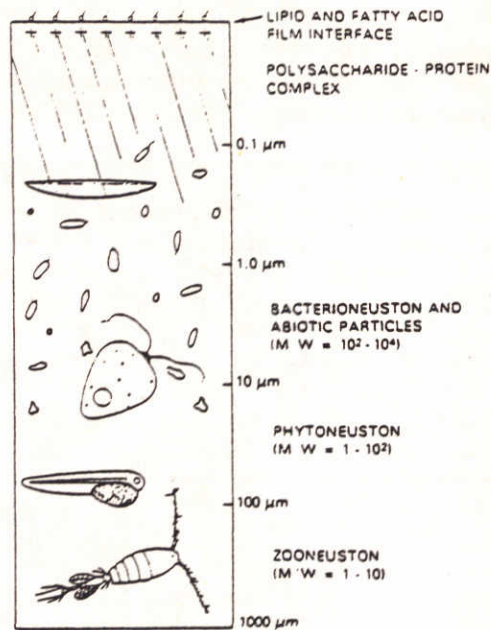
In deze grenslaag treden een groot aantal processen op die van belang zijn voor:

- transport van contaminanten vanuit de Noordzee naar het land (dit is ondermeer vastgesteld voor radionucleïden in de Ierse zee) en is ook gesuggereerd voor pathogene bacteriën in de nabijheid van een lozingspunt (GESAMP NO 13 1980)
- samenstelling van de aerosol boven de Noordzee (deze is ten dele afkomstig van het land en wordt voor een ander deel ter plaatse gevormd).

Door de hoge concentraties aan organische stof in de surface microlayer vormt dit een voedingsbron voor organismen. Deze worden onderscheiden in organismen die leven op (pleuston) of net onder (neuston) het grensvlak (figuur 12).

De hoge concentraties aan contaminanten die in de microlayer zijn vastgesteld kunnen deze organismen nadelig beïnvloeden (Hardy, 1982). Zo is voor de Amerikaanse oostkust vastgesteld dat larven van commerciële vissoorten in veel grotere concentraties in de microlayer voorkomen dan in de waterkolom (Castagna, 1977). Voor de Noordzee is gevonden dat dinoflagellaten overdag actief in de micro-layer accumuleren (Wandschneider, 1979).

In hoeverre onder Noordzee omstandigheden de microlayer een rol speelt bij de accumulatie in organismen is nog onbekend, echter de hoge atmosferische belasting van de Noordzee (althans vergeleken met andere zeeën, tabel 1) doet vermoeden dat dit het geval zal zijn.



Figuur 12. Organismen aan het grensvlak atmosfeer-zee (Hardy 1982)

3.3.2. Grensvlak continent-Noordzee

Aan het grensvlak continent-Noordzee treden een groot aantal processen op die de totale input aan contaminanten in de Noordzee bepalen. Voor het Nederlands deel van het continentale plat zijn dit:

- de processen in de zoetwaterbekkens gevoed door de rivieren Rijn en Maas
- de processen in de estuaria van Schelde, Rijn/Maas en Eems
- de processen in de Waddenzee en andere accumulatiegebieden

De eerste twee processen bepalen de hoeveelheid aan contaminanten, die via de rivieren in de Noordzee terechtkomt, terwijl het laatste proces aanleiding geeft tot een verwijdering van contaminanten uit de Noordzee, t.g.v. accumulatie in het sediment van de Waddenzee.

3.3.2.1 Processen in de bekkens

Over de processen in de zoetwaterbekkens Haringvliet en IJsselmeer is veel bekend geworden via het ZMAS-onderzoek. In beide bekkens blijkt een retentie van zowel opgeloste als aan slib gebonden contaminanten op te treden, waardoor de hoeveelheid aan contaminanten die de Noordzee bereikt sterk wordt gereduceerd. De belangrijkste processen zijn:

- bezinking van zwevend slib en de hiermee geassocieerde contaminanten in het mondingsgebied van de rivieren (bijv. Ketelmeer)
- de adsorptie van opgeloste componenten aan het zwevende slib t.g.v. pH-verhoging en vervolgens sedimentatie
- opname door algen en sedimentatie van algenmateriaal naar de bodem

Echter, niet in alle gevallen treedt een accumulatie op, voor arseen en mangaan is het IJsselmeer een bron. M.a.w. meer mangaan en arseen verlaat het meer dan er binnenkomt (Salomons 1983).

Op basis van gegevens verkregen tijdens het ZMAS-onderzoek, gegevens van RIZA en baggergegevens van Rotterdam is in het verleden een schatting gemaakt over de accumulatie van metalen in de zoetwaterbekkens en t.g.v. stortingen van baggerspecie op het land (tabel 3). De gegevens hebben met name betrekking op de jaren 1977 en 1978. In hoofdstuk 4 wordt een schatting gegeven gebaseerd op met name de jaren na 1977.

Tabel 3. Metaalbalans voor Rijn en Maas (op basis van Salomons and Eysink, 1981).

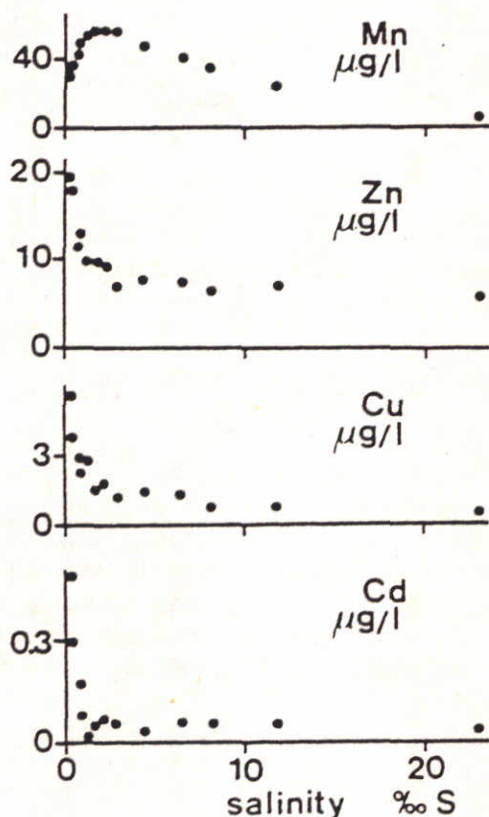
INPUT (Ton/jaar)	Cu	Ni	Zn	Pb	Cd	Cr	Totaal
Maas + Rijn	1215	886	11051	1707	195	2463	16517
Lozingen Nederland	130	130	1700	380	27	530	19414
ACCUMULATIE in de bekkens in % van aanvoer van Rijn en Maas							
IJsselmeer+							
Haringvliet	43	24	48	49	51	45	47
Baggerspecie op land	15	6	11	14	11	16	12
OUTPUT naar de Noordzee in % van aanvoer van Rijn en Maas							
Sluizen Haringvliet+							
IJsselmeer	9	26	9	7	9	6	9
Dumping loswal Noord	5	3	4	6	3	7	4
MISSENDE POSTEN in de balans (direct transport door estuarium, sedimentatie op de uiterwaarden, en zijtakken van Rijn en Maas) in % van aanvoer Rijn en Maas							
	28	41	28	24	26	26	28

3.3.2.2 Processen in de estuaria

In de estuaria treden grote veranderingen op in de chemische samenstelling van het water, die van invloed zijn op de verdeling van de metalen over de opgeloste en particulaire fractie. De belangrijkste processen zijn (Salomons 1980) :

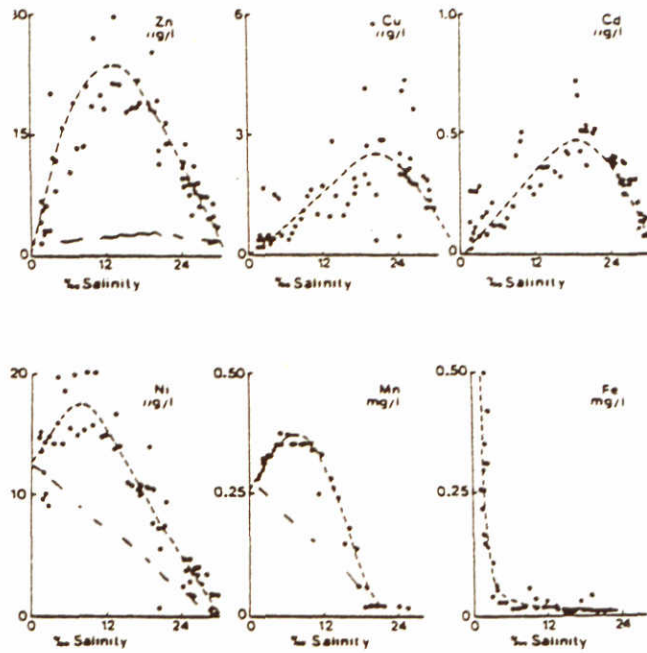
- * Flocculatie van colloïden door toename zoutgehalte
- * Afgifte of opname van metalen door de afgezette sedimenten
- * Afbraak organische stof
- * Biologische opname van metalen
- * Verandering in de adsorptie/desorptie evenwichten t.g.v.
 - veranderingen in de pH
 - veranderingen in saliniteit
 - veranderingen in de turbiditeit
 - vorming van nieuw particulier materiaal

Processen in estuaria vertonen onderling grote verschillen (Salomons and Förstner, 1984), hetgeen in het bijzonder geldt voor het Schelde estuarium en het Rijn/Maas estuarium. Bij een conservatieve menging van rivier- met zeewater (geen adsorptie/ desorptie processen) wordt het opgeloste metaalgehalte bepaald door de mengverhouding rivier- met zeewater, en liggen de gehalten op een rechte lijn die de concentraties in rivier- en in zeewater met elkaar verbindt. In het Rijn-estuarium liggen de opgeloste gehalten echter onder de theoretische lijn (figuur 13), m.a.w. ze zijn lager dan wordt verwacht op grond van de mengverhouding. Deze afwijking wordt veroorzaakt door verwijderingsmechanismen als adsorptie/precipitatie.



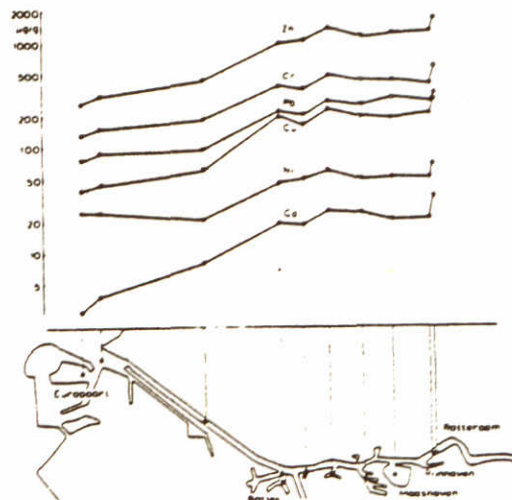
Figuur 13. Opgeloste metaalgehalten in het Rijn/Maas estuarium. (Duinker and Nolting, 1977)

Dit proces van verwijdering uit de oplossing treedt ook op in het Eems-estuarium (Salomons and Mook, 1977). In het Schelde-estuarium treedt echter voor een aantal metalen een loskoppeling op (figuur 14). Deze loskoppeling houdt waarschijnlijk verband met de overgang van zuurstofloos Schelde-water naar zuurstofhoudend water in het estuarium, ook bij de dumping van anaëroob baggerspecie op de Noordzee (eveneens overgang van anaëroob naar zuurstofrijk) treedt een mobilisatie van metalen op. In het anaerobe Scheldewater en in de anaerobe baggersedimenten komen een aantal metalen als sulfiden voor. Deze sulfiden ontlede in zuurstofrijk water. Na het vrijkomen van metalen in opgeloste vorm kan weer een adsorptie aan het zwevende slib optreden. Deze adsorptie zal mede worden bepaald door de pH, chloride gehalte en het zwevende slib gehalte.



Figuur 14. Metaalgehalten in het Schelde-estarium (Kerdijk en Salomons 1982)

Ondanks de verschillen in het gedrag van de opgeloste metalen treedt in alle drie estuaria een daling in de gehalten van de metalen in het afgezette sediment in zeewaartse richting op. In figuur 15 is als voorbeeld gegeven de afname van de metaalgehalten in zeewaartse richting in het Rijnestuarium. Deze daling is het gevolg van een vermenging van rivier- met zeeslib. De mengverhouding hiervan kan door middel van natuurlijke tracers worden bepaald (Salomons 1978, Salomons et al. 1978, Salomons and Mook 1982)



Figuur 15. Metaalgehalten in afgezette sedimenten van het Rijn/Maas estuarium (Salomons et al. 1982)

In estuaria langs de West-Europese kust zijn de vermengingsprocessen van gecontamineerd rivierslib met minder gecontamineerd zeeslib de belangrijkste die in de estuaria de metaalgehalten in de sedimenten bepalen. Gesuperponeerd op deze processen treden adsorptie/precipitatie en mobilisatie processen op.

Voor de Eems is het mogelijk gebleken om deze vermengingsprocessen aan de hand van natuurlijke tracers te bestuderen. Voor dit estuarium was, naast de isotoopsamenstelling van de kalk- en de kleimineralen, vooral het strontiumgehalte van de kalk een goede tracer om de mengprocessen te bestuderen. Enkele resultaten voor het Eems-estuarium zijn weergegeven in tabel 4.

	kalk	dolomiet	Sr	Cu	Zn	Ni	Pb	Cr	Cd
	%	%	ug/g						
Diele	2.5	0.4	5600	77	586	42	82	107	3
Leerort	7.9	1.2	1350	23	220	33	59	97	0.8
Ditzum	10.0	1.4	1100	11	153	27	45	84	0.5

Tabel 4. Gehalten aan zware metalen en die van enkele tracers in het Eems-Dollard gebied (Salomons and Mook, 1977).

Een berekening aan de hand van de natuurlijke tracers laat zien (tabel 5), dat het mengproces in hoofdzaak de gehalten bij Leerort bepaalt, echter de gemeten gehalten tenderen naar iets hogere waarden, hetgeen veroorzaakt kan worden door adsorptie-precipitatie processen zoals die voor een aantal estuaria zijn vastgesteld (Salomons, 1980).

	Gehalte (ug/g)	
	Berekend	Gemeten
Cadmium	0.7	0.8
Chroom	86	97
Koper	17.1	22.6
Nikkel	28	33
Lood	49	59
Zink	196	220

Tabel 5 . Gehalten aan metalen in sedimentafzettingen bij Leerort (Eems-estuarium) vergeleken met de berekende waarden uit de sediment-vermenging (Salomons and Mook, 1977).

Door Duinker et al. (1979,1980,1982a,1982b) werd het gedrag onderzocht van een aantal organische microverontreinigingen in de estuaria van de Rijn/Maas, Elbe, Varde en Weser. In geen van de estuaria werd een niet-conservatief gedrag gevonden van de onderzochte stoffen hexa- en penta-chloorbenzeen (hexa-CE, penta-CE), PCB's en a,b en c-hexachloorcyclohexaan (a,b,c-HCH). Dit wil zeggen dat het gedrag door menging met zeewater of zeeslib lijkt te worden bepaald.

Ook langs de Nederlandse kust is het gedrag conservatief, wat blijkt uit tabel 6, waarin gemeten gehalten werden opgenomen van een aantal verbindingen, in de Nieuwe Maas, het centrale deel van de Zuidelijke Bocht, bij de uitmonding van de Nieuwe Waterweg en in het Marsdiep. Op basis van de saliniteitsgegevens werden gehalten berekend zoals die op grond van een conservatief gedrag verwacht kunnen worden. De gemeten en berekende gehalten blijken goed overeen te komen (Duinker and Hillebrand 1979).

Stof	Gemeten				Berekend	
	Nieuwe Maas	Zuid. bocht	kust	Marsdiep	kust	Marsdiep
Saliniteit	0.3	34.9	22	30.1	22	30.1
penta-CB	3.0	0.1	1.2	0.5	2.1	0.4
hexa -CB	2.8	0.1	1.1	0.1	1.9	0.4
PCB's (Ar.1254)	8.1	0.7	3.1	1.4	5.7	1.7
a-HCH	10.1	0.9	2.0	1.9	8.0	1.9
c-HCH	9.9	1.0	4.0	6.2	7.2	2.0
b-HCH	0.9	0.04	0.6	0.1	0.6	0.1
dieldrin	0.8	0.1	0.7	0.2	0.6	0.2
endrin	0.5	<0.01	0.3	0.03	0.3	0.05

Tabel 6. Gehalten aan organische microverontreinigingen in oplossing in de Nieuwe Maas, Zuidelijke Bocht, kust bij Nieuwe Waterweg en Marsdiep. Gemeten gehalten en berekende, op grond van saliniteit en aanname van conservatieve menging; Duinker et al. (1979). Metingen uitgevoerd in 1979.

De HCH's bevonden zich in alle estuaria vooral in oplossing, de hoeveelheden opgelost waren een orde van grootte hoger dan de hoeveelheden gesuspenseerd. De hogere PCB's bevonden zich vooral in suspensie, de lagere vooral in oplossing; dit komt overeen met de geringere oplosbaarheid van hogere PCB's. Penta- en hexa-CB waren in de Rijn vooral opgelost, in het estuarium meer gesuspenseerd.

De concentratie in suspensie, in ng/l, was op 1 meter van de bodem 1.5 tot 3 maal hoger dan aan het oppervlak, waarschijnlijk door het hogere gehalte aan gesuspenseerd materiaal. De concentratie in suspensie uitgedrukt in ng/g gesuspenseerd materiaal was bij de bodem lager, vermoedelijk doordat het materiaal uit grotere deeltjes bestond. De gehalten in fijn sediment waren meer dan 100 maal hoger dan in grof sediment, en waren vergelijkbaar met gehalten in seston (Duinker and Hillebrand 1979).

In het Exe-estuarium werd het gedrag van PAK's bestudeerd (Herrmann and Hübner 1982). De verspreiding werd vooral door de hydrodynamica bepaald. De gevonden gehalten in het sediment kwamen overeen met de gehalten in het gesuspenseerde materiaal. De hoogste concentraties op basis van volume werden vlak boven de bodem gevonden, en hingen samen met sterke getijdestromingen. In de mengzone werd door de verhoogde turbiditeit een ophoping van PAK's gevonden. Bij een hogere saliniteit daalde het gehalte aan gesuspenseerde PAK's door flocculatie van organisch materiaal.

Balansen van de mate van retentie van contaminanten in estuaria zijn nog schaars (Salomons and Förstner, 1984). Metaalbalansen zijn beschikbaar voor de Gironde, de Schelde en voor de Rijn, terwijl recentelijk op wereldschaal een balans is gemaakt voor de retentie van metalen in estuaria en kustgebieden. Als voorbeeld is in tabel 7 een balans voor het Schelde-estuarium weergegeven.

	Aanvoer ton/jaar	Afvoer naar de Noordzee ton/jaar	Afvoer in % van de aanvoer
Zn	1271	111	9
Cu	311	33	11
Pb	353	26	7
Cd	48	5	10
Ni	128	53	41

Tabel 7. Balans voor de Schelde op basis van een onderzoek naar de gehalten in het zwevende slib en in oplossing in 1980 (Kerdijk en Salomons 1982).

De resultaten van de balans in tabel 7 zijn gebaseerd op één monstercampagne, uitgevoerd in 1980 en geëxtrapoleerd naar jaarbasis. De resultaten hebben een hierdoor niet meer dan indicatieve waarde. De resultaten laten zien, dat in het Schelde-estuarium een belangrijke retentie van metalen optreedt.

Ook voor het riviersysteem Rijn/Maas treedt een belangrijke retentie aan metalen op (Salomons en Eysink, 1981). Deze retentie, meer dan 50 % van de rivieraanvoer, treedt vooral op in de zoetwaterbekkens en via baggerspecie bij berging op het land (zie tabel 3).

Door Yeats and Bowers (1982) is een schatting gemaakt van de retentie van metalen in estuaria en kustgebieden op wereldschaal (Tabel 8).

	Retentie in % van de rivieraanvoer
IJzer	99.8
Mangaan	69
Cobalt	79
Nikkel	92
Koper	66
Zink	54
Cadmium	69

Tabel 8. Retentie van metalen in estuaria en kustgebieden op wereldschaal (Yeats and Bowers, 1982).

Deze resultaten laten zien dat een groot deel van de metalen die door rivieren in de richting van de oceaan worden getransporteerd in de estuaria en op het continentale plat accumuleren. Ook voor een gebied als de Noordzee mag worden aangenomen dat een aanzienlijk deel van de metalen permanent in het systeem accumuleert.

3.3.2.3 Processen in de Waddenzee en andere accumulatiegebieden

De bronnen die bijdragen tot een toevoer aan metalen naar de Waddenzee zijn:

- de Noordzee (waaronder begrepen de rivieren Rijn en Maas (via de slibstroom langs de kust) en de baggerspeciëstortingen vanuit de haven van IJmuiden)
- de uitwateringssluizen in de Afsluitdijk
- de rivier de Eems
- de atmosferische input aan metalen

Het is mogelijk om een globale schatting te maken van de relatieve bijdrage van een aantal van deze bronnen.

De onderzoekingen in de Eems hebben laten zien (Salomons and Mook, 1977) dat de invloed hiervan op de samenstelling van de sedimenten in de Dollard niet aantoonbaar is. Voor deze grove balans kan de Eems dan ook buiten beschouwing worden gelaten.

De atmosferische input kan geschat worden uit analysecijfers van regenwater (Salomons 1983). De input vanuit het IJsselmeer is bekend uit gegevens van het ZMAS-onderzoek (paragraaf 3.3.2.1).

De bijdrage van de Noordzee kan indirect worden geschat via de slibbalans.

De totale accumulatie aan slib in de Waddenzee bedraagt 3 Mton/ jaar (hoge schatting) dan wel 1 Mton (lage schatting). Indien vervolgens wordt aangenomen dat het Noordzee-materiaal een samenstelling heeft die overeenkomt met het gemiddelde van het zwevende slib verzameld in het Marsdiep en ter hoogte van Borkum, dan kan berekend worden welke hoeveelheden metalen via de Noordzee het Waddengebied bereiken.

In tabel 9 wordt een overzicht gegeven van deze globale schattingen.

METAAL	INPUT VIA				TOTAAL	
	Noordzee hoog	Noordzee laag	Atmosfeer	IJssel- meer	hoog	laag
Zink	738	246	273	229	1240	748
Koper	84	28	25	41	150	94
Chroom	369	123	3.1	47	419	173
Cadmium	4.5	1.5	1.5	2.3	8.3	5.3
Nikkel	84	28	10	73	167	111
Lood	240	80	32	38	310	150
Arseen	66	22	2.1	18	86	42
Kwik	2.1	0.7	0.2	0.35	2.65	1.25

Tabel 9. Globale schatting van de input aan metalen (opgelost en gesuspendeerd) in de Waddenzee.

De input aan metalen in tabel 9 heeft betrekking op de totale input, een gedeelte van de input in opgeloste vorm (atmosfeer en IJsselmeer) zal via de eb-vloed beweging het Waddengebied weer verlaten, terwijl een ander deel waarschijnlijk aan de sedimenten adsorbeert. Daarnaast kan via de processen in de Waddenzee zelf het afgezette sediment een deel van zijn metalen verliezen (zie paragraaf 3.3.3) Voor het Nederlands

deel van het continentale plat is de Waddenzee het belangrijkste accumulatiegebied. Voor de Noordzee als geheel zijn er andere belangrijke accumulatiegebieden, waar de contaminanten die langs de Nederlandse kust worden getransporteerd kunnen accumuleren. In tabel 10 is een balansberekening van Eisma voor slib op de Noordzee opgenomen, deze laat zien wat de belangrijkste accumulatiegebieden zijn.

Tabel 10. Slibbalans voor de Noordzee naar Eisma, 1981. Hoeveelheden zijn opgegeven in Mton/jaar.

AANVOER		
Atlantische Oceaan		10
Kanaal		10(+?)
Baltic		0.5
Rivieren		4.5
Rijn+Maas	1.7	
Eems	0.07	
Weser	0.95	
Elbe	0.86	
Thames+Humber	1.47	
Totaal	<u>4.5</u>	
Atmosfeer		1.6
Kust erosie		0.7
Zeebodem erosie		+/-5 (+?)
Primaire productie		+/-1
TOTAAL AANVOER		<u>34 (+?)</u>
AFVOER + SEDIMENTATIE		
AFVOER naar Noord Atlantic		11.4
		+<3
		<u>14.4</u>
SEDIMENTATIE		
Estuaria		1.8
Waddenzee+Wash		+/-3
Duitse Bocht		3 - 7.5
Elbe geul		?
Outer Silver Pit		1 - 4
Kattegat		8
Skagerrak		4 - 7
		<u>21-31.5</u>
Dumping op land		2
Totaal		37.5-48

3.3.3 Processen aan het grensvlak sediment-water

De rol van afgezette sedimenten in het ecosysteem van de Noordzee is drieledig:

- als een "sink" voor contaminanten
- als een bron voor contaminanten in de Noordzee
- als een directe bron van verontreinigingen voor de benthische organismen

In deze paragraaf zal worden ingegaan op de vraag of de bodem in staat is de kwaliteit van het oppervlaktewater in de Noordzee te beïnvloeden.

Na de afzetting van sedimenten vinden een groot aantal processen plaats die aanleiding geven tot veranderingen in de verdeling tussen opgelost (poriënwater) en de vaste fase; tevens treden veranderingen op in de bindingsvormen van de contaminanten/nutriënten in de vaste fase en in het poriënwater.

De processen in de bodem zijn microbiologisch gestuurd.

Uit diverse onderzoeken is bekend dat de gehalten aan mangaan, ijzer, fosfaat, ammonia en arseen verhoogd zijn in poriënwater van afgezette sedimenten.

Na de afzetting van sedimenten treden reducerende omstandigheden op, die gepaard gaan met een afgifte van metalen aan het poriënwater. Door diffusie, bioturbatie en erosie kunnen deze vrijgemaakte metalen in het oppervlaktewater terechtkomen. Schattingen over dit proces zijn moeilijk te maken door de beperktheid van de gegevens over de metaal-samenstelling van poriënwater in de Waddenzee. Op beperkte schaal is in het verleden onderzoek verricht in de Dollard door het Waterloopkundig Laboratorium. Dit onderzoek had vooral tot doel de dynamiek van fosfaat onder mariene omstandigheden te bestuderen. Enkele resultaten zijn weergegeven in tabel 11.

	ammonia	Zn	Cu	Mn	Fe
	mg/l	ug/l	ug/l	mg/l	mg/l
Duitse Dollard					
2-10 cm	3.3	130	3	1.71	1.71
10-18 cm	6.2	88	3	1.41	0.66
18-26 cm	7.5	52	10	1.89	0.06
26-35 cm	10.5	20	9	2.35	0.05

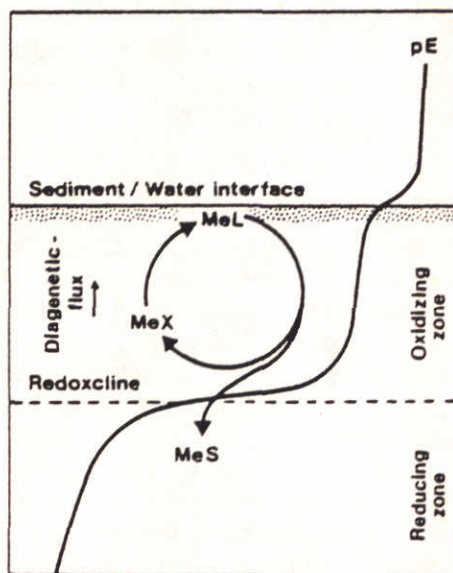
Tabel 11. Enkele resultaten van onderzoek van metaalgehalten in het poriënwater in de Dollard (1975).

Vergeleken met de opgeloste Zn- en Cu-gehalten in het oppervlaktewater van de Noordzee (figuur 20) zijn de gehalten in het poriënwater verhoogd, met name in de toplaag. Dit verschijnsel is ook gevonden voor mariene sedimenten in de V.S. (Narrangansett Bay) (Elderfield, 1981). Tevens zijn via onderzoek aan baggerspecie gegevens beschikbaar gekomen over de gehalten aan contaminanten in dit type materiaal, echter of extrapolatie van deze gegevens naar de Noordzee mogelijk is, is nog

onbekend. Wel zijn er vanuit dit onderzoek aanwijzingen naar voren gekomen dat de gehalten aan zink, cadmium en koper bepaald worden door simpele precipitatie evenwichten, terwijl voor andere elementen (arsen, chroom) andere processen een rol spelen. De samenstelling van Noordzeemateriaal verschilt echter sterk van die van baggerspecie, verder moet bij sedimenten zoals die in de Noordzee voorkomen in sterke mate rekening worden gehouden met diffusie van componenten vanuit het oppervlaktewater in het sediment. Door deze toevoer van componenten vanuit het oppervlaktewater naar het sediment zijn de processen verschillend van die in de baggerspecie.

Met name voor de kwaliteit van het oppervlaktewater is van belang welke processen aan het grensvlak sediment-water optreden. Hiervoor is voor de metalen een theorie door Hallberg (1974, 1978) opgesteld. De essentie van deze theorie is weergegeven in figuur 16.

De theorie berust op competitie tussen de productie van H_2S (door sulfaat-reductie) en de ontledingsproducten van de organische stof. In het eerste geval worden ze als onoplosbare sulfiden vastgelegd en in het tweede geval als oplosbare metaalcomplexen in oplossing gehouden. De productie van H_2S en van organische componenten loopt niet gelijk op, zoals ook gebleken is uit het Oostvoornse Meer onderzoek (Kerdijk en Salomons 1980). De sulfaatreductie komt pas na enige tijd op gang, terwijl de ontleding van de organische stof vrij snel na de afzetting optreedt. Beide diffunderen vanuit de gereduceerde laag naar de geoxideerde laag. Deze opwaartse stroom wordt nog versterkt door de consolidatie van het slib, waarbij poriënwater wordt uitgedreven.



Figuur 16. Dynamiek van zware metalen in sedimenten (Hallberg 1978)

Is de diffusiesnelheid van de organische complexerende stoffen groter dan die van H_2S dan kan gecomplexeed metaal vanuit de gereduceerde zone in de geoxideerde zone terechtkomen. Bij hernieuwde sedimentatie en loskoppeling van metalen in de toplaag worden ze vrij snel gecomplexeed door de opgeloste organische stof die vanuit de gereduceerde laag naar boven diffundeert en tevens in de toplaag bij de ontleding van de meesedimenteerde organische stof ontstaat. Op deze wijze groeit de met opgeloste metalen verrijkte toplaag met de sedimentatie naar boven.

In de gereduceerde sedimentlaag komen hoge gehalten aan ijzer en mangaan in de tweewaardige vorm voor. Door het opwaartse transport (diffusie en consolidatie) komen deze in de zuurstofrijke bovenlaag, waar een gedeeltelijke precipitatie optreedt. De oxidatie van gereduceerd mangaan verloopt langzamer dan voor ijzer, en het is niet uitgesloten dat een deel van het mangaan uit het sediment naar het bovenstaande water ontsnapt. Op deze wijze ontstaat een sterk in mangaan en ijzer verrijkte bovenlaag. Deze vers geprecipiteerde ijzer en mangaanhydroxiden zijn in staat om andere zware metalen door adsorptie en/of coprecipitatie vast te leggen. Voor fosfaat is dit onder mariene omstandigheden een belangrijk proces (Salomons and Gerritse, 1981). Ook kan de geoxideerde toplaag van sedimenten fungeren als een chemische barrière voor sommige metalen tegen het vrijkomen uit de afgezette sedimenten en verhinderen dat (althans ten dele) de samenstelling van het oppervlaktewater hierdoor wordt beïnvloed.

Bij hernieuwde sedimentatie komt deze verrijkte bovenlaag onder reducerende omstandigheden, waardoor weer een afgifte aan het poriënwater optreedt, de vrijgekomen elementen verplaatsen zich weer in opwaartse richting en precipiteren in de nieuwe toplaag van het sediment.

Over de aanwezigheid van organische micro-verontreinigingen in sedimenten van de Noordzee is nog weinig bekend. Wel zijn enkele algemene resultaten van onderzoek in relatie tot sedimenten waarschijnlijk toepasbaar voor de Noordzee.

De aanwezigheid van sediment kan de afbreekbaarheid positief beïnvloeden door de aanwezigheid van microorganismen of doordat adsorptie een katalytische afbraak mogelijk maakt. Een sterke binding aan sediment maakt een stof echter minder beschikbaar voor biologische afbraak: de groei van microorganismen op PAK's was direct gerelateerd aan de oplosbaarheid (Zander 1980). De aanwezigheid van gesuspendeerd materiaal kan door de absorptie van zonlicht de fotolytische afbraak remmen (Oliver et al. 1979).

De bovenste laag van het sediment heeft door zijn hoger gehalte aan niet omgezette organische stof een grote affiniteit voor PCB's, en vormt een barrière voor transport uit het sediment naar de waterfase. Doordat de laag niet is geconsolideerd heeft hij een groter specifiek oppervlak, en een grote biologische activiteit (Larsson 1983).

Organismen welke in de bovenste 5 mm. van het sediment voorkomen (tubifex) namen meer chlorobifenylen op dan organismen welke op grotere diepte leven (chironomiden) (Larson 1983).

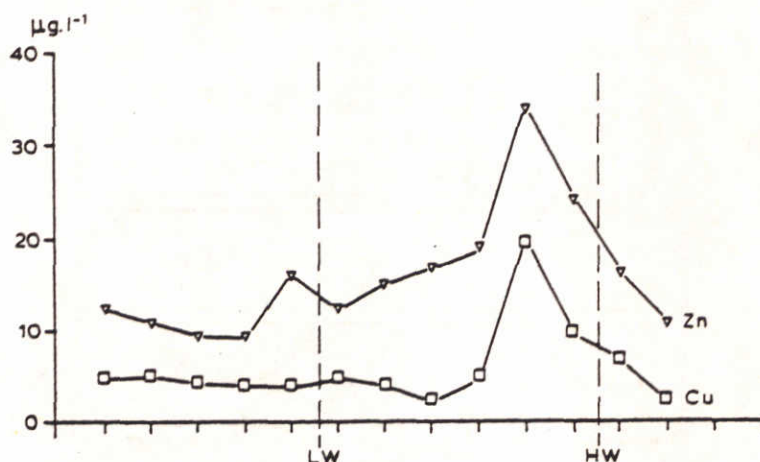
De stof benzo(o)anthracene werd vooral in de bovenste centimeter afgebroken, mogelijk door het optreden van anaërobie in de laag eronder. Er werden wel metabolieten gevonden op grotere diepte, welke door diffusie of bioturbatie verplaatst kunnen worden. Een snelle sedimentatie heeft tot gevolg dat een geadsorbeerde stof onbereikbaar wordt voor organismen, waardoor de afbraak stopt (Hinga et al. 1980).

Verhoogde gehalten aan metalen in poriënwater van afgezette sedimenten impliceren niet dat in alle gevallen een beïnvloeding van het oppervlaktewater zal optreden. Er zijn sterke aanwijzingen dat dit wel kan optreden als het metaal complexgebonden in het poriënwater voorkomt. In het veld is een afgifte van koper uit sedimenten gevonden voor oceaansedimenten en voor de Oostzee (zie Salomons and Förstner, 1984).

Naast deze langzame processen (diffusie, bioturbatie, consolidatie)

waarbij poriënwater vrijkomt, kan het ook vrijkomen bij snelle processen. Onder deze snelle processen valt de erosie van afgezette sedimenten tijdens storm. In een ondiep bekken als de Waddenzee blijkt dit aanleiding te kunnen geven tot tijdelijk verhoogde gehalten aan metalen (Duinker et al. 1974). Als voorbeeld is in figuur 17, het resultaat van een getijmeting in de Waddenzee te zien. Hoge concentraties aan opgelost koper en zink worden gevonden bij maximale stroomsterkte, deze worden toegeschreven aan erosie van bodemsedimenten en het hierbij vrijkomen van poriënwater.

Ook bij de snelle processen, de erosie van afgezette sedimenten en het plotseling vrijkomen van poriënwater is het niet uitgesloten dat de verhoging tijdelijk is. Immers de vrijgekomen metalen zullen niet stabiel zijn in het zuurstofrijke oppervlaktewater, en na verloop van tijd zullen deze (althans ten dele) weer aan het sediment adsorberen.



Figuur 17. Opgeloste gehalten aan koper en zink tijdens een getijmeting in de Waddenzee (Duinker et al. 1974).

Een element als cadmium vormt echter met chloride ionen vrij sterke complexen; tevens zullen de metalen in het poriënwater tendele als organische complexen voorkomen. Het valt dan ook niet uit te sluiten dat deze metaal-complexen niet weer aan het slib adsorberen. Een dergelijk mechanisme, van sedimentatie afgewisseld met erosie, kan aanleiding geven tot een daling in de metaalgehalten van sedimenten tijdens transport. Onderzoekingen over de afgifte van metalen uit gereduceerde sedimenten aan zeewater hebben laten zien dat voor cadmium een blijvende mobilisatie kan optreden (Salomons et al. 1982).

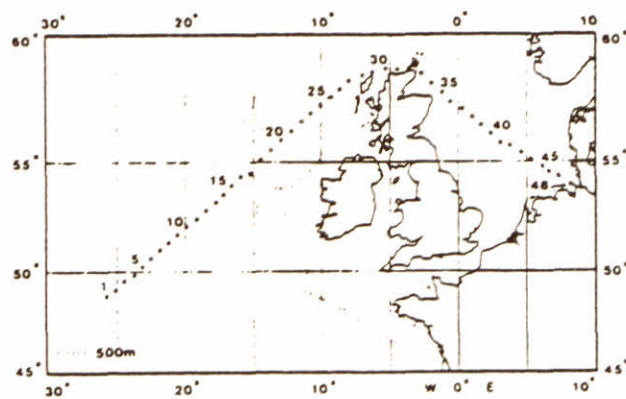
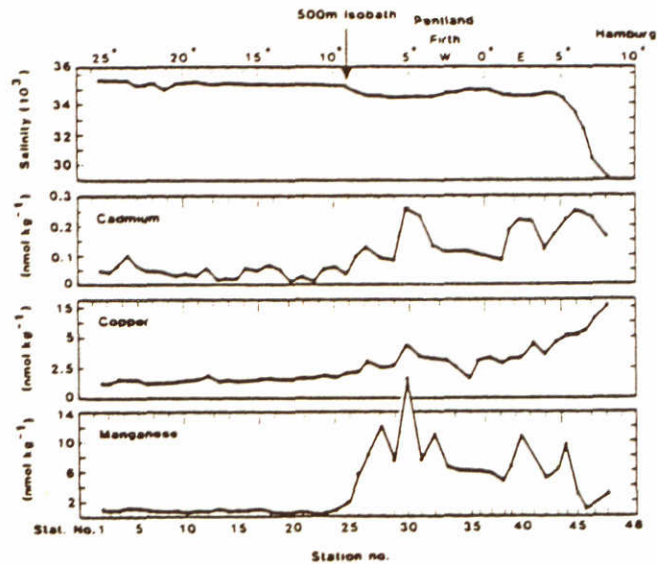
Voor de Noordzee kan dit proces ook van belang zijn. Door Kremling (1983) is in een raai vanaf de Atlantische Oceaan tot aan de Duitse kust het gedrag van metalen onderzocht (Figuur 18).

Vanaf de 500 m dieptelijn (station 25) nemen de gehalten aan cadmium, koper en mangaan toe. In dit gebied zijn geen belangrijke rivieren, terwijl voor de atmosferische belasting geen discontinue veranderingen verwacht kunnen worden. Volgens Kremling (1983) moet deze toename worden toegeschreven aan het vrijkomen van deze metalen uit de sedimenten. Resultaten van andere gebieden duiden er eveneens op dat de bodem

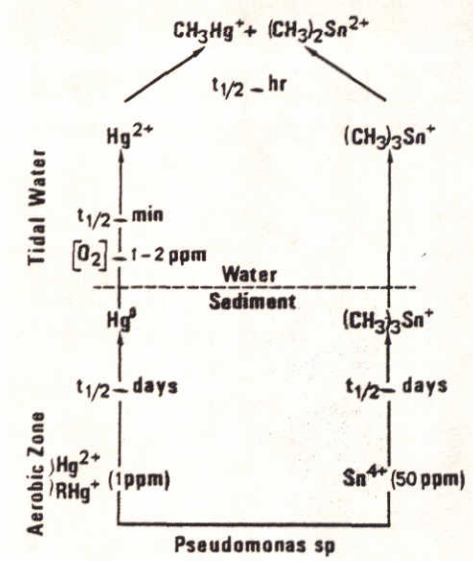
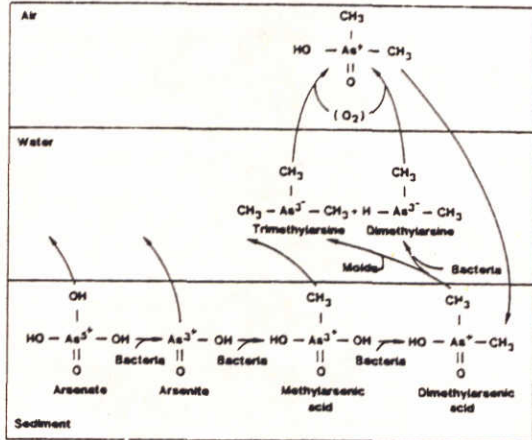
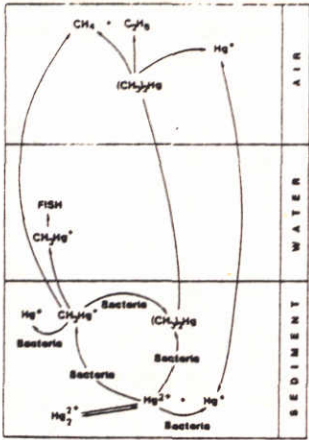
instaat is om metalen aan het oppervlaktewater te leveren. Koperprofielen in zowel de Atlantische als de Stille Oceaan kunnen alleen maar geïnterpreteerd worden als de bodem koper afgeeft (Voor een overzicht zie Salomons and Foerstner 1984).

De resultaten voor de Noordzee en de Waddenzee laten zien dat de bodem in staat is in belangrijke mate bij te dragen tot het tot standkomen van metaalgehalten in het oppervlaktewater.

Echter de afwezigheid van gegevens over de gehalten aan contaminanten in het porienwater van de sedimenten van de Noordzee maakt het onmogelijk om deze processen kwantitatief te beschrijven.



Figuur 18 . Metaalgehalten in een raai vanaf de Atlantische Oceaan tot aan de Duitse kust (Kremling 1983)



Figuur 19. Methylering van arseen, kwik en tin in aquatische systemen.

Een andere vorm van beïnvloeding van de kwaliteit van het oppervlaktewater door sedimenten is de omzetting door micro-organismen van anorganische metaalverbindingen tot meer toxische organische metaalverbindingen (methylering). De vorming van methyl-metaalverbindingen is positief aangetoond voor kwik, arseen en tin. Voor lood en cadmium zijn de onderzoeksresultaten niet eenduidig. In figuur 19 zijn deze methyleringsreacties globaal aangegeven voor arseen, kwik en tin.

Gegevens over methyleringssnelheden onder Noordzee-omstandigheden zijn niet bekend.

3.4 Processen en gehalten aan contaminanten op de Noordzee

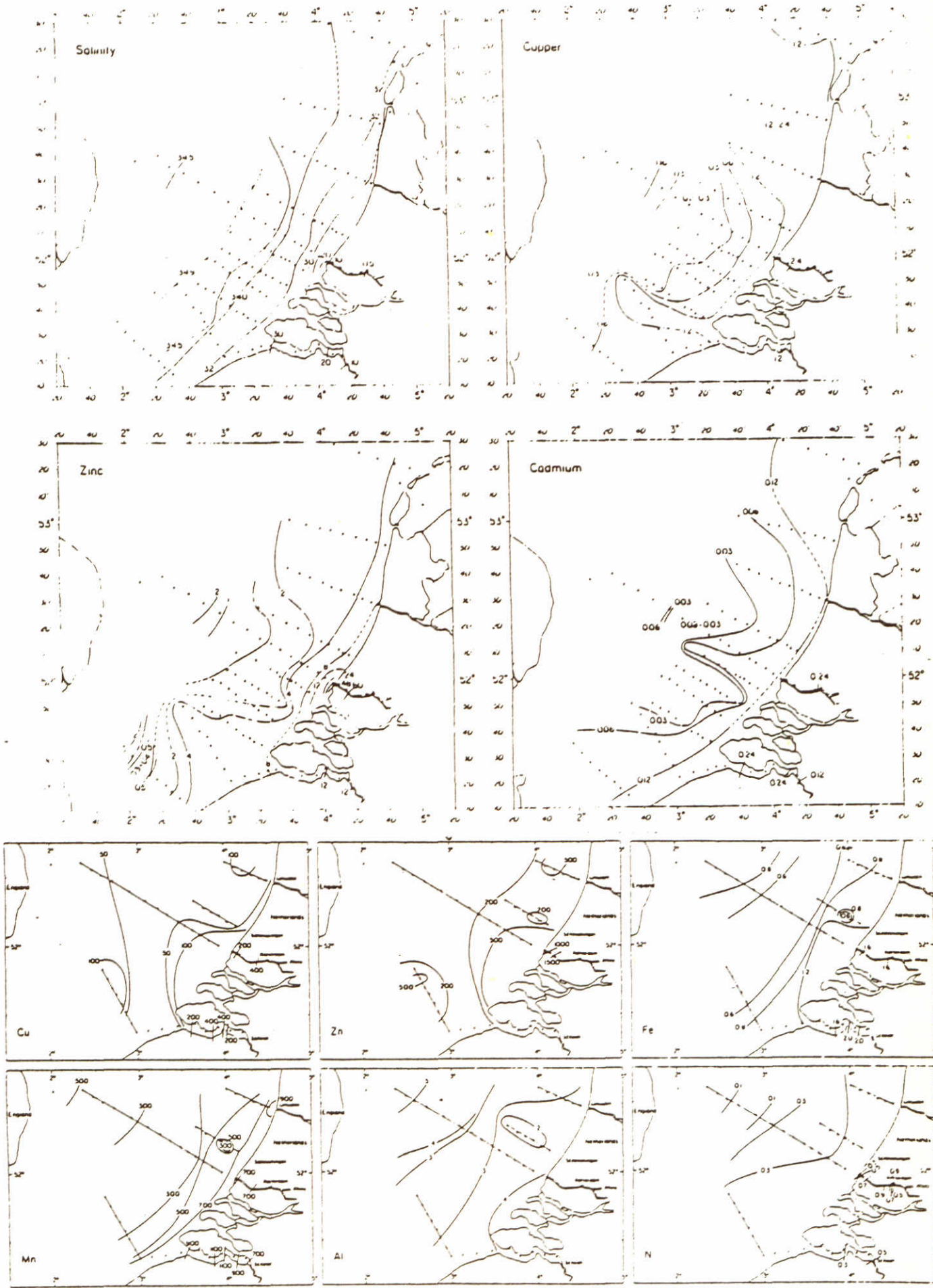
3.4.1 Gehalten in zwevend slib en water

Uit onderzoek van het NIOZ is gebleken dat er grote regionale verschillen bestaan tussen opgeloste metaalgehalten in verschillende delen van de Noordzee. Een korte samenvatting van de resultaten is weergegeven in tabel 12.

	Cu	Zn	Cd
Kanaal (gebied D) ^a	0.34(+/-0.27)	0.78(+/-0.28)	0.041(+/-0.019)
Noordelijke N'zee ^a	1.0 (0.8-1.2)	1.0(0.8-1.2)	0.03(0.02-0.03)
Western Atlantic ^b	0.26	0.16	0.023

Tabel 12. Metaalgehalten in oplossing (in ug/l) in verschillende delen van de Noordzee. ^aDuinker and Nolting (1982). ^bBruland and Franks (1983)

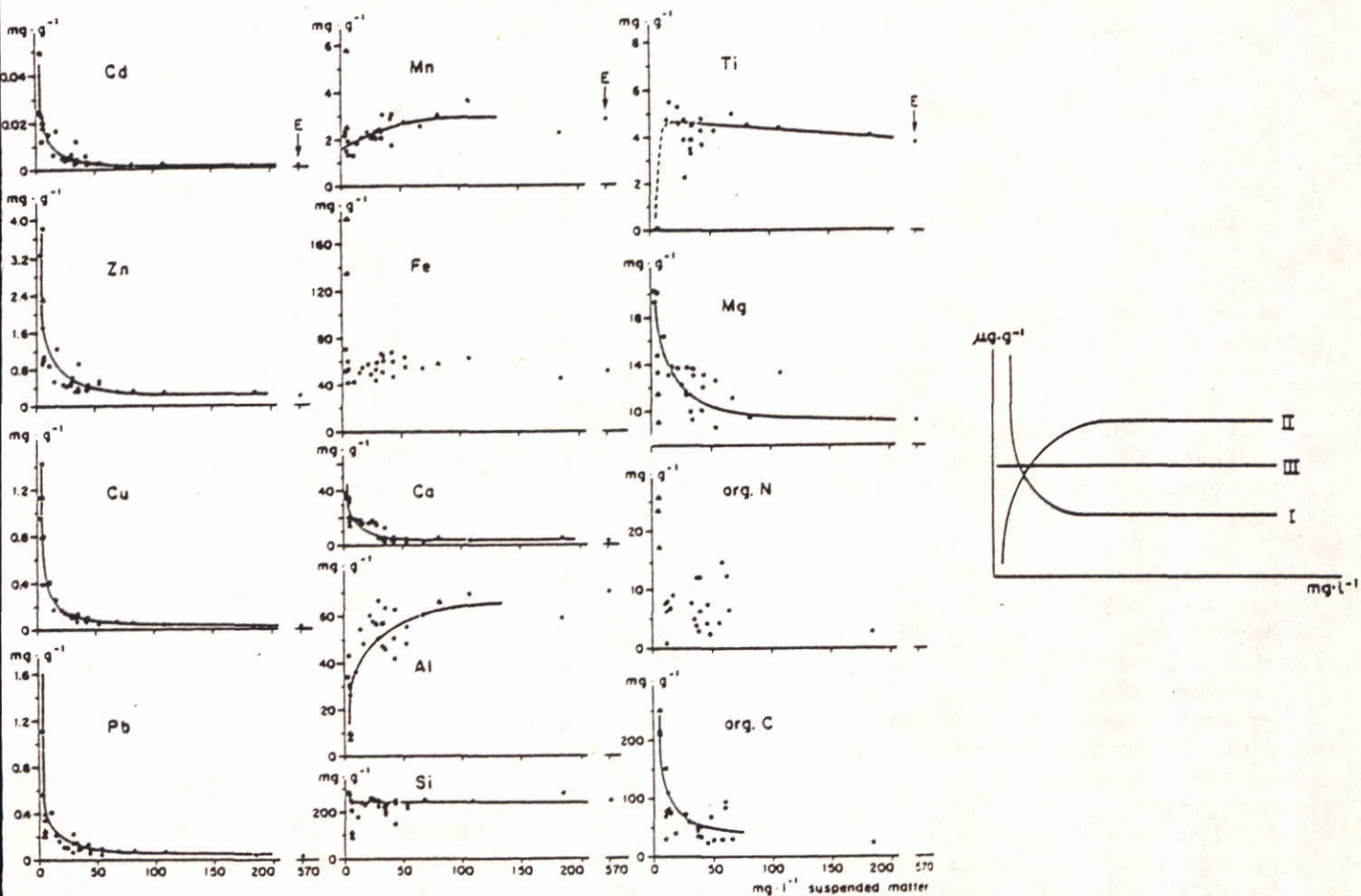
Figuur 20. Gradienten in de opgeloste metalen (bovenste 4 figuren) en die gebonden aan het zwevende slib in de Noordzee. (Duinker and Molting 1977, 1982)



Het transport van de metalen zowel in opgeloste vorm als gebonden aan het slib vindt over het algemeen plaats in een nauwe zone langs de Nederlandse kust. Dit blijkt zeer duidelijk uit het verloop van de opgeloste metaalgehalten voor de Nederlandse kust (figuur 20).

Opvallend bij de opgeloste gehalten is het feit dat deze geen verband vertonen met de saliniteit. Met name voor de Belgische kust treden hoge gehalten op en eveneens voor cadmium ter hoogte van de Nieuwe Waterweg. Tevens buigen de lijnen met gelijke concentratie sterk af bij de Waddenzee. Hoewel door de auteurs van de artikelen hiervoor geen verklaring wordt gegeven, lijkt het samenvallen van de afbuigingen ter hoogte van sedimentatiegebieden (en of gebieden met slibafzettingen) te wijzen op een nalevering vanuit de bodem. Dit versterkt de betekenis van de bodem zoals die ook wordt gezien als een mogelijke verklaring voor de toename in de gehalten tussen de Noordelijke Noordzee versus het Kanaal (Duinker and Nolting 1982) en de Atlantische Oceaan en het shelf gebied van de Noordzee (Kremling 1983).

Bij interpretatie van de hoge gehalten in het zwevende slib op de Noordzee moet bedacht worden dat de concentratie in het zwevende slib sterk samenhangt met de slibconcentratie (Duinker 1983) (figuur 21).



Figuur 21. Relaties tussen zwevende slibgehalten en metaalconcentraties voor de Varde A (Duinker et al. 1980) en een schematisch overzicht van de driedeling in de elementen (Duinker 1983)

Dit hangt samen met het feit dat het zwevende slib ruwweg uit twee verschillende onderdelen is opgebouwd (figuur 21):

- deeltjes die domineren bij lage zwevende slib concentraties, waarschijnlijk met een laag soortelijk gewicht en continue in suspensie.
- deeltjes die domineren bij hoge zwevende slibconcentraties, waarschijnlijk opgewerveld bodemsediment.

De permanent gesuspendeerde fractie heeft hogere concentraties aan koper, cadmium, zink, lood, calcium, magnesium, organische koolstof en stikstof. (Groep I) De slibfractie bij hogere zwevende slibconcentraties heeft hogere concentraties aan mangaan, aluminium en titaan (Groep II). De elementen silicium en ijzer zijn in beide fracties even sterk vertegenwoordigd (Groep III).

In tabel 13 is een vergelijking opgenomen tussen de gehalten aan metalen in het zwevende slib van de Waddenzee met die ter hoogte van de Afsluitdijk in het IJsselmeer, de Haringvlietdam in het Haringvliet en op een tweetal lokaties in het Schelde-estuarium.

LOCATIE	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg	As	P
									%
µg/g									
WADDENZEE									
Den Helder- Texel	312	35	102	33,7	92	2,1	0,87	22,5	0.
Rottum- Borkum	181	21	100	23,2	67	0,8	0,48	21,6	0.
SCHELDE ESTUARIUM									
Bath	594	201	240	47,4	197	15,5	2,2	67,1	0.
Vlissingen	208	46	101	29,3	97	2,3	0,44	17,4	0.
BEKKENS									
Haringvlietdam	1828	163	496	72,0	440	21,6	5,3	40,8	0.
Afsluitdijk	583	50	145	46,6	132	4,3	1,2	20,4	0.

Tabel 13. Vergelijking tussen de metaalgehalten in het zwevende slib in de Waddenzee met die op een tweetal lokaties in de Wester-Schelde en met de gehalten in het zwevende slib ter hoogte van de Haringvlietdam en de Afsluitdijk.

De gehalten in Waddenzee, ter hoogte van Den Helder- Texel komen overeen met die in Wester-Schelde ter hoogte van Vlissingen, die ter hoogte van Borkum zijn de laagste. De gehalten in het IJsselmeer bij de Afsluitdijk zijn tot een factor twee hoger dan die van het zwevende slib ter hoogte van Den Helder- Texel.

De trends langs de kust laten de naar verhouding geringe invloed van de rivieren op de zwevende slibsamenvatting zien.

Over de organische micro-verontreinigingen is nog weinig bekend. In 1982 zijn door het NIOZ op een vijftal punten in de kustzone gehalten in oplossing en in gesuspendeerd materiaal bepaald van PCB's, penta- en hexa-CB, a,c-HCH, dieldrin, endrin en pp'-DDT.

De locaties waren Vlissingen, W₁₀ (Walcheren, 10 km uit de kust), N₇ (Noordwijk), Marsdiep en R₇₀ (Rottum).

In tabel 14 zijn de resultaten weergegeven; de gehalten in gesuspendeerd materiaal lagen voor alle componenten op de punten N₇₀ en Marsdiep beneden de detectiegrens. Het opgenomen PCB-gehalte is de som van de gehalten van de 6 componenten 28,52,101, 153,138 en 180. Omdat de gevonden gehalten op een zeer laag niveau liggen moeten de waarden voor dieldrin, endrin en pp'-DDT als orde van grootte gezien worden.

Tabel 14 Gehalten van enkele organische microverontreinigingen op vijf punten in de Nederlandse kustzone in 1982. Gehalten in oplossing pg/l, in gesuspendeerd materiaal ng/g. Bron : De waterkwaliteit van de Noordzee in de periode 1975-1982 (RIZA 1984).

locatie	Vlissingen		W ₁₀		N ₇₀	Marsd.	R ₇₀	
	opg.	susp.	opg.	susp.	opg.	opg.	opg.	susp.
6 PCB's	0.228	65.5	0.234	157	147	407	226	-
penta-CB	0.019	-	0.014	-	7	141	34	-
hexa -CB	0.021	1.0	0.023	-	12	51	52	-
a-HCH	1.0	5.3	1.0	-	0.9	1.6	1.1	-
c-HCH	4.6	8.7	3.2	3.9	0.9	3.1	1.0	11.4
dieldrin	0.7	5.4	0.9	22	0.5	1.5	0.8	15
endrin	-	-	-	-	0.3	0.4	-	-
pp'-DDT	-	-	-	-	0.1	0.6	-	-

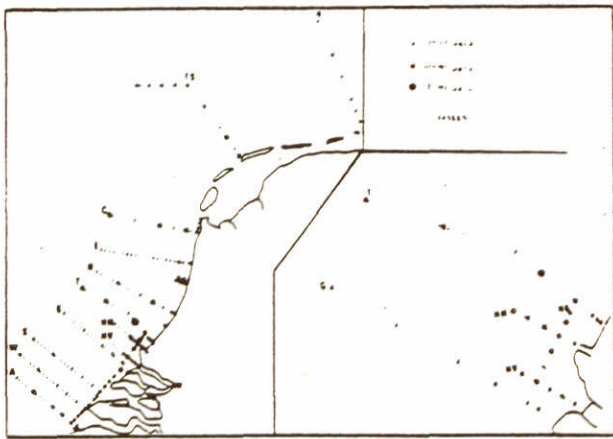
3.4.2 Gehalten in het afgezette sediment

In figuur 22 zijn enkele resultaten weergegeven van de gehalten aan metalen in de fractie < 63 µm van sedimenten langs de Nederlandse kust. De metaalgehalten zijn tot een afstand van ongeveer 50 km uit de kust verhoogd, op grotere afstanden zijn de gehalten gelijk aan sedimenten die ten zuiden van de Rijn en de Maas tot afzetting komen. De resultaten laten zien dat het transport in een vrij nauwe zone langs de kust optreedt, hetgeen het beeld bij de opgeloste en particulare metalen bevestigt.

Figuur 22 laat ook de geringe invloed van een rivier als de Schelde op de sedimentsamenstelling in het Zuid-Westelijk deltagebied zien. In tabel 15 worden de gehalten in de monsters op een afstand van 70 km uit de kust vergeleken met het gemiddelde van die op een afstand van 0 tot 20 km uit de kust.

	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg	As
Gemiddelde 70 km uit de kust	133	27	116	75	0.4	44	0.14	38
0 - 20 km :								
Kust van Zeeland	189	30	125	78	1.0	29	0.52	23
Kust Noord- en Zuid-Holland	371	43	170	160	2.5	38	0.82	38

Tabel 15. Gemiddelde gehalten (µg/g) in sediment op een afstand van 70 km uit de kust (fractie < 63 µm) vergeleken met die in monsters op een afstand van 0-20 km uit de kust.

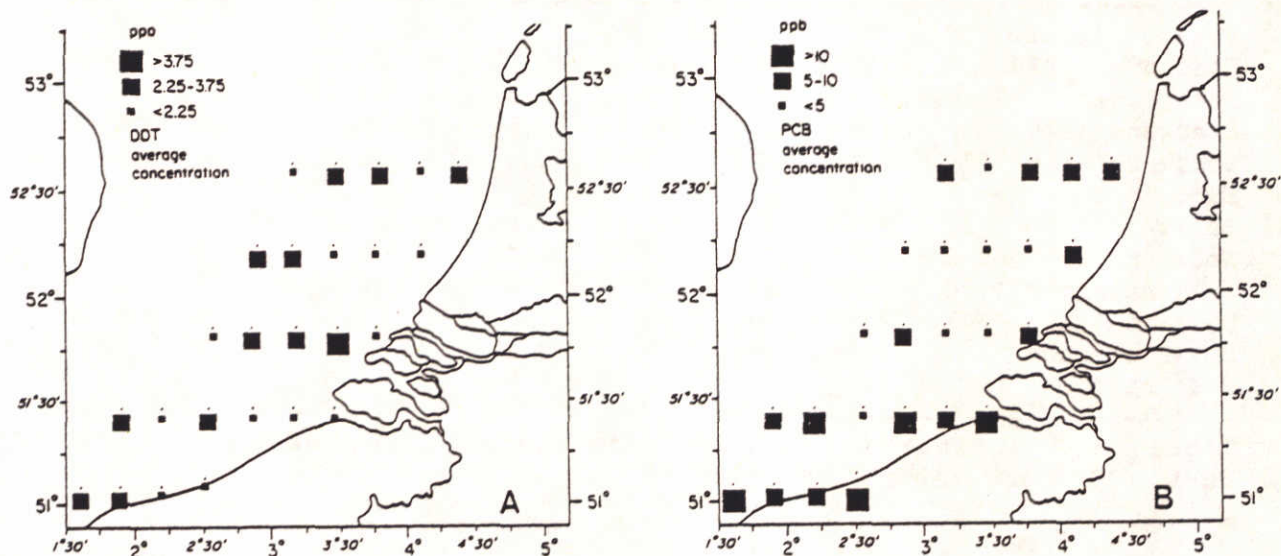


Figuur 22. Gehalten aan metalen in bodemsedimenten voor de Nederlandse kust (Salomons en Kerdijsk 1983)



Vergelijking van deze gehalten met die in monsters dicht onder de kust laat zien dat ter hoogte van de Noord- en Zuid-Hollandse kust de gehalten tot meer dan 5 x hoger kunnen liggen. De sterkste verhogingen worden gevonden voor Hg en Cd. De geringste verhogingen worden gevonden voor As, Ni en Cr.

In het kader van Projet Mer zijn ook onderzoeken uitgevoerd naar organische micro-verontreinigingen in afgezette sedimenten van de Noordzee. De resultaten van DDT en totaal PCB zijn weergegeven in figuur 23.



Figuur 23. Organische micro-verontreinigingen in sedimenten van de Noordzee (Henriet, 1978)

Metaalgehalten in sedimentatiegebieden langs de kust

Zeer veel gegevens zijn bekend over de samenstelling van de sedimenten in diverse kleine en grote sedimentatiegebieden van Zeeland tot aan de Dollard. Enkele resultaten zijn weergegeven in tabel 16.

De gehalten in de Wester-Schelde (Eaalhoek en Perkpolder) liggen hoger dan de gehalten in de Waddenzee. Echter, de gehalten bij Breskens liggen vrijwel (met uitzondering van cadmium) op eenzelfde niveau met die ter hoogte van de Vlaamse Banken en de Oosterschelde. Deze gehalten zijn waarschijnlijk karakteristiek voor materiaal dat vanuit het zuiden langs de kust wordt getransporteerd. De gehalten in de Europoort zijn hoger dan in materiaal vanuit het zuiden en laten duidelijk de invloed van de Rijn zien, die ongeveer voor 10 % bijdraagt tot de metaalgehalten in de sedimenten die in het Europoortgebied tot bezinking komen.

Deze invloed van de grote rivieren blijkt ook duidelijk uit de samenstelling van het slib dat in het Westelijk deel van de Waddenzee tot bezinking komt. De gehalten hiervan zijn voor een groot aantal metalen verhoogd t.o.v. die in het sediment van de Dollard en die van het materiaal uit het zuiden. De gehalten in de Dollard zijn even hoog of lager dan die in het zuidelijke materiaal. Tijdens transport langs de

kust vindt in toenemende mate een bijmenging van minder gecontamineerd materiaal van het Noordelijk deel van de Noordzee plaats. Deze afname zet zich voort in het Duitse deel van de Waddenzee. In de Jade boezem worden de laagste gehalten aan zware metalen aangetroffen.

GEBIED	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg	As
	µg/g							
Vlaamse Banken 1978	180	18	110	22	65	0.8	0.51	22.0
Eaalkhoek 1979	366	58	160	36	116	6.3	1.55	56.4
Perkpolder 1979	277	36	124	28.8	74	3.9	0.89	29.1
Breskens 1979	165	26	100	23.5	40	1.4	0.50	19.0
Oosterschelde 1975	160	23	90	23	55	0.9	---	---
Europoort	308	38	148	26.5	80	3.7	0.90	18.0
Balgzand 1980	256	29	103	28.6	90	1.8	0.67	19.5
Noorderleeg 1980	209	24	128	27.1	81	1.4	0.74	25.6
Julianapolder 1980	167	23	117	24.9	69	0.9	0.55	22.9
Dollard 1980	143	18	96	27.3	44	0.5	0.57	19.0
Ost-Friesland	134	18	96	27.0	51	0.5	0.37	20.0
Jade boezem	131	17	93	28.2	46	0.5	0.37	18.0

Tabel 16. Gehalten in mariene afzettingen langs de Nederlandse kust. Alle gehalten bij 50 % < 16 µm.

3.5 Tijdsafhankelijke trends in de contaminanten

De tijdsvariatie in de vervuiling van de Noordzee ligt voor een deel vastgelegd in de sedimenten. Informatie hierover is bekend via:

- sedimentmonsters in het verleden genomen en recentelijk geanalyseerd op zware metalen (in hoofdzaak archieven van IB)
- metaal- en andere contaminantgehalten : variatie langs boorkernen
- monitoring van de contaminanten in rivieren en in de lucht (de laatste 10-15 jaar in hoofdzaak)

3.5.1 Tijdsvariatiaties in afgezette sedimenten (archieven IB)

In de tabellen 17 en 18 is een overzicht opgenomen van de gehalten aan metalen in sedimentatiegebieden langs de kust.

De gehalten aan metalen in de sedimenten van Friesland en Groningen stijgen voor vrijwel alle metalen over de periode van 1959 tot 1970, een uitzondering hierop is het arseengehalte en het kopergehalte in Groningen, deze dalen.

Over de periode van 1970 tot 1981 dalen de gehalten aan zink, koper, chroom en vooral kwik, de gehalten aan cadmium daarentegen stijgen (Friesland), terwijl ook de gehalten aan arseen naar iets hogere waarden tenderen.

In figuur 24 zijn deze trends in de metaalgehalten tussen 1960 en 1980 vergeleken met die in de Rijn. Hieruit blijkt dat de sedimenten die aan de Friese kust tot afzetting komen de trends in de Rijn weerspiegelen, een duidelijke toename voor cadmium en iets minder voor chroom en

nikkel, terwijl de gehalten voor zink, koper en lood (en ook die voor kwik, zie tabel 18) naar lagere waarden tenderen. Voor de andere gebieden is niet sprake van een duidelijke weerspiegeling van de gehalten in de Rijn. Wel zijn over de periode van 1960-1980 de gehalten aan cadmium in Groningen toegenomen van 0.6 tot 0.8 ug/g, echter over de periode van 1970-1981 is er sprake van een constant niveau. In de Dollard zijn de gehalten aan cadmium zelfs afgenomen.

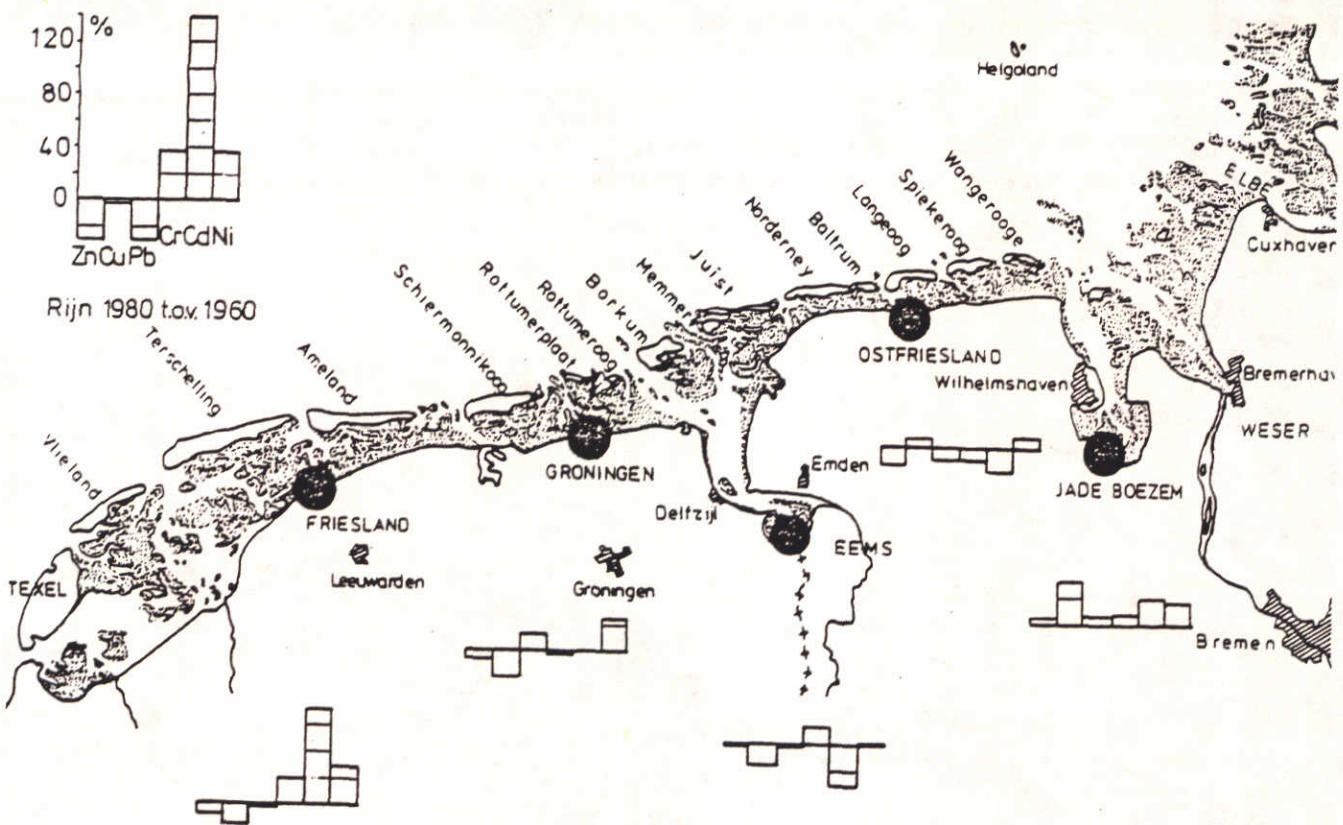
Tabel 17. Gehalten aan metalen (in ug/g bij 50 % <16 um) in sedimenten van het Zuid-Westelijk deltagebied over de periode van 1960 t/m 1983

	1960	1974	1978/1979	1983
ZINK				
Vlaamse Banken	190	--	180	--
Mond Westerschelde	--	182	169	--
Mond Oosterschelde	--	160	--	131
KOPER				
Vlaamse Banken	26	--	18	--
Mond Westerschelde	--	29	28	--
Mond Oosterschelde	--	23	--	18
CHROOM				
Vlaamse Banken	92	--	110	--
Mond Westerschelde	--	99	101	--
Mond Oosterschelde	--	90	--	98
CADMIUM				
Vlaamse Banken	0.6	--	0.8	--
Mond Westerschelde	--	1.2	2.0	--
Mond Oosterschelde	--	0.9	--	0.7
NIKKEL				
Vlaamse Banken	19	--	22	--
Mond Westerschelde	--	24	26	--
Mond Oosterschelde	--	23	--	21

Gegevens over niet gecontamineerde Waddenzee sedimenten zijn beschikbaar d.m.v. van bemonsteringen die het Instituut voor Bodemvruchtbaarheid (IB) in 1921 in de Dollard uitvoerde (t.b.v. de inpoldering van de Carel Coenraad Polder). Deze monsters zijn bewaard gebleven in de monsterarchieven van het IB en zijn samen met monsters uit onder andere ingepolderde stukken uit de Biesbosch gebruikt om een voorlopige baseline voor de metaalgehalten in de mariene sedimenten op te stellen (Waterloopkundig Laboratorium R 1703).

	+/-1959	1970	1975	1980	1981
ZINK					
Noord-Friesland	234	247	---	208	219
Noord-Groningen	176	182	159	167	160
Dollard	147	---	135	145	---
KOPER					
Vlieland	--	--	--	--	25
Noord-Friesland	29	32	--	24	25
Noord-Groningen	25	17	22	22	20
Dollard	24	--	19	20	--
CHROOM					
Noord-Friesland	80	86	--	81	77
Noord-Groningen	65	68	67	66	58
Dollard	47	--	45	46	--
CADMIUM					
Noord-Friesland	0.8	0.9	--	1.4	1.4
Noord-Groningen	0.6	0.9	0.9	0.8	0.8
Dollard	0.7	--	0.5	0.5	--
NIKKEL					
Noord-Friesland	21.9	29.4	--	27.1	28.8
Noord-Groningen	21.0	22.5	25.4	24.4	28.1
Dollard	27.4	--	27.1	27.8	--
KWIK					
Noord-Friesland	0.74	1.04	--	0.74	0.66
Noord-Groningen	0.52	0.62	0.62	0.53	0.48
Dollard	--	--	0.85	0.59	--
ARSEEN					
Noord-Friesland	24.2	22.6	--	25.6	27.0
Noord-Groningen	20.8	19.4	--	22.0	25.2
Dollard	--	--	--	18.0	--

Tabel 18. Metaalgehalten (in ug/g bij 50 % < 16 um) in sedimenten van de Waddenzee over de periode van 1959 t/m 1981



Figuur 24. Trends in de metaalgehalten in de Waddenzee vergeleken met die in de Rijn (Salomons en Eysink 1983)

Deze baseline is weergegeven in tabel 19. Ter illustratie zijn tevens gegevens over gehalten aan metalen in niet gecontamineerde sedimenten rvan andere lokaties opgenomen.

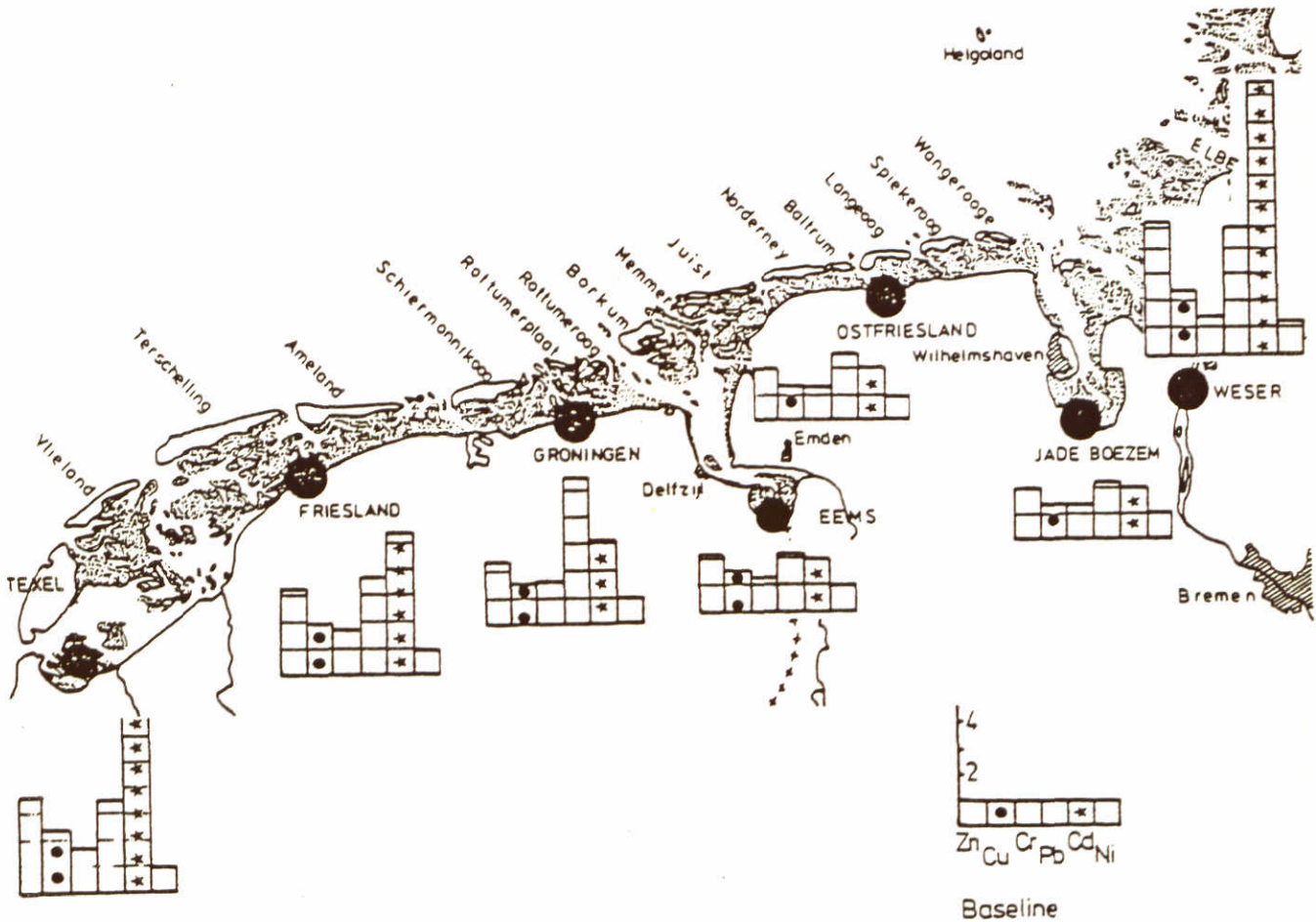
BASE LINE	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd
	ug/g					
Nederlandse Sedimenten	68	13	72	29	21	0.25
Noord-Duitse sedimenten	117	18	67	24	35	0.5
Fossiel Rijn-sediment	115	51	47	46	30	0.3
Shales	95	45	90	68	20	0.8
Gemiddelde bodems	59.8	25.8	84	33.7	29.2	0.62

Tabel 19. Base-line gegevens voor de gehalten aan zware metalen in sedimenten en verwante afzettingen (Waterloopkundig Laboratorium R1703).

De voorlopige base line voor de Nederlandse sedimenten (gehalten bij 50 % < 16 um) is qua orde van grootte vergelijkbaar met die voor de bodems en voor de Noord-Duitse sedimenten. Verschillen zijn met name de hogere waarden voor zink, lood en cadmium voor de Noord-Duitse sedimenten. Het lijkt niet onaannemelijk, aangezien deze drie elementen sterk antropogeen zijn beïnvloed, dat de monsteselectie waarop deze base-line

is gebaseerd, toch enigszins gecontamineerde monsters omvatte. Vergeleken met de bodems vallen de hogere gehalten aan koper in de laatste op, terwijl voor de andere elementen de gehalten vrijwel identiek zijn.

In figuur 25 zijn de gehalten in de sedimenten van de Waddenzee in 1980/1981 vergeleken met de base-line. In het westelijk deel van de Waddenzee zijn vooral de cadmiumgehalten verhoogd (meer dan 5 X).



Figuur 25. Metaalgehalten in sedimenten van de Waddenzee vergeleken met die in niet-vervuilde sedimenten.

In het gebied ten oosten van de Groninger Waddenkust zijn de gehalten voor de metalen slechts een factor twee verhoogd, hieruit blijkt ook weer de afnemende invloed van de Rijn/Maas op deze gebieden. Opvallend is dat in deze gebieden niet meer cadmium het element is met de grootste toename, maar lood. Twee verklaringen kunnen hiervoor worden gegeven:

- cadmium is onderhevig aan desorptie processen tijdens sedimentatie;

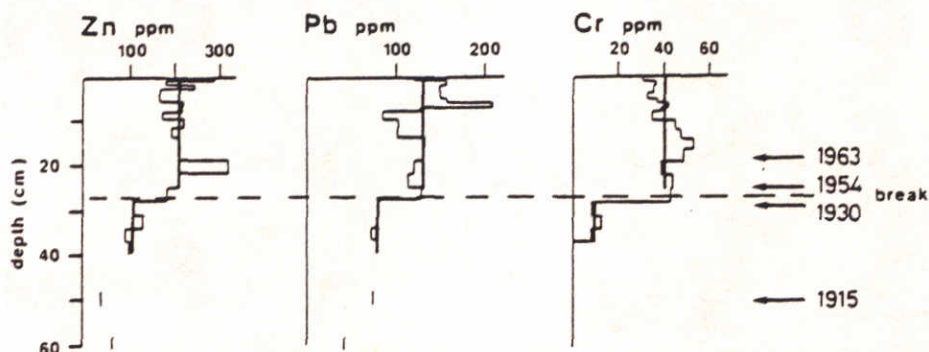
met name afwisselende sedimentatie en erosie kan net als bij bagger-specie aanleiding geven tot een afgifte van dit metaal aan het omringende water.

- lood is niet in hoofdzaak afkomstig van de rivieren, maar voor dit element is de atmosfeer voor het oostelijk Waddengebied relatief een belangrijke bron.

Overigens behoeven deze twee verklaringen elkaar niet uit te sluiten, ook een combinatie van beide is mogelijk.

3.5.2 Contaminanten in gedateerde boorkernen

De toename in de toevoer van de metalen naar de Noordzee blijkt duidelijk uit de metaalgehalten langs een sedimentkern in de Duitse Bocht (figuur 26)



Figuur 26. Metaalgehalten langs een kern (fractie < 2 μ m) uit de Duitse Bocht (Dominik et al. 1978)

Bij deze kern is sprake van een hiaat in de sedimentatie op 28 cm diepte, waardoor de periode van 1930 tot 1954 niet wordt omvat. Duidelijk blijkt de toename in de gehalten over de periode van 1915 tot 1973/1974 (toplaag). De gemiddelde gehalten over een viertal tijdsperiodes zijn weergegeven in tabel 20.

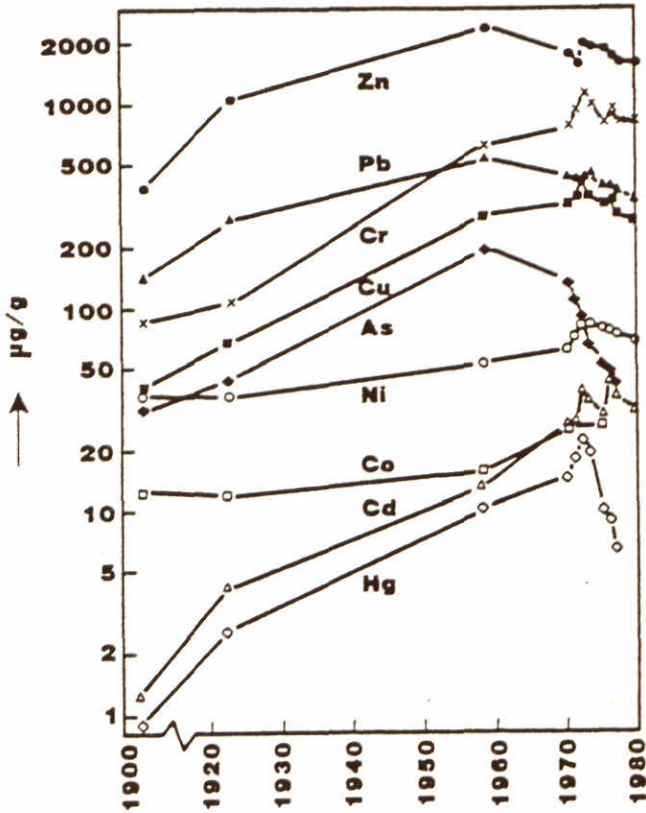
Over de periode van 1915/1930 tot 1973/1974 (toplaag) zijn de gehalten aan nikkel (20%), koper (25 %) en die van chroom (35 %) het minste toegenomen, de concentraties aan cobalt, lood, zink en cadmium zijn bijna verdubbeld.

PERIODE	Cr	Ni	Co	Zn	Pb	Cu	Cd
1973/1974	91	41	19	395	175	40	2.1
1954-1974	101	41	17	331	157	41	1.5
1915-1930	67	34	10	212	100	31	0.9
1865-1885	60	34	9	113	48	22	0.3

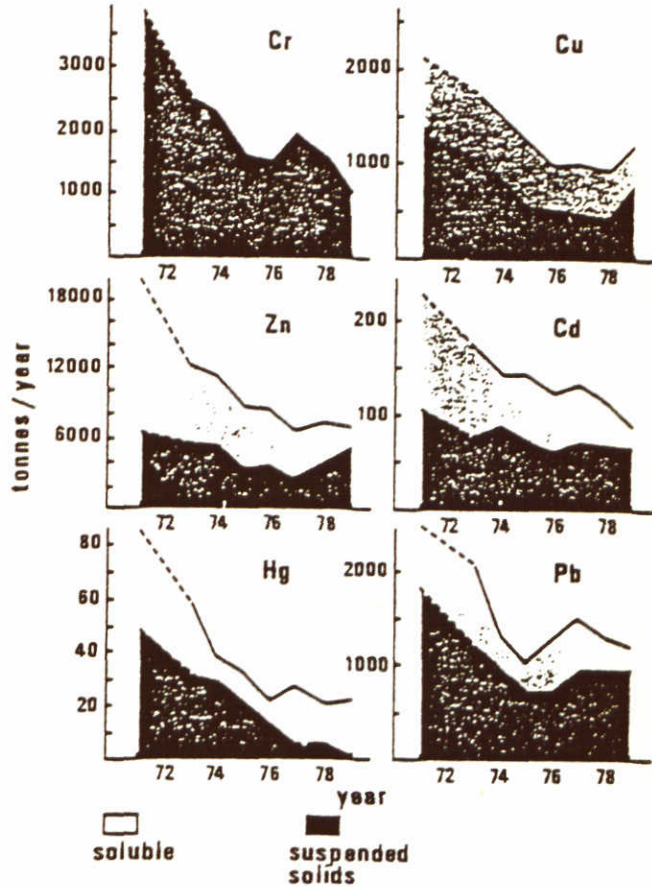
Tabel 20 Gemiddelde metaalgehalten (fractie < 2 μ m) in een sedimentkern uit de Duitse Bocht (Dominik et al. 1978).

3.5.3 Monitoring gegevens

Op beperkte schaal zijn gegevens bekend over trends in de gehalten aan contaminanten in een aantal bronnen. Dit betreft met name de Rijn waarvoor gegevens beschikbaar zijn van de sedimenten (figuur 27A) en van het station te Lobith (figuur 27B)



A

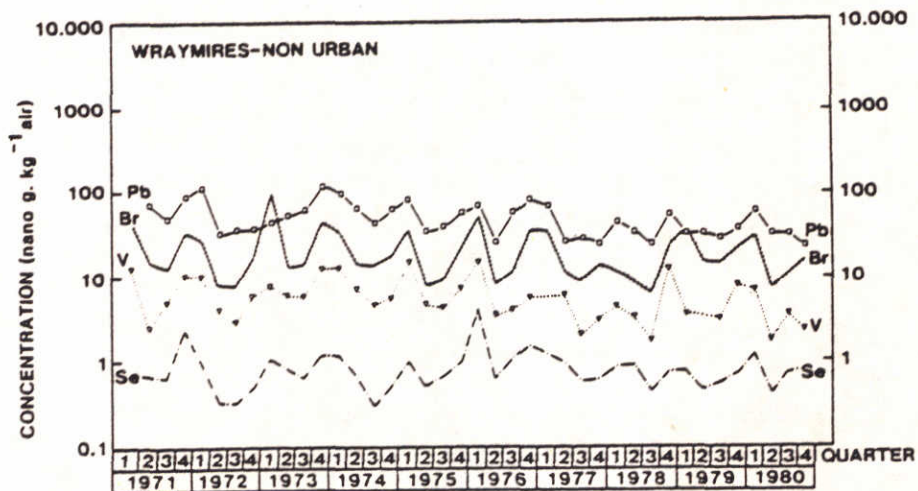
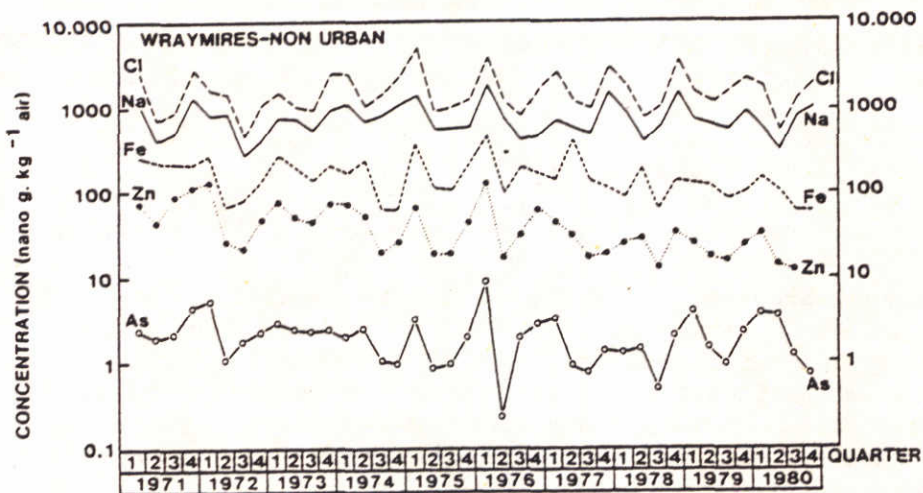


B

Figuur 27. Trends in de gehalten aan contaminanten in de Rijn.
A. in het sediment (Nieuwe Merwede)
B. in het water (Lobith)

Voor de atmosferische input zijn gegevens bekend vanuit Engeland. Als voorbeeld is in figuur 28 de trend voor een landelijk gebied in Engeland weergegeven. Hoogst waarschijnlijk treden zelfde trends voor de luchtmassa's boven de Noordzee op.

Zowel voor een rivier als de Rijn als voor de atmosfeer valt een afname in de belasting over de afgelopen 10-20 jaar te constateren.



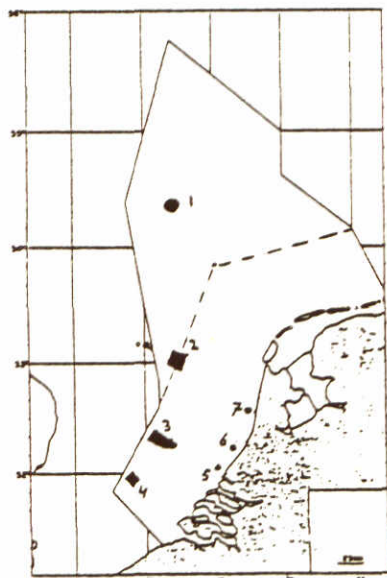
Figuur 28. Trends in de metaalgehalten in de atmosfeer voor een landelijk gebied in Engeland (Cawse 1981)

4. BALANSSTUDIES

In dit hoofdstuk wordt een schatting gemaakt van de hoeveelheden contaminanten welke langs verschillende wegen worden aangevoerd naar een gedeelte van het Nederlandse deel van het Continentale Plat (NdCP). Dit werd gedaan voor een strook van 70 km langs de kust met een oppervlakte van 27.500 km² (zie figuur 29), wat 48 % van het NdCP vertegenwoordigt. In deze strook zijn de gebieden voor het storten van baggerspecie en van industrieel afval gelegen. Ook vanwege het langs de kust gerichte stromingspatroon werd besloten om de berekeningen voor deze strook uit te voeren.

De verschillende bronnen zullen qua omvang met elkaar worden vergeleken, zodat de relatieve bijdrage aan de totale verontreiniging geschat kan worden. De omvang van de belasting welke via Nederland het NdCP bereikt wordt vergeleken met een schatting van de hoeveelheden welke via stromingen vanuit zuidelijke richting worden aangevoerd.

In een evaluatie worden de verschillende bronnen met elkaar vergeleken. Daarnaast worden ideeën gegeven over het uiteindelijke lot van de contaminanten, zoals vastlegging aan sedimenten of afvoer naar open zee.



Figuur 29. Verbrandings- en stortlokaties. Getrokken lijn geeft NdCP aan; de gestippelde lijn het in de balansstudie beschouwde gebied.

1. verbranden van afvalstoffen
2. idem, uitwijkmogelijkheid
3. storten industrieel afval uit Nederland en West-Duitsland
4. idem, België
5. storten baggerspecie Rijnestuarium
6. idem, Scheveningen
7. idem. IJmuiden.

coördinaten snijpunt stippellijnen:
4° O.L., 53.8° N.B.

4.1 Brutobidragen van bronnen aan de belasting van de Noordzee met chemische stoffen

Een groot aantal bronnen draagt bij aan de belasting van het Nederlandse deel van het Continentaal Plat met contaminanten :

- aanvoer vanuit zuidelijke richting (o.a. van Belgische kust)
- atmosfeer via natte en droge depositie
- rivieren :- Schelde via Westerschelde
 - Rijn en Maas via :- Haringvliet
 - Nieuwe Waterweg
 - IJsselmeer via afwateringsluizen in de Afsluitdijk
- Noordzeekanaal
- Eems

- storten van (chemische) afvalstoffen
 - baggerspecie
 - zuiveringsslib
- directe lozingen, al dan niet incidenteel
- verbranden van afvalstoffen

De aanvoer via de atmosfeer wordt in 4.1.1 behandeld, de rivieren in 4.1.2 en het storten van afval en baggerspecie in 4.1.3. De bijdrage via directe lozingen wordt eveneens in 4.1.3 genoemd. Van de aanvoer vanuit zuidelijke richting wordt in 4.1.4 een schatting gemaakt.

Via verbrandingsschepen worden afvalstoffen op zee verbrand. In 1981 was dit naar schatting 7500 ton (RIZA 1984). De verbranding gebeurt binnen het NdCP, maar buiten het voor de balansstudie beschouwde gebied (zie figuur 29). Door windinvloeden (verwaaiing) kan het beschouwde gebied echter wel belast worden. Veel van het te verbranden afval bestaat uit organochloorverbindingen, verontreinigd met zware metalen. Het verbrandings- en vernietigingsrendement is meer dan 99,9%. De door verbranding in de Noordzee terechtkomende verontreinigingen bedragen zowel voor de metalen als de organische microverontreinigingen minder dan 0,5 ton/jaar (RIZA 1984). Voor het beschouwde gebied zal dit nog minder zijn. De bijdrage door verbranding zal vanwege deze geringe hoeveelheden in de verdere balansstudie niet worden meegenomen. Een vergelijking van de verschillende bronnen gebeurt in 4.1.5.

4.1.1 Atmosfeer, natte en droge depositie

Onder depositie wordt in het navolgende verstaan : de belasting vanuit de lucht met een verontreinigende stof per oppervlakte-eenheid per tijdseenheid. Hierbij kan een onderscheid gemaakt worden tussen natte en droge depositie. Natte depositie ontstaat door het oplossen van een stof in regenwater of het hechten van deeltjes aan regendruppels, gevolgd door uitregenen. Droge depositie is het gevolg van het neerduwelen van vaste deeltjes of van dampdepositie van gasvormige componenten.

Droge depositie treedt vooral op bij deeltjes met een grote diameter, welke ook via coagulatie uit kleine deeltjes kunnen zijn ontstaan; natte depositie is meer van belang voor kleine en goed oplosbare deeltjes.

Het meten van natte en droge depositie gebeurt meestal gecombineerd, door het opvangen van regenwater, het bepalen van de concentratie van de betreffende component in oplossing, en het vermenigvuldigen van concentratie en neerslagvolume per oppervlakte-eenheid.

Hierbij wordt er vanuit gegaan dat op de regenmeter droge depositie plaatsvindt, welke met regenwater in de meter terechtkomt. Het is echter de vraag of op deze wijze een goede indruk van de droge depositie verkregen wordt; door het optreden van turbulentie rond de meter kunnen afwijkingen optreden, en verder is de omvang van droge depositie sterk afhankelijk van de mate van ruwheid van het oppervlak waarop de depositie plaatsvindt. Idealiter zou deze gelijk moeten zijn aan de ruwheid van het oppervlak waarin men geïnteresseerd is.

Een andere wijze van schatten van de totale depositie is het gescheiden meten van natte en droge depositie. Dit kan voor natte depositie m.b.v. een zogenaamde wet-only meter, welke slechts in het geval van regen geopend wordt, en daarmee droge depositie moet uitsluiten. Het meten van

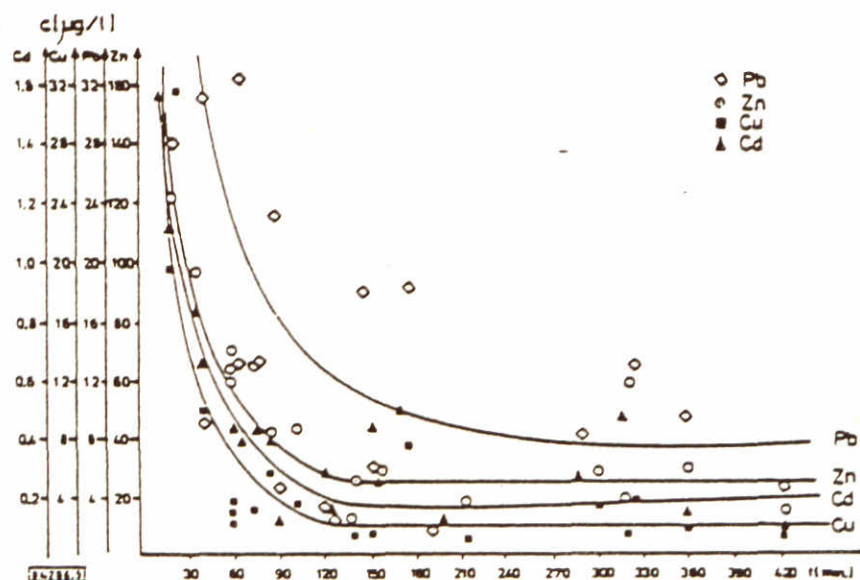
droge depositie gebeurt m.b.v. een ruw oppervlak, bijvoorbeeld papier, een ingevette plaat of een graspol. Hierbij doet zich het probleem voor dat bij het gebruik van verschillende oppervlakken sterk uiteenlopende resultaten worden gevonden, en dat de windsnelheid de meting kan beïnvloeden.

De conclusie lijkt gerechtvaardigd dat het afzonderlijk meten van droge depositie met grote onzekerheden gepaard gaat, welke niet noodzakelijk kleiner hoeven te zijn dan die van een gecombineerde meting van natte en droge depositie.

Een andere manier om droge depositie te schatten, welke o.a. door van Aalst et al. (1983) is gebruikt, is uit te gaan van een gemeten concentratie van een component in de buitenlucht, en met behulp van een valsnelheid, die voornamelijk bepaald wordt door de deeltjesgrootte van de stof, de depositie te berekenen. Het hierbij optredende probleem is dat valsnelheden van veel componenten niet (nauwkeurig) bekend zijn, en daardoor grote onzekerheidsmarges in de berekeningen geven. De (mogelijke) invloed van de ruwheid van het oppervlak en windsnelheid geven een extra onzekerheid.

Bij de berekening van natte depositie wordt gebruikt gemaakt van de gemiddelde hoeveelheid neerslag per tijdseenheid ter plaatse. Dat hierover niet altijd eenstemmigheid bestaat blijkt uit het feit dat bij het berekenen van de natte depositie op de Noordzee door Cambray et al. (1975) een jaarlijkse hoeveelheid neerslag werd gebruikt van 438 mm, en door van Aalst et al. (1983) een hoeveelheid van 685 mm.

Een onnauwkeurigheid welke zich voordoet is dat natte depositie niet recht evenredig is met de hoeveelheid neerslag, zoals veelal wordt aangenomen. De gehalten aan opgeloste stoffen in regenwater nemen af naarmate de regen langer aanhoudt, doordat de lucht als het ware wordt schoongewassen (zie figuur 30).



Figuur 30 Verloop van gehalten aan zware metalen in regenwater met de tijd tijdens een regenbui (Nürnberg 1979).

Op een plaats waar vaak een geringe hoeveelheid neerslag valt kan, bij een gelijke totale hoeveelheid neerslag, een aanzienlijk grotere natte depositie optreden dan op een plaats waar af en toe grote hoeveelheden neerslag vallen. Op kuststations in heuvelachtige gebieden kan een grote variatie optreden in de jaarlijkse hoeveelheid neerslag.

De bijdrage van depositie aan de belasting van de Noordzee is moeilijk te schatten vanwege het feit dat op de Noordzee zelf weinig metingen worden of zijn uitgevoerd. De enige metingen waarvan in de literatuur melding wordt gemaakt werden uitgevoerd op een gasplatform (Cambray et al. 1975), of aan boord van een lichtschip (Dehairs et al. 1982). Dit laatste is geschied voor de Belgische kust. De gemeten gehalten aan zware metalen in regenwater waren op deze meetpunten een orde van grootte hoger dan op een tweetal meetpunten langs de kust, hoewel de concentraties aan metalen in lucht boven zee gelijk of lager waren dan in lucht boven land (Dehairs et al. 1982).

De oorzaak van de relatief hoge gehalten gemeten op zee werd niet gezocht in lokale verontreinigingen, aangezien voor alle metalen een aanzienlijke verhoging werd gevonden. De vermoedelijke oorzaak was de invloed van sea-spray, een aerosol welke onder invloed van wind en vorming van gasbellen ontstaat, en waaraan de surface microlayer (zie par. 3.3.1) een belangrijke bijdrage levert. Aangezien deze microlayer sterk verrijkt kan zijn met zowel organische als met anorganische microverontreinigingen kunnen depositiemetingen op zee en op punten langs de kust sterk worden beïnvloed door sea-spray. Volgens Dehairs et al. (1982) is de sea spray niet de enige oorzaak van het verschil in gehalte in regenwater boven zee en land. Ook andere (nog onbekende) processen moeten in ogenschouw worden genomen.

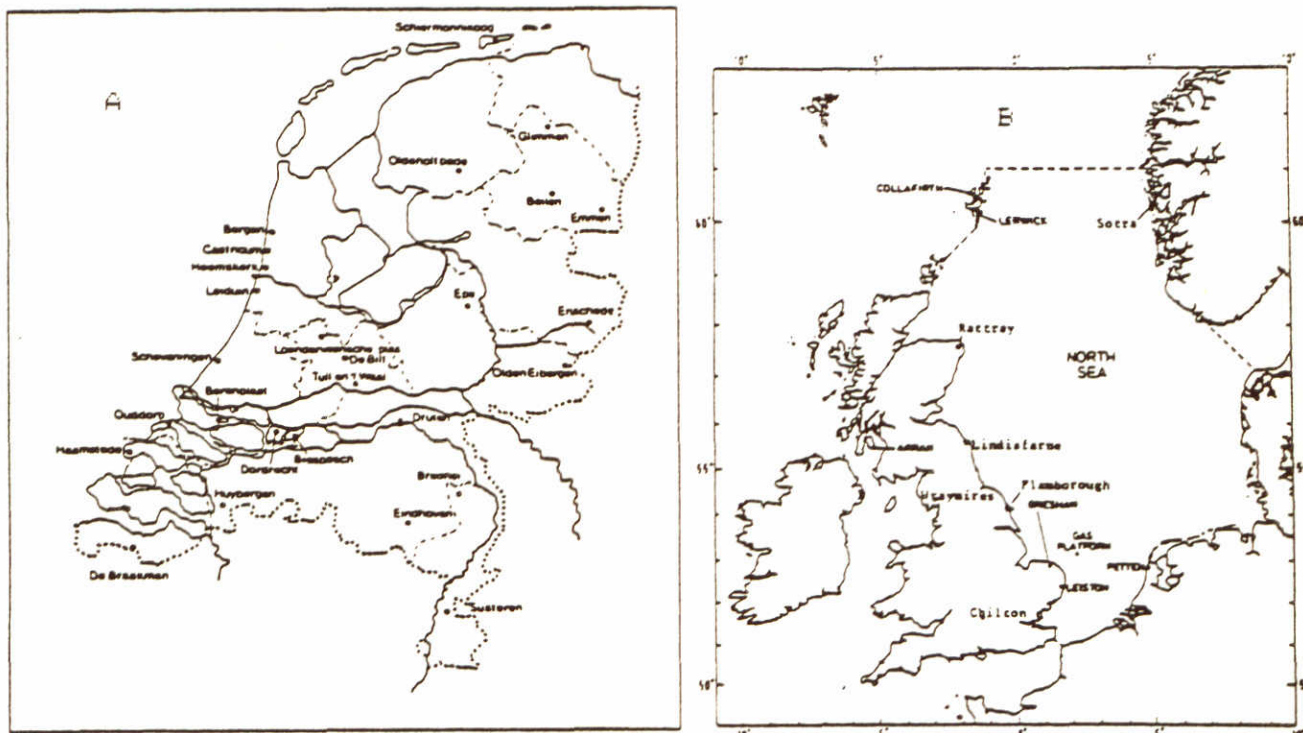
Een indicatie van de invloed van de zee is de depositie van Na, welke van maritieme oorsprong kan zijn. In tabel 21 worden voor 6 meetpunten langs de Noordzee en 1 meetpunt in de Noordzee de waarden gegeven van de berekende totale depositie (nat + droog) van Na, en tevens de verhouding Na:Cl. Voor de ligging van de stations zie figuur 31B. Wanneer het Na inderdaad van maritieme oorsprong is, dan moet deze verhouding gelijk zijn aan de gemiddelde verhouding Na:Cl in zeewater, welke op 0.56 geschat kan worden (Rösler und Lange 1976). De metingen in de tabel hebben betrekking op de periode juni 1972 t/m mei 1973.

Tabel 21 Natte + droge depositie van Na op 7 meetpunten langs de Noordzee, in $\mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{jaar}$, en verhouding Na:Cl in totale depositie (Cambray et al. 1975).

Locatie	depositie	Na:Cl
Leiston (oost Engeland)	77	0.52
Gresham (id.)	364	0.49
Collafirth (Shetland eil.)	3640	0.48
Lerwick (id.)	6960	0.53
Petten (west Nederland)	2060	0.54
Arran (zuid-west Schotland)	5250	0.47
Gasplatform (Noordzee)	4200	0.50

De gemiddelde verhouding Na:Cl op de 7 locaties bedraagt $0.50 (\pm 0.03)$, wat weinig afwijkt van de genoemde gemiddelde waarde voor zeewater van 0.56. Hieruit mag geconcludeerd worden dat de depositie van Na op deze punten afkomstig is vanuit zee.

Figuur 31 Ligging van meetpunten waar regenwatermetingen zijn uitgevoerd, in Nederland (A) (bron : RID) en rond de Noordzee (B) (naar Cambray et al. 1975).



Voor alle in tabel 21 genoemde punten m.u.v. Gresham en Leiston geldt dat zij midden op zee of aan een westkust gelegen zijn; dit houdt in dat zij onderhevig zijn aan westelijke wind vanuit zee (de overheersende windrichting rond de Noordzee). Voor al deze punten wordt gevonden dat er een aanzienlijke depositie van Na optreedt, (in tegenstelling tot Gresham en Leiston) en dat depositiemetingen op deze punten sterk beïnvloed kunnen worden door sea-spray, en indirect door de aangerijkte surface microlayer.

Het bovenstaande is van belang omdat er vaak vanuit wordt gegaan dat kuststations een depositie van verontreinigingen vertonen welke vergelijkbaar is met de depositie op de Noordzee. Bij gebrek aan (betrouwbare) metingen op zee, worden dikwijls metingen van kuststations gebruikt voor berekeningen voor de Noordzee.

In tabel 22 zijn schattingen opgenomen van de depositie in $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{etmaal}$, van zware metalen op de Noordzee of op locaties in landen eromheen : Nederland, Engeland, Duitsland en Denemarken. Vanwege het feit dat op de Noordzee overwegend westenwinden waaien zou aan metingen welke in Engeland zijn uitgevoerd meer belang kunnen worden gehecht. Men mag echter aannemen dat luchtmassa's welke de depositie op de Noordzee bepalen evenzeer van invloed zijn op landen ten oosten van de Noordzee; dit

houdt in dat schattingen voor de Noordzee ontleend kunnen worden aan metingen op landlocaties ten oosten hiervan.

Een probleem is dat vaak door verschillende auteurs van dezelfde meetgegevens gebruik wordt gemaakt, waardoor deze onevenredig veel aandacht krijgen. Aan dit bezwaar is tegenoet gekomen door in de tabel te vermelden of gegevens in de tabel betrekking hebben op metingen welke door de auteurs zijn verricht of dat het een citaat betreft (onder or. is dan respectievelijk + of - opgenomen).

Verder is bij originele meetgegevens vermeld (onder st/jr) op hoeveel stations en meetjaren de gegevens zijn gebaseerd. Bij een gering aantal meetstations is de kans op een invloed van een locale verontreinigingsbron groot. Bij de auteurs Nürnberg, Schladot en Cawse is vermeld of de schattingen betrekking hebben op een landelijk (ld.) of een stedelijk gebied (st.).

De deposities volgens R.I.D. (Rijks Instituut voor Drinkwatervoorziening) werden ontleend aan de kwartaalverslagen van het regenwatermeetnet van de verschillende jaren; het aantal meetstations was 26 of 27. De depositie werd door het R.I.D. berekend door per kwartaal de gewogen gemiddelde concentratie in de neerslag te vermenigvuldigen met de totale neerslag, ontleend aan gegevens van het K.N.M.I., en te delen door het aantal dagen in het kwartaal. De ligging van de meetstations is weergegeven in figuur 31A. Per jaar werden in de tabel de gemiddelden genomen van alle meetstations, onder uitsluiting van enkele sterk afwijkende waarden.

De depositie volgens Cambray et al.(1975) werd berekend aan de hand van de gemiddelde totaalconcentraties in regenwater van de kuststations Leiston, Gresham, Collafirth (UK) en Petten (NL) (zie figuur 31B), en een regenval van 438 mm voor de Noordzee. De metingen werden uitgevoerd in de periode 1972-1973. De schattingen van Cambray (1979) zijn gebaseerd op de kuststations Leiston, Flamborough, Lindisfarne, Rattray en Collafirth (UK), Sotra (Noorw.) en Petten (NL) (zie figuur 31B). De metingen werden uitgevoerd in de periode juli 1974 t/m juni 1976. De berekeningen voor de Noordzee zijn gebaseerd op de gemiddelde concentratie in regenwater en de gemiddelde droge depositie van de 7 stations en een regenval van 438 mm.

Door Nürnberg et al. (1983) werd afzonderlijk natte en droge depositie gemeten; de bijdrage van natte depositie werd voor Pb en Cd op respectievelijk ca. 65 en 85 % geschat van de totale depositie. De door hen opgegeven schattingen van natte depositie werden daarom met resp. 100/65 en 100/85 vermenigvuldigd. De schattingen van Schladott et al. (1982) zijn vermoedelijk op dezelfde metingen gebaseerd, en zijn op dezelfde wijze omgerekend naar totale depositie; voor Zn werd een bijdrage van natte depositie van 65 % gehanteerd.

De metingen van Cawse werden uitgevoerd in de periode 1971-1980 in de plaatsen Chilton en Wraymires (zie figuur 31B); de natte depositie werd ongefiltreerd gemeten, droge depositie werd apart bepaald.

De schattingen van T.N.O. (van Aalst et al. 1983) werden berekend met behulp van concentraties in regenwater van verschillende auteurs en een regenval op de Noordzee van 685 mm. Het in dit rapport opgegeven traject is vertaald in een lage en een hoge schatting.

De metingen van Dehairs et al. (1982) zijn uitgevoerd in 1980 en 1981 op het lichtschip West-Hinder voor de Belgische kust. Natte en droge depositie werden apart bepaald. De regenval werd berekend op 382 mm.

Op de laatste regel van tabel 22 is een schatting gegeven van de depositie welke voor de Noordzee gehanteerd kan worden. Deze schatting is gebaseerd op de laagste schatting van van Aalst et al. (1983) en de metingen van het RID. Wanneer deze schatting vergeleken wordt met de schatting van van Aalst et al. (1983, T.N.O.) dan valt op dat de aan dit rapport ontleende hoge schattingen vaak aanzienlijk hoger liggen dan de hier gegeven waarden. Een belangrijke reden hiervoor is dat de hoge schattingen van van Aalst et al. werden ontleend aan de gegevens van Cambray en van Cawse.

Tabel 22 Depositie van zware metalen in $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{etmaal}$ op verschillende locaties.

[1] R.I.D. [1979-1982]; [2] Turkstra [1982]; [3] Cambray et al. [1979]; [4] Parcom [1982]; [5] Ices [1978]
 [6] R.S.U. [1980]; [7] Norton [1982]; [8] Critchley [1983]; [9] Nürnberg et al. [1983]; [10] Schladot et al. [1982]; [11] Cawse [1981]; [12] Cawse [1982]; [13] van Aalst et al. [1983]; [14] Cambray et al. [1975]
 [15] Dehairs et al. [1982]

or.	Referentie	st/jr	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Se	Ni	Pb	V	Zn	
$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{etmaal}$													
+	1	RID 78-79	26/2	1.6	1.6	0.45	23	[0.05]	-	3.7	40	8.5	205
+	1	RID 1980	27/1	1.37	0.63	0.48	21	[0.29]	-	3.0	28	10.1	194
+	1	RID 1981	27/1	1.25	0.76	0.35	29	[0.06]	[0.03]	4.4	26	7.8	203
+	1	RID 1982	27/1	1.14	0.66	0.24	14	[<0.04]	[<0.2]	3.1	22	8.4	113
-	2	Turkstra	-	-	0.91	0.29	17	0.03	-	3.1	40	-	142
+	14	Cambray 1975	7/1	7.7	1.2	2.3	29	<0.11	0.59	7.2	42	9.3	196
+	3	Cambray 1979	7/2	<2.4	<2.0	3.9	29	0.04	0.65	<9.8	30	6.5	83
?	4	Denemarken	-	-	0.55	-	-	-	-	-	-	-	-
-	4	ICES 1974	-	4.8	1.1	9.5	62	-	-	-	71	-	476
-	5	ICES 1978	-	-	2.8	3.8	26	0.03	-	8.6	29	-	76
-	6	RSU	-	-	-	-	10-20	-	-	-	16-31	-	36-73
-	7	Norton	-	-	2.8	3.8	18	0.03	-	8.6	24	-	56
-	8	Critchley	-	-	0.62	3.8	18	0.03	-	8.6	24	-	56
+	9	Nürnberg ld.	10/2	-	0.4-1.2	-	-	-	-	-	30-60	-	-
+	9	Nürnberg st.	10/2	-	2.4	-	-	-	-	-	150-310	-	-
+	10	Schladot ld.	?	-	0.7-0.9	-	-	-	-	-	45	-	120
+	11	Cawse	2/10	4.25	<8.2	6.7	58	-	0.96	26.6	75	15.3	145
-	12	Cawse ld.	-	-	0.41-0.55	-	3.6-33	-	-	-	22-77	16.7	41-113
-	12	Cawse st.	-	-	1.07-33	-	30-4027	-	-	-	63-170	22.2	129-200
-	13	T.N.O. laag	-	1.15	0.57	0.37	7	<0.19	-	1.9	19	-	38
-	13	T.N.O. hoog	-	3.8	2.24	7.3	52	-	-	19	68	-	303
+	15	Dehairs 1982	1/2	-	3.2	-	43	-	-	-	28	-	214
-		schatting laag	-	1.1	0.6	0.4	7	<0.19	0.1	1.9	20	6	40
-		hoog	-	2	1	1	30	-	0.6	5	40	10	200

or. +/- wel/niet gebaseerd op door auteurs verrichte metingen
 st/jr aantal meetstations en meetjaren
 ld./st. schatting voor landelijk of stedelijk gebied

De gegevens van Cambray zijn gebaseerd op metingen op kuststations, waar zoals vermeld een aanzienlijke invloed van sea-spray kan bestaan. De metingen van Cawse werden op slechts twee stations uitgevoerd. Door de auteur werd tijdens de meetperiode (10 jaar) een afname in de gehalten in het regenwater geconstateerd welke voor een aantal elementen meer dan 10 % per jaar bedroeg van de gemiddelde waarde van de gehele meetperiode (zie ook figuur 28).

De belangrijkste overweging om de bovengrens te verlagen was het feit dat de door T.N.O. gehanteerde bovengrens voor een aantal elementen aanzienlijk hoger lag dan de in Nederland, Duitsland of Denemarken gevonden depositiewaarden voor landelijke gebieden (vergelijk bijvoorbeeld met metingen van R.I.D). Het lijkt erg onwaarschijnlijk dat de totale depositie op de Noordzee hoger zal zijn dan op het vasteland, waar locale bronnen altijd een rol kunnen spelen. De depositie van sea-spray op zee is in dit verband niet meer dan een interne circulatie. Een bovengrens is van belang omdat deze bij het berekenen van de bijdrage van depositie aan de totale belasting van de Noordzee soms als 'veilige waarde' gehanteerd wordt; een andere mogelijkheid is dat bij berekeningen de gemiddelde waarde van onder- en bovengrens wordt gebruikt, zoals door van Aalst et al. (1983) is gedaan. In beide gevallen kan de bijdrage van depositie sterk overschat worden.

Depositie van organische microverontreinigingen

De metingen van depositie van organische microverontreinigingen zijn zeer schaars. In tabel 23 zijn schattingen opgenomen van de totale depositie van een aantal stoffen waarvan ook gegevens van vrachtberekeningen bekend zijn; vanwege de lage waarden werden deze uitgedrukt in $ng/m^2/etmaal$.

De schattingen van van Aalst zijn in alle gevallen ontleend aan gemeten concentraties in de buitenlucht, welke met een zekere valsnelheid werd vermenigvuldigd om een indruk te krijgen van de depositie. In deze valsnelheid kwam een onzekerheidsmarge van een factor 10 voor, wat de grote spreiding in de opgegeven waarden verklaart.

Tabel 23 Depositie van organische microverontreinigingen, in $ng/m^2/etmaal$

(a) schatting voor Noordzee, ontleend aan van Aalst (1983)					
(b) id. Lake Superior, Eisenreich et al. (1983b)					
(c) id. Lake Michigan, Murphy et al. (1981)					
(d) id. Lake Michigan, Andren and Strand (1981)					
stof	ref.	depositie	stof	ref.	depositie
a-HCH	a	21 - 209	aldrin	a	3 - 33
c-HCH	a	31 - 313	endrin	a	4 - 35
HCB	a	9 - 89	dieldrin	a	6 - 63
o,p'-DDT	a	2 - 21	a-endosulfan	a	15 - 146
PCB's *)	a	52 - 835	PAK's +)	a	261 - 6785
PCB's *)	b	219 - 279	PAK's -)	d	1945
PCB's *)	c	118			

*) PCB-totaal

+) 6 van Borneff en benzo(e)pyreen
 -) een tiental polycyclische aromaten

De metingen van pesticiden en PCB's uit tabel 23 werden verricht in de buitenlucht van Delft, in 1979-1981. De metingen van PAK's werden uitgevoerd in Schiedam, Delft, Petten en het zuiden van Noorwegen in 1976-1981.

Uit de tabel blijkt dat het schattingstraject zeer breed is, en daardoor de depositie onzeker; om een indruk te krijgen van de depositie op andere grote wateroppervlakten werden ter vergelijking enkele schattingen opgenomen van de depositie van PCB's en PAK's op twee Amerikaanse meren. Vergeleken met de depositie op deze meren lijkt de hoge schatting van T.N.O. voor PCB's en PAK's mogelijk te hoog.

In de tabellen 24 en 25 zijn voor de zware metalen en organische microverontreinigingen schattingen opgenomen van de jaarlijkse belasting, in ton/jaar of kilo/jaar, van de beschouwde kuststrook met een oppervlakte van 27.500 km² (zie figuur 29) en van de gehele Noordzee (525.000 km²).

Het oppervlak van de strook is 48 % van het NdCP, zodat de depositie op het gehele NdCP het dubbele is van de gegeven waarden voor de kuststrook. De waarden zijn gebaseerd op de tabellen 22 en 23.

Voor PCB is de ondergrens gebaseerd op de laagste schatting van van Aalst et al. (1983) en de bovengrens op de hoogste schatting van Eisenreich et al. (1983). Voor de PAK's zijn dit resp. de laagste schatting van van Aalst et al. (1983) en de schatting van Andren en Strand (1981) (zie tabel 23).

Tabel 24 Belasting door depositie met zware metalen van Nederlandse kuststrook en gehele Noordzee, in ton/jaar

stof	belasting		stof	belasting	
	kust	Noordzee		kust	Noordzee
As	11 - 20	211 - 383	Pb	200 - 400	3800 - 7700
Cd	6 - 10	115 - 192	Ni	19 - 50	360 - 1300
Cr	4 - 10	77 - 192	Se	1 - 6	19 - 115
Cu	70 - 300	770 - 5750	V	60 - 100	1150 - 1900
Hg	< 1.9	< 36	Zn	400 - 2000	7700 - 38000

Tabel 25 Belasting door depositie met organische microverontreinigingen van Nederlandse kuststrook en gehele Noordzee, in ton/jaar

stof	belasting		stof	belasting	
	kust	Noordzee		kust	Noordzee
a-HCH	0.2 - 2.1	4 - 40	aldrin	0.03 - 0.3	0.6 - 6
c-HCH	0.3 - 3	6 - 60	endrin	0.04 - 0.4	0.7 - 7
HCB	0.1 - 0.9	2 - 17	dieldrin	0.1 - 0.6	1.1 - 12
o,p'-DDT	0.02 - 0.2	0.4 - 4	a-endos.	0.2 - 1.5	2.6 - 28
PCB	0.5 - 2.8	10 - 53	PAK	3 - 20	50 - 370

4.1.2 Rivieren

Om een indruk te krijgen van de hoeveelheden aan verontreinigingen welke via de waterlopen worden aangevoerd werden voor de volgende punten vrachtberekeningen uitgevoerd :

- Schelde : Schaar van Ouden Doel en Vlissingen
- Haringvliet : sluizen (H12)
- Nieuwe Waterweg : Maassluis (NW37)
- Noordzeekanaal : IJmuiden (KM2)
- IJsselmeer : Den Oever en Kornwerderzand (IJ1 en IJ2)

Hoewel niet rechtstreeks van belang voor de directe afvoer naar de Noordzee werd eveneens een vrachtberekening uitgevoerd voor de Rijn (Lobith), Maas (Eysden) en IJssel (Kampen). De vrachtberekeningen werden uitgevoerd met behulp van de gegevens uit het WAKWAL-bestand over de jaren '76 t/m '82, en met debietgegevens van Rijkswaterstaat (diverse afdelingen).

De berekening gebeurde op de wijze zoals die door het RIZA werd gehanteerd voor het Westerschelde-rapport (van der Kooy 1982), volgens de formule :

$$V_p = Q_p \cdot T_p \frac{\sum_{i=1}^n Q_i \cdot C_i \cdot ClC_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \quad (1)$$

waarin : V_p = vracht over periode p, met n concentratiemetingen
 Q_p = gemiddelde waterafvoer over periode p, in m^3/sec
 T_p = tijdsduur van periode p
 Q_i = geschatte waterafvoer op meetdag i
 C_i = concentratie id.
 ClC_i = correctiefactor voor verdunning met zeewater id.

ClC_i wordt berekend volgens :

$$ClC_i = \frac{Cl_z}{Cl_z - Cl_i} \quad (2)$$

waarin : Cl_i = chlorideconcentratie op meetdag i
 Cl_z = chlorideconcentratie zeewater (18980 mg/l)

De correctie voor chloride werd uiteraard niet toegepast voor de IJsselmeerstations en het Haringvliet. De term onder en boven het deelteken in vergelijking (1) is gelijk aan de (voor de verdunning met zeewater gecorrigeerde), met het debiet op de meetdag gewogen, gemiddelde concentratie gedurende de periode.

De waarden van Q_p en Q_i werden voor de verschillende stations als volgt verkregen :

- Schaar van Ouden Doel : decadegemiddelde debieten van de Schelde te Schelle (België) afkomstig van Antwerpse Zeediensten, welke gecorrigeerd

moeten worden voor verhoging van de afvoer na Schelle; volgens gegevens van het RIZA (van der Kooy 1982) is deze verhoging gemiddeld 12 %, welk percentage dan ook werd aangehouden.

- Vlissingen : zelfde afvoer als bij Schaar van Ouden Doel.
- Haringvlietsluizen en Nieuwe Waterweg : schattingen ontleend aan 'Weekgemiddelden van de water aan- en afvoer van de Noordrand van het Noordelijk Deltabekken', Dir. WenW District Zuid-West. De schattingen worden opgegeven in m^3/sec ; voor 1982 waren deze nog niet beschikbaar, zodat een benadering moest worden gemaakt op grond van de afvoeren te Lobith en Eysden.
- Noordzeekanaal : opgaven van de afgevoerde hoeveelheid water te IJmuiden (KM2), in $10^3 m^3$ per week, van RW-NH, afd. Waterhuishouding, omgerekend naar m^3/sec .
- IJsselmeer : opgaven van geloosde hoeveelheden water in Den Oever en Kornwerderzand, in $10^6 m^3$ per maand, omgerekend naar m^3/sec .
- Rijn, Maas en IJssel : maandgemiddelden van afvoer in m^3/sec .

Voor de waarden van Q_i werd de afvoerwaarde genomen van de week, decade of maand waarin de waarneming i werd gedaan.

De bij de berekeningen gebruikte kwartaal- en jaargemiddelde afvoer van de verschillende stations zijn opgenomen in bijlage 1.

De vrachtberekeningen werden zowel op kwartaal- als op jaarbasis uitgevoerd, zodat een indruk kon worden verkregen van de verschillen in vracht tussen de kwartalen. De jaarvracht werd echter niet berekend als som van de kwartaalvrachten, maar volgens formule (1). Vanwege de gevolgde procedure kan er verschil optreden tussen de som van de per kwartaal berekende vrachten en de jaarvracht, met name wanneer er grote debietfluctuaties optreden.

De verdeling van de vracht over de kwartalen werd uitgedrukt in procenten van de som van de kwartaalvrachten.

De stoffen waarvoor berekeningen werden uitgevoerd zijn opgenomen in bijlage 2; hierin staan achtereenvolgens het (Wakwal-) codenummer, de gehanteerde detectiegrens en een omschrijving van de parameter.

De stoffen zijn zware metalen, een aantal nutriënten, olie en alle organische microverontreinigingen waarvoor meetgegevens beschikbaar waren, met uitzondering van een aantal stoffen waarvoor alle waarnemingen beneden de detectiegrens lagen.

Als detectiegrens werd gehanteerd de laagste in het WAKWAL-bestand voorkomende concentratie, ongelijk aan 0, binnen een periode. Voor een aantal stoffen waarvoor een detectiegrens niet relevant werd geacht werd een waarde van 0 gehanteerd (nutriënten, Fe); voor een 15-tal stoffen bleek de detectiegrens te variëren in de periode '76-'82, hiermee werd bij de berekeningen rekening gehouden.

In bijlage 3 staan de gegevens van de stoffen waarvoor de detectiegrens variabel is : het codenummer, de datum van verandering en de veranderde detectiegrens. Wanneer een concentratiemeting gelijk was aan of kleiner was dan de detectiegrens dan werd voor C_i een waarde van de helft van de detectiegrens gehanteerd; dit werd gedaan omdat de wijze van opname van niet meetbare uitkomsten in het WAKWAL bestand niet geheel consequent leek te zijn gebeurd : soms werd een waarde van 0 ingevoerd, soms de detectiegrens.

De uitkomsten van de vrachtberekeningen voor de verschillende stations staan in bijlage 4a t/m 4j. In de tabellen staat het codenummer van de stof, de eenheid van de vracht (kilo,ton,kton), de berekende jaarvrachten voor '76 t/m '82 en de procentuele verdeling over de kwartalen. Wanneer in een bepaald jaar metingen gelijk aan of beneden de detectiegrens voorkwamen dan is na de vracht een < teken vermeld; wanneer dergelijke metingen meer dan 50 % van het totale aantal metingen betrof dan is dit met << aangegeven.

Met behulp van de gegevens in de bijlagen 4a en 4c t/m 4g is tabel 26 samengesteld. In deze tabel is de range in vracht van een aantal stoffen via uitwateringen naar de Noordzee over de jaren 1976-1982 weergegeven, alsmede de over deze jaren gemiddelde vracht. Tevens is onder de kolom "% opgelost" vermeld welk percentage van de gemiddelde vracht in oplossing naar de Noordzee wordt getransporteerd.

Nauwkeurigheid van de vrachtberekening.

Bij het uitvoeren van een vrachtberekening kunnen fouten optreden in de waarden van C_i en kan voor de Schelde en de Nieuwe Waterweg een fout geïntroduceerd worden door de correctie voor de verdunning met zeewater. Bij de vrachtberekeningen voor de Schelde en de Nieuwe Waterweg is verder geen rekening gehouden met sedimentatie van rivierslib in de estuaria en met chemische processen.

Fout in de waarde van C_i

Van de waarden van C_i wordt aangenomen dat zij een juist beeld geven van de concentratie van een stof in de watermassa; om de volgende redenen kan dit niet het geval zijn :

- In de bepaling van C_i kunnen meetfouten optreden, welke vooral bij de vaak voorkomende lage concentraties relatief groot kunnen zijn.
- Wanneer een waarneming lager lag dan de detectiegrens dan werd voor C_i een waarde van de helft van de detectiegrens gehanteerd; dit kan zowel te lage als te hoge schattingen opleveren met afwijkingen van maximaal 100 %. Een vrachtberekening waarin veel waarnemingen beneden de detectiegrens voorkomen moet dan ook als niet meer dan een ruwe indicatie gezien worden van de werkelijke vracht. Dit is met name het geval voor de meeste organische microverontreinigingen, waarbij de vracht theoretisch gelijk aan 0 kan zijn..
- Bij stoffen welke voornamelijk aan zwevend slib gebonden zijn doet zich het probleem voor dat dit niet altijd homogeen verdeeld is over de waterkolom. Metingen van concentraties aan verontreinigende stoffen worden meestal op een diepte van ca. 1 meter uitgevoerd; dit kan een verkeerde schatting van de gebonden fractie, en daarmee van de totale vracht, opleveren.
- In estuaria vindt een landwaarts gericht transport plaats van marien slib, en daarmee van aan slib gebonden stoffen. Omdat hierover geen precieze gegevens bekend zijn kan hiervoor bij een vrachtberekening niet gecorrigeerd worden.

Van zeeslib mag aangenomen worden dat het relatief schoon is (althans in vergelijking met rivierslib), de fout welke hiermee geïntroduceerd wordt in de berekende vracht hoeft daarom niet groot te zijn; een uitzondering

		totaal				totaal				totaal			
		range	ge- mid- deld	% opge- lost	jr*	range	ge- mid- deld	% opge- lost	jr*	range	ge- mid- deld	% opge- lost	jr*
SCHELDE													
N	kton	24 - 50	37	82	7								
P	kton	4.3- 6.7	5.5	46	7								
As		-	-	-	-								
Cd		7.7- 14.6	10.9	18	7								
Cr		88 -136	110	8	7								
Cu		50 - 73	66	23	5								
Pb		74 -131	102	8	7								
Ni		80 -188	133	86	7								
V		75 -113	95	37	7								
Zn		396 -553	430	26	7								
Hg		0.7- 2.0	1.4	14	7								
olie	kton	0.4- 1.6	1.2	-	7								
PAK	*)	0.6- 2.4	1.5	-	7								
a-HCH		<0.1	<0.1	-	7								
c-HCH		0.1- 0.3	0.2	-	7								
dieldrin		<0.1	<0.1	-	7								
tot-PCB		-	-	-	-								
HCB		<0.1	<0.1	-	7								
EOCl		-	-	-	-								
NIEUWE WATERWEG													
N		208 - 285	256	83	7								
P		21 - 34	27	67	7								
As		-	207	74	1								
Cd		33 - 61	41	34	7								
Cr		419 -1020	635	26	7								
Cu		301 - 591	441	52	7								
Pb		228 - 560	394	24	7								
Ni		259 - 501	395	84	7								
V		281 - 544	414	-	6								
Zn		2278 -4073	2980	52	7								
Hg		2.6- 6.6	4.4	39	7								
olie	kton	3.7- 12.5	7.9	-	7								
PAK	*)	5.0- 14.1	9.5	-	5								
a-HCH		0.2- 0.4	0.3	-	7								
c-HCH		0.4- 1.1	0.8	-	7								
dieldrin		0.2- 1.3	0.4	-	7								
tot-PCB		-	-	-	-								
HCB		0.3- 1.9	1.0	-	7								
EOCl		-	-	-	-								
NOORDZEEKANAAL													
N		11 - 23	17.5	68	7								
P		1.3- 2.2	1.9	70	7								
As		9.5- 12.0	10.6	-	3								
Cd		0.4- 1.2	0.8	78	7								
Cr		6.9- 23	14.4	67	7								
Cu		16 - 44	26	76	7								
Pb		8.6- 24	16	44	7								
Ni		15 - 22	18	90	7								
V		-	-	-	-								
Zn		91 -243	138	78	7								
Hg		0.8- 2.6	1.3	63	7								
olie	kton	1.0- 2.0	1.4	-	7								
PAK	*)	0.2- 0.8	0.4	-	3								
a-HCH		-	0.1	-	2								
c-HCH		-	0.1	-	2								
dieldrin		-	-	-	-								
tot-PCB		-	0.3	-	1								
HCB		<0.1	<0.1	-	3								
EOCl		-	21	-	1								
HARINGVLIETSLUIZEN													
N	kton	38 -211	140	85	7								
P	kton	2.6- 14	9.7	73	7								
As		86 -143	117	71	5								
Cd		2.4- 39	17	30	7								
Cr		38 -376	192	35	7								
Cu		73 -317	166	65	7								
Pb		24 -416	174	19	7								
Ni		50 -261	164	79	7								
V		33 -290	145	-	7								
Zn		366 -2510	1468	45	7								
Hg		0.4- 6.6	2.7	37	7								
olie	kton	1.8- 2.6	2.2	-	7								
PAK	*)	1.1- 19	8.7	-	7								
a-HCH		0.1- 0.2	0.15	-	7								
c-HCH		0.2- 0.6	0.35	-	7								
dieldrin		0.1- 0.2	0.1	-	7								
tot-PCB		-	-	-	-								
HCB		0.1- 0.7	0.4	-	7								
EOCl		-	65	-	1								
AFSLUITDIJK													
N		11 - 42	29.0	59	7								
P		1.5- 5.1	3.5	42	7								
As		-	44	-	1								
Cd		2.1- 6.4	3.5	45	7								
Cr		-	29	-	1								
Cu		45 - 94	67	70	5								
Pb		30 - 82	53	22	5								
Ni		-	74	-	1								
V		-	58	51	1								
Zn		165 - 480	330	34	7								
Hg		0.6- 1.6	1.0	60	7								
olie	kton	0.7- 4.0	1.9	-	7								
PAK	*)	-	-	-	-								
a-HCH		-	-	-	-								
c-HCH		-	-	-	-								
dieldrin		-	-	-	-								
tot-PCB		-	-	-	-								
HCB		-	-	-	-								
EOCl		-	-	-	-								

Tabel 26. Range in vracht van een aantal stoffen via uitwateringen naar de Noordzee over de jaren 1976-1982 en gemiddelde vracht over deze jaren. Alle getallen in ton/jaar tenzij anders vermeld. Procentuele bijdrage van de opgeloste vracht in de totale vracht.

* aantal jaren waarover getallenmateriaal gebruikt c.q. beschikbaar is.

*) 6 van Borneff

hierop is de berekende slibvracht, welke een negatieve waarde zou moeten hebben.

- Als er sterke pieken in de waterafvoer voorkomen dan ontstaat er een fout wanneer er in die periode geen concentratiemetingen zijn verricht, aannemend dat de concentratie wisselt met de afvoer. Het voorkomen van sterk wisselende afvoer is met name het geval bij de Haringvlietsluizen (zie bijlage 1).

* Fout als gevolg van correctie voor verdunning met zeewater

Bij de correctie voor de verdunning met zeewater volgens vergelijking (2) wordt een tweetal aannames gedaan :

- het chloridegehalte van rivierwater wordt verondersteld 0 te zijn, of in elk geval verwaarloosbaar in vergelijking met dat van zeewater (18980 mg/l), en
- het gehalte in zeewater van de stof waarvoor de vrachtberekening wordt uitgevoerd wordt eveneens verondersteld 0 te zijn.

Wat betreft het chloridegehalte van rivierwater : dit ligt bij de rivieren waarvoor vrachtberekeningen werden uitgevoerd gemiddeld beneden de 200 mg/l, zodat de op deze wijze geïntroduceerde fout niet boven de 1 % zal liggen.

De betekenis van het onjuist zijn van de tweede veronderstelling kan als volgt worden toegelicht.

De gemeten concentratie in het mengsel van rivier- en zeewater, c_M , is gelijk aan de totale hoeveelheid van de stof, T , gedeeld door het totale volume V . Deze variabelen kunnen als volgt worden berekend uit de concentratie van de stof in rivier- en zeewater, resp. c_R en c_Z , en het volume aan rivier- en zeewater welke zijn gemengd, v_R en v_Z :

$$c_M = \frac{T}{V} = \frac{v_Z \cdot c_Z + v_R \cdot c_R}{v_Z + v_R} \quad (3)$$

Hieruit volgt dat c_R gelijk is aan :

$$c_R = \frac{c_M \cdot (v_Z + v_R) - c_Z \cdot v_Z}{v_R} = c_M \cdot \left(\frac{v_Z}{v_R} + 1 \right) - c_Z \cdot \frac{v_Z}{v_R} \quad (4)$$

Wanneer de concentratie in zeewater, c_Z , gelijk is aan 0 dan vindt de berekening van c_R uit c_M plaats volgens de mengverhouding, welke berekend wordt aan de hand van de chlorideconcentratie, volgens vergelijking (2).

Wanneer de verhouding v_Z/v_R groot is, wat bijvoorbeeld bij Vlissingen het geval is, dan kan de invloed van de term : $c_Z \cdot v_Z/v_R$ op de berekende waarde van c_R groot worden, met name wanneer c_M en c_Z weinig verschillen. De fout welke geïntroduceerd wordt door de aanname dat c_Z gelijk is aan 0 kan dan aanzienlijk zijn. Dit kan worden geïllustreerd met het onderstaand voorbeeld.

Bij Vlissingen is de verhouding $v_Z : v_R$ ongeveer 15 en is de gemeten opgeloste concentratie aan c_R 1 $\mu\text{g/l}$. Bij de aanname dat c_Z gelijk is

aan 0 is C_R volgens formule (4) gelijk aan 16 ug/l. Gemiddeld volgt uit de gemeten concentratie op de Noordzee (Appelzakraai) dat C_Z gelijk is aan 0.5 ug/l. Vergelijking (4) levert met deze waarde voor C_Z een waarde voor C_R op van 8.5 ug/l.

Om deze reden werd voor de berekening van de bijdrage van de Schelde geen gebruik gemaakt van de berekende vracht voor Vlissingen.

* Fout als gevolg van sedimentatie rivierslib in estuaria.

Als gevolg van sedimentatie in het estuarium zal een deel van het rivierslib de Noordzee niet kunnen bereiken. Daarmee zal ook een deel van de aan het rivierslib gebonden verontreinigingen de Noordzee niet bereiken. De uit tabel 26 te berekenen vracht van aan vaste stof getransporteerde verontreinigingen zijn derhalve voor de Schelde en de Nieuwe Waterweg te hoog geschat. In paragraaf 4.2 wordt hierop nader ingegaan.

* Fout als gevolg van het verwaarlozen van adsorptie/desorptie processen in estuaria.

In paragraaf 3.3.2.2. is uitvoering ingegaan op de chemische processen die zich in een estuarium kunnen afspelen. In het Rijnestuarium vindt adsorptie plaats van opgeloste metalen aan de zwevende stof. In het Scheldeestuarium daarentegen vindt een desorptie plaats van metalen gebonden aan de zwevende stof. Indien geen sedimentatie van zwevende stof in het estuarium optreedt zal het verwaarlozen van deze processen geen invloed hebben op de totale vrachtberekening van de Schelde en de Nieuwe Waterweg naar de Noordzee. Alleen het procentuele aandeel van de opgeloste respectievelijk particulaire vracht in de totale vracht zal daardoor veranderen. Als gevolg van sedimentatie in het estuarium zal echter ook de totaalvracht veranderen. In paragraaf 4.2 zal hierop nader worden ingegaan.

Als afsluiting van deze paragraaf kan gezien de voorgaande opmerkingen gesteld worden dat de in tabel 26 gepresenteerde totaalvrachten aan stoffen via de Schelde en de Nieuwe Waterweg naar de Noordzee slechts een indicatie zijn van de werkelijke vrachten.

4.1.3. Stortingen en lozingen in/op zee

4.1.3.1 Storten van industrieel afval

Het storten van industrieel afval gebeurt via schepen vanuit Nederland (Amsterdam en Rotterdam) op twee lokaties binnen het NdCP, welke zijn aangeduid met de cijfers 3 en 4 in figuur 29. Op lokatie 3 wordt behalve uit Nederland afkomstig afval, voornamelijk afval uit West-Duitsland gestort; op lokatie 4 afval uit België. Het uit Nederland afkomstige afval beslaat slechts 2% van het totaal. Het industriële afval bestaat hoofdzakelijk uit zuren, afkomstig van de TiO_2 -industrie, welke zijn verontreinigd met zware metalen in het bijzonder chroom. In tabel 27 is de geschatte belasting van de Noordzee met verontreinigingen als gevolg van het storten van industrieel afval vermeld. De cijfers zijn een opgave van directie Noordzee van Rijkswaterstaat.

Tabel 27. Belasting Noordzee door storten industrieel afval
(1981)

Stof	eenheid	hoeveelheid
Cd	ton	0.2
Cr	"	270
Cu	"	3.4
Hg	"	0.1
Pb	"	6
Ni	"	2.3
Zn	"	33
As	"	0.1

4.1.3.2 Storten van baggerspecie

Vanuit Nederland wordt in de Noordzee op 3 plaatsen baggerspecie gestort (resp. 5, 6 en 7 in figuur 29), welke op circa 5 km uit de kust zijn gelegen :

- Loswal Noord, ten N.W. van Hoek van Holland; specie afkomstig uit zeehavens van Rotterdam en Nieuwe Waterweg bij H.v.H.
- Scheveningen, specie afkomstig uit havens van Scheveningen (gemeente-, rijks-, containerhaven)
- IJmuiden, specie afkomstig uit havens en kanalen van IJmuiden

De gegevens over de storting van baggerspecie werden ontleend aan de rapportages aan de OSLO-Commissie door de Directie Noordzee van Rijkswaterstaat. In de tabellen 28, 29 en 30 staan de gegevens voor de jaren '76-'82 van de baggerspeciéstortingen : totale hoeveelheid, hoeveelheid droge stof, particulier organisch materiaal en van een aantal organische en anorganische microverontreinigingen.

Een probleem bij de interpretatie van de gegevens over storting van baggerspecie is dat onbekend is welk deel van de gestorte stoffen nieuw materiaal betreft. Een groot deel van het gestorte slib is afkomstig vanuit zee : voor de Europoort-havens wordt geschat dat ca. 90 % van de sedimenten van mariene herkomst is, voor de Botlek is de schatting 60 % (Salomons and Eysink 1981).

Tabel 28 Brutovracht via baggerspecie uit het Nieuwe Waterweggebied naar Loswal Noord

Stof	eenheid	jaar						
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982+]
totaal	10 ⁶ m ³	13.7	17.5	16.4	12.9	18.9	18.8	12.2
dr.st.	10 ⁶ ton	8.0	10.0	8.5	6.7	9.0	8.6	5.6
org.m.	,	-	0.7	0.7	0.7	0.8	0.5	0.7
EOCl	ton	25	30	47	63	13.4	34.7	25.5
dieldrin	,	0.57	0.60	-	-	-	-	-
HCB	,	0.32	0.30	0.12	0.30	0.16	0.25	0.22
PCB *)	,	-	-	-	-	7.7	2.1	1.2
PAK **)	,	-	-	-	-	-	1.75	10.6
As	,	-	-	175	110	161	193	116
Cd	,	35	40	43	31.5	47.8	49.3	39.0
Cr	,	1200	1200	1400	1040	1465	871	624
Cu	,	450	450	500	365	425	416	355
Hg	,	-	-	20	12.5	9.4	7.3	6.3
Pb	,	800	800	765	615	845	1077	810
Ni	,	200	200	235	160	246	281	210
Zn	,	3000	3000	3020	2350	3320	3125	2529
Fe	,	-	-	-	-	-	193810	156240
P	,	-	-	-	-	14540	14350	11234
N ^)	,	-	-	-	-	35750	35300	27635
Olie	,	100	100	4620	4950	9220	5200	4779

- : geen gegevens bekend dr.st. : droge stof org.m. : particulier organisch materiaal
 *) waarschijnlijk totaal-PCB **) 6 van Borneff +) toegestane hoeveelheden
 ^) berekend aan de hand van N/P verhouding in slib van Nieuwe Waterweggebied

Voor de havens van IJmuiden en Scheveningen zijn geen schattingen bekend, maar de ligging komt overeen met de Europoort, zodat ook hier het grootste deel van het slib van mariene herkomst zal zijn. Dit houdt in dat de in bovenstaande tabellen genoemde hoeveelheden droge stof niet gezien moeten worden als een aanrijking van de Noordzee met slib, het grootste deel is niet meer dan een recirculatie.

Ditzelfde gaat echter slechts ten dele op voor de aan het slib gehechte verontreinigingen. Vergeleken met rivierslib is zeeslib vrij schoon, hoewel niet volledig. De lozingen voor de Belgische kust zullen de kwaliteit van het slib nadelig beïnvloeden; voor de havens van IJmuiden en Scheveningen geldt dat een deel van het slib dat hier tot bezinking komt afkomstig kan zijn van het op Loswal Noord gestorte slib.

Ook voor de Nieuwe Waterweg geldt dat een deel van het op Loswal Noord gestorte slib hier weer kan binnendringen, bijvoorbeeld bij N.O. storm, wanneer de stromingsrichting langs de kust kan veranderen van N.N.O. (het normale patroon) naar Z.Z.W.; ook de eb en vloed-beweging verandert het stromingspatroon voor de kust gedeeltelijk in tegengestelde richting.

Samengevat kan gezegd worden dat de in bovenstaande tabellen gegeven waarden gezien moeten worden als maxima, en dat een onbekend deel berust op recirculatie van marien of zelfs rivierslib. In paragraaf 4.2 wordt hierop nader ingegaan.

Tabel 29 Brutovracht via baggerspecie uit de havens van Scheveningen naar de Noordzee

Stof	eenheid	jaar						
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
totaal	10 ⁶ m ³	0.26	0.24	0.18	0.19	0.20	0.23	0.29
dr.st.	10 ⁶ ton	0.12	0.12	0.06	0.06	0.09	0.11	0.13
org.m.	,	-	-	-	-	-	-	-
EOCl	ton	-	-	-	-	1.24	1.43	0.20
As	,	-	-	-	-	3.1	3.7	3.7
Cd	,	-	0.36	0.2	0.2	0.26	0.26	0.21
Cr	,	-	15	1	1.0	5.8	6.9	8.5
Cu	,	-	7	1	1.3	3.4	4.3	4.8
Hg	,	-	0.15	0.3	0.3	0.11	0.12	0.08
Pb	,	-	14	2	2.5	6.9	7.9	11.2
Ni	,	-	1.5	-	-	1.5	1.7	3.5
Zn	,	-	45	6	7.5	21.9	27.4	38.9
Fe	,	-	2900	200	350	172	204	2696
P	,	-	-	-	-	248	279	151
N *)	,	-	-	-	-	610	680	370
Mn	,	-	-	7	8	50	57	-
Olie/vet	,	-	125	14	15	142	184	73

- : geen gegevens bekend dr.st. : droge stof org.m. : particulier organisch materiaal

*) berekend volgens N/P verhouding in slib uit de havens

Tabel 30 Brutovracht via baggerspecie uit havens IJmuiden naar de Noordzee

Stof	eenheid	jaar						
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982
totaal	10 ⁶ m ³	2.81	2.34	3.1	3.4	4.3	5.4	3.9
dr.st.	10 ⁶ ton	1.30	1.10	1.4	0.9	1.6	2.0	1.4
org.m.	,	-	0.09	-	-	-	-	-
EOCl	ton	-	-	-	0.8	3.2	1.8	1.3
PAK	,	-	-	-	-	-	3.3	1.8
As	,	-	-	-	0.6	1.3	1.7	0.9
Cd	,	-	4.0	5	2.5	3.9	5.7	4
Cr	,	-	60	105	40	70	105	79
Cu	,	-	40	62	50	85	112	49
Hg	,	-	0.3	1	1.0	1.8	4.2	1.8
Pb	,	-	170	205	120	175	298	127
Ni	,	-	20	60	17	27	36	33
Zn	,	-	600	650	400	585	1040	437
Fe	,	-	34300	51200	30400	47160	61300	46800
P	,	-	-	-	-	-	-	3020
N	,	-	-	-	-	-	-	7400
Olie	,	-	-	-	500	775	1057	552

- : geen gegevens bekend dr.st. : droge stof org.m. : particulier organisch materiaal

4.1.3.3 Direkte lozingen vanaf land

Ter hoogte van Scheveningen vindt in de Noordzee lozing van effluent en slijk plaats, afkomstig van een voorbezinkingsinstallatie in Den Haag. Het effluent wordt 2,5 km uit de kust geloosd, het slijk 10 km uit de kust. In tabel 31 is de met beide lozingen gepaard gaande belasting met microverontreinigingen op de Noordzee vermeld. De gegevens zijn ontleend aan RIZA, 1984. Naast bovengenoemde lozingen zijn nog een drietal directe lozingen te onderscheiden:

- Riolwateroverstorten t.h.v. Noordwijk en Egmond aan Zee. Van deze overstorten ontbreken zowel kwantiteits- als kwaliteitsgegevens.
- Lozingen gezuiverd industrieel afval t.h.v. Petten. De met dit afval geloosde hoeveelheden aan verontreinigingen zijn verwaarloosbaar klein (RIZA, 1984).
- Lozing van industrieel afval op de buitenhaven van IJmuiden. Deze lozing bevatte met name relatief veel Zn, Pb en PAK's. Zij is nu gesaneerd, echter in de praktijk komt de sanering slecht tot zijn recht. Daarom zal zij hier niet worden gekwantificeerd. Bovendien is een gedeelte van deze lozing reeds in de stortingshoeveelheden van baggerspecie afkomstig van IJmuiden verdisconteerd (tabel 30).

Tabel 31. Direkte lozingen op de Noordzee vanaf land.

stof	eenheid	effluent	slijk	totaal
As	ton	0.9	0.3	1.2
Cd	"	0.7	0.7	1.4
Cr	"	2.7	2.8	5.5
Cu	"	7.3	11.8	19.1
Hg	"	0.7	0.2	0.9
Pb	"	7.3	10.3	17.6
Ni	"	0.9	0.9	1.8
Zn	"	51	74	125
N	kton	6.0	1.5	7.5
P	"	2.3	0.6	2.9
EOCl	ton	9	1.8	10.8

4.1.3.4 Belasting door scheepvaart en off-shore activiteiten

De belasting van de Noordzee door schepen kan het gevolg zijn van ongevallen danwel van zogenaamde operationele lozingen. In beide gevallen bestaat de verontreiniging met name uit olie. Echter bij de operationele lozingen zoals bijv. het overboord zetten van waswater kunnen ook andere verontreinigingen in de zee terecht komen.

De ongevallen die zich voor de Nederlandse kust hebben voorgedaan zijn relatief gering in omvang. Sinds 1969 zijn een zevental middelgrote ongevallen gebeurd waarbij tussen de 100 en 8000 m³ olie in zee stroomde (RIZA 1984).

De operationele lozingen van olie vormen kwantitatief een grotere belasting. Geschat wordt (RIZA 1984) dat per jaar als gevolg van lozing vanaf

schepen 12.000 olievlekken ontstaan. In 90% van deze gevallen gaat het om lozingen van minder dan 1 m^3 , in de overige gevallen kan dit variëren tussen minder dan 1 m^3 en enkele honderden m^3 olie.

Bovenstaande laat uiteraard niet toe dat de belasting van de zee met olie door schepen nader is te kwantificeren.

De verontreiniging door off-shore activiteiten bestaat voornamelijk uit olie, dat wordt geloosd met het proceswater. Voor het NdCP bedraagt de jaarlijkse belasting tot nu toe minder dan 2,5 ton (RIZA 1984).

4.1.4 Aanvoer vanuit zuidelijke richting

Voor het maken van een schatting van de aanvoer vanuit zuidelijke richting werden de volgende gegevens gebruikt :

- de oppervlakte van de verticale doorsnede door het NdCP ter hoogte van de Appellakraai werd geschat op 1.84 km^2 ;
- de reststroomsnelheid werd geschat op 5 cm/sec (Lee 1970).

Dit geeft een wateraanvoer vanuit het zuiden van ca. 2900 km^3 per jaar. In de RIZA-nota 'De waterkwaliteit van de Noordzee in de jaren 1975 - 1982' werd voor een berekening van de bijdrage uit zuidelijke richting een reststroomsnelheid van $2\text{ à }3\text{ cm/sec}$ gehanteerd, wat de geschatte aanvoer van contaminanten uiteraard evenredig verlaagt. Mogelijk is deze schatting gebaseerd op snelheden welke voor de Zuid-Hollandse kust voorkomen, waar de stroomsnelheid lager ligt dan gemiddeld voor de gehele kust.

De vracht aan opgeloste contaminanten werd berekend door de wateraanvoer te vermenigvuldigen met een geschatte concentratie in het zeewater van de betreffende stof.

De concentraties aan Cd, Hg, Pb, Cr, Cu en Zn in oplossing werden ontleend aan de genoemde RIZA-nota, waarin gemiddelden zijn opgenomen van de in 1981 en 1982 gemeten gehalten aan zware metalen in oplossing. Voor de schatting werden de (over een jaar gemiddelde) concentraties gebruikt welke werden gemeten op de Appellakraai, op 20 en 50 km uit de kust (A20 en A50).

In 1982 zijn de gemeten concentraties m.u.v. Hg beduidend lager dan in 1981. In het algemeen is het verschil tussen beide jaren een factor 2. Dit kan worden geweten aan het verschil in wijze van voorbereiding van de monsters (RIZA 1984). De concentraties gemeten in 1982 komen redelijk tot goed overeen met de concentraties die door Duinker en Nolting (1977) zijn gemeten (zie figuur 20) in de Noordzee en naar 35 % saliniteit geextrapoleerde waarden van door Kerdijsk en Salomons (1981) t.h.v. Vlissingen gemeten concentraties (figuur 14). Vandaar dat voor de schatting van de aanvoer van contaminanten uit het zuiden alleen de cijfers over 1982 zijn gebruikt.

De concentratie van Ni werd ontleend aan Jones en Jefferies 1983. Voor As werd een percentage in oplossing gehanteerd van 80 %.

In de nota zijn verder concentraties opgenomen van een aantal organische

microverontreinigingen (in oplossing) welke door het NIOZ op een aantal locaties voor de Nederlandse kust gemeten werden (zie par. 3.5.1). Voor de berekening werden de gemiddelden genomen van de waarden, gemeten op de locaties W10 (10 km uit de Zeeuwse kust) en N70 (70 km uit de Zuid-Hollandse kust).

Voor de PCB-concentratie werden in de RIZA-nota 6 componenten genomen welke representatief worden geacht voor de totale concentratie (zie 3.5.1). Een bezwaar hiervan is dat deze concentratie moeilijk vergelijkbaar is met voor andere bronnen beschikbare gegevens; om deze reden werd m.b.v. de oorspronkelijke NIOZ-gegevens de totale concentratie berekend van alle PCB-componenten gezamenlijk. Voor de locaties W10 en R70 was deze respectievelijk 1361 en 1199 pg/l. Ook met deze 'totaalgehalten' aan PCB's werd een aanvoer vanuit het zuiden berekend. De voor de berekening gebruikte concentraties zijn opgenomen in tabel 32.

Voor de berekening van de hoeveelheden aan contaminanten welke in suspensie aangevoerd worden werd gebruik gemaakt van de gemeten metaalgehalten welke ter hoogte van de Vlaamse banken in mariene afzettingen werden gemeten in 1978 (Salomons 1983, WL nota M1839, zie 3.5.4.2). Deze metaalgehalten gelden voor een slibafzetting met een $\% < 16$ um van 50%. Door het Waterloopkundig Laboratorium (Kerdijk en Salomons 1981) zijn t.h.v. Vlissingen zwevende stofmonsters verzameld en geanalyseerd. In deze monsters is nog een geringe bijdrage van rivierslib aanwezig. Omdat ook op andere lokaties in de Westerschelde metingen zijn verricht was het mogelijk de concentraties gemeten t.h.v. Vlissingen te extrapoleren naar 100% zeeslib. De aldus verkregen waarden komen m.u.v. Cu en Cd goed overeen met de gehalten bij 50% < 16 um in sediment van de Vlaamse Banken. Zowel Cu als Cd zijn t.h.v. Vlissingen een factor 2 hoger dan op de Vlaamse banken. Echter ook in sediment van bijvoorbeeld de Oosterschelde zijn de Cu- en Cd-gehalten vergelijkbaar met die op de Vlaamse banken. In de berekening zijn voor Cu en Cd dan ook deze waarden gebruikt.

Voor de berekening van de getransporteerde hoeveelheid slib kan de gemiddelde slibconcentratie van het zeewater worden geschat op 4-5 mg/l (RIZA 1984). Tezamen met het berekende watertransport van 2900 km³/jaar levert dit een schatting op voor het slibtransport langs de kust van 12-14.5 Mton per jaar.

Door Eisma en Kalf (1979) werd een schatting gemaakt van 9 tot 15 Mton/jaar, gebaseerd op gemiddelde slibconcentraties welke voor water met een saliniteit van meer dan 35 ‰. 1.9 mg/l bedraagt en voor kustwater met een lage saliniteit 12 mg/l.

Voor de uiteindelijke berekening van de aanvoer van gesuspendeerde contaminanten werd een schatting voor het slibtransport gehanteerd van 12.5 Mton/jaar.

De berekende hoeveelheden vanuit het zuiden aangevoerde contaminanten zijn opgenomen in tabel 32, met de gehanteerde concentraties in oplossing en de gebruikte gehalten gebonden aan gesuspendeerd materiaal. Gezien de bovengenoemde onzekerheden is de in tabel 32 gegeven schatting niet meer dan een indicatie.

4.1.5 Vergelijking van bijdragen van verschillende bronnen

In dit deel zullen de bijdragen van de diverse in de voorafgaande para-

grafen behandelde bronnen qua omvang met elkaar worden vergeleken voor een aantal stoffen. Omdat de schattingen voor een aantal bronnen vaak een grote onzekerheid vertonen kan deze vergelijking niet meer dan globaal zijn; de in de tabellen opgenomen absolute en procentuele bijdragen moeten dan ook als orde van grootte gehanteerd worden. Daarbij zij ook nog eens opgemerkt dat van de depositie en de bijdrage uit zuidelijkrichting zijn

Tabel 32 Geschatte aanvoer vanuit het zuiden van contaminanten in oplossing of gebonden aan gesuspendeerd materiaal.
* RIZA (1984) ** Henriët (1978)

Stof	in oplossing		gesuspendeerd		totaal
	concentracie	vracht	concentracie	vracht	vracht
eenheid	ug/l	ton/jaar	ug/g	ton/jaar	ton/jaar
N	-	-	-	-	380000*
P	50	140000	1000	12500	150000
As	-	1100	22	275	1375
Cd	0.07	200	0.8	10	210
Cr	0.05	1450	110	1375	2825
Cu	0.7	2030	18	225	2255
Hg	0.02	58	0.5	6	64
Pb	0.13	377	65	812	1189
Ni	0.5	1450	22	275	1725
Zn	1.6	4640	180	2250	6890

eenheid	ng/l	ton/jaar	ug/kg	ton/jaar	ton/jaar
6 PCB's	0.19	0.55	7	0.13	0.68
PCB-tot	1.287	3.7	50**	0.6	4.3
penta-CB	0.011	0.032	-	-	>0.03
hexa-CB	0.017	0.049	1	0.01	0.06
a-HCH	0.9	2.6	5.3	0.07	2.67
c-HCH	2.1	6.1	8.0	0.1	6.2
dieldrin	0.7	2.0	14	0.18	2.2
endrin	0.3	0.9	-	-	>0.9
pp'-DDT	0.1	0.3	2**	0.03	0.33

slechts schattingen beschikbaar zijn, gebaseerd op slechts enkele metingen; voor dumpingen, lozingen en bijdragen van rivieren zijn deze voor meerdere jaren gemaakt. Vanwege de detectiegrens is de bijdrage van rivieren vaak opgegeven als een maximumwaarde; deze werd bij de berekening gebruikt als zijnde de werkelijke waarde.

De in tabel 24 en 25 gegeven vrachten t.g.v. depositie en de in tabel 28, 29 en 30 gegeven vrachten t.g.v. het storten van baggerspecie zijn gemiddeld. De gemiddelde jaarvrachten aangevoerd via de rivieren en vanuit het zuiden en afkomstig van lozingen zijn rechtstreeks uit tabellen 26, 27, 31 en 32 overgenomen.

In tabel 33a zijn voor N, P, zware metalen en olie de geschatte absolute en relatieve bijdrage in de totale belasting opgenomen. In tabel 33b zijn de absolute bijdragen van enkele organische microverontreinigingen vermeld. Vanwege het ontbreken van vrachtgegevens van een

Tabel 33a Absolute en relatieve brutobijdrage van verschillende bronnen aan de belasting van de Noordzee met zware metalen, nutriënten en olie.

stof	As		Cd		Cr		Cu		
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	
Bron:									
Rivieren			21.0		21.5		18.5		20.
Schelde	34	1.7	11	3.2	110	2.1	66	1.8	
H.vliet sl.	117	6.0	17	5.0	192	3.6	166	4.5	
Nw.Waterweg	207	10.6	41	12.1	635	12.0	441	11.8	
N.zee Kanaal	10.6	0.5	0.8	0.2	14	0.3	26	0.7	
Afsluitdijk	44	2.2	3.5	1.0	29	0.5	67	1.8	
Depositie	16		0.8		8		2.4		7
Lozingen			0.1		0.6		5.1		5.1
ind. afval	0.1	0.0	0.6	0.2	270	5.1	3.4	0.1	
direkt	1.2	0.1	1.4	0.4	5	<0.1	19	0.5	
Stortingen baggerspecie			8.0		13.4		22.7		13.
Loswal Noord	151	7.7	41	12.1	1114	21.1	423	11.4	
Scheveningen	3.5	0.2	0.3	0.1	6	0.1	3.6	0.1	
IJmuiden	1.1	0.1	4.2	1.2	76	1.5	66	1.8	
Aanvoer zuiden	1375		70.1		210		62.8		2825
Totaal	1960		100		339		100		5283

stof	Hg		Pb		Ni		V		
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	
Bron:									
Rivieren			11.9		22.6		28.0		5.
Schelde	1.4	1.5	102	3.1	133	4.8	95	6.7	
H.vliet sl.	2.7	3.0	174	5.3	164	5.9	145	10.2	
Nw. Waterweg	4.4	4.9	394	12.1	395	14.1	414	29.2	
N.zee Kanaal	1.3	1.4	16	0.5	18	0.6	-	-	
Afsluitdijk	1.0	1.1	53	1.6	74	2.6	58	4.1	
Depositie	<1.9		2.1		300		9.2		35
Lozingen			1.1		0.7		0.2		0.2
ind. afval	0.1	0.1	6	0.2	2.3	0.1	625	44.1	4
direkt	0.9	1.0	17	0.5	1.8	0.1	-	-	
Stortingen baggerspecie			14.2		30.9		9.0		
Loswal Noord	11	12.1	816	25.1	219	7.8	-	-	
Scheveningen	0.18	0.2	7	0.2	2.1	0.1	-	-	
IJmuiden	1.7	1.9	182	5.6	32	1.1	-	-	
Aanvoer zuiden	64		70.7		1189		36.5		1725
Totaal	90		100		3256		100		2801

Vervolg tabel 33a

stof	Zn		N		P		olie	
	ton	%	kton	%	kton	%	kton	%
Bron:								
Rivieren		31.2		51.7		22.1		69.0
Schelde	430	2.5	37	4.0	5.5	2.6	1.2	5.7
H.vliet sl.	1468	8.6	140	15.1	9.7	4.5	2.2	10.4
Nw. Waterweg	2980	17.4	256	27.6	27	12.5	7.9	37.3
N.zee Kanaal	138	0.8	18	1.9	1.9	0.9	1.4	6.6
Afsluitdijk	330	1.9	29	3.1	3.5	1.6	1.9	9.0
Depositie	1200		7.0	18	1.9	1.2	0.6	-
Lozingen			0.9		0.8		1.3	-
ind. afval	33	0.2	-	-	-	-	-	-
direkt	125	0.7	7.5	0.8	2.9	1.3	-	-
Startingen baggerspecie			20.7		4.5		6.3	31.0
Loswel Noord	2910	17.0	32.9	3.6	13.4	6.2	5.8	27.1
Scheveningen	25	0.1	0.6	0.1	0.2	0.1	0.1	0.5
IJmuiden	619	3.6	7.4	0.8	-	-	0.7	3.4
Aanvoer zuiden	6890		40.3	380	41.0	150	69.7	-
Totaal	17148		100	926	100	215	100	21.2

Tabel 33b Absolute bruto bijdrage van verschillende bronnen aan de belasting van de Noordzee met organische micro-verontreinigingen.

stof	a-HCH	c-HCH	HCB	dieldrin	PCB	PAK	EOCL
	ton	ton	ton	ton	ton	ton	ton
Bron:							
Rivieren							
Schelde	<0.1	0.2	<0.1	<0.1	-	1.5	-
H.vliet sl.	0.15	0.35	0.4	0.1	-	8.7	65
Nw. Waterweg	0.3	0.8	1.0	0.4	-	9.5	-
N.zee Kanaal	0.1	0.1	<0.1	-	0.3	0.4	21
Afsluitdijk	-	-	-	-	-	-	-
Depositie	1.0	1.6	0.5	0.3	1.6	11	-
Lozingen							
ind. afval	-	-	-	-	-	-	-
direkt	-	-	-	-	-	-	10.8
Starting baggerspecie							
Loswel Noord	-	-	0.24	0.6	3.7	6.2	34
Scheveningen	-	-	-	-	-	-	1.0
IJmuiden	-	-	-	-	-	2.5	1.4
Aanvoer zuiden	2.7	6.2	0.06	2.2	4.3	-	-

aantal bronnen werd een berekening van de procentuele bijdrage van deze verontreinigingen niet zinvol geacht. In tabel 33 zijn alleen de totaalvrachten opgenomen en is geen onderscheid gemaakt tussen opgelost en gebonden aan vaste stof.

4.2 Netto bijdragen van bronnen aan de belasting van de Noordzee met chemische stoffen

In dit hoofdstuk zal getracht worden de brutobijdragen van bronnen aan de belasting van de Noordzee met verontreinigingen, zoals gegeven in tabel 33, te vertalen naar nettobijdragen. Daarbij zal, voor zover mogelijk, onderscheid gemaakt worden tussen vrachten in oplossing en gebonden aan de vaste stof. De toevoer via depositie, directe lozing, lozing van industrieel afval en door de uitwatering via de Haringvliet-sluizen, Noordzeekanaal en Afluitdijk kan reeds opgevat worden als nettobijdragen. De toevoer via baggerspecie en de rivieren Schelde en Nieuwe Waterweg niet. Wat de baggerspecie betreft is het zo dat de bijdrage van uit zee afkomstig sediment is meegeteld, welke bijdrage moet worden geëlimineerd. Voor het berekenen van de nettobijdrage van baggerspecie is alleen van belang wat de bijdrage is van rivierslib in deze baggerspecie en van lozingen die plaatsvinden in de havens waar gebaggerd wordt. In het geval van de rivieren dient rekening te worden gehouden met sedimentatie van rivierslib in het Schelde- en Rijnestuarium en met adsorptie/desorptieprocessen. Daarbij dient te worden opgemerkt dat de in de tabellen 26 en 33 gegeven brutobijdragen zijn berekend op basis van metingen nabij de Belgisch/Nederlandse grens voor wat betreft de Schelde en t.h.v. Maassluis voor wat betreft de Nieuwe Waterweg.

4.2.1 Zware metalen, stikstof en fosfor

4.2.1.1 Baggerspecie

Loswal Noord

De totale afvoer van de Rijn bedraagt te Lobith 3.4 Mton (zie bijlage 4H en Salomons en Eysink 1981). Na aftrek van de afvoer van zwevende stof via de IJssel (ca. 0.3 Mton) en de Nieuwe Merwede (ca. 1.4 Mton) blijft voor de afvoer van rivierslib via de Nieuwe en Oude Maas over 1.7 Mton. Een gedeelte hiervan sedimenteert in die gebieden, waarvan de baggerspecie op land wordt gestort. Aan de hand van de totale hoeveelheid baggerspecie die op het land gestort worden (2 Mton/jaar) en de gemiddelde verhouding rivier-/zeeslib (0.45) wordt de hoeveelheid rivierslib die op het land gestort wordt geschat op 0.9 Mton. De overige 0.8 Mton sedimenteert in die gebieden, waarvan de baggerspecie in zee gedumpt wordt, of wordt rechtstreeks naar de Noordzee afgevoerd. Op basis van de totale hoeveelheid in zee gestorte baggerspecie (6 Mton/jaar) en de gemiddelde verhouding rivier-/zeeslib in deze baggerspecie (0.10) kan de hoeveelheid rivierslib die op zee gestort wordt geschat worden op 0.6 Mton. De rest, 0.2 Mton, wordt rechtstreeks naar zee afgevoerd. Om nu de nettobijdragen van de storting van baggerspecie op Loswal Noord aan de belasting van de Noordzee met chemische stoffen te berekenen dient de hoeveelheid van 0.6 Mton rivierslib vermenigvuldigd te worden met de concentraties aan deze stoffen in rivierslib. Deze concentraties zijn

berekend uit bijlage 4D en weergegeven in tabel 34. In dezelfde tabel is de nettotoevoer naar de Noordzee van metalen en fosfor via baggerspecie gestort op Loswal Noord.

Tabel 34. Concentraties aan metalen en fosfor in riviersediment en netto toevoer van deze stoffen naar de Noordzee via baggerspecie gestort op Loswal Noord.

Stof	concentratie mg/kg	toevoer ton/jaar	stof	concentratie mg/kg	toevoer ton/jaar
P	8600	5160	Pb	290	174
As	52	31	Ni	61	36.6
Cd	26	15.6	Zn	1385	831
Cr	455	273	Hg	2.6	1.6
Cu	205	123	N	14000	8400

Baggerspecie uit Scheveningen en IJmuiden

De baggerspecie afkomstig uit de havens van Scheveningen en IJmuiden is voor het grootste gedeelte van mariene herkomst. Op basis van de gegevens uit tabel 29 en 30 kunnen de gemiddelde concentraties in de op zee gestorte baggerspecie berekend worden. Deze zijn gegeven in tabel 35. Vergelijking met de gehalten in het sediment dat vanuit het Zuiden langs de kust wordt getransporteerd (tabel 32) leert dat het gehalte aan Cr in de baggerspecie uit Scheveningen en IJmuiden lager is dan dat in het sediment uit het zuiden; het gehalte aan Ni is gelijk. De overige gehalten zijn in een of beide typen baggerspecie verhoogd door toevoeging via lozingen. De nettobijdrage van de baggerspecie is afgeschat door het verschil tussen het gehalte in de baggerspecie en dat in sediment uit het zuiden te vermenigvuldigen met de gestorte hoeveelheid, welke is gegeven in tabel 29 en 30. De geschatte bijdragen zijn vermeld in tabel 35.

Tabel 35. Concentraties aan metalen in baggerspecie uit Scheveningen en IJmuiden en nettobijdrage aan de belasting van de Noordzee.

stof	concentraties mg/kg		nettobijdrage (ton/jaar)	
	Schevingen	IJmuiden	Scheveningen	IJmuiden
P	2150	2160	110	1560
As	35	20	1.3	0
Cd	3.0	3.0	0.22	3.0
Cr	60	54	0	0
Cu	36	47	1.8	38
Hg	1.8	1.2	0.13	1.0
Pb	70	130	0	91
Ni	21	23	0	0
Zn	250	442	7	367

4.2.1.2 Rivieren

Schelde

Als gevolg van sedimentatie zal de toevoer van aan zwevende stof gehechte chemische stoffen naar open zee lager zijn dan is aangegeven in tabel 26. Is in tabel 26 rekening gehouden met een zwevende stof transport van 0.4 Mton/jaar, door Kerdijk en Salomons (1981) is een nettotransport van riviersediment berekend van 0.1 Mton.

Daarnaast vindt in het estuarium desorptie plaats van metalen en P (zie ook de paragraaf 3.3.2.2), waardoor de concentraties in oplossing toenemen en die gebonden aan de vaste stof afnemen. Daardoor zal de toevoer van opgeloste metalen en fosfor naar de Noordzee groter zijn dan berekend in tabel 26 en de toevoer van deze stoffen gebonden aan de vaste fase lager. In tabel 36 is een vergelijking gemaakt tussen de gehalten in rivierwater en rivierslib van de Schelde zoals berekend uit tabel 26 (jaarvrachten) en bijlage 4A (zwevende stof vracht) en die, waarbij rekening is gehouden met desorptie (zie figuur 14). Tevens zijn in deze tabel de bruto (tabel 26) en netto opgeloste en particulier gebonden jaarvrachten van metalen, N en P vermeld.

Tabel 36. Vergelijking bruto en netto jaarvrachten van metalen, N en P via de Schelde naar de Noordzee de daaraan ten grondslag liggende concentraties in oplossing en gebonden aan de vaste fase

stof	concentratie in oplossing [ug/l]		concentratie in vaste stof [mg/kg]		opgeloste jaarvracht [ton/jaar]		gesuspendeerde jaarvracht [ton/jaar]	
	1)	2)	1)	2)	1)	2)	1)	2)
As	-	2.0	-	60 *	-	7 *	-	2 *
Cd	0.56	1.6	22	5	2	5.2	9	0.5
Cr	2.5	10	253	170	9	35	101	17
Cu	4.3	7.5	130	200	15	26	51	20
Hg	0.06	0.15	3.0	2.1	0.2	0.52	1.2	0.2
Pb	2.3	15	240	170	8	52	94	17
Ni **	32	23	46	55	114	80	19	5.5
Zn **	32	45	800	800	112	140	318	80
P	720	1000	7430	3500	2500	3500	3000	350
N	8830		16000		30900		6400	1600

1) volgens tabel 26

2) rekening houdend met desorptie en [voor jaarvrachtberekening] sedimentatie

- niet bekend

* geschat

** voor Ni en Zn vindt desorptie stroomopwaarts van de grens plaats, daardoor komen concentraties aan deze metalen in oplossing en gebonden aan vaste fase onder kolom 1) en 2) goed met elkaar overeen.

Nieuwe Waterweg

Onder 4.2.1.1 is een schatting gemaakt van de hoeveelheid zwevende stof afkomstig van de Rijn die via de Nieuwe Waterweg rechtstreeks naar de Noordzee wordt afgevoerd. Deze schatting is gelijk aan 0.2 t/ton per

jaar. In het Rijnestuarium vindt adsorptie van metalen plaats (zie paragraaf 3.3.2.2). Omdat deze zich afspeelt stroomopwaarts van de plaats waarop de gegevens in tabel 26 betrekking hebben, hoeven de uit tabel 26 en bijlage 4D berekende opgeloste en particuliere concentraties niet gecorrigeerd te worden. Dit houdt in dat de uit tabel 26 af te leiden opgeloste bruto jaarvrachten gelijk zijn aan de netto jaarvrachten. De uit tabel 26 af te leiden particulier gebonden vrachten (berekend op een zwevende stof vracht van 1 Mton/jaar) hoeft alleen vermenigdvuldigd te worden met een factor 0.2 om de netto particulier gebonden vracht te krijgen.

4.2.1.3 Vergelijking van de nettojaarvrachten van de verschillende bronnen

Op basis van tabel 33 voor wat betreft de lozingen en de depositie, tabel 26 voor wat betreft de uitwateringen via de Haringvlietsluizen, het Noordzeekanaal en de Afluitdijk en bovenstaande gegevens t.a.v. de baggerspecie en de rivieren Schelde en Nieuwe Waterweg is een vergelijking te maken van de bijdragen van de verschillende bronnen aan de netto-belasting van de Noordzee met metalen en fosfor. Daartoe zijn in de tabellen 37, 38 en 39 de absolute en procentuele bijdragen vermeld voor achtereenvolgens de opgeloste, aan vaste stof gebonden en totaal vrachten. Onder opgeloste vrachten zijn, naast de opgeloste vrachten via de uitwateringen, meegenomen een deel van de directe lozingen (tabel 31, effluent), de lozing van industrieel afval (die voornamelijk bestaat uit zuren) en de depositie. De via de depositie aangevoerde stoffen worden namelijk in opgeloste vorm aangevoerd of gebonden aan zeer kleine deeltjes, welke goed oplosbaar zijn (zie figuur 9 en 10). Daarom is de bijdrage van de depositie onder de opgeloste stoffen gerangschikt. Onder gesuspendeerde vracht is verstaan de gesuspendeerde vracht aangevoerd door de rivieren, een deel van de directe lozing en de vracht t.g.v. de storting van baggerspecie.

De rivieren zijn met ongeveer 90% van de totale opgeloste vracht verreweg de belangrijkste bron van opgelost As, Ni en P voor de Noordzee. Dit geldt in iets mindere mate voor Cd, Cu, Hg en Cr en in veel mindere mate voor Pb. De directe lozing vormt met 48% een belangrijke bron van Cr. Ook de toevoer van P en Hg met de directe lozing is niet te verwaarlozen. Met de depositie komt relatief vrijwel geen As, Cr, Ni en P in de Noordzee. Voor wat betreft Cd, Cu, Zn en Pb is de depositie met resp. 23, 30, 31 en 59% wel belangrijk. Een onderverdeling tussen de rivieren leert dat de Nieuwe Waterweg, de rivier met de hoogste waterafvoer, de grootste bron is, gevolgd door het Haringvliet. De bijdrage van het IJsselmeer is in vergelijking tot zijn afvoer relatief gering en bedraagt minder dan 10% van het totaal. Dit is een direct gevolg van de adsorptieprocessen in het IJsselmeer (zie hoofdstuk 3). Ondanks de geringe afvoer is de door de Schelde aangevoerde opgeloste vracht relatief groot. Voor Cd, Pb en Ni is de bijdrage meer dan 10% van het totaal. Dit is een rechtstreeks gevolg van de desorptie van metalen en P in het Schelde-estuarium.

Tabel 37. Opgeloste nettobijdragen, in absolute eenheden en procenten, aan de belasting van de Noordzee met metalen, stikstof en fosfor door verschillende bronnen.

	As		Cd		Cr		Cu		Hg	
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
Totaal Rivieren	280	94.3	25.8	74.4	282	50.2	424	68.5	4.8	64.2
Schelde	7	2.4	5.2	15.0	35	6.2	26	4.25	0.52	7.0
H.vliet sl.	83	27.9	5.1	14.7	67	11.9	107	17.3	1.07	14.4
Nw. Waterweg	153	51.5	13.5	38.9	166	29.5	225	36.3	1.8	24.2
N.zee Kanaal	6	2.0	0.6	1.7	10	1.8	20	3.2	0.82	11.0
Afsluitdijk	31	10.4	1.4	4.0	4	0.7	46	7.5	0.56	7.5
Storting ind. afval	0.1	<0.1	0.2	0.6	270	48.0	3.4	0.5	0.1	0.8
Directe lozingen	0.9	0.3	0.7	2.0	3	0.5	7	1.2	0.7	9.4
Depositie	16	5.4	8	23.1	7	1.2	185	29.9	<1.9	25.6
Totaal	297	100	34.7	100	562	100	619	100	7.4	100

	Pb		Ni		Zn		P		N	
	ton	%	ton	%	ton	%	kton	%	kton	%
Totaal Rivieren	196	38.6	611	94.1	2557	66.6	30.4	89.7	393	94.2
Schelde	52	10.2	80	12.4	140	3.6	2.5	7.4	30.9	7.4
H.Vliet sl.	32	6.3	129	19.9	670	17.4	7.1	20.9	119.3	28.6
Nw. Waterweg	94	18.5	328	50.5	1530	39.8	18	53.1	214	51.3
N.zee Kanaal	7	1.4	16	2.5	105	2.7	1.3	3.8	11.9	2.9
Afsluitdijk	11	2.2	58	9.0	112	2.9	1.5	4.4	17.0	4.1
Storting ind. afval	6	1.0	2.3	0.4	33	0.9	-	-	-	-
Directe lozingen	7	1.4	1	0.2	51	1.3	2.3	6.8	6.0	1.4
Depositie	300	59.1	35	5.4	1200	31.2	1.2	3.5	18	4.3
Totaal	509	100	649	100	3841	100	33.9	100	417	100

In de particulier gebonden vrachten (tabel 38) naar de Noordzee hebben de rivieren een aandeel dat voor de verschillende elementen weinig varieert en tussen 45 en 68% ligt. De rest van de particulier gebonden vracht komt op rekening van de baggerspecie, aangezien de directe lozing een bijdrage levert die kleiner is dan 5%. Wat de rivieren betreft levert het Haringvliet de grootste bijdrage, gevolgd door de Nieuwe Waterweg, het IJsselmeer, de Schelde en het Noordzeekanaal.

Voor As, Cd, Cr, Cu en Ni is van de baggerspecie de storting op Loswal Noord de belangrijkste. De baggerspecie uit IJmuiden is een relatief grote bron van Hg, Pb en Zn. Ongeveer een derde van het Hg, Pb en Zn die netto met de baggerspecie in de Noordzee komt is afkomstig uit IJmuiden.

Tabel 38. Particulair gebonden nettobijdragen, in absolute eenheden en procenten, aan de belasting van de Noordzee met metalen stikstof en fosfor door verschillende bronnen.

	As		Cd		Cr		Cu		Hg	
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
Totaal Rivieren	68.0	67.5	20.0	50.6	263	48.8	146	45.5	3.25	53.6
Schelde	6.0	6.0	0.5	1.3	17	3.2	20	6.2	0.21	3.4
H.vliet sl.	34	33.7	12	30.4	125	23.2	58	18.1	1.7	27.2
Nw. Waterweg	10.4	10.3	5.2	13.2	91	16.9	41	12.8	0.52	8.3
N.zee Kanaal	4.6	4.6	0.2	0.5	5	0.9	6	1.9	0.48	7.7
Afsluitdijk	13.0	12.9	2.1	5.3	25	4.6	21	6.5	0.44	7.0
Totaal baggerspecie	32.5	32.2	18.8	47.6	273	50.6	163	50.8	2.69	43.0
Loswal Noord	31.2	31.0	15.6	39.5	273	50.6	123	38.3	1.56	25.0
Scheveningen	1.3	1.3	0.2	0.5	0	0	2	0.6	0.13	2.1
IJmuiden	0	0	3.0	7.6	0	0	38	11.8	1.0	16.0
Directe lozing	0.3	0.3	0.7	1.8	3	0.6	12	3.7	0.2	3.2
Totaal	100.8	100	39.5	100	539	100	321	100	6.25	100

	Pb		Ni		Zn		P		N	
	ton	%	ton	%	ton	%	kton	%	kton	%
Totaal rivieren	267	49.3	69.5	65.0	1412	52.5	7.25	49.5	48.3	83.0
Schelde	17	3.1	5.5	5.1	80	3.0	0.35	2.4	1.6	2.7
H.vliet sl.	141	26.0	34	31.8	807	30.0	2.6	17.7	20.7	35.6
Nw. Waterweg	58	10.7	12	11.2	277	10.3	1.7	11.5	8.4	14.4
N.zee Kanaal	9	1.7	2.0	1.9	30	1.1	0.6	4.1	5.6	9.6
Afsluitdijk	42	7.7	16	15.0	218	8.1	2.0	13.7	12.0	20.6
Totaal baggerspecie	265	48.9	36.6	34.2	1205	44.8	6.8	46.4	8.4	14.4
Loswal Noord	174	32.1	36.6	34.2	831	30.9	5.1	39.4	8.4	14.4
Scheveningen	0	0	0	0	7	0.3	0.1	0.7		
IJmuiden	91	16.8	0	0	367	13.6	1.6	10.9		
Direkte lozing	10	1.8	0.8	0.9	74	2.7	0.6	4.1	1.5	2.6
Totaal	542	100	107	100	2691	100	14.7	100	58.2	100

Totaal gezien (tabel 39) ligt het aandeel van de rivieren in de nettobelasting van de Noordzee met As, Ni en P tussen 80 en 90%. Voor Cd, Cu, Hg en Zn is het aandeel van de rivieren 60%. De overige 40% zijn ongeveer gelijkelijk verdeeld over de baggerspecie en de depositie. T.a.v. Cr is het rivieraandeel ongeveer 50%, waarbij de rest evenredig voor rekening komt van de baggerspecie en de lozing van industrieel afval. Voor Pb is het aandeel van de rivieren nog lager, te weten 44%, met een ongeveer gelijkelijke verdeling over baggerspecie en depositie van de overige 56%.

Tabel 39. Totale nettobijdrage, in absolute eenheden en procenten, aan de belasting van de Noordzee met metalen, N en P door verschillende bronnen.

	As		Cd		Cr		Cu		Hg	
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
Totaal rivieren	348	87.4	45.8	61.7	545	49.5	570	60.6	8.12	59.2
Schelde	13	3.3	5.7	7.7	52	4.7	46	4.9	0.73	5.3
Haringvliet	117	29.4	17	22.9	192	17.4	165	17.5	2.77	20.2
Nieuwe Waterweg	163	41.0	18.7	25.2	257	23.4	266	28.3	2.32	16.9
Noordzeekanaal	11	2.8	0.8	1.1	15	1.4	26	2.8	1.3	9.5
Afsluitdijk	44	11.1	3.5	4.7	29	2.6	67	7.1	1.0	7.3
Totaal baggerspecie	32.5	8.2	18.8	25.3	273	24.8	163	17.3	2.69	19.6
Loswal Noord	31.2	7.8	15.6	21.0	273	24.8	123	13.1	1.56	11.4
Scheveningen	1.3	0.3	0.2	0.3	0	0	2	0.2	0.13	0.9
IJmuiden	0	0	3.0	4.0	0	0	38	4.1	1.0	7.3
Starting Ind. afval	0.1	0.1	0.2	0.3	270	24.5	3.4	0.4	0.1	0.4
Directe lozingen	1.2	0.3	1.4	1.9	5.5	0.5	19.1	2.0	0.9	6.6
Depositie	16	4.0	8	10.8	7	0.6	185	19.7	<1.9	13.9
Totaal	398	100	74.2	100	1101	100	941	100	13.7	100

	Pb		Ni		Zn		P		N	
	ton	%	ton	%	ton	%	kton	%	kton	%
Totaal rivieren	463	44.1	681	90.0	3969	60.8	37.6	77.5	441	92.6
Schelde	69	6.6	85	11.2	220	3.4	2.85	5.9	32.5	6.8
Haringvlietaluizen	174	16.6	163	21.5	1477	22.6	9.7	20.0	140	29.4
Nieuwe Waterweg	152	14.5	340	44.9	1807	27.7	19.7	40.6	222	46.6
Noordzeekanaal	16	1.5	18	2.4	135	2.1	1.9	3.9	17.5	3.7
Afsluitdijk	53	5.0	74	9.8	330	5.1	3.5	7.2	29.0	6.1
Totaal baggerspecie	265	25.2	36.6	4.8	1205	18.5	6.8	14.0	8.4	1.8
Loswal Noord	174	16.6	36.6	4.8	831	12.7	5.1	10.5	8.4	1.8
Scheveningen	0	0	0	0	7	0.1	0.1	0.2	-	-
IJmuiden	91	8.7	0	0	367	5.6	1.6	3.3	-	-
Starting ind. afval	6	0.6	2.3	0.3	33	0.5	-	-	-	-
Directe lozingen	17.6	1.7	1.8	0.2	125	1.9	2.9	6.0	7.5	1.6
Depositie	300	28.5	35	4.6	1200	18.4	1.2	2.5	19.5	4.1
Totaal	1051	100	756	100	6526	100	48.5	100	476	100

Als afsluiting van deze paragraaf is in tabel 40 nog eens de totale jaarlijkse netto belasting van de Noordzee met metalen, stikstof en fosfor vermeld, alsmede een onderverdeling naar belasting van deze

stoffen in oplossing en gebonden aan de vaste stof. De tabel is samengesteld uit de vorige drie tabellen. Voor Cd, Cr, Hg en Pb is deze verdeling ongeveer 50%-50%. Voor de overige elementen is de opgeloste vracht groter dan de particulier gebonden vracht. Het grootste verschil geldt Ni; maar liefst 86% van de totale Ni-vracht wordt in oplossing naar de Noordzee getransporteerd.

Tabel 40. Netto belasting van de Noordzee met metalen, N en P verdeeld over de opgeloste en particuliere fase.

Stof	Totaal	Opgelost		Gebonden aan vaste stof	
	ton	ton	% van totaal	ton	% van totaal
As	398	297	75	101	25
Cd	74.2	34.7	47	39.5	53
Cr	1101	562	51	539	49
Cu	941	619	66	321	34
Hg	13.7	7.4	54	6.3	46
Pb	1051	509	48	542	52
Ni	756	649	86	107	14
Zn	6526	3841	59	2691	41
P (kton)	48.5	33.9	70	14.7	30
N (kton)	476	417	88	58.2	12

4.2.2. Organische microverontreinigingen en olie

Voor de organische microverontreinigingen en olie is het in vergelijking met de zware metalen veel moeilijker een netto balans op te stellen en wel om de volgende redenen:

- Veel gegevens ontbreken (zie tabel 33b)
- Waar wel gegevens zijn zijn die niet altijd even nauwkeurig, omdat de gemeten concentraties, waarmee de gegevens zijn berekend, veelal beneden de bepalingsgrens lagen; en
- Gegevens zijn alleen gebaseerd op totaalgehalten; dat wil zeggen dat voor de rivieren geen onderscheid te maken valt tussen opgelost en particulier gebonden gehalten. Dit laatste is wel nodig om bijv. de nettobijdrage van baggerspecie te berekenen (zie 4.2.1.1).

Toch zal een poging tot een nettobalans gedaan worden, met als enig doel om af te schatten wat de belasting op de Noordzee is t.o.v. wat via het zuiden wordt aangevoerd. Ten behoeve van deze nettobalans zal enerzijds gebruik worden gemaakt van resultaten van de monstercampagnes van het afgezet sediment in het beneden-rivierengebied, uitgevoerd door Gemeentewerken Rotterdam en Rijkswaterstaat (GWR en RWS, 1981, 1984) en anderzijds van de resultaten van de routinematige metingen van het RIZA in 1983 (kwartaalverslagen RIZA 1983). In dat jaar is de nauwkeurigheid van de metingen van totaalgehalten sterk verbeterd als gevolg van de daling in de bepalingsgrenzen met een factor 10 van 0,01 ug/l tot 0,001 ug/l. Bij gebruikmaking van bovenstaande referenties is het alleen mogelijk een nettobijdrage voor het Haringvliet, de Nieuwe Waterweg en de bagger-

specie gestort op Loswal Noord af te schatten. Verwacht mag worden, dat deze drie bronnen in totaliteit, evenals voor de zware metalen en fosfor, de grootste bijdrage leveren tot de belasting van de Noordzee met organische microverontreinigingen. Voor de PAK's, EOC1 en olie is het desalniettemin onmogelijk gebleken een redelijke schatting van de netto jaarvrachten via genoemde bronnen te geven. Zij zullen in deze paragraaf verder niet worden behandeld.

Uit de gegevens van GWR en RWS (1981, 1984) is gebleken dat de gehalten aan a-HCH, c-HCH en dieldrin in rivierslib lager zijn dan 10 ng/g. Dit geeft voor deze stoffen een zeer geringe bijdrage van de netto particulier gebonden vrachten (zie tabel 41). De concentraties aan HCE en PCB's in rivierslib kunnen geschat worden op resp. 120 en 3000 ng/g. M.b.v. genoemde gehalten is de bijdrage van het particulier gebonden gehalte in het totaalgehalte (kwartaalverslagen RIZA 1983) en daarmee het opgeloste gehalte te berekenen in rivierwater. Op deze wijze kunnen de netto jaarvrachten worden afgeschat. De resultaten zijn weergegeven in tabel 41. Uit de tabel valt af te lezen dat a-HCH, c-HCH en dieldrin via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg met name in de opgeloste fase worden getransporteerd. HCE en PCB's daarentegen worden eveneens in belangrijke mate gebonden aan de vaste fase naar de Noordzee afgevoerd.

Tabel 41. Nettobijdragen (in tonnen/jaar) van enkele bronnen aan de belasting van de Noordzee met een vijftal organische microverontreinigingen.

Stof	Haringvlietssluisen		Nieuwe Waterweg		Baggerspecie Loswal Noord
	opgelost	gesuspenderd	opgelost	gesuspenderd	gesuspenderd
a-HCH	0.09	0.003	0.14	0.002	0.006
c-HCH	0.4	0.003	0.6	0.002	0.006
dieldrin	0.03	0.003	0.05	0.002	0.006
HCB	<0.03	0.04	<0.05	0.03	0.1
tot-PCB	0.3	0.9	0.5	0.6	1.8

4.2.3. Evaluatie nettobalansen

In deze paragraaf zal aangegeven worden wat de betekenis is van de naar de Noordzee afgevoerde vrachten op de samenstelling van het Noordzeewater. Opnieuw zal onderscheid gemaakt worden tussen zware metalen en fosfor enerzijds en organische microverontreinigingen anderzijds.

4.2.3.1 Zware metalen en fosfor

M.b.v. de gegevens uit tabel 32, 37 en 38 zijn op basis van conservatief gedrag de concentraties in oplossingen en gebonden aan de vaste stof te berekenen in dat gedeelte van de Noordzee, waar alle bronnen hun invloed hebben doen gelden dus bijv. ter hoogte van Den Helder. Wat betreft de concentratie in oplossing zal dit worden gedaan voor water met een saliniteit van 29 en 32‰.

De totale zoetwaterafvoer naar de Noordzee is over de jaren 1976 t/m 1982 gemiddeld $90 \text{ km}^3/\text{jaar}$ geweest. Water met een saliniteit van 29‰. is dan gemengd met 500 km^3 en water met een saliniteit van 32 ‰. met 1300 km^3 uit het zuiden. Dit is resp. 17 en 45% van de totale geschatte afvoer van water uit het zuiden naar de noordelijke Noordzee. In tabel 42 staat aangegeven wat de opgeloste concentraties in water van 29 en 32 ‰. zouden zijn op basis van conservatief gedrag. In de tabel is de bijdrage van depositie niet meegenomen. Dit is enerzijds gebeurd omdat deze is berekend op een oppervlak van de Noordzee die zich uitstrekt tot 70 km uit de kust, terwijl de invloed van rivierwater tot ongeveer 25 km uit de kust beperkt blijft. Anderzijds is dit gebeurd omdat de spreiding in de bijdrage van depositie groot is (zie tabel 24).

Tabel 42. Berekende opgeloste concentraties aan zware metalen en fosfor in $\mu\text{g/l}$ in Noordzeewater t.h.v. Den Helder met een saliniteit van resp. 29 en 32 ‰.

Stof	Gemeten gehalte in water aangevoerd vanuit het Zuiden	berekend gehalte 29‰.	berekend gehalte 32‰.
Cd	0.07	0.11	0.09
Cr	0.5	1.30	0.87
Cu	0.7	1.3	0.96
Pb	0.13	0.44	0.26
Ni	0.5	1.5	0.94
Zn	1.6	5.7	3.3
Hg	0.02	0.026	0.023
P	50	100	70

In figuur 20 zijn de voor de kust gemeten opgeloste concentraties aan Cu, Zn en Cd weergegeven alsmede de saliniteit. De concentraties t.h.v. de Noord-Hollandse kust komen redelijk overeen met de berekende gehalten, zeker wanneer in aanmerking wordt genomen dat figuur 20 een momentopname betreft. Uit tabel 43 blijkt dat, op basis van conservatief gedrag, de opgeloste gehalten aan Cd en Hg voor de kust het minst zijn verhoogd. De overige gehalten zijn in water van 32‰., welke op een afstand van 10 a 20 km uit de kust wordt aangetroffen, een factor 1,5 tot 2 keer zo hoog als in het water aangevoerd vanuit het zuiden. Voor het afschatten van de invloed van depositie is een aparte berekening gemaakt. Daaruit blijkt dat t.g.v. depositie alleen een noemenswaardige verhoging van de opgeloste concentraties aan Pb en Zn kan plaatsvinden te weten van 0.13 tot 0.23 resp. van 1.6 tot 2.0 $\mu\text{g/l}$.

Vanuit het zuiden wordt de aanvoer van zwevende stof geschat op 12.5 Mton/jaar. Langs de kust is de aanvoer relatief groter dan verder van de kust af. Uit de resultaten van analyses in afgezet sediment voor de kust (Salomons en Kerdijs, 1983) blijkt dat de invloed van de door de diverse bronnen naar de Noordzee afgevoerde gesuspendeerde vrachten aan metalen en fosfor beperkt blijft tot 20 a 30 km uit de kust. Niet alle zwevende stof en de daaraan gehechte verontreinigingen aangevoerd vanuit het zuiden zal daardoor mengen met de zwevende stof aangevoerd door met name de rivieren en via de baggerspecie. Een (misschien wel hoge) schatting is 10 Mton. In tabel 43 zijn de gehalten in de vaste stof vermeld die

ontstaan op basis van conservatief gedrag, bij menging van 10 Mton zwevende stof uit het zuiden en de vrachten aangevoerd vanaf land. De gehalten aan As en Ni blijven min of meer onaangetast. De berekende gehalten aan Cr en Pb zijn een factor 1.3 resp. 1.6 hoger dan in sediment aangevoerd vanuit het zuiden; de gehalten aan Zn, Hg en P een factor 2, het gehalte aan Cu een factor 2,4 en het gehalte aan Cd een factor 5.

Tabel 43. Berekende particulier gebonden concentraties aan zware metalen en fosfor [in mg/kg] in sediment van de Noordzee t.h.v. Den Helder

Stof	Gemeten gehalte in sediment aangevoerd vanuit het zuiden	Berekend gehalte	Afgezet sediment t.h.v.		Zwevend sediment Marsdiep	Zwevend sediment voor de Noordzeekust
			Maasmond	Texel		
As	22	24.7	18.5	22.5	23	25.6
Cd	0.8	4.1	4.3	2.1	2.1	1.7
Cr	110	142	148	102	147	147
Cu	18	43	41	35	35	38
Pb	65	102	86	92	92	94
Ni	22	27	28	33.7	34	32.6
Zn	180	368	325	312	312	231
Hg	0.5	0.97	0.90	0.87	0.87	-
P	1000	2000	1450	2000	2040	1620

In tabel 43 zijn verder de concentraties vermeld in:

- Afgezet sediment van de Maasmond, bemonsterd in 1979 (Kerdijk 1980);
- Afgezet sediment, verzameld t.h.v. Texel in de Waddenzee in 1981 (Salomons en Eijsink 1983);
- Zwevend sediment verzameld in het Marsdiep van 13 monsters verzameld over een getijperiode (Salomons en Eijsink 1983). De gemiddelde saliniteit van het water bedraagt over deze periode minder dan 29‰; en
- Zwevend sediment verzameld voor de kust tussen Scheveningen en Den Helder in 1983 (Salomons, in voorbereiding). De in tabel 43 gegeven gehalten zijn een gemiddelde van 7 monsters, verzameld op 7 verschillende lokaties. De gemiddelde saliniteit van het water waaruit het sediment is verzameld bedroeg 32.3‰.

De berekende gehalten (kolom 2 van tabel 43) mogen alleen relatief t.o.v. die in bovengenoemde typen sediment worden vergeleken. Gezien de onzekerheid in de schatting van de hoeveelheid vanuit het zuiden aangevoerd sediment (10 Mton), lijkt het min of meer toeval dat de absolute niveaus redelijk tot goed met elkaar overeenkomen. Opvallend in tabel 43 is het relatief lage Cd-gehalte in het afgezet sediment t.h.v. Texel en in het zwevend sediment t.o.v. het berekende gehalte. In sediment van de Maasmond is dit verschil met het berekende gehalte niet aanwezig. Dit wijst op een desorptie van Cd op de Noordzee tijdens transport langs de kust. hetgeen een verhoging van het opgelost gehalte tot gevolg heeft. Met name gezien het relatief lage gehalte in zwevend sediment voor de Noordzeekust is een desorptie van Zn op de Noordzee niet uitgesloten. Evenmin uit te sluiten is een adsorptie van Ni.

4.2.3.2 Organische microverontreinigingen

In tabel 44 is de aanvoer van een vijftal organische microverontreinigingen vanuit het zuiden en de som van de aangevoerde vrachten via de Haringvlietsluizen, de Nieuwe Waterweg en via storting van baggerspecie op Loswal Noord opgenomen. Om dezelfde redenen als vermeld in de vorige paragraaf is de bijdrage t.g.v. depositie niet opgenomen.

Tabel 44. Vergelijking tussen de aanvoer van organische microverontreinigingen (in ton/jaar) vanuit het zuiden en enkele andere bronnen naar de Noordzee.

Stof	Vracht in oplossing		Gesuspendeerde vracht	
	vanuit zuiden	Haringvliet + Nw. Waterweg	vanuit zuiden	Haringvliet Nw. Waterweg + baggerspecie Loswal Noord
a-HCH	1.3	0.23	0.05	0.011
c-HCH	3.1	1.0	0.07	0.11
dieldrin	0.9	0.08	0.14	0.011
HCB	0.03	0.08	0.01	0.17
tot-PCB	1.3	0.8	0.5	3.3

Evenals in paragraaf 4.2.3.1 voor de zware metalen en fosfor is gedaan is in tabel 44 een aanvoer van water vanuit het zuiden aangenomen van 1300 km^3 (resultierend in een saliniteit van 32%) en een aanvoer van zwevend sediment van 10 Mton. Voor a-HCH, c-HCH en dieldrin is zowel de vanaf land toegevoerd opgeloste vracht als gesuspendeerde vracht vergeleken met de aanvoer vanuit het zuiden gering. Voor HCB en PCB's is dit niet het geval, met name waar het de gesuspendeerde vracht betreft. Daarbij kan worden aangetekend dat de in kolom 4 vermelde gesuspendeerde vracht voor iets meer dan 50% van de baggerspecie afkomstig is.

4.3 Gedrag van contaminanten in de Noordzee

In principe kunnen de volgende processen met de microverontreinigingen plaatsvinden nadat deze in de Noordzee zijn terechtgekomen:

1. adsorptie en desorptie aan resp. van het sediment;
2. nalevering van contaminanten door diffusie vanuit het porienwater of opwerveling van afgezet sediment;
3. verplaatsing als gevolg van stroming in noordoostelijke richting.

ad 1. Adsorptie en desorptie

Het is waarschijnlijk dat op de Noordzee een desorptie van Cd plaatsvindt (zie paragraaf 4.2.3.1) en mogelijk een desorptie van Zn en een adsorptie van Ni. Het is niet duidelijk hoe en waar deze desorptie optreedt. Het is mogelijk dat de desorptie optreedt tijdens de storting van baggerspecie in het zuurstof-rijke water door de oxidatie van metaalsulfiden. De vraag is dan echter waarom geen mobilisatie van bv. Cu en Pb geconstateerd wordt. In het Schelde-estuarium is een mobilisatie van meer metalen dan alleen Cd geconstateerd (Kerdijk en Salomons 1981), hetgeen eveneens is toegeschreven aan oxidatie van sulfiden. Het is ook mogelijk dat de desorptie optreedt tengevolge van de competitie

met chloride; in dat geval doet niet alleen de baggerspecie mee, maar de totale vracht aan zwevende stof die de Noordzee bereikt. Van Cd is bekend dat dit element sterke complexen vormt met chloride. Voor Zn is dit veel minder en voor bijv. Cu te verwaarlozen. Een verklaring voor de mogelijke adsorptie van Ni kan alleen maar speculatief zijn. Gerichte metingen in het veld kunnen nader uitsluitsel geven over het proces van adsorptie en desorptie.

ad 2. Nalevering vanuit de bodem

In het poriënwater van afgezet sediment kunnen relatief hoge gehalten aan metalen en fosfaat voorkomen. In een zoutwater milieu worden met name hoge gehalten aan fosfaat, arseen en chroom aangetroffen in het poriënwater (Kerdijk 1980). Door diffusie, bioturbatie en opwerveling tijdens stormen kunnen deze stoffen aan het oppervlaktewater worden toegevoegd. Gezien de waterdiepte van de Noordzee en de relatieve verhoging van de gehalten in het poriënwater t.o.v. die in het oppervlaktewater lijkt de nalevering vanuit de bodem kwantitatief van weinig belang te zijn; n.a.v. de balansstudie kan de bijdrage in ieder geval niet worden vastgesteld. Bovendien is het waarschijnlijk dat de op bovenstaande wijze vrijkomende stoffen in de waterkolom worden geadsorbeerd aan de vaste stof of coprecipiteren met eveneens vrijgekomen en weer neerslaand ijzer en mangaan.

ad 3. Sedimentatie van zwevende stof.

De totale hoeveelheid zwevende stof afkomstig van de rivieren en aangevoerd door dezelfde rivieren en via de storting van bagger-specie is geschat op 1.6 Mton. Door Eisma (1981b) zijn in de Noordzee een aantal plekken aangegeven waar sedimentatie plaatsvindt. Voor het beschouwde gebied is dit allereerst het Rijnestuarium. Het alhier afgezette sediment wordt echter, afgezien van een relatief geringe hoeveelheid die op land wordt gestort, teruggestort in zee. Terugstorting vindt ook plaats van het in de Nederlandse havens afgezette sediment. Langs de Nederlandse kust vindt eveneens sedimentatie plaats. De hoeveelheid is echter niet bekend. Een belangrijk sedimentatiegebied is de Waddenzee. De omvang hiervan wordt geschat op 1 tot 3 Mton/jaar (Salomons en Eysink 1983). Het gehalte aan van de rivier afkomstig slib in sediment van de Waddenzee wordt geschat op 10 tot 20 %. Dit betekent een jaarlijkse sedimentatie van rivierslib in de Waddenzee van 0.1 tot 0.6 Mton.

ad 4. Verplaatsing in noordoostelijke richting

Gezien het stromingspatroon van het water in de Noordzee (figuur 1) is het te verwachten dat de opgeloste verontreinigingen naar de noordelijke Noordzee worden getransporteerd. Daarbij vindt menging plaats met van de Noord Atlantische Oceaan afkomstig water. Deze menging kan aanzienlijk zijn gezien het verschil in totale hoeveelheden aangevoerd water via het Kanaal en de Noord Atlantische Oceaan: 4900 km³ tegenover 20.000 km³. Het zwevende sediment zal eveneens in noordoostelijke richting worden verplaatst, mengen met zwevende stof aangevoerd via de Noord Atlantische Oceaan en gedeeltelijk sedimenteren in het Kattegat en Skagerrak en de Duitse Bocht (Eisma 1981b) en gedeeltelijk verder worden getransporteerd. Uit het verloop van de metaal-gehalten in sedimenten langs de Nederlandse en Duitse Wadden blijkt dat ter hoogte van de Jade het natuurlijke achtergrondniveau bereikt wordt (figuur 25). Dit betekent dat de invloed van de rivieren in bovengenoemde sedimentatiegebieden beperkt is.

5. Biologische effecten

5.1 Stand van zaken

In een literatuurstudie (De Kock en Marquenie, 1982) werd op basis van publicaties en rapporten en op basis van resultaten van door TNO uitgevoerd, maar niet eerder gepubliceerd, onderzoek nagegaan of er directe relaties aanwijsbaar waren tussen gehalten van metalen en gechloreerde koolwaterstoffen in sedimenten en in organismen die met deze stoffen in contact staan. Voor geen van de onderzochte contaminanten bleek een dergelijke directe relatie aanwezig in die zin dat uitgaande van een gehaltebepaling in een sediment het gehalte van organismen, die hieraan blootgesteld werden, kon worden voorspeld.

Er werd door verschillende auteurs gezocht naar factoren die het ontbreken van directe relaties zouden kunnen verklaren. Er werd daarbij gebruik gemaakt van extractie- en scheidingsschema's die empirisch werden ontwikkeld en/of reeds toegepast op sedimenten voor een geochemische karakterisering.

De belangrijkste resultaten, ontleend aan De Kock en Marquenie (1982), worden hieronder samengevat voor een in de bodem levend schelpdier *Scrobicularia plana*.

lood;

$$Pb_{S.plana} = 5,32 \frac{Pb (\mu g \cdot g^{-1})}{Fe (mg \cdot g^{-1})} \text{ in 1 N - HCl extract van sediment} - 20$$

arsenicum;

$$\log_{10} As_{S.plana} = 0,6767 \log_{10} \frac{As (\mu g \cdot g^{-1})}{Fe (mg \cdot g^{-1})} \text{ in 1 N - HCl extract van sediment} + 1,212$$

zink;

$$\begin{aligned} \log_{10} Zn_{S.plana} = & 0,03 + 0,30 (\log H) - 0,59 (\log C) \\ & + 0,19 \log (Zn_{Am Ac}) + 1,22 \log (Zn) \text{ (opgelost,} \\ & \text{ oppervlakte water)} + 0,17 \log (Mn_{Oxal}) \\ & - 0,08 (\log CO_3) \end{aligned}$$

waarin H = concentratie humuszuren
C = totaal organisch koolstof
Am Ac = ammonium acetaat extract
Oxal = oxaalzuur extract

Omdat studies in andere gebieden, of met andere organismen geheel tegenstrijdige resultaten opleverden, werd dit type onderzoek, met als doelstelling de concentraties die in organismen bereikt worden als gevolg van blootstelling aan verontreinigde sedimenten te voorspellen op grond van een chemische karakterisering van het sediment vrijwel volledig gestaakt.

De redenen van het ontbreken van directe relaties konden in een aantal gevallen wel worden aangegeven, maar vaak niet zodanig uitgedrukt worden in kwantitatieve termen dat door het meten van extra parameters gekomen kan worden tot een betrouwbare schatting van dat deel van het gehalte van een contaminant dat direct gerelateerd kon worden aan dat van organismen. Het verschijnsel dat "totaal concentraties" in sedimenten voor organismen schijnbaar niet van belang zijn maar slechts bepaalde opneembare fracties daarvan, wordt aangeduid met de term biologische beschikbaarheid. Dit verschijnsel is niet beperkt tot sedimenten maar treedt ook op in het oppervlakte water zoals recentelijk werd geconcludeerd voor koper (Crecelius et al., 1982). Voor cadmium bleek uit de resultaten van het project "Zware metalen in aquatische systemen" (Del Castilho en Marquenie, 1983) dat het gehalte aan "vrij" cadmium direct te relateren was aan opgenomen hoeveelheden in de weefsels van driehoeksmosselen (figuur 1) die aan oppervlakte water in het veld werden blootgesteld. Dergelijke duidelijke relaties ontbraken echter voor koper en zink.

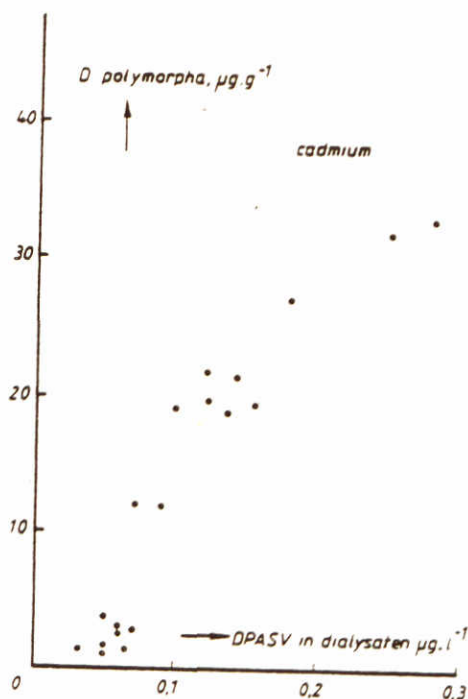


Fig. 1. Gehalten van cadmium in driehoeksmosselen vergeleken met gehalten van vrij cadmium in dialysaten (gemiddelden van 3 weken voor de biologische monsternamen).

DPASV = differential pulse anodic stripping voltammetry.

Voor sterke hydrofobe stoffen bestaan er aanwijzingen dat de opname daarvan door in het water voorkomende organismen in belangrijke mate via het voedsel plaatsvindt (Bruggeman, 1983).

Sediment bewonende organismen zijn in het algemeen zowel afhankelijk van het sediment (voedsel en verblijfplaats) als van het bovenstaande water (zuurstof en voedsel). Bovendien oefenen deze organismen een zodanige invloed uit op hun omgeving dat hun aanwezigheid en activiteit consequenties heeft voor:

- de morfologie van estuariene gebieden, door middel van het vastleggen van het eroderend oppervlak met organische chelerende uitscheidingsprodukten of door hun fysische aanwezigheid in de vorm van bijvoorbeeld mosselbanken.
- de verspreiding van contaminanten in de toplaag. Hierbij wordt door bioturbatie gecontamineerd vers afgezet sediment in de diepte verspreid en omgekeerd ongecontamineerd sediment naar de oppervlakte gebracht en blootgesteld aan adsorptie processen.
- de omzetting van contaminanten waarbij organische contaminanten kunnen worden afgebroken tot minder toxische verbindingen maar waarbij soms echter ook sterker toxische verbindingen kunnen ontstaan (b.v. door methylering).
- de beschikbaarheid van contaminanten, via de actieve omzetting en vorming van organische verbindingen en een beïnvloeding van de porositeit, pH, redoxcondities, e.d. (zie ook Reise, 1983 en Flint en Kalke, 1983).

Aan het literatuuronderzoek naar de biologische beschikbaarheid van metalen en gechlorideerde koolwaterstoffen in sedimenten (De Kock en Marquenie, 1982), kan men, met inbegrip van de bovengenoemde aspecten op de vraag of de aanwezigheid van gecontamineerde sedimenten kan leiden tot biologische effecten, de volgende conclusies ontlenen:

1. Voor organismen is aangetoond dat zij in staat zijn verontreinigingen uit sedimenten te accumuleren.
2. Opgenomen hoeveelheden verschilden niet alleen per soort organisme en per contaminant (tabel 1), maar bovendien zodra de samenstelling of herkomst van het sediment verschilde.
3. Dit betekent dat geen algemeen geldende dosis-effect relaties opgesteld kunnen worden. Het is overigens ook niet bekend hoe de biologische beschikbare "dosis" direct chemisch gemeten moet worden in het sediment.
4. De biologische beschikbaarheid (BB) kan wel worden bepaald met bioassays, waarbij gehalten in proefdieren/proefplanten na een omschreven blootstelling als maat dienen. Bioassays zijn wettelijk voorgeschreven in de V.S. Op grond van de lokale situatie wordt een keuze gemaakt uit beschikbare technieken.
5. Voor een aantal contaminanten werd aangetoond dat deze preferent adsorberen aan organische stof. Voor kwik (Langston, 1982) en voor PCB-componenten (Rubinstein et al., 1983) werd recent aangetoond dat een hoger organisch stofgehalte leidt tot een lagere beschikbaarheid voor organismen.
6. Dit betekent dat het storten van bijvoorbeeld gecontamineerde baggerspecie met een hoog gehalte organisch stof onder bepaalde condities kan leiden tot een sterke toename van de biologische beschikbaarheid van contaminanten indien het organische materiaal wordt afgebroken. Deze afbraak kan zowel tijdens het transport langs de kust als na sedimentatie plaatsvinden (figuur 2).
7. De BB wordt mede bepaald door de aanwezigheid en activiteit van organismen zelf. Micro-organismen zijn in staat organische stof, in-

deren sedimentatie en de uitwisseling tussen de bovenste sedimentlaag (tot ca 20 cm) en het bovenstaande water.

8. Hoewel voor een groot aantal contaminanten de gehalten in organismen werden gemeten, ontbreken systematische studies naar de betekenis van dit gehalte voor het functioneren van deze organismen echter.

Tabel 1. Concentratiefactoren (CF) voor bodemorganismen ten opzichte van sedimenten.

Type of organism	Type of contaminant									
	Ag	Cd	Zn	Cu	Hg	Pb	Co	Fe	Mn	PCBs
MARINE SYSTEMS										
<u>Polychaete worms</u>										
<i>Arenicola marina</i>		2 - 10	1 - 10	1.5 - 5		1			0.02	
			1.5 - 3	1 - 3	0.5 - 5					
<i>Nereis diversicolor</i>			r	0.5 - 1				r	0.05	
	2 - 20	10 - 20	r	1	2 - 3	0.025 - 0.25	0.5	r	0.02	
<i>N. virens</i>										2 - 10 6
<u>Bivalve molluscs</u>										
<i>Ascomia balthica</i>	100 - 200	10 - 20	4 - 10	2 - 10	1 - 5	0.1 - 0.5	0.3	0.03 - 0.05	0.1 - 0.2	
		0.3 - 1	5 - 20	3 - 30	2 - 10					3 - 10
<i>Scrobicularia plana</i>	40	60	10	8	2	2	1	0.04	0.1	2 - 5
		0.5 - 2								
<i>Mercenaria mercenaria</i>		2	2	3		0.5 - 1		0.5		
FRESHWATER SYSTEMS										
<u>Insects</u>										
unspecified chironomids		0.5 - 2	2 - 3	0.5 - 1		0.2 - 1				
			1	1		0.5				
<u>Worms</u>										
tubificids		1	0.5	0.5 - 1	0.5					
<u>Bivalves</u>										
<i>Sphaerium spec.</i>		1	0.5	1	0.1					

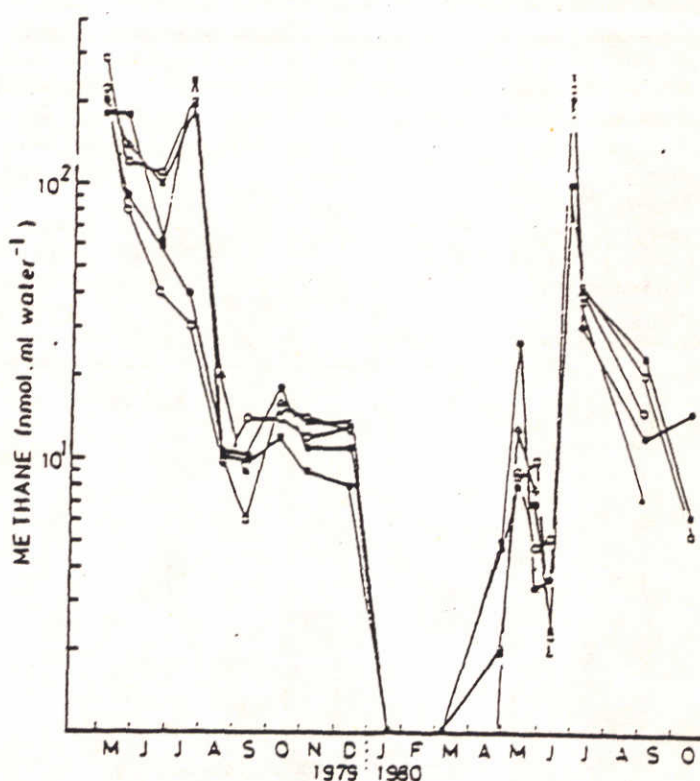


Fig. 2. Seizoenvariatiën van in situ concentraties van in water opgelost methaan afkomstig van kweldersedimenten. De verschillende curven geven diepten van de sedimenten aan (naar Senior et al., 1982).

De ecotoxicologie heeft zich tot op heden hoofdzakelijk gericht op in de waterfase levende organismen. Hierbij kwamen voor een aantal (standaard) soorten veel dosis-effect relaties beschikbaar in een vorm waaruit LC- en EC-50 waarden konden worden afgeleid. De LC-50 waarden wordt gebruikelijk gedefinieerd als de toegediende concentratie van een toetsstof die onder de vastgestelde expositie-omstandigheden leidt tot sterfte bij 50% van de proefdieren. Verbanden tussen de concentratie van de toetsstof in de proefdieren zelf en het optreden van effecten, gegevens die nodig zijn om in het veld waargenomen concentraties in organismen te kunnen vertalen naar mogelijke effecten zoals in de humane toxicologie, figuur 3, worden tot op heden niet systematisch onderzocht.

In de voorgaande hoofdstukken werd aangegeven hoe vanuit waterbewegingen in de Noordzee slibtransporten tot stand komen. Een belangrijk deel van de contaminanten (zware metalen en organische microverontreinigingen) bleek met name geassocieerd te zijn met het zwevend materiaal (§ 2.5.4.1). In deze paragraaf wordt ingegaan op de vraag welke contaminanten en welke concentraties, onder de geschetste (geochemische) omstandigheden van toxicologische betekenis zouden kunnen zijn.

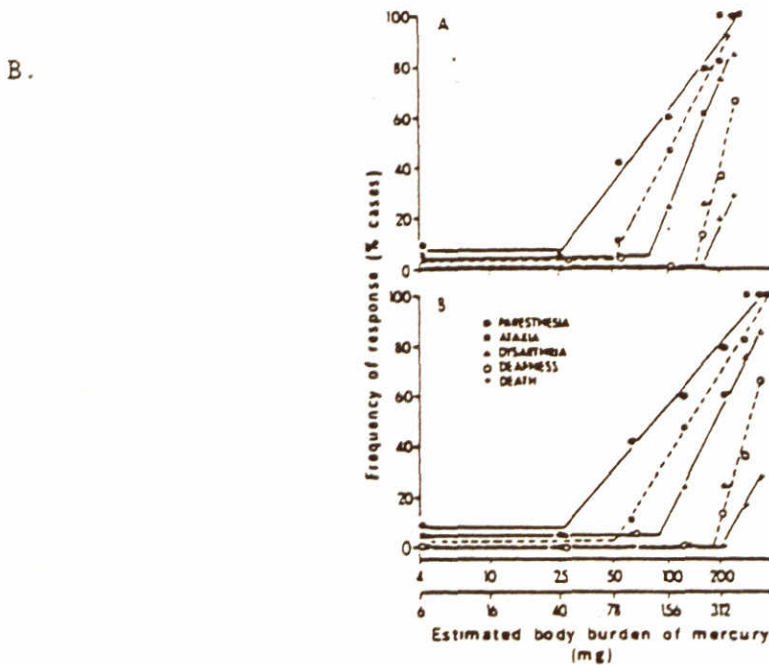
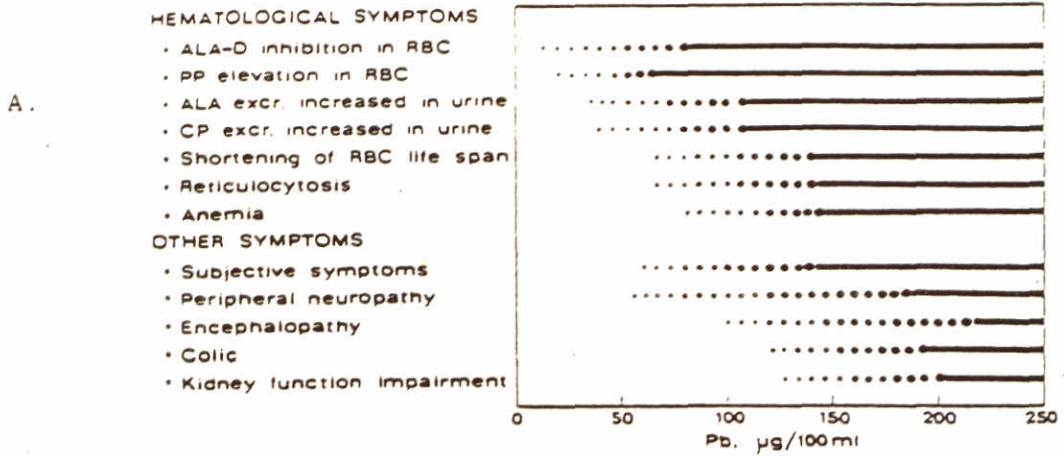


Fig. 3. Voorbeelden van relaties tussen concentraties in organismen (mens) en het optreden van effecten. A: loodgehalten van bloed. B: opgenomen hoeveelheden methykwik (ontleend aan Nordberg, 1976).

5.2. Enkele voorbeelden van waargenomen effecten in natuurlijke systemen

Het biologische systeem van de Noordzee omvat een groot aantal soorten die gezamenlijk afhankelijk zijn van een bepaalde waterkwaliteit. Veel soorten onderhouden interacties met het sediment en voor slechts een aantal soorten zijn voedselrelaties bekend. Het ogenschijnlijk statische karakter van het Noordzeesysteem ontstaat doordat in een continue onderlinge wisselwerking met hun omgeving organismen zich vermenigvuldigen en sterven. De tijdschaal waarop dit gebeurt varieert van uren (b.v. bacteriën) tot vele jaren (b.v. zeehonden, vogels en sommige vissoorten).

Verstoringen van deze cycli kunnen worden opgemerkt als een explosieve ontwikkeling (b.v. algenbloei) of massale sterfte. Voor de Nederlandse Noordzee situatie zijn gevallen bekend van toxische effecten in de vorm van massale sterfte en bestaan aanwijzingen voor effecten in de vorm van stoornissen in de voortplanting.

Alle gevallen hebben betrekking op grote eindpredatoren dat wil zeggen organismen die door hun omvang goed opgemerkt worden, vaak een relatief hoge leeftijd bereiken (lange expositieduur) en in veel gevallen een lage reproductiesnelheid vertonen (K-strategen). Ook lage doses kunnen bij relatief lange expositietijden tot belangrijke effecten leiden, dit blijkt uit figuur 4. Dergelijk goed uitgezochte relaties zijn schaars in de aquatische toxicologie.

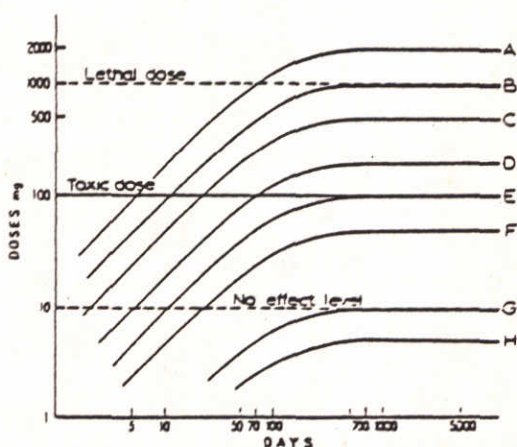


Fig. 4. Schattingen van de accumulatie van methylkwik in mensen. A, 20 mg/day (10 ppm x 2 kg/day); B, 10 mg/day (10 ppm x 1kg/day); C, 5 mg/day (10 ppm x 500 g/day); D, 2 mg/day (10 ppm x 200 g/day); E, 1 mg/day (10 ppm x 100 g/day); F, 0.5 mg/day (10 ppm x 50 g/day); G, 0.1 mg/day (1 ppm x 100 g/day); H, 0.05 mg/day (1 ppm x 50 g/day). Naar Kitamura et al., 1976.

Een eerste geval van toxische effecten was het gevolg van een storting van kopersulfaat op het strand bij Noordwijk. Het transport van opgelost koper langs de kust en de waarschijnlijke accumulatie in sedimenten van de Waddenzee gingen gepaard met massale vissterfte (Roskam, 1965, 1966). Een tweede geval betrof de sterfte in een vogelkolonie in de Waddenzee (Sterns, *Sterna sandvicensis* en eidereenden, *Somateria mollissima*) als gevolg van verhoogde gehalten aan het insecticide telodrin (Koeman en Van Genderen, 1972). De verantwoordelijke lozingsbron bleek in dit geval gelegen in het Rotterdamse havengebied. Het transport langs de kust moet, gezien de eigenschappen van telodrin, gebonden aan deeltjes hebben plaatsgevonden.

Een derde geval betreft de teruggang van de zeehondenpopulatie, *Phoca vitulina*, in de Nederlandse Waddenzee van ca 2700 dieren in 1950 tot 350 in 1975. Met name PCBs worden verdacht. Ook de gehalten aan Σ DDT, α HCH en dieldrin zijn, zoals uit tabel 2 blijkt, significant hoger in dieren uit de Nederlandse Waddenzee vergeleken met overeenkomstige dieren uit de Deense Waddenzee (Reinders, 1980).

Tabel 2. Concentraties ($\mu\text{g.g}^{-1}$ vet) van organische micro verontreinigingen in het vet van zeehonden uit de Nederlandse en Deense Waddenzee (naar Reinders, 1980).

	Nederland		Schleswig-Holstein + Denemarken	
	Adults	Juvenils ¹⁾	Adults	Juvenils
PCB	701,0 ⁺⁺⁺ (87-1447)	134,0 (5,0-680)	76,4 ⁺⁺⁺ (40,5-122,9)	113,8 (23-340)
Σ DDT	47,3 ⁺⁺ (6,6-178)	29,8 (3,3-127,1)	8,5 ⁺⁺ (3,7-15,2)	16,9 (4,0-47,1)
DDT	11,7 (1,0-64)	9,0 (0,9-36)	2,0 (0,7-6,1)	5,5 (1,3-13,0)
DDE	26,6 (3,8-72)	16,1 (1,2-83)	5,0 (2,4-8,8)	10,8 (2,6-30,0)
TDE	9,0 ⁺ (0,3-42)	1,8 (0,2-8,1)	0,7 ⁺ (0,2-3,0)	0,6 (0,1-2,1)
α -HCH	0,4 ⁺⁺ (n.d.-0,7)	0,3 (n.d.-0,6)	0,2 ⁺⁺ (0,1-0,3)	0,5 (0,2-1,4)
β -HCH	- (n.d.-0,1)	- (n.d.-0,3)	n.d.	0,3 (n.d.-1,4)
HEPO	1,3 (0,2-3,1)	1,0 (n.d.-3,5)	0,2 (0,1-0,4)	0,4 (0,1-1,4)
dieldrin	0,4 ⁺⁺⁺ (n.d.-0,4)	0,5 ⁺⁺⁺ (n.d.-0,9)	n.d. ⁺⁺⁺	- ⁺⁺⁺ (n.d.-0,2)

1) and subadults
 +++ : $p < 0,01$
 ++ : $p < 0,05$
 + : $0,05 < p < 0,10$
 n.d. = not detectable

Al deze contaminanten komen gezien de lage wateroplosbaarheid (met uitzondering van HCH) voornamelijk voor gebonden aan deeltjes die dicht langs de kust worden getransporteerd (Olsen et al., 1982; Eisma, 1981) en zich mengen met Waddenzee sediment.

Verschillende andere gevallen zijn bekend waarbij massale sterfte werd waargenomen of de populatiegrootte afnam door een verlaagde reproductiesnelheid. Voor de Verenigde Staten worden hier als voorbeeld van storingen in de reproductiesnelheid twee gevallen genoemd die geassocieerd worden met DDT, namelijk de achteruitgang van de bruine pelikaan, *Pelecanus occidentalis*, aan de Amerikaanse westkust (Risebrough et al., 1970) en een vergelijkbare situatie aan de oostkust met Sterns, *Sterna hirundo* (Nisbet en Reynolds, 1983). Massale sterfte van ca 2400 indivi-

duen vogels in 1979 en enigszins kleinere aantallen in 1980 en 1981, van een groot aantal soorten in het estuarium van de rivier de Mersey (Engelse westkust) werd toegeschreven aan de lozing van alkyllood verbindingen (Bull et al., 1983; Osburn et al., 1983). Onderzoek naar de aanwezigheid in sedimenten van deze verbinding en andere zware metalen, de overdracht naar organismen en het transport in de voedselketen is op dit moment (1984) in volle gang (M.S. Johnson, The University of Liverpool, pers. meded.).

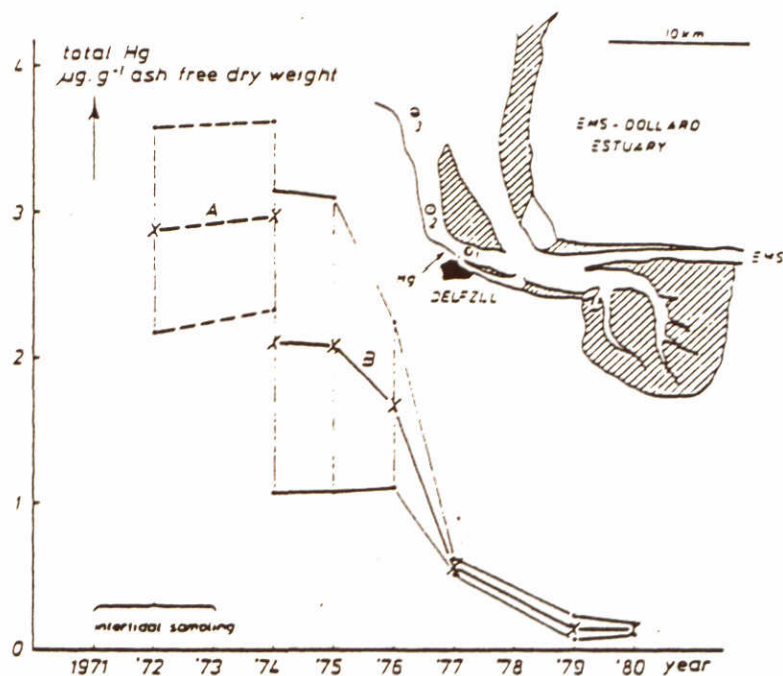
Uit deze voorbeelden kunnen de volgende conclusies getrokken worden:

- Alle ontdekkingen van min of meer "rampsituaties" betreffen commercieel of recreatief belangrijke soorten waarbij hetzij een jarenlange administratie (zeehondenjacht) beschikbaar was dan wel grote veranderingen zich in korte tijd afspeelden.
- De verschijnselen deden zich met name voor in estuariene gebieden (waar sedimentatie optreedt) met een hoge biologische produktiviteit.
- In veel gevallen lijkt transport aan deeltjes een belangrijke factor.

Aanvoer en vermenging met oorspronkelijke sedimenten in gebieden waar sedimentatie optreedt leidt kennelijk tot een directe of indirecte beschikbaarheid van verontreinigingen voor bepaalde organismen die juist daar voorkomen. Deze organismen kunnen mogelijk door hun fysiologie en levenswijze gevoeliger blijken dan organismen langs de transportroute, óf beter worden opgemerkt, óf geconfronteerd zijn met een veranderde beschikbaarheid of met omzettingsprodukten.

- Eenmaal opgenomen in het sediment kunnen contaminanten lange tijd beschikbaar blijven zelfs door organismen die pelagisch of epibenthisch voorkomen in het oppervlakte water (figuur 5, Pries et al., 1984).
- De afname van contaminanten in de genoemde voorbeeld organismen, met de beschreven rampzalige gevolgen, vond plaats via de voedselopname.

Dit betekent dat kennis betreffende de opbouw van gehalten van contaminanten in voedseldieren, in deze gevallen vissen, en vooral in het sediment levende organismen (schelpdieren, wormen en crustaceeën) essentieel is voor een overwogen oordeel aangaande milieurisico's. Metingen van concentraties van verontreinigingen in water en sediment kunnen dus niet gebruikt worden om concentraties in organismen die hiermee in direct contact staan te voorspellen. Concentraties die in deze organismen gemeten worden kunnen niet vertaald worden in effecten op deze organismen. Concentraties die in deze organismen gemeten worden kunnen wel vertaald worden naar acute effecten op predatoren zoals vogels. Een overzicht van kritische gehalten die zouden kunnen leiden tot vogelsterfte werd gemaakt door Schafer et al. (1983) voor 998 verschillende verbindingen. Deze lijst is opgenomen als bijlage 5. Over chronische blootstelling (zie figuur 4) is echter weer heel weinig bekend.



Figuur 5. Afname van kwikgehalten van mosselen na beperkingen van de lozingen in 1974-1975.

A = passieve biomonitoring

B = actieve biomonitoring.

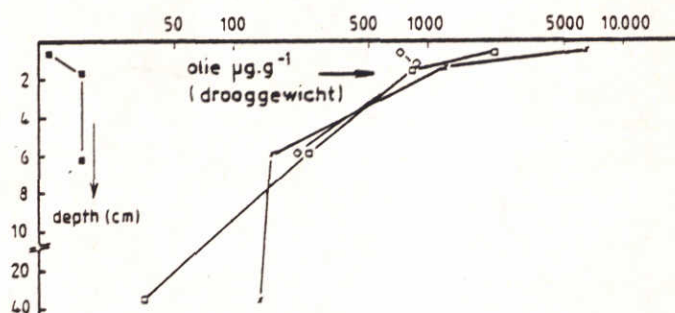
5.3. Enkele voorbeelden van waargenomen effecten in experimentele systemen

In 1981 kwam op initiatief van TNO een onderzoek op gang naar lot en effecten van olie op estuariene levensgemeenschappen. Vier experimentele opstellingen (3,5 x 6 m) werden voorzien van 0,5 m sediment dat in de Waddenzee verzameld werd. Door bakken te koppelen ontstonden twee gekoppelde doorstroomsystemen, MOTIFs (Model Tidal Flats), waarin door pompen een getijde beweging werd gegenereerd. Een deel van het water werd continu verversd met water uit de Waddenzee en wel zodanig dat de gemiddelde verblijftijd, overeenkomend met die in het westelijk deel van de Waddenzee, ca één week bedroeg. De systemen werden voorzien van representatieve soorten en aantallen proefdieren.

Na 5 maanden acclimatisatie werd in één van de gekoppelde systemen een oliestranding gesimuleerd. De opgebrachte oliemousse werd na één week verwijderd. Gedurende de daarop volgende periode van zeven maanden werden ontwikkelingen van de systemen nauwgezet gevolgd (Kuiper et al., 1983a en 1983b). De volgende verschijnselen werden waargenomen:

- De systemen ontwikkelden zich biotisch en abiotisch op dezelfde wijze tot het moment waarop een oliemousse werd aangebracht.
- Na een periode van ca twee dagen na het aanbrengen waren geen lagere alkanen (C8-C12) meer aantoonbaar, na een periode van een week waren ook de concentraties van hogere alkanen (C13-C15) sterk gedaald, beide waarschijnlijk door verdamping. Alkanen met een hogere ketenlengte (> C15) bleven echter aanwezig. Na één week werd de op het sediment aanwezige olie verwijderd.

- Een belangrijk deel van de olie (10-30%) bleek in deze week door bioturbatie (zie § 5.1) in het sediment te zijn opgenomen en werd aangetroffen tot 40 cm diepte (figuur 6). Deze waarneming is om twee redenen van essentieel belang. In de eerste plaats werd experimenteel aangetoond dat de graaactiviteiten van organismen een belangrijke factor is bij de verspreiding van contaminanten in sedimenten door mechanische vermenging. In de tweede plaats bleek juist het lot van dit deel van de olie cruciaal ter verklaring van later in de tijd waargenomen effecten.



Figuur 6. De verticale verdeling van olie in een kunstmatig waddengetijde systeem (zie tekst).

- controlesysteem
- × verontreinigde systeem, 2 weken na verwijdering van de olie
- verontreinigde systeem, 8 weken na verwijdering van de olie
- ◇ verontreinigde systeem, 32 weken na verwijdering van de olie.

- Ter illustratie van een aantal van de waargenomen effecten dienen de volgende figuren:

Figuur 7 toont dat de aanwezigheid van olie gedurende één week leidt tot directe letale effecten op een soort bentische schelpdieren (*Macoma balthica*).

Figuur 8 en 9 tonen een aantal uitgestelde effecten, die worden toegeschreven aan de olie die door bioturbatie, met name door de zeepier, *Arenicola marina*, in het sediment werd opgenomen. Uit figuur 8 blijkt dat 2 maanden na verwijdering van de olie de worm *Heteromastus filiformis* zich niet ontwikkelt of wil vestigen op het met olie verontreinigde sediment. Dergelijke verschijnselen zijn ook waargenomen bij de mossel *Mercenaria mercenaria* (Olla et al., 1983) en bij de zandspiering, *Ammodytes hexapterus* (Pearson et al., 1984) bij olieconcentraties in het sediment van 300-3000 µg.g⁻¹. Uit figuur 9 blijkt dat sterfte bij de kokkel, *Cerastoderma edule*, een "filterfeeder", pas optreedt ca 3 maanden na het verwijderen van de olie.

De concentraties van de olie in het sediment varieerden globaal tussen 10⁴ µg.g⁻¹ (aan de oppervlakte) en 10² µg.g⁻¹ (op 10 cm diepte) (op basis van drooggewicht). Deze olie bestond op het moment van aanbrengen uit ca 70% alifatische en ca 30% aromatische verbindingen. De maximum olieconcentraties in de proefdieren varieerden van 1200 µg.g⁻¹ voor *M. balthica* en 100 µg.g⁻¹ voor *C. edule* (op basis van natgewicht).

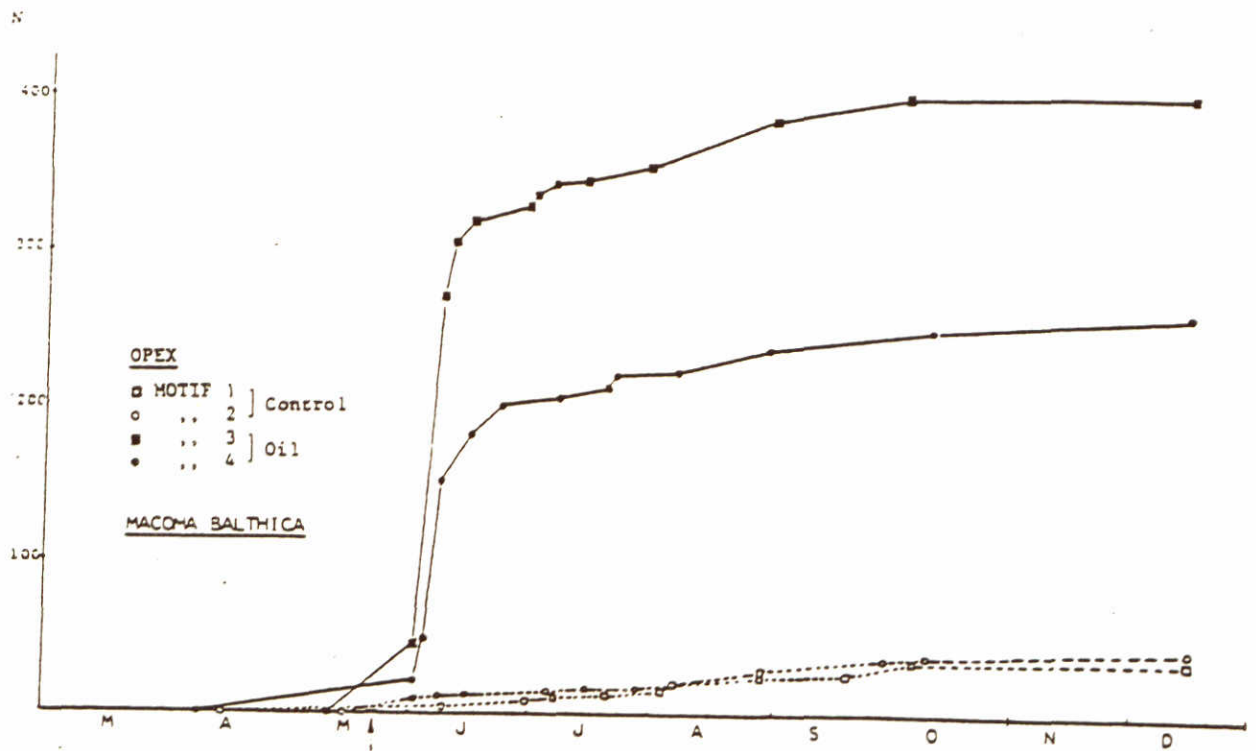


Fig. 7. Aantallen dode M. balthica (cumulatief) die gevonden werden boven het sediment in met olie verontreinigde systemen (MOTIF 3 en 4) en controlesystemen (MOTIF 1 en 2).

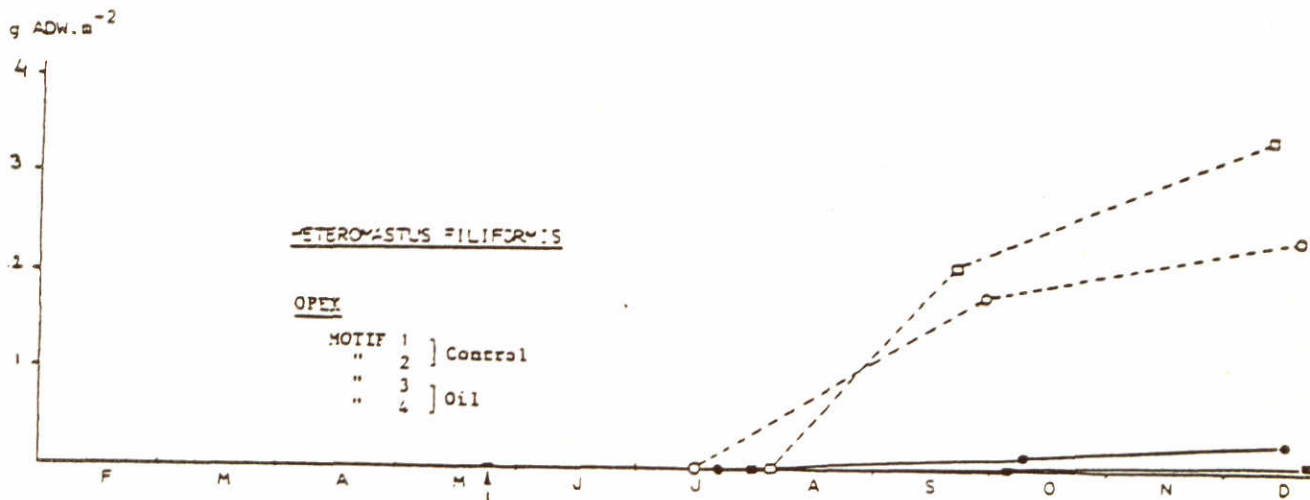


Fig. 8. Biomassa van H. filiformis (g.m^{-2} , asvrij drooggewicht (ADW)) in met olie verontreinigde systemen (MOTIF 3 en 4) en controlesystemen (MOTIF 1 en 2).

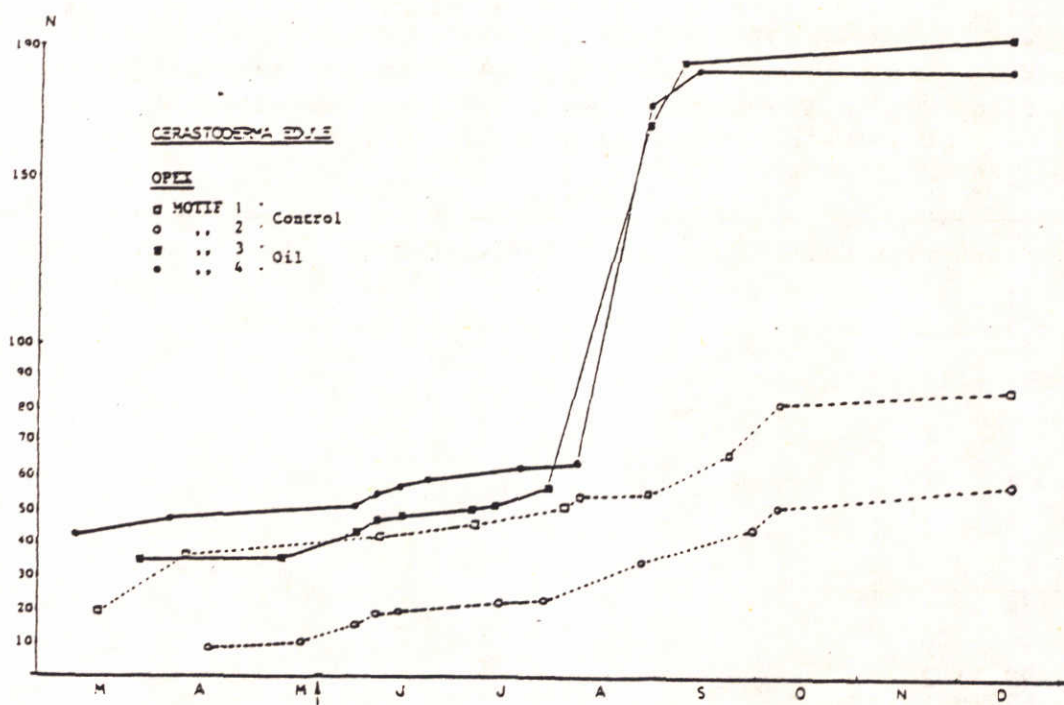


Fig. 9. Aantallen dode *C. edule* (cumulatief) die gevonden werden op het sediment in met olie verontreinigde systemen (MOTIF 3 en 4) en controle-systemen (MOTIF 1 en 2).

Als tweede voorbeeld dient een bioassaystudie die in 1982 door TNO werd uitgevoerd met verschillende sedimenten en baggerspecies afkomstig van 24 lokaties (tabel 2). Van iedere lokatie werd ca 10 liter sediment verzameld. Aan deze sedimenten werden gedurende 40 dagen proefdieren (*M. balthica*) blootgesteld in het relatief schone Grevelingenmeer (zout). Deze expositie leidde in een aantal gevallen tot significante sterfte. Dispersie van een aantal van deze sedimenten in natuurlijk zee-water onder geconditioneerde laboratorium omstandigheden leidde bovendien tot een sterke produktieremming van fytoplankton dat hierin aanwezig was.

Deze remming trad op met dezelfde sedimenten die sterfte van proefdieren (*M. balthica*) veroorzaakten (tabel 3). De waargenomen effecten bij *M. balthica* konden, niet verklaard worden uit de opgenomen gehalten aan kwik; cadmium of zink van deze organismen, hoewel deze soms sterk verhoogd waren. De effecten moeten waarschijnlijk worden toegeschreven aan andere contaminanten die gelijktijdig aanwezig waren (fluoride, PAKs en olie).

Uit deze voorbeelden blijkt duidelijk dat organismen een grote invloed hebben op de verspreiding van contaminanten in het sediment (tot 40 cm diep) en dat effecten experimenteel opgeroepen kunnen worden door organismen aan een verontreinigd sediment bloot te stellen. Ten aanzien van olie traden effecten op bij concentraties van 10^2 - 10^4 $\mu\text{g.g}^{-1}$ droog sediment. Het is echter niet bekend welke componenten de waargenomen effecten veroorzaakten.

Tabel 3. Resultaten van een aantal bioassays met vervuilde sedimenten met behulp van het nonnetje, *Macoma balthica*, en natuurlijk marien fytoplankton. In de experimenten met *M. balthica* werden deze organismen gedurende 40 dagen op het betreffende sediment gehouden in containers welke in (schoon)water in de Grevelingenmeer waren geëxponeerd. In de toetsen met de fytoplankton werd 5 ml sediment toegevoegd aan 2 liter natuurlijk zeewater waarna de primaire produktie gemeten werd door middel van O_2 -produktie.

herkomst sediment	sterfte <i>Macoma</i> % controle	zuurstof produktie in mg O_2 /l/h
<u>Eems-Dollard</u>		
ED1	13	1,18
ED2	48	0,79
ED3	15	2,57
ED4	10	3,98
<u>Havens Rotterdam</u>		
Windmill 604	50	0,94
Windmill 603	20	2,20
Wilhelminahaven	48	
Eemhaven 39	35	
Eemhaven 32	8	
<u>Waterweggebied</u>		
Chemiehaven 80	30	
Slibvang Beerkanaal	8	
Maasmond	18	
Maasmond, 2 km uit kust	5	
Slijkgat	8	
<u>Regio IJmuiden</u>		
Hoogovens	53	0,43
Buitenhaven	10	1,99
<u>Scheveningen</u>		
Binnenhaven	10	
<u>Baggerstortplaatsen</u>		
Indus oud	25	
Indus nieuw	13	
IJmuiden I	10	
IJmuiden II	10	
<u>Referentie</u>		
Noordwijk, 10 km uit kust	0	4,56
zeewater zonder sediment		6,01

5.4. Specifieke effecten van baggerspecie en daarin aanwezige verontreinigingen

Bij de aanvoer van verontreinigd zwevend materiaal uit de rivieren en de storting van verontreinigde specie in de Nederlandse Noordzee zijn met het oog op effecten globaal de volgende drie zônes aan te geven: een mengzône of stortgebied, een snelle transportzône langs de kust en een primair sedimentatiegebied. Mogelijke effecten in secundaire sedimentatiegebieden (b.v. De Duitse Bocht; Dethlefsen en Watermann, 1980) worden buiten beschouwing gelaten.

Effecten kunnen optreden ten gevolge van een verhoogde sliblast en/of aanwezige verontreinigingen.

Sliblast

Een verhoogde sliblast kan organismen volledig afsluiten van het bovenstaande water. Maurer et al. (1981, 1982) beschrijven deze effecten uitvoerig voor crustaceeën respectievelijk polychaete wormen. Attema et al. (1982) doen dit voor de kreeft, *Homarus americanus*. Ook lage concentraties slib kunnen invloed hebben op het fysiologisch functioneren van organismen.

Voor fytoplankton in de Noordzee heeft dit tot gevolg dat de produktie die nu reeds door licht beperkt is nog sterker geremd wordt door de verder afgenomen penetratie van licht. Remming van de fytoplanktonproduktie heeft direct consequenties voor voedselketens.

Voor dierlijke organismen heeft de sliblast tot gevolg dat het beschikbare voedsel wordt verdund. Hierdoor moet een extra inspanning worden geleverd om onbruikbare deeltjes weer kwijt te raken.

Zo blijken slibconcentraties hoger dan 100 mg.l⁻¹ nadelig voor de gewone strandschelp, *Spisula solidissima* (Robinson et al., 1984). Hoewel veranderingen van de korrelgrootte verdeling van sediment nauwelijks van belang blijken voor het voorkomen van *M. balthica* (McGreer, 1982), werden in combinatie met belasting door een aantal metalen in een zeegrasgemeenschap sterke veranderingen geconstateerd (Ward en Young, 1982).

Verontreinigingen

Effecten van verontreinigingen in de vorm van nutriënten (eutrofiëring) worden hier buiten beschouwing gelaten. Wel wordt opgemerkt dat de afbraak van organische microverontreinigingen sterk afhankelijk kan zijn van aanwezige nutriënten. Zo bleek de afbraak van 4-nitrofenol in modelplankton ecosystemen in nutriënten-arm Noordzeewater, dat ca 3 km uit de kust werd verzameld, aanzienlijk langzamer te verlopen dan in nutriënten-rijk kustwater (Kuiper, 1982) en werd een stimulering gevonden van het vrijkomen van methykwik uit sedimenten door nutriënten (Wright en Hamilton, 1982), waarschijnlijk via activering van de microflora.

Effecten van verontreinigingen die geassocieerd worden met het storten, het transport en de resedimentatie van baggerspecie kunnen ontstaan als een direct gevolg van de blootstelling van organismen aan verontreinigde deeltjes.

Indirect kunnen effecten ontstaan doordat verontreinigingen in oplossing gaan en vervolgens via de waterfase worden opgenomen of door blootstelling van organismen via beide compartimenten.

Het U.S. Federal Register (part V, 1980) van de Environmental Protection Agency (EPA) geeft richtlijnen voor een groot aantal contaminanten. Deze richtlijnen omvatten voor mariene organismen per contaminant een over-

zicht van maximaal aanvaarde concentraties in ongefiltreerd zeewater die gemiddeld over perioden van 24 uur niet overschreden mogen worden in verband met verschillende gebruikaspecten en de concentraties waarbij acute sterfte is waargenomen. Een uittreksel van de richtlijnen van de EPA is opgenomen in tabel 4.

Tabel 4. Concentraties in zeewater ($\mu\text{g.l}^{-1}$) in relatie tot effecten op mariene organismen (uit het USFR van de EPA). Per stof geeft kolom A maximaal aanvaarde 24-uursgemiddelden en kolom B de concentraties waarbij acute letale effecten zijn waargenomen. - = stof was genoemd als relevant maar geen concentraties met voldoende zekerheid bekend.

	A	B
<u>Organische microverontreinigingen</u>		
acenaphteen	-	500-970
acroleine	-	55
acrylonitril	-	-
aldrin	1,3	-
dielddrin	0,0019	0,71
benzeen	-	700-5.100
benzidine	-	-
tetrachloor koolwaterstof	-	50.000
chloordaan	0,0040	0,09
gechloreerde benzenen	-	129-160
dichloorethaan	-	113.000
trichloorethaan	-	31.000
tetrachloorethaan	-	9.020
pentachloorethaan	-	390
hexachloorethaan	-	940
gechloreerde naftalenen	-	7,5
tetrachloorfenol	-	440
4-chloorfenol	-	29.700
chlooralkylether	-	-
chloroform	-	-
2-chloorfenol	-	-
cyanide	-	2,0-30,0
DDT	0,0010	0,13
TDE	-	3,6
DDE	-	14,0
dichloorbenzenen	-	1.970
dichloorbenzidine	-	-
dichloorethyleen	-	224.000
2,4-dichloorfenol	-	-
dichloorpropaan/propeen	-	3.040-10.300
2,4-dimethylfenol	-	-
2,4-dinitrotolueen	-	370-590
1,2-difenyldiazine	-	-
endosulfan	0,0087	0,034
endrin	0,0023	0,037
ethylbenzeen	-	430
fluorantheen	-	3.980
halomethanen	-	6.400-12.000
heptachloor	0,0036	0,053

Tabel 4 vervolg

	A	B
hexachloorbutadien	-	32
hexachloorcyclohexaan (γ HCH)	-	0,16
(β HCH)	-	0,34
hexachloorcyclopentadien	-	7,0
isophoroon	-	12.900
naftaleen	-	620-2300
nitrobenzeen	-	27.000
nitrofenolen	-	4.850
nitrosomines	-	3.300.000
pentachloorfenol	-	34-53
fenol	-	5.800
phtalaat esters	-	3,4-2944
Σ PCBs	0,030	10
Σ PAKs	-	300
tolueen	-	5000-6300
toxapheen	-	0,070
trichloorethyleen	-	2.000
vinylchloride	-	-
<u>Anorganische microverontreinigingen</u>		
antimoon	-	-
arseen	-	508
asbest	-	-
berilium	-	-
cadmium	4,5	59
chroom	18	1.260
koper	4,0	23,0
lood	-	25-668
kwik	0,025	3,7
nikkel	7,1	140
selenium	54	410
zilver	-	2,3
thallium	-	2.130
zink	58	170

Deze waarden werden ontleend aan waarnemingen in het veld en laboratoriumexperimenten. Als voorbeeld van een uitvoerig in het laboratorium onderzochte verbinding (dielddrin) dient tabel 5a (Adema en Vink, 1981). Uit deze tabel blijkt duidelijk dat de gevoeligheid sterk verschilt per diersoort. Adema en Vink werkten deze gegevens uit voor een aantal verbindingen en een aantal criteria. Uit deze tabel blijkt dat een langere expositieduur in een aantal gevallen leidt tot lagere concentraties waarbij sterfte optreedt (tabel 5b) en dat reeds bij zeer lage concentraties effecten als bijvoorbeeld reproductieremming waarneembaar zijn (tabel 5c). Omdat er geen verplichting bestaat om ook toxiciteitsgegevens te leveren van sediment-gebonden-contaminanten komen gegevens daarover slechts zeer sporadisch voor.

In feite illustreren deze voorbeelden hoe moeilijk het is om op grond van laboratoriumexperimenten te voorspellen bij welke concentraties effecten waarneembaar zullen worden in reële veldsituaties.

Tabel 5a. Dieldrin (zie tekst).

Species		Life stage	Medium	Time	Parameter	mg per l
ALGAE	<i>Chlamydomonas</i> sp.		enr. seaw	96 h	EC 50 (growth)	> 0.1
	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>		..	96 h	EC 50 (growth)	> 0.1
	<i>Dunaliella</i> sp.		..	96 h	EC 50 (growth)	> 0.1
	<i>Chlorella ovalis</i>		..	96 h	EC 50 (growth)	> 0.1
	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>		enr. freshw.	96 h	EC 50 (growth)	> 0.1
MOLLUSCS	<i>Crepidula fornicata</i>	veliger	seaw.	7 d	LC 50	> 0.1
	<i>Lymnaea stagnalis</i>	egg (first cleavage) → juvenile	freshw. hard	7 d	LC 50	> 0.2
				14 d	LC 50	0.12
				19 d	LC 50	0.030
				19 d	EC 50 (morph. + hatch.)	0.018
				19 d	no eff. (morph. + hatch.)	0.010
	<i>Mytilus edulis</i>	adult, 3 cm	seaw.	14 d 1 m	LC 50 LC 50	> 0.2 0.18
<i>Dreissena polymorpha</i>	adult, 2 cm	freshw. soft	3 w	LC 50	> 0.2	
WORMS	<i>Ophryotrocha diadema</i>	larva, 3 d	art. seaw	14 d	LC 50	> 0.1
				3 w	LC 50	0.09
				33 d	LC 50	0.06
				33 d	EC 50 (repr.)	0.0009
				33 d	no eff. (repr. + mort.)	0.0001
				33 d		
	adult, 4 w	art. seaw	30 d	LC 50	> 0.01	
			30 d	EC 50 (repr.)	0.0025	
			30 d	no eff. (repr. + mort.)	0.001	

ABBREVIATIONS USED IN TABLES 1, 2, 3 and 4

- | | | | |
|--------|--------------|--------|------------------|
| h | = hours | eff. | = effect |
| d | = days | repr. | = reproduction |
| w | = weeks | morph. | = morphology |
| m | = months | hatch | = hatching |
| seaw | = seawater | cult. | = culture |
| freshw | = freshwater | metam. | = metamorphosing |
| enr | = enriched | malf. | = malformations |
| art | = artificial | mort. | = mortality |

Tabel 5a. vervolg

Species	Life stage	Medium	Time	Parameter	mg per l	
CRUSTACEANS	<i>Artemia salina</i>	art. seaw.	96 h	LC 50	0.10	
			7 d	LC 50	0.025	
			14 d	LC 50	0.045	
			4 w	LC 50	0.040	
			4 w	EC 50 (repr.)	0.032	
			4 w	no eff. (repr.+mort.)	0.018	
	adult ♀, 1 cm	art. seaw.	96 h	LC 50	> 0.2	
			7 d	LC 50	0.11	
	adult ♂, 1 cm	art. seaw.	96 h	LC 50	0.065	
			7 d	LC 50	0.050	
	<i>Daphnia magna</i>	larva, 1 mm	freshw. hard	14 d	LC 50	> 0.2
				3 w	LC 50	0.10
				3 w	EC 50 (repr.)	0.080
				3 w	no eff. (repr.+mort.)	0.032
adult, 3 mm	freshw. hard	7 d	LC 50	0.20		
<i>Chaetogammarus marinus</i>	larva, 5 mm	seaw.	48 h	LC 50	0.012	
			96 h	LC 50	0.0050	
			7 d	LC 50	0.0045	
			14 d	LC 50	0.0020	
			4 w	LC 50	0.0018	
	adult, 1 cm	seaw.	48 h	LC 50	0.050	
96 h	LC 50		0.030			
7 d	LC 50		0.011			
14 d	LC 50		0.0036			
<i>Palaemonetes varians</i>	adult, 4 cm	seaw.	7 d	LC 50	0.0003	
<i>Crangon crangon</i>	adult, 4 cm	seaw.	48 h	LC 50	0.055	
			96 h	LC 50	0.022	
			7 d	LC 50	0.008	
			14 d	LC 50	0.004	

Tabel 5a. vervolg

Species	Life stage	Medium	Time	Parameter	mg per l	
FISHES	<i>Poecilia reticulata</i>	young, bought	freshw hard	48 h	LC 50	0.0045
				96 h	LC 50	0.0032
				7 d	LC 50	0.0028
				14 d	LC 50	0.0025
				2 m	LC 50	0.0025
		young, lab. cult.	freshw hard	48 h	LC 50	0.012
				96 h	LC 50	0.007
				7 d	LC 50	0.005
		young, lab. cult.	seaw	48 h	LC 50	0.018
				96 h	LC 50	0.014
				7 d	LC 50	0.006
		adult, normal, bought	freshw hard	48 h	LC 50	0.035
	7 d			LC 50	0.009	
	adult, fat, bought	freshw hard	48 h	LC 50	0.073	
			7 d	LC 50	0.030	
	adult, normal, bought	seaw	48 h	LC 50	0.040	
			7 d	LC 50	0.009	
			4 w	LC 50	0.003	
	<i>Gobius microps</i>	adult	seaw	48 h	LC 50	0.0065
				96 h	LC 50	0.0035
				7 d	LC 50	0.0023
	<i>Pleuronectes platessa</i>	yoik-sac larva	art. seaw	96 h	LC 50	0.030
		larva, stage 3 ¹)	art. seaw	48 h	LC 50	0.0070
				6 d	LC 50	0.0012
0-group, 2-3 cm		seaw	48 h	LC 50	0.0055	
			96 h	LC 50	0.0017	
			14 d	LC 50	0.0017	
1-group, ~10 cm		seaw	48 h	LC 50	0.0044	
			96 h	LC 50	0.0040	
			14 d	LC 50	0.0017	
egg → metam larva		art. seaw	96 h	LC 50	> 0.032	
			14 d	LC 50	> 0.032	
			4 w	LC 50	0.0055	
	8 w		LC 50	0.0005		
	8 w		no eff (mort., growth, malf.)	0.0001		

Tabel 5b. Vergelijking van LC50 waarden (mg.l^{-1}) verkregen uit kort duurende en langduurende toetsen.

Test animal ¹⁾	Exposure time		1,1,2-Trichloroethane		Dieldrin		Pentachlorophenol		3,4-Dichloroaniline	
	short term test	long term test	short term test	long term test	short term test	long term test	short term test	long term test	short term test	long term test
<i>Lymnaea stagnalis</i> (egg)	7 days	16 days	140	58	>0.2	0.030	0.21	0.18	>32	6.0
<i>Ophryotrocha diadema</i> (larva)	7 days	30 days	200	-	>0.1	0.060	0.62	0.30	2.8	>1.0
<i>Artemia salina</i>	7 days	28 days	36	36	0.085	0.042	4.5	4.2	5.5	5.0
<i>Daphnia magna</i>	7 days	21 days	40	40	>0.2	0.2	0.60	0.40	0.12	0.10
<i>Chastogammarus marinus</i>	7 days	48 weeks	-	-	-	-	-	-	2.4	0.40
<i>Poecilia reticulata</i>	7 days	28 weeks	-	-	-	-	-	-	8.5	2.1
<i>Pleuronectes platessa</i> (egg)	7 days	8-12 weeks	6	5.5	>0.032	0.0005	0.15	0.05	>10	0.18

Tabel 5c. Vergelijking van sterfte en subletale effecten in chronische toetsen.

Test animal ¹⁾	Exposure time	1,1,2-Trichloroethane		Dieldrin		Pentachlorophenol		3,4-Dichloroaniline	
		LC 50	NOEC ³⁾	LC 50	NOEC ³⁾	LC 50	NOEC ³⁾	LC 50	NOEC ³⁾
<i>Lymnaea stagnalis</i> (egg)	16 days	58	10	0.030	0.010	0.18	0.056	6.0	0.32
<i>Ophryotrocha diadema</i> (larva)	30 days	-	-	0.060	0.0001	0.30	0.01	>1.0	0.0032
<i>Artemia salina</i>	28 days	36	(10)	0.042	0.018	4.2	3.2	5.0	0.032
<i>Daphnia magna</i>	21 days	40	18	0.2	0.032	0.40	0.18	0.10	0.0056
<i>Chastogammarus marinus</i>	48 weeks	-	-	-	-	-	-	0.40	<0.032
<i>Poecilia reticulata</i>	28 weeks	-	-	-	-	-	-	2.1	1.0
<i>Pleuronectes platessa</i> (egg)	8-12 weeks	5.5	3.2	0.0005	0.0001	0.35	0.01	0.18	0.032

1) The tests were started with either eggs (as indicated) or newly born animals. The eggs hatched and the animals grew during the tests.

2) Criteria: *Lymnaea stagnalis* hatching, morphology
Ophryotrocha diadema mortality, reproduction
Artemia salina " " "
Daphnia magna " " "
Chastogammarus marinus " " "
Poecilia reticulata " , growth
Pleuronectes platessa hatching, embryonic development, growth, morphology

3) NOEC: No Observed Effect Concentration.

Zware metalen

De Kock (1983) geeft een overzicht van metaalgehalten in organismen afkomstig uit Nederlandse kustgebieden (tabel 6), waaruit blijkt dat deze gehalten voor de mossel, *Mytilus edulis* in 1980 in het algemeen lager zijn in de periode 1971-1973. Een nadere detaillering van de geografische verspreiding werd verkregen door voor de gehalten aan cadmium en zink van de mossel, *M. edulis* (uit De Kock en Marquenie, 1981) evenwichtsniveaus te schatten volgens een door Marquenie (1983) gegeven procedure. Deze geschatte evenwichtsniveaus met 96% betrouwbaarheidsinterval wordt gegeven in figuur 10. Uit deze waarnemingen blijkt dat langs de kust gradiënten optreden.

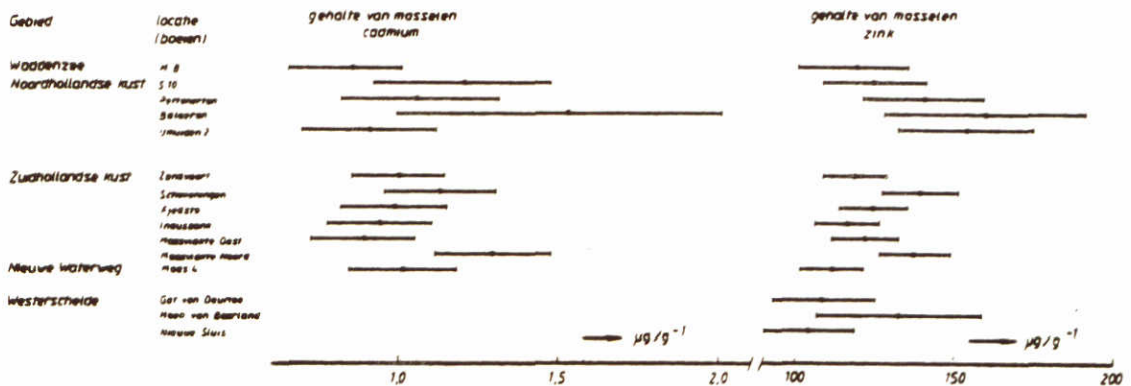


Fig. 10. Berekende evenwichtgehalten van cadmium (a) en zink (b) in mosselen en 96% betrouwbaarheidsinterval.

Juist buiten de Nieuwe Waterweg ter hoogte van Scheveningen en ter hoogte van IJmuiden werden, in vergelijking met de overige locaties, wat hogere concentraties gemeten.

Verder bleek uit dit onderzoek dat gehalten van mosselen die direct aan de kust werden verzameld vele malen hoger zijn dan op afstanden 2-4 km uit de kust. Met name deze zone, direct langs de kust, die zowel ecologisch, vanwege de kraamkamerfunctie, als ook recreatief belangrijk geacht wordt blijkt slecht onderzocht te zijn. Aangenomen mag worden dat, indien effecten optreden, deze zich juist daar als eerste zullen manifesteren. Hierbij wordt opgemerkt dat, grote wierevelden (*Fucus spec.* en *Laminaria spec.*) voor de kust en aan de dijk van Huisduinen (na 1970) vrijwel verdwenen zijn. Dergelijke veranderingen behoeven echter niet altijd direct in relatie te staan tot vervuilingsproblemen. Dit blijkt uit een onderzoek in de Waddenzee naar faunistische veranderingen over een periode van 55 jaar (Riesen en Reise, 1982).

Tabel 6. Metaalgehalten van enige tweekleppige schelpdiersoorten die werden toegepast als monitororganismen in Nederlandse kustwateren.

	Cd	Cu	Zn	Hg	Cr	Pb	As
<i>Mytilus edulis</i> , lengteklasse 3-3,5 cm littorale standplaatsen, 1971-1973							
Iems-Holland		2.9 - 11.0 (14.6)	114 - 142 (171)	1.1 - 7.6 (1.09)			
Middenzee (oost)		4.4 - 22.9 (9.6)	55 - 203 (111)	0.24 - 1.8 (0.64)			
Middenzee (west)		4.0 - 27.1 (10.2)	70 - 275 (166)	0.18 - 3.0 (1.05)			
Kust Noord-Holland		3.0 - 20.3 (9.4)	55 - 177 (180)	0.24 - 2.0 (0.90)			
Kust Zuid-Holland		5.4 - 24.5 (13.2)	82 - 444 (234)	0.28 - 1.5 (0.91)			
Oosterschelde		4.0 - 20.0 (9.4)	74 - 311 (175)	0.17 - 1.7 (0.85)			
Westerschelde		3.9 - 29.5 (9.9)	97 - 441 (220)	0.25 - 3.0 (0.88)			
<i>Mytilus edulis</i> , lengteklasse 4-5 cm Verplaatsingsproeven 1980, sublittorale expositie 60 dagen							
Roordzee (ca. 40 NM NW Den Helder)	0.67 - 0.72	5.7 - 8.2	74 - 111	0.03 - 0.13	0.86 - 3.94	1.58 - 2.74	12.8 - 14.3
Iems-Holland	0.61 - 1.24	8.8 - 10.4	100 - 121	0.07 - 0.22	1.55 - 4.12	0.41 - 2.10	4.8 - 13.6
Middenzee (West)	0.59 - 0.92	8.7 - 9.5	122 - 132	0.12 - 0.25	0.85 - 1.66	0.89 - 2.38	8.7 - 15.0
Kust Noord-Holland	0.80 - 1.18	8.0 - 10.2	117 - 202	0.11 - 0.59	1.17 - 2.68	1.89 - 6.46	6.8 - 15.3
Kust Zuid-Holland	0.85 - 1.67	8.4 - 13.4	103 - 162	0.06 - 0.57	0.89 - 4.55	1.87 - 5.57	6.4 - 17.8
Westerschelde	0.66 - 6.53	8.3 - 11.5	83 - 193	0.09 - 0.38	0.82 - 2.92	0.57 - 4.79	10.1 - 28.5
Atlantische kust West Ierland (Killary Harbour)	0.65 - 0.93	6.2 - 7.8	67 - 80	0.06 - 0.07	0.58 - 0.65	0.52 - 0.80	11.1 - 13.6
sublittorale standplaats							
<i>Nacoma bathyca</i> , lengteklasse 1-2 cm littorale standplaatsen, 1978-1979							
Middenzee	0.12 - 0.37	24.4 - 45.0	427 - 915	0.26 - 0.34			
Oosterschelde	0.12 - 0.18	87.2 - 101.3	634 - 752	0.47 - 0.94			
Westerschelde	1.67 - 2.74	21.5 - 28.5	571 - 1029	0.39 - 0.48			
<i>Scrobicularia plana</i> , lengteklasse 2-4 cm littorale standplaatsen, 1978-1979							
Middenzee	0.41 - 0.78	30.8 - 80.6	710 - 1047	0.59 - 1.05			
Oosterschelde	0.68 - 1.72	24.8 - 91.1	635 - 1441	0.43 - 0.94			
Westerschelde	1.83 - 11.71	17.1 - 59.1	632 - 1208	0.41 - 0.74			

Voor de volgende metalen wordt recent beschikbaar gekomen informatie besproken:

Cadmium

Korte (1983) geeft een algemeen overzicht van ecotoxicologische aspecten van cadmium. Het belang van biomagnificatie in aquatische voedselketens (het trapsgewijs toenemen van concentraties in de voedselketen) blijkt gering te zijn (Taylor, 1983).

Cadmium heeft met name invloed op de energiehuishouding, zoals blijkt uit een onderzoek naar het effect van cadmium op de glycogeen reserves van een polychaete worm, *Neanthes virens* (Carr en Neff, 1982) en heeft bovendien effecten op mitochondria in de kieuwen van de steurgarnaal, *Palaemon serratus*. (Papathanassion en King, 1983).

Dit zou onder andere aanleiding kunnen geven tot een verstoring van de regulering van de ionenbalans van kalium en calcium zoals aangetoond is voor bot, *Platichthys flesus* (Larsson et al., 1981). Verstoring van de energiehuishouding leidt tot een verminderde productiviteit in termen van groei en reproductie en tot een verhoogde gevoeligheid voor natuurlijke stress (bijvoorbeeld winterperioden). Effecten op groei werden bepaald door Neuhoff (1983) voor *Nereis succinea* en door Strömberg (1982) voor *Mytilus edulis*. De lengtegroei van deze mosselen werd gestimuleerd door cadmium bij concentraties van $2 \mu\text{g.l}^{-1}$ en geremd bij concentraties $\geq 10 \mu\text{g.l}^{-1}$.

Door Kuiper (1981) werden grotere aantallen zoöplankton organismen gerapporteerd bij een toevoeging van $1 \mu\text{g Cd.l}^{-1}$ aan natuurlijke planktonsystemen. Hier was sprake van een groeiremmend effect op een predator, namelijk de ribkwal *Pleurobrachia pileus*. De biomassa-productie van het zoöplankton was geremd bij cadmiumconcentraties van $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ en hoger. Slechts 4-9% van het toegevoegde cadmium bleek na ruim 2 maanden in het gevormde sediment aanwezig.

Effecten op groei en reproductie werden onderzocht door Sundelin (1983) in semi-natuurlijke opstellingen voor de amphipood, *Pontoporeia affinis*. Hoewel de reproductie normaal plaatsvond, stierven alle jongen in de systemen met cadmium bij concentraties van $6,3 \mu\text{g.l}^{-1}$ in het water en bij $4,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ in het sediment.

Voor een aantal organismen werd bovendien aangetoond dat de saliniteit van invloed is, en wel zodanig dat de toxiciteit toeneemt bij afnemende saliniteit (Engel en Fowler, 1979; Voyer et al., 1982). De saliniteit is dicht bij de kust en in de Waddenzee lager dan ca 3 km uit de kust.

Samenvattend blijkt dat bij verhoogde cadmiumconcentraties van ca $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ in het mariene milieu effecten zijn aangetoond voor planktongemeenschappen van de open zee die ca 3 km uit de kust verzameld werden. Bij cadmiumconcentraties van $6 \mu\text{g.l}^{-1}$ in combinatie met ca $4 \mu\text{g.g}^{-1}$ in sedimenten werden voor estuariene systemen, zoals de Waddenzee, effecten aangetoond.

Kwik

Håkanson (1980) beschrijft een mathematische relatie tussen het methylkwikgehalte van snoek, *Esox spec* en een aantal omgevingsvariabelen. Het gebruikte materiaal was afkomstig van een groot aantal meren uit zeer verschillende gebieden. Er blijkt een directe relatie te bestaan met het kwikgehalte van de sedimenten en een omgekeerd evenredige relatie met de pH van het oppervlakte water. Blijkbaar is de pH in hoge mate van invloed op de desorptie van kwik van het sediment. De pH van zeewater is echter veel constanter dan van zoetwater.

Langston (1982) zocht naar relaties tussen het kwikgehalte van sedimenten en van zgn. "deposit-feeders", *Scrobicularia plana* en *Macoma balthica* en tussen gehalten van deze soorten onderling. Hij komt tot de volgende empirische vergelijkingen:

$$(1) \text{ Hg (S. plana in } \mu\text{g.g}^{-1}) = 1,9 \frac{\text{Hg (sediment } \mu\text{g.g}^{-1})}{\% \text{ organische stof}} + 0,22$$

$$(2) \text{ Hg (M. balthica in } \mu\text{g.g}^{-1}) = 2,7 \frac{\text{Hg (sediment } \mu\text{g.g}^{-1})}{\% \text{ organische stof}} + 0,34$$

en

$$(3) \text{ Hg (S. plana)} = 0,67 \text{ Hg (M. balthica)} + 0,28$$

De Kock en Marquenie (1981) toonden aan dat dergelijke mathematische verbanden vaak een beperkte geldigheid hebben, waardoor de prospectieve waarde gering is. Wel blijkt dat voor vrijwel alle onderzochte metalen geldt dat de aanwezigheid van organische stof van directe, negatieve invloed is op de opname. Omdat organische stof in principe afbreekbaar is, lijkt bijvoorbeeld grote voorzichtigheid geboden bij de storting van verontreinigde baggerspecie met een relatief hoog gehalte aan organisch afbreekbaar materiaal. Hierbij wordt bovendien opgemerkt dat tijdens het transport langs de kust en in de primaire sedimentatiegebieden een fractionering van de zwevende stof op kan treden waarbij dit organische materiaal op specifieke plaatsen in het systeem geconcentreerd wordt (bijvoorbeeld op mosselbanken en achter strekdammen).

Effecten van kwik op organismen werden uitvoerig gerapporteerd door Nriagu (1979). Uit de door hem aangedragen informatie blijkt dat de ontwikkeling van viseieren gestoord wordt bij sedimentconcentraties $\geq 0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$ (zie tabel 7) en dat effecten bij vogels optreden bij kwikgehalten van $0,5-8 \mu\text{g.g}^{-1}$ in hun voedsel.

Indien de waarde van $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ wordt gesubstitueerd in Langstons (1982) vergelijkingen dan leidt dit globaal tot de volgende "kritische" gehalten in sedimenten:

$$\text{Macoma} \quad : \text{ Hg (sediment, } \mu\text{g.g}^{-1}) = 0,3 \times \% \text{ organische stof}$$

$$\text{Scrobicularia} : \text{ Hg (sediment, } \mu\text{g.g}^{-1}) = 0,4 \times \% \text{ organische stof}$$

Effecten van kwik op zoöplankton en fytoplankton worden gegeven door Kuiper et al. (1983). Concentraties van $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ bleken reeds van invloed op de ontwikkeling van bacteriën en concentraties van $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ hadden een negatief effect op de ontwikkeling van zowel zoö- als fytoplankton. De toevoeging van nutriënten werkte stimulerend op het herstel van effecten.

Bij een continue dosering van kwik blijken echter reeds effecten op te treden bij $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Davies en Gamble, 1979).

Grollé en Kuiper (1980) rapporteren dat bij doseringen van $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ Hg een bepaalde soort zich niet ontwikkelt; bij $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ is het aantal soorten met 30% gereduceerd (figuur 11).

Samenvattend blijkt dat bij kwikconcentraties $> 0,15 \mu\text{g.g}^{-1}$ (in sediment) en $> 0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ effecten werden aangetoond. Het is bovendien mogelijk dat, herleid uit de formules van Langston, gehalten $> 0,3 \mu\text{g.g}^{-1}$ in sedimenten met 1% organische stofgehalte aanleiding zijn tot effecten op vogels via de voedselketen.

Tabel 7. Effecten van kwik in sedimenten op embryonale en larvale stadia van forel.
(Uit Nriagu, 1979).

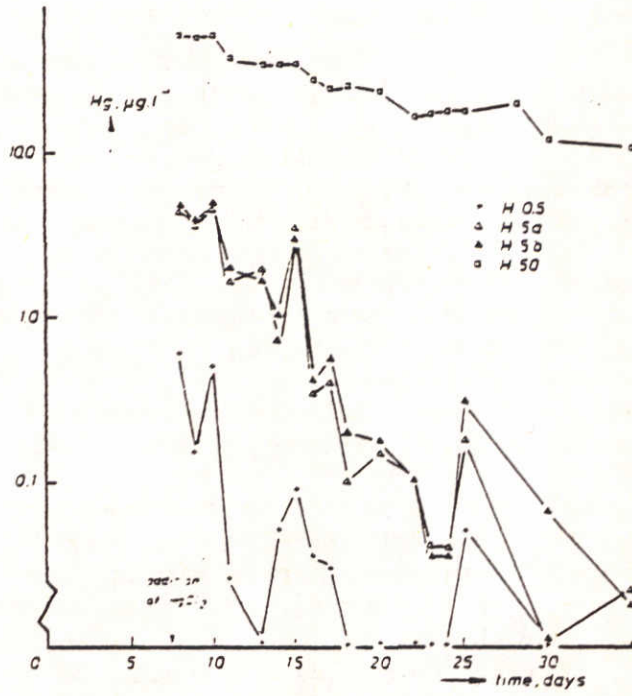
Mercury added to sediment ($\mu\text{g/g}$)	Sediment mercury in $\mu\text{g/g}$ (mean \pm S.E.)		Test water mercury in $\mu\text{g/l}$ (mean \pm S.E.)	Test response		Tissue mercury in $\mu\text{g/g}$ (mean \pm S.E.)
	Initial	Final		Percent survival ^a		
				Hatching	10 days ^b	
0.0 (Control)	0.052 \pm 0.001	0.051 \pm 0.001	0.11 \pm 0.04	95	94	24 \pm 3
0.1	0.18 \pm 0.01	0.16 \pm 0.01	0.25 \pm 0.09	85(5)	70	36 \pm 6
1.0	1.05 \pm 0.03	1.05 \pm 0.03	0.15 \pm 0.06	67(13)	45	41 \pm 1
10.0	12.1 \pm 0.8	10.6 \pm 0.2	1.83 \pm 1.49	51(20)	23	269 \pm 91
100.0	106.7 \pm 5.7	104.1 \pm 5.4	6.40 \pm 3.66	26(31)	0	902 \pm 42

a. Eyed trout eggs were treated through 10 days posthatching, giving an exposure period of 20 days. Percentages of teratic larvae in hatched populations are given parenthetically.

b. Surviving teratic larvae were counted as lethals

c. Values were based on total body mercury for duplicate samples.

A



B

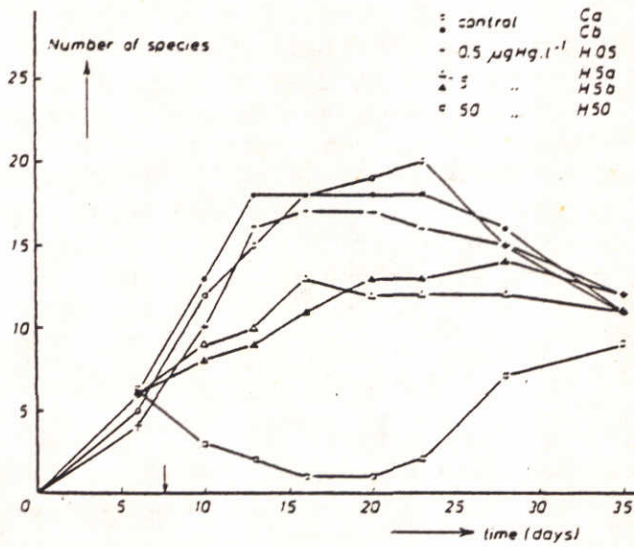


Fig. 11. Het verloop van kwikconcentraties in water (A) na een eenmalige dosering en van de aantal soorten perifyton (B) die zich hierin ontwikkelden.

Organische microverontreinigingen:

Polychloorbifenylen (PCBs)

De accumulatie en eliminatie van PCB-isomeren in vis werden onderzocht door Bruggeman (1983), Califano et al. (1982) en Niimi en Oliver (1983). Uit deze studies blijkt ondermeer dat laag gechloreerde isomeren in het algemeen sneller accumuleren en elimineren dan hoog gechloreerde isomeren. Bovendien blijkt dat de opname via het voedsel belangrijker wordt naarmate de chloreringsgraad toeneemt.

In verschillende studies werd aangetoond dat desorptie van PCBs van gesuspendeerde deeltjes en sediment een belangrijke rol speelt. Fisher et al. (1983) toont fysische desorptie aan van PCBs in sedimenten en wijst op het belang van bioturbatie in deze.

Califano et al. (1982) tonen dat PCBs in sedimenten beschikbaar zijn voor vis, *Morone saxatilis* en Nau-Ritter et al. (1982) tonen dit aan voor fytoplankton.

Rubinstein et al. (1983) beschrijven een onderzoek naar de biologische beschikbaarheid van PCBs, kwik en cadmium in verontreinigde havensedimenten voor de estuariene organismen, *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* en *Palaemonetes pugio*. Evenwichtsconcentraties werden in de proefdieren bereikt na een periode van ca 50 dagen (figuur 12). Evenals voor kwik (Langston, 1982) blijkt voor PCBs de concentratie geaccumuleerde contaminant omgekeerd evenredig te zijn met het gehalte van organische stof in het sediment (figuur 13).

Een samenvatting van de literatuur over effecten van PCBs op organismen wordt gegeven door Koeman en Strasse-Wolthuis (1978).

Tabel 8 toont voor vogels en zeehonden aan dat bij predatoren effecten kunnen optreden bij concentraties van 0,27-5,0 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in hun voedsel. Tabel 9 laat voor aquatische organismen zien dat effecten op planktongemeenschappen zijn waargenomen in het concentratiegebied 0,1-1,0 $\mu\text{g.l}^{-1}$.

In de Noordzee werden langs de Nederlandse kust, belangrijke hogere gehalten dan 5 $\mu\text{g.g}^{-1}$ in mosselen (*Mytilus edulis*) aangetroffen (De Kock en Marquenie, 1981). Er werd reeds eerder gewezen op het verschijnsel dat gehalten van metalen en organische microverontreinigingen in mosselen, die gelijktijdig op strekdammen in de littorale kustzone verzameld werden, aanzienlijk hoger zijn, tabel 10. Deze vergelijking kon gemaakt worden omdat uit onderzoek op andere boeien uit dit gebied was gebleken dat de gehalten van deze geëxponeerde mosselen niet sterk meer afweken van wilde mosselen die op deze boeien groeiden. Bovendien werd een sterke invloed van het seizoen op de beschikbaarheid van PCBs aangetoond. PCB-gehalten van mosselen lagen in de winterperiode ca een factor 2 hoger dan tijdens de zomer.

Maatregelen die vanaf 1976 het gebruik van PCBs binnen de EEG beperken, hebben niet geleid tot merkbare lagere concentraties van PCB-isomeren of tot veranderingen in hun onderlinge concentratieverhouding in mosselen over de periode 1971-1982 (De Kock et al., 1983). Deze waarnemingen stemmen overeen met een onderzoek naar PCB-isomeren in gedateerde sedimentkernen afkomstig uit de westelijke Waddenzee (De Bruin, 1982).

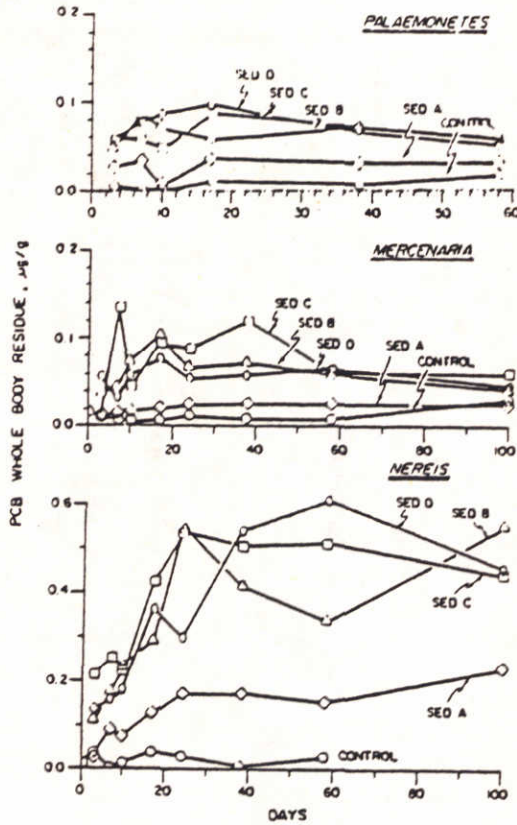


Fig. 12. De accumulatie van PCBs in proefdieren die werden blootgesteld aan verontreinigde sedimenten. Zie ook figuur 13. (naar Rubinstein et al., 1983).

Sediment PCB ($\mu\text{g/g}$ drooggewicht): A 0,46; B 0,71; C 7,28; D 0,72.

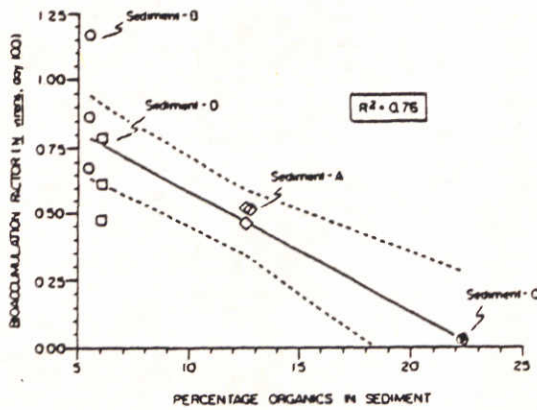


Fig. 13. Lineaire regressie met het 95% betrouwbaarheidsinterval tussen concentratiefactoren en het % organische stof in sedimenten (naar Rubinstein et al., 1983).

Tabel 8. Berekende dosis-effect relaties voor PCBs (naar Koeman en Strasse-Wolthuis, 1978).

Species	effect	conc. in organs ppm (wet weight)	conc. in organs of controls (ppm)	remarks
Cormorants, <i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>	mortality	birds found dead: brain 190 liver 319	birds shot: brain 130 liver 252	it was calculated that cormorants consuming fish containing 5 ppm PCB for 1½ - 3 years could accumulate lethal levels of PCB
Guillemots, <i>Uria aalge</i>	mortality	birds found dead: calculated total body conc. before starvation: 4660 µg liver: 22.5% of total body load	birds shot: whole body: 1962 µg liver: 0.9%	it was calculated that guillemots consuming fish containing 1 ppm PCB for 6 months could accumulate lethal levels of PCB
Common and Roseate Terns, <i>Sterna hirundo</i> <i>Sterna dougallii</i>	abnormalities in young	breast muscle of young: 4.9 - 140 ppm		fish consumed by these birds contained 0.27 - 0.32 ppm. PCBs could be the cause of the abnormalities observed, but no experimental studies are carried out to confirm these results
Sea-lions, <i>Zalophus californianus</i>	premature births	premature parturient females: blubber: 85-145 brain: 0.23-1.05 (pup)	full term parturient females: blubber: 12-25 brain: 0.12-0.23 (pup)	effects of PCB cannot be separated from that of DDE

Tabel 9. Laagste concentraties van PCBs in water waarbij effecten optraden (zie ook tabel 8).

Taxonomic group	species	conc. PCB in water (ppb)	duration of of exposure	effect
Bacteria algae protozoa	<i>Rhizosolenia setigera</i>	0.1	8 days	inhibited growth
Crustaceans	pink shrimps*)	0.94	15 days	mortality
Molluscs	oysters, <i>Crassostrea virginica</i>	1	4 days	inhibited shell growth
Other invertebrates	n.a.	1		
Fish	zebrafish, <i>Brachydanio rerio</i>	1		reproductive effects

*) scientific name not mentioned; n.a. data not available.

Tabel 10. Gegevens met betrekking tot standplaatsmonsters uit de getijdezone van het strand bij Ter Heijde (locatie 1, 27-8-1980), IJmuiden (Noordpier; locatie 3, 28-8-1980) en Callantsoog (locatie 5, 28-8-1980), vergeleken met die van expositie-monsters aan naburige boeien ca 2 km uit de kust (meetnet 2, expositietijd 4 weken), te weten Fjellströ (locatie 2, 1-7-1980), Baloeran (locatie 4, 4-7-1980) en Pettemer Ton (locatie 6, 4-7-1980).

Natgewicht per mossel in g;

vochtgewicht, asvrij-drooggewicht, asgewicht en vetgewicht in % van het natgewicht;

saliniteit in ‰ (asgewicht.vochtgewicht⁻¹);

gehalten aan kwik en arseen in µg.kg⁻¹ asvrij-droog; gehalten aan overige metalen in mg.kg⁻¹ asvrij-droog; gehalten aan organische microverontreinigingen in µg.kg⁻¹ asvrij-droog.

locatie	1	2	3	4	5	6
<u>algemene gegevens</u>						
aantal	105,00	94,00	105,00	90,00	120,00	98,00
natgew./mossel	1,33	4,50	2,16	4,27	1,85	5,32
vocht %	79,36	79,50	19,60	18,22	20,06	17,77
as %	1,93	1,91	1,85	2,01	2,09	2,02
vet %	3,07	3,54	2,84	3,61	2,61	3,23
saliniteit	25,18	24,03	23,55	25,20	26,85	25,18
<u>metalen</u>						
cadmium	2,21	0,80	1,43	0,76	1,50	0,52
koper	13,20	7,43	10,61	9,25	10,47	8,86
zink	225,55	97,69	162,76	111,42	158,52	88,35
chrom	3,70	1,78	1,97	1,25	2,24	0,68
lood	7,27	4,01	5,87	3,24	4,24	1,66
kwik		72,46		90,56		66,97
arsen		6709,61		7738,75		7062,46
<u>org. contaminanten</u>						
op-DDD	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	29,83
pp-DDD	41,69	5,37	25,00	10,98	14,46	2,81
HCB	19,24	29,52	8,67	25,25	4,49	11,82
lindaan	13,36	0,00	13,78	0,00	30,41	0,00
aldrin	55,59	40,26	72,45	31,83	36,39	23,07
op-DDE	96,21	95,54	59,18	5,49	46,36	62,46
pp-DDE	141,64	55,82	89,29	10,98	68,30	16,32
dieldrin	57,72	21,47	34,69	38,42	29,41	10,69
endrin	0,00	8,05	0,00	0,00	0,00	0,00
op-DDT	471,41	265,70	366,33	159,17	341,97	163,20
pp-DDT	115,45	0,00	277,55	0,00	0,00	0,00
Σ PCB	9845,00	2549,65	3933,67	2113,06	2028,91	793,47

5.5 Conclusies

1. Contaminanten die in de Noordzee aanwezig zijn of daaraan vanuit Nederland worden toegevoegd kunnen biologische effecten veroorzaken. Deze effecten kunnen tot stand komen als gevolg van een directe blootstelling van organismen aan contaminanten die in het water (opgelost en aan deeltjes gebonden) en in het sediment aanwezig zijn.
Effecten kunnen indirect optreden als gevolg van verhoogde concentraties in het voedsel van predatoren (vogels en zeehonden).
2. In het veld waargenomen effecten hadden met name betrekking op predatoren, die voorkwamen in estuariene getijde gebieden met een hoge produktiviteit.
3. Er is wel informatie beschikbaar over vogels betreffende concentraties in hun voedsel die zouden kunnen leiden tot effecten; de concentraties die in voedseldieren ontstaan als gevolg van blootstelling aan verontreinigde sedimenten zijn echter niet voorspelbaar op grond van concentratiefactoren en de concentraties van contaminanten in deze sedimenten.
Dit heeft geleid tot methoden waarbij potentiële effecten voorspeld zouden kunnen worden op grond van metingen aan proefdieren die onder gecontroleerde omstandigheden aan verontreinigde sedimenten worden blootgesteld.
In de V.S. zijn normen gesteld voor de kwaliteit van zeewater en zijn bioassays wettelijk voorgeschreven.
4. Organismen kunnen een belangrijke rol spelen bij de snelheid waarmee contaminanten in sedimenten verspreid worden (bioturbatie) en weer worden afgestaan aan het bovenstaande water.
5. De aanwezigheid van organisch materiaal in sediment verlaagt de opneembaarheid van een aantal contaminanten (Hg en PCBs). Er ontstaat mogelijk een onderschatting van potentiële effecten (zie conclusie 3) indien dit materiaal afbreekbaar is. Nader onderzoek, in relatie tot verontreinigde baggerspecies met een hoge COD of BOD, is dringend gewenst.
6. De concentratie van contaminanten in de weefsels van organismen die langs de Nederlandse kust verzameld of actief geëxponeerd werden vertoont in het algemeen gradiënten, die afnemen in noordelijke en westelijke richting. Mosselen die direct aan de kust, in de strandzone, verzameld werden, toonden zeer hoge concentraties aan organische en anorganische microverontreinigingen. Een nader onderzoek naar de genoemde oost-west gradiënt, in relatie tot het zuid-noord transport van contaminanten en de gebruiksfuncties van deze ecologische en recreatief belangrijke zone lijkt zeker van belang.

6 SAMENVATTING EN DISCUSSIE

Het water voor de Nederlandse kust beweegt in noordelijke richting en is afkomstig van het Kanaal. Van nature bevat dit water gehalten aan metalen en nutriënten. Deze nutriënten en metalen (voor een deel) zijn essentieel voor de normale functies van het ecosysteem Noordzee. Tijdens transport op de Noordzee wordt hier een extra last aan metalen en verontreinigingen als organische microverontreinigingen, olie en nutriënten aan toegevoegd.

Deze extra last is afkomstig van:

- rivieren als de Schelde en de Nieuwe Waterweg
- de uitwateringssluizen van het Haringvliet, het Noordzeekanaal en het IJsselmeer
- de storting van baggerspecie
- lozingen van industrieel en huishoudelijk afval
- atmosferische depositie

Deze belasting is tendele in vaste vorm, gebonden aan deeltjes, en voor een deel in oplossing. Na de lozing danwel instroming (rivier) of depositie vanuit de lucht treedt een herverdeling op tussen de opgeloste en vaste fase. Het is dus niet toegestaan om een lozing die in vaste vorm plaats vindt (baggerspecie) conservatief (dwz. de contaminanten blijven voor altijd gebonden) te beschouwen. Voor de estuaria is gevonden dat in het Rijn- estuarium (Nieuwe Waterweg) de opgeloste metalen van de rivier tendele aan het zwevende slib gaan adsorberen, terwijl in het Schelde estuarium het omgekeerde proces optreedt (mobilisatie). Ook bij de baggerspecie en bij de droge depositie vanuit de atmosfeer zijn er sterke aanwijzingen dat voor bepaalde metalen een mobilisatie optreedt. Voor baggerspecie is dit waarschijnlijk het geval voor cadmium terwijl de meeste metalen over het algemeen in goed mobiliseerbare vorm in aerosolen aanwezig zijn.

Voor de organische microverontreinigingen zijn er aanwijzingen dat deze zich in het estuarium conservatief gedragen. Over het gedrag van contaminanten bij de andere lozingen op de Noordzee is weinig bekend. Informatie hierover is essentieel omdat de opgeloste fractie van de contaminanten de biologisch meest beschikbare fractie is. De contaminanten gebonden aan de vaste fase zijn biologisch minder beschikbaar. Zij fungeren als een reservoir voor de opgeloste fractie. Binnen deze fractie kunnen de contaminanten nog naar een groot aantal bindingsvormen worden onderscheiden (speciatie) met elk hun eigen biologische beschikbaarheid. Informatie hierover is schaars.

Om de netto input aan contaminanten in de Noordzee te kunnen berekenen is voor de estuaria zoveel mogelijk rekening gehouden met de daar optredende processen. Voor de baggerspecie, die uit een mengsel van rivieren en zeeslib bestaat, is een schatting gemaakt voor het aandeel aan zeeslib. Bij de atmosferische depositie is aangenomen dat ook de contaminanten gebonden aan de aerosoldeeltjes volledig in het Noordzeewater oplossen. Voor de andere lozingen waren te weinig gegevens beschikbaar om een afschatting te maken van de optredende processen. Een ander probleem betrof de beperkte hoeveelheid gegevens over de organische microverontreinigingen.

In tabel 6.1 zijn de hoeveelheden aan stoffen vermeld (in absolute eenheden en in % van het totaal), die door de verschillende bronnen in opgeloste vorm en gebonden aan de vaste stof aan de Noordzee worden toegevoegd. Voor organische micro-verontreinigingen zijn geen percentages berekend omdat gegevens van een aantal bronnen ontbraken. Voor olie, EOC1 en PAK waren te weinig gegevens beschikbaar om ze in deze samenvattende tabel onder te brengen.

Tabel 6.1 Nettobijdragen van enkele bronnen aan de belasting van de Noordzee voor een aantal stoffen.

stof	OPGELOSTE VRACHTEN						GESUSPENDEERDE VRACHTEN					
	rivieren en uitwateringen		lozingen		depositie		rivieren en uitwateringen		baggerspecie		lozingen	
	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%	ton	%
As	280	94.3	1.0	0.3	16	5.4	68.0	67.5	32.5	32.2	0.3	0.3
Cd	25.8	74.4	0.9	2.6	8	23.1	20.0	50.6	8.8	47.6	0.7	1.8
Cr	282	50.2	273	48.5	7	1.2	263	48.8	273	50.6	3	0.6
Cu	424	68.5	10.4	1.7	185	29.9	146	45.5	163	50.8	12	3.7
Hg	4.8	64.2	0.8	10.2	< 1.9	25.6	3.25	53.6	2.7	43.0	0.2	3.2
Pb	196	38.6	13	2.4	300	59.1	267	49.3	265	48.9	10	1.8
Ni	611	94.1	3.3	0.6	35	5.4	69.5	65.0	36.6	34.2	0.9	0.8
Zn	2557	66.6	84	2.2	1200	31.2	1412	52.5	1205	44.8	74	2.7
P	30400	89.7	2300	6.8	1200	3.5	7250	49.5	6800	46.4	600	4.1
N	393000	94.2	6000	1.4	18000	4.3	48300	83.0	8400	14.4	1500	2.6
	kg		kg		kg		kg		kg		kg	
a-HCH	230		-		1000		< 10		< 10		-	
c-HCH	1000		-		1600		< 10		< 10		-	
dieldrin	80		-		300		< 10		< 10		-	
HCB	< 80		-		500		70		100		-	
tot-PCB	800		-		1600		1500		1800		-	

De rivieren leveren de grootste bijdrage tot de opgeloste fractie, de atmosferische bijdrage is van betekenis voor Cd, Cu, Pb en Zn. De rivieren en de baggerspecie maken ieder voor ongeveer 50 % deel uit van de gesuspenseerde vracht aan metalen. Van de baggerspecie levert die uit het Rotterdamse havengebied de grootste bijdrage. Voor de metalen Hg, Pb en Zn is echter ook de baggerspecie uit IJmuiden nog van betekenis.

a-HCH, c-HCH en dieldrin worden met name in opgeloste vorm naar de Noordzee getransporteerd. De bijdrage van baggerspecie is voor deze stoffen gering. HCB en PCB's worden eveneens in belangrijke mate gebonden aan de vaste fase getransporteerd. De bijdrage van baggerspecie is hiervoor wel belangrijk. Hoewel de schattingen zeer ruw zijn lijkt de depositie een belangrijke bron van organische microverontreinigingen voor de Noordzee.

Meer nog dan de absolute hoeveelheden, is van belang hoe deze zich verhoudt tot de aanvoer vanuit het Zuiden. De grootste onbekende hierbij is niet in de eerste plaats het gehalte aan contaminanten maar meer de absolute hoeveelheid aan slib die vanuit het Zuiden langs de kust wordt

getransporteerd. Voor de berekeningen is uitgegaan van een watertoevoer van 4900 km³/jaar en een gesuspenderde vracht van 12.5 mton/jaar. In tabel 6.2 is de toevoer van contaminanten vergeleken met het transport uit het zuiden.

Tabel 6.2 Vergelijking toevoer contaminanten via aantal bronnen en transport vanuit het zuiden

stof	VRACHT IN OPLOSSING (ton/j)		GESUSPENDEERDE VRACHT (ton/j)		
	bronnen	zuiden	bronnen excl. baggerspecie	baggerspecie	zuiden
As	280	1100	68.3	32.5	275
Cd	34.7	200	20.7	8.8	10
Cr	562	1450	266	273	1375
Cu	619	2030	158	163	225
Hg	7.4	58	3.4	2.7	6
Pb	509	377	277	265	812
Ni	649	1450	70.4	36.6	275
Zn	3841	4640	1486	1205	2250
P	33900	140000	7850	6800	12500
N	417000		49800	8400	
a-HCH	1.2	2.6	< 0.01	< 0.01	0.07
c-HCH	2.6	6.1	< 0.01	< 0.01	0.1
dieldrin	0.4	2.0	< 0.01	< 0.01	0.18
HCB	0.6	0.05	0.07	0.1	0.01
tot-PCB	2.4	3.7	1.5	1.8	0.6

Deze input aan contaminanten gesuperponeerd op de zuidelijke stroming blijkt ook uit het optreden van zuid-noord gradienten in de gehalten aan contaminanten in organismen. Tevens blijken loodrecht op de kust ook gradienten op te treden, waarbij de hoogste waarden worden aangetroffen voor mosselen die verzameld zijn op 2 tot 4 km vanuit de kust.

Bij de verschillende belastingen is geen rekening gehouden met een interne belasting: de nalevering van contaminanten uit de bodem. Dit proces blijkt van nature op te treden voor koper. In hoeverre dit ook optreedt voor andere metalen en in hoeverre de nalevering verhoogd wordt door verhoogde input aan contaminanten is onbekend. Overigens moet bij een verhoogde input niet alleen worden gedacht aan metalen of organische microverontreinigingen. Ook een verhoogde organische stof invloed zal door beïnvloeding van mineralisatieprocessen in het sediment, het gedrag van de andere contaminanten beïnvloeden. Inzicht in de bodemprocessen is niet alleen van belang om de interne bron te kunnen kwantificeren maar ook voor het voorspellen van de belasting van de Noordzee na het saneren van de externe bronnen. In dit verband kan ook weer worden opgemerkt dat de kennis over de verspreiding van de aan het zwevende slib gebonden contaminanten en kwantificering van transport en sedimentatie van slib een eerste vereiste zal zijn om het belang van het afgezette sediment voor de Noordzee te kunnen vaststellen. Daarnaast dient meer inzicht te worden verkregen in de betekenis van contaminanten in (vervulde) sedimenten voor de biota: in hoeverre zijn sedimenten een reservoir voor de opgeloste fase (de meest biologisch beschikbare fractie) en in hoeverre dragen de sedimenten direct bij tot de accumulatie van contaminanten.

7. REFERENTIES

7.1 Referenties van de Hoofdstukken 2 t/m 4

- R.M. van Aalst, R.A.M. van Ardenne, J.F. de Kreuk and Th. Leem (1983). Pollution of the North Sea from the atmosphere. Netherlands Organization for Applied Scientific Research. Report No. CL/82/152.
- A.W. Andren and J.W. Strand (1981). Atmospheric deposition of particulate organic carbon and polyaromatic hydrocarbons to Lake Michigan. In: S.J. Eisenreich (ed.). Atmospheric pollutants in natural waters. Ann Arbor: 459-479.
- E. Atlas and C.S. Giam (1981). Global transport of organic pollutants: Ambient concentrations in the remote marine atmosphere. *Science* 211: 163-165.
- E. Atlas, R. Foster and C.S. Giam (1982). Air-sea exchange of high molecular weight organic pollutants: Laboratory studies. *Environ. Sci. Technol.* 16: 283-286.
- R. Baudo (1982). The role of the speciation in the transfer of heavy metals along the aquatic food web. In: O. Ravera (ed.). Ecological effects on heavy metals speciation in aquatic ecosystems. ISPRACourses, Ispra-Italy. Unpublished Manuscript, 31 pp.
- A.C.M. Bourg (1983). Role of fresh water/ sea water mixing on trace metals adsorption phenomena. In: C.S. Wong, J.D. Burton, E. Boyle, K.W. Bruland, E.D. Goldberg (eds) Trace metals in sea water, Plenum New York: 195-208.
- K.W. Bruland and R.P. Franks (1983). Mn, Ni, Ni, Zn and Cd in the Western North Atlantic. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.). Trace metals in sea water. NATO Conf. Series. IV Mar. Sci. Plenum, New York, London: 395-414.
- P. Buat-Menard (1983). Particle geochemistry in the atmosphere and oceans. In: P.S. Slinn and W.G.N. Slinn (eds.). Air-sea exchange of gases and particles. Reidel Publishing Company.
- P. Buat-Menard and R. Chesselet (1979). Variable influence of the atmospheric flux on the trace metal chemistry of oceanic suspended matter. *Earth Planet. Sci. Lett.* 42: 399-411.
- R.S. Cambray, D.F. Jefferies and G. Topping (1975) An estimate of the input of atmospheric trace elements into the North Sea and the Clyde Sea (1972-3). UK Atomic Energy Authority nota AERE-R 7733
- R.S. Cambray, D.F. Jefferies and G. Topping (1979) The atmospheric input of trace elements to the North Sea. *Marine Science Commun.* 5: 175-194
- C.W. Carter and I.H. Suffet (1982). Binding of DDT to dissolved humic materials. *Environ. Sci. Technol.* 16: 735-740.
- M. Castagna (1977). Need to identify and assess neuston of East Coast continental waters. In: Atlantic Offshore Users Workshop. University of Delaware, College of Marine Studies, Newark DEL-SG-11-77: 168-169.
- P.A. Cawse (1981) Trace elements in the atmosphere of the UK. Paper given at ESNA Meeting, Aberdeen, 28th Sept - 2nd Oct 1981
- P.A. Cawse (1982) Inorganic particulate matter in the atmosphere. In: Environmental Chemistry vol 2; London 1982.
- J.R. Clayton, S.P. Pavlou and N.F. Breitner (1977). Polychlorinated biphenyls in coastal marine zooplankton: bioaccumulation by equilibrium partitioning. *Environ. Science and Technol.* 676-
- D.W. Connel and G.J. Miller (1980). Petroleum hydrocarbons in aquatic ecosystems - behavior and effects of sublethal concentrations: Part I. *CRC Crit. Rev. Environ. Contr.*, dec.: 37-104.

- R.F. Critchley (1983) An assessment of trace metal inputs and pathways to the marine and terrestrial environments. Heavy metals in the environment, Proc. Conf. Heidelberg 1983; pp 1108-1111
- J.A. Davis (1984). Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48, 679-691.
- F. Dehairs, H. Dedeurwaerder, M. Dejonghe, G. Decadt, G. Gillain, W. Baeyens and I. Elskens (1982). Boundary conditions for heavy metals at the air-sea interface. Marine Environmental Quality Committee, C.M. 1982/E:33.
- R.N. Dexter and S.P. Pavloa (1978). Mass solubility and aqueous activity coefficients of stable organic chemicals in marine environment - polychlorinated biphenyls. *Mar. Chem.* 6: 41-53.
- J. Dominik, U. Förstner, A. Mangini and H.E. Reineck (1978). Pb-210 and Cs-137 chronology of heavy metal pollution in a sediment core from the German Bight (North Sea). *Senckenberg. Mar.* 10: 213-227.
- P.V. Doskey and A.W. Andren (1981). Modelling the flux of atmospheric polychlorinated biphenyls across the air/water interface. *Environ. Sci. Technol.* 15: 705-711.
- R.A. Duce (1982). Sea salt and trace element transport across the sea-air interface. Abstract, Symposium Ocean/Atmosphere Material Exchange, Joint Oceanographic Assembly, Halifax, Nova Scotia, Canada.
- J.C. Duinker (1983). Effects of particle size and density on the transport of metals to the oceans. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.) Trace metals in sea water. NATO Sci. Affairs Div., Plenum Press, New York, London: 209-226.
- J.C. Duinker, G.T.M. van Eck and R.F. Nolting (1974). On the behaviour of Cu, Zn, Fe and Mn and evidence for mobilization processes in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8: 214-239.
- J.C. Duinker and C.J.M. Kramer (1977). An experimental study on the speciation of dissolved zinc, cadmium, lead and copper in river Rhine and North Sea water, by differential pulsed anodic stripping voltammetry. *Mar. Chem.* 5: 207-228.
- J.C. Duinker and J.C. Nolting (1977). Dissolved and particulate trace metals in the Rhine estuary and the Southern Bight. *Mar. Pollut. Bull.* 8: 65-71.
- J.C. Duinker and M.T.J. Hillebrand (1979). Behaviour of PCB, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, a-HCH, b-HCH, c-HCH, dieldrin, endrin and p,p'-DDD in the Rhine-Meuse estuary and the adjacent coastal area. *Neth. J. Sea Res.* 13: 256-281.
- J.C. Duinker, M.T.J. Hillebrand, R.F. Nolting, S. Wellershaus and N.K. Jacobsen (1980). The river Varde A : Processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. *Neth. J. Sea Res.* 14: 237-267.
- J.C. Duinker, M.T.J. Hillebrand, R.F. Nolting and S. Wellershaus (1982a). The river Elbe : Processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. *Neth. J. Sea. Res* 15: 141-169.
- J.C. Duinker, M.T.J. Hillebrand, R.F. Nolting and S. Wellershaus (1982b). The river Weser : Processes affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. *Neth. J. Sea Res.* 15: 170-195.
- J.C. Duinker and R.F. Nolting (1982). Dissolved copper, zinc and cadmium in the Southern Bight of the North Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 13: 93-96.
- S.J. Eisenreich, A.W. Elzerman and D.E. Armstrong (1978). Enrichment of micronutrients, heavy metals and chlorinated hydro-carbons in wind-generated lake foam. *Environ. Sci. Technol.* 12: 413-417.
- S.J. Eisenreich, G.J. Hollod and T.C. Johnson (1981a). Atmospheric concentrations and deposition of polychlori-

nated biphenyls to Lake Superior. In: S.J. Eisenreich (ed.). Atmospheric pollutants in natural waters. Ann Arbor: 425-444.

S.J. Eisenreich, B.B. Looney and J.D. Thornton (1981b). Airborne organic contaminants in the Great Lake ecosystem. Environ. Sci. Technol. 15: 30-38.

D. Eisaa (1981). Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. In: S.P. Nio, Schüttenhelm and Tj. C.E. van Weering (eds.). Holocene marine sedimentation in the North Sea Basin, Blackwell Science Publ.

D. Eisaa (1981b). The mass-balance of suspended matter and associated pollutants in the North Sea. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 181: 7-14.

D. Eisaa and J. Kalf (1979). Distribution and particle size of suspended matter in the Southern Bight of the North Sea and the Eastern Channel. Neth. J. of Sea Res. 13(2): 298-324.

H. Elderfield (1981). Metalorganic associations in interstitial water of Narraganset Bay sediments. Am. J. Sci. 281: 1184-1196.

D.W. Engel and B.A. Fowler (1979). Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms. Environ. Health Persp. 28: 81-88.

T.M. Florence (1982). The speciation of trace elements in water. Talanta 29: 345-364.

J.M. Galloway, S.J. Eisenreich and B.C. Scott (eds.) (1979). Toxic substances in atmospheric deposition: a review and assessment. Report Workshop, Jekyll Island, Georgia US, nov. , 146 pp.

J.M. Galloway, J.D. Thornton, S.A. Norton, H.L. Volchok and R.A.N. Mclean (1982). Trace metals in atmospheric deposition: a review and assessment. Atmos. Environ. 16: 1677-1700.

GESAMP-IMCO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Pollution (1980). Interchange of pollutants between the atmosphere and the oceans. Rep. Stud. GESAMP 13: 55 pp.

GWR en RWS (1981 en 1982). Milieuaspecten onderhoudsbaggerspecie. Gehalten aan olie, bestrijdingsmiddelen en zware metalen. Rapport 110.10-R8104 respectievelijk 110.10-R8221.

R.O. Hallberg (1974). Paleoredox conditions in the eastern Gotland Basin during the recent centuries. Merentutkimuslait Julk./Havsforskningsinst. Skr. 238: 3-16.

R.O. Hallberg (1978). Metal-organic interaction at the redox-cline. In: W.E. Krumbein (ed.). Environmental biogeochemistry and Geomicrobiology. Ann Arbor Sci. Publ. 3: 947-954.

J.T. Hardy (1982). The sea surface microlayer: biology, chemistry and anthropogenic enrichment. Prog. Oceanog. 11: 307-328.

J. Henriot (1978). Recherche des pesticides dans l'eau de mer et dans les sédiments marins. Projet Mer, Rapport final, 6 (Inventaire de polluants), 163-185.

R. Herrmann and D. Hübner (1982). Behaviour of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Exe estuary, Devon; Neth J. Sea Res. 15: 362-390

K.R. Hinga, E.Q. Pilson, et al (1980) Biogeochemistry of benzantracene in an enclosed marine ecosystem; Env. Sci. Techn. 14: 1136-1143

K.A. Hunter (1980a) Processes affecting particulate trace metals in the sea surface microlayer; Mar.Chem. 9: 49-70

- K.A. Hunter (1980b) Microelectrophoretic properties of natural surface-active organic matter in coastal sea water; *Limnol. Oceanogr.* 25: 807-822.
- K.A. Hunter and P.S. Liss (1979). The surface charge of suspended particles in estuarine waters. *Limnol. Oceanogr.* 27:322-335.
- K.A. Hunter and P.S. Liss (1982). Organic-matter and the surface-charge of suspended particles in estuarine waters. *Limnol. Oceanogr.* 27: 322-335.
- ICES (1978) Input of pollutants to the Oslo Commission Area. Coop. Research report no 77. Int. Council for the Explor. of the Sea, Charlottenlund Denmark; geciteerd in Norton (1982)
- P.G.W. Jones and D.F. Jefferies (1983) The distribution of selected trace metals in United Kingdom shelf waters and the North Atlantic; *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 40 (suppl.2) : 111-123
- H.N. Kerdijsk (1980). Zware metalen en fosfor in afgezet sediment in het Rotterdamse havengebied en enkele zoetwaterlokaties ten oosten en zuiden daarvan in 1979-1980. Verslag M1717 Waterloopkundig Laboratorium.
- H.N. Kerdijsk and W. Salomons (1980). Milieuchemische aspecten van het storten van baggerslib uit de Maasmond, de Botlek- en de Waalhaven in het Oostvoornse Meer. Waterloopkundig Laboratorium, Verslag Onderzoek M 1501/ M 1549.
- H.N. Kerdijsk and W. Salomons (1981). Inventarisatie en geochemische gedrag van zware metalen in de Schelde en Westerschelde. Waterloopkundig Laboratorium. Verslag Onderzoek M1640/ M1736, 61 pp.
- H.N. Kerdijsk and W. Salomons (1983). Early diagenesis in sediments and their importance for the dumping of dredged material. In preparation.
- L.A. van de Kooij (1982). De waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. RIZA-nota 82-063.
- A. H. Knap and P. J. LeB. Williams (1982). Experimental studies to determine the fate of petroleum hydrocarbons from refinery effluent on an estuarine system. *Environ. Sci. Techn.* 16: 1-4.
- K. Kramling (1983). Trace metal fronts in European shelf waters. *Nature* 303:225-227.
- P. Larsson (1983). Transport of ¹⁴C labelled PCB compounds from sediment to water and from water to air in laboratory model systems. *Water Res.* 17: 1317-1326.
- A.J. Lee (1970) The currents and watermasses of the North Sea; *Oceanogr.Mar.Biol.Ann.Rev.* 8: 33-71
- T. Leavastu (1963). Serial Atlas of the Marine Environment. Volume 4, Am. Geogr. Soc. New York.
- S.E. Lindberg and R.C. Harris (1983). Water and acid soluble trace metals in atmospheric particles. *J. Geophys. Res.* 88: 5091-5100.
- L.W. Lion and J.O. Leckie (1981a). The biochemistry of the air-sea interface. *Annu. Rev. of Earth. Planet. Sci.* 9: 449-486.
- L.W. Lion and J.O. Leckie (1981b). Chemical speciation of trace metals at the air-sea interface: The application of an equilibrium model. *Env. Geol.* 3: 228-231.
- P.S. Liss (1975). Chemistry of the sea-surface microlayer. In: J.P. Riley and G.S. Skirrow (eds.) *Chemical oceanography*. Academic Press 2: 193-243.
- K.R. Lum (1982). The potential availability of P, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn in urban particulate matter. *Environ. Technol. Lett.* 3: 57-62.

- I.N. McCave (1973). Mud in the North Sea. In: North Sea Science, E.D. Goldberg (ed.), pp. 75-100. MIT press.
- T.J. Murphy, A. Schinsky, G. Paolucci and C.P. Rzeszutko (1981). Inputs of polychlorinated biphenyls from the atmosphere to Lakes Huron and Michigan. In: S.J. Eisenreich (ed.). Atmospheric pollutants in natural waters. Ann Arbor: 445-458.
- R.L. Norton (1982) Assessment of pollution loads to the North Sea. Water Research Centre Report 233-M
- H.W. Nürnberg (1979) Moderne Voltammetrische Verfahren in der Spurenanalyse toxischer Metalle in Trinkwasser, Regen und Meerwasser; Chem. Ing. Techn. 51: 717-728
- H.W. Nürnberg, V.D. Nguyen und P. Valenta (1983) Deposition von Säure und toxischen Schwermetallen mit den Niederschlägen in der Bundesrepublik Deutschland; Jahresbericht der Kernforschungsanlage Jülich nr. 1982/1983
- B.G. Oliver, E.G. Cosgrove and J.H. Carey (1979). Effect of suspended sediments on photolysis of organics in water. Environ. Sci. Technol. 13: 1075-1077.
- PARCOM (1982) Atmospheric input of pollutants to convention waters; Ninth meeting of the technical working group, Lisbon 15-18 March 1982
- N.J. Pattenden, R.S. Cambay and K. Playford (1981). Trace and major elements in the sea-surface microlayer. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 93-100.
- R.I.D. (1979-1982) Voorlopige overzichten van de neerslagmetingen en de analyses van de neerslagmonsters; Meetnet regenwater Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, diverse jaren.
- R.I.Z.A (1984) De waterkwaliteit van de Noordzee in de periode 1975-1982. RIZA-nota 83-084.
- R.S.U. (1980) Umweltprobleme der Nordsee. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen; Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart, Mainz 1980; geciteerd in Norton 1982
- W. Salomons (1978). Physical and chemical processes affecting trace metals in lake IJssel. Abstract Meeting Freshwater Contact Group, EEC, Metz, France.
- W. Salomons (1980). Adsorption processes and hydrodynamic conditions in estuaries. Environ. Technol. Lett. 1:356-365.
- W. Salomons (1983). Metal cycling in a polluted lake. Report to the EEC. 50 pp.
- W. Salomons (1984). Impact of atmospheric trace metals on the hydrological cycle. In: J. Nriagu and C. Davidson (eds.) Toxic metals in the air. Wiley, in press.
- W. Salomons and W. G. Mook (1977). Trace metal concentrations in estuarine sediments: mobilization, mixing or precipitation. Neth. J. Sea Res. 11:199-209.
- W. Salomons, A. Goudie and W. G. Mook (1978). Isotopic composition of calcrete deposits from Europe, Africa and India. Earth Surface Processes, 3:43-57.
- W. Salomons and U. Förstner (1980). Trace metal analysis on polluted sediments. Part II, Assessment of sources and intensities. Environ. Technol. Lett. 1: 506-517.
- W. Salomons and W. Eysink (1981). Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the Southern North Sea. In: Holocene Marine Sedimentation in the North Sea Basin (Ed. S.D. Nio., R.T.E. Schüttenhelm and Tj.C.E. van Weering) Blackwell Science Publishers.

- W. Salomons and R.A. Gerritse (1981) Some observations on the occurrence of phosphorus in sediments from Western Europe. *Science Tot. Env.* 17: 34-49.
- W. Salomons, H. Kerdijs, W. van Driel and R. Boxma (1982). Help! Holland is plated by the Rhine. In: *Effects of Waste Disposal on Groundwater and Surface Water (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1982)*. IAHS Publ. no 139.
- W. Salomons and W. G. Mook (1982). Natural tracers for sediment transport studies. Delft Hydraulics Publication No. 271, 52 pp.
- W. Salomons and W. Eysink (1983) Zware metalen in sedimenten van de Waddenzee. Waterloopkundig Laboratorium, Verslag Onderzoek M 1839: 88 pp.
- W. Salomons and H. Kerdijs (1983). Metalen in boorkernen en oppervlaktesedimenten van de Noordzee. Waterloopkundig Laboratorium, Verslag onderzoek M 1676: 17 pp.
- W. Salomons and U. Förstner (1984). Metals in the hydrological cycle, Springer-Verlag Berlin Heidelberg..
- W. Salomons and H.N. Kerdijs (1984). Zware metalen in zwevende stof voor de kust van Noord-Holland. Verslag S 580, Waterloopkundig Laboratorium (in voorbereiding).
- J.D. Schladot und H.W. Nürnberg (1982) Atmosphärische Belastung durch toxischen Metallen in der Bundesrepublik Deutschland; Berichte der Kernforschungsanlage Jülich nr. 1776
- J. Schoer, U. Nagel, D. Eggersgluess and U. Förstner (1982). Metal contents in sediments from the Elbe, Weser and Ems estuaries and from the German Bight (southeastern North Sea): Grain size effects. *Mitt. Geol.-Paläont. Inst., Univ. Hamburg* 52: 687-702.
- W. Stumm (1983). Metal pollutants in waters: their effect, controlling factors and ultimate fate. In: *Proc. Conf. Heavy Metals in the Environment*, Heidelberg: 1-9.
- W. Stumm and H. Bilinski (1973). Trace metals in natural waters: difficulties of interpretation arising from our ignorance on their speciation. In: S.H. Jenkins (ed.). *Advance in Water Pollution Research, Proc. 6th Int. Conf. Jerusalem, 1972*. Pergamon, Oxford.
- K.F. Sullivan, E.L. Atlas and C.S. Giam (1982). Adsorption of phthalic acid esters from seawater. *Environ. Sci. Technol.* 16: 428-432.
- W.G. Sunda and R.L. Ferguson (1983). Sensitivity of natural bacterial communities to addition of copper and to cupric ion activity: A bioassay of copper complexation in seawater. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.). *Trace metals in sea water*. NATO Sic. Affairs Div., Plenum Press, New York and London: 871-892.
- R.A. Swanson and G.R. Dutt (1973). Chemical and physical processes that affect atrazine and distribution in soil systems. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 37: 872-876.
- E. Turkstra (1982) De atmosferische belasting met verontreinigingen op grootschalige wateren in Nederland; R.I.Z. notitie sept. 1982
- K. Wandschneider (1979). Vertical distribution by phytoplankton during investigations of a natural surface film. *Mar. Biol.* 52: 105-111.
- Waterloopkundig Laboratorium, R1703. Voorlopige base line voor Cd, Zn, Ni, Pb, Cu en Cr in Nederlandse sedimenten

J.W. Winchester and R.A. Duce (1977). The air-water interface: Particulate matter exchange across the air-water interface. In: I.H. Suffet (ed) Fate of pollutants in the air and water environment. Wiley, New York.

P.A. Yeats and J.M. Bowers (1982). Anthropogenic influences on trace metal distribution in the North Atlantic. In preparation.

M. Zander (1980). Polycyclic aromatic and heteroaromatic hydrocarbons. In: O. Hutzinger (ed.) The Handbook of Environmental Chemistry Vol. 3a Berlin 1980; pp 109-131.

A. Isolnay (1973). Hydrocarbon and chlorophyll: a correlation in the upwelling region off West Africa. Deep Sea Res. 20: 923-

R.W. Zuehlke and D.R. Kester (1983). Copper speciation in marine waters. In: C.S. Wong, E. Boyle, K.W. Bruland, J.D. Burton and E.D. Goldberg (eds.). Trace metals in sea water. NATO Sci. Affairs Div., Plenum Press, New York and London: 773-788.

7.2 Literatuur hoofdstuk 5

- Adema, D.M.M. en G.J. Vink (1981)
A comparative study of the toxicity of 1,1,2-trichloroethane, dieldrin, pentachlorophenol and 3,4-dichloroaniline for marine and fresh water organisms.
Chemosphere 10 (6): 533-555.
- Atema, J., D.F. Leavitt, D.E. Barshaw en M.C. Cuomo (1982)
Effects of drilling muds on behavior of the American lobster, *Homarus americanus*, in water column and substrate exposures.
Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 675-690.
- Bruin, P. de (1982)
De bepaling van polychloorbifenylen in sedimenten met behulp van gaschromatografie.
Afstudeerverslag HTS-Chemie, Van 't Hoff Inst. Rotterdam, MT-TNO, Delft, juni 1982: 88 pp.
- Bruggeman, W. (1983)
Bioaccumulation of polychlorobiphenyls and related hydrophobic chemicals in fish.
Acad. proefschrift; uitgave RIZA, Lelystad: 160 pp.
- Bull, K.R., W.J. Every, P. Freestone, J.R. Hall, D. Osborn, A.S. Cooke, en T. Stowe (1983)
Alkyl lead pollution and bird mortalities on the Mersey Estuary, U.K., 1979-1981.
Environm. Poll. (Ser. A) 31: 239-259.
- Califano, R.J. J.M. O'Connor en J.A. Hernandez (1982)
Polychlorinated biphenyl dynamics in Hudson river striped Bass. I. Accumulation in early life history stages.
Aquat. Toxicol. 2: 187-204.
- Carr, R.S. en J.M. Neff (1982)
Biochemical indices of stress in the sandworm *Neanthes virens* (Sars). II. Sublethal responses to cadmium.
Aquat. Toxicol. 2: 319-333.
- Castilho, P. del, en J.M. Marquenie (1983)
Biologisch en geochemisch onderzoek naar het voorkomen en het gedrag van zware metalen in Nederlandse zoetwatergebieden. Nota bindingsonderzoek.
Rapport TNO R 83/205 A, Delft, The Netherlands: 74 pp.
- Creclius, E.A. J.T. Hardy, C.J. Gibson, R.L. Schmidt, C.W. Apts, J.M. Gurtisen en S.P. Joyce (1982)
Copper bioavailability to marine bivalves and shrimp: relationship to cupric ion activity.
Mar. Environm. Res. 6: 13-26.
- Davies, J.M. en J.C. Gamble (1979)
Experiments with large enclosed ecosystems.
Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 286: 523-544.

- Dethlefsen, V. en B. Watermann (1980)
 Vorkommen von Hauttumoren der Kleische, (*Limanda limanda* L.) im Verbringungsgebiet für Abfälle aus der Titandioxidproduktion und Vergleichsgebieten.
 Infn. Fishw. 27: 57-65.
- Eisma, D. (1981)
 Suspended matter as a carrier for pollutants in estuaries and the sea.
 In: Geyer (ed): Marine environmental pollution, volume 2: dumping and mining, Elsevier, Amsterdam: 281-295.
- Engel, D.W. en B.A. Fowler (1979)
 Factors influencing cadmium accumulation and its toxicity to marine organisms.
 Environm. Health Persp. 28: 81-88.
- Environmental Protection Agency (EPA) (1980)
 Federal Register Part V: water quality criteria documents; availability.
 EPA, FRL 1623-3, Vol 45 (231): 79318-79343.
- Fisher, J.B. R.L. Petty en W. Lick (1983)
 Release of polychlorinated biphenyls from contaminated lake sediments: flux and apparent diffusivities of four individual PCBs.
 Environm. Poll. (Ser. B) 5: 121-132.
- Flint, R.W. en R.D. Kalke (1983)
 Environmental disturbance and estuarine benthos functioning.
 Bull. Environ. Contam. Toxicol. 31: 501-511.
- Grollé, T. en J. Kuiper (1980)
 Development of marine periphyton under mercury stress in a controlled ecosystem experiment.
 Bull. Environm. Contam. Toxicol. 24: 858-865.
- Håkanson, L. (1980)
 The quantitative impact of pH, bioproduction and Hg-contamination on the Hg-content of fish (pike).
 Env. Poll. (Ser. B) 1: 285-304.
- Kitamura, S., K. Sumino, K. Hayakawa en T. Shibata (1976)
 Dose-response relationship of methylmercury.
 In: G.F. Nordberg (ed.) Effects and dose-response relationship of toxic metals.
 Elsevier Scientific Publish. Comp., Amsterdam: 262-272.
- Kock, W.Chr. de en J.M. Marquenie (1981)
 De experimentele toepassing van de mossel, *Mytilus edulis*, L., bij het meten van zware metalen en organische microverontreinigingen in Nederlandse kustwateren.
 Rapport MT-TNO MD-N&E 81/2, Delft, The Netherlands.

- Kock, W. Chr. de en J.M. Marquenie (1982)
 The effects of discharges of certain metals and the organochlorine compounds such as PCBs and pesticides on marine ecosystems.
 Commission of The European Communities, EEG 4/81/81 final report (TNO Rep. CL 82/97): 178 pp.
- Kock, W. Chr. de (1983)
 Referentiewaarden zoute wateren; zware metalen in mariene organismen.
 Discussiestuk TNO: D 83/133, Delft, Nederland.
- Kock, W. Chr. de, H. Compaan, A. Bruins van Tongeren en P. de Bruin (1983)
 Gehalten van een aantal PCB-isomeren in de mossel, *Mytilus edulis*; retrospectieve trendmetingen 1971-1982.
 TNO rapport R 83/32, Delft, The Netherlands.
- Koeman, J.H. en H. van Genderen (1972)
 Tissue levels in animals and effects caused by chlorinated hydrocarbon insecticides, chlorinated biphenyls and mercury in the marine environment along the Netherlands coast.
 In: M. Ruivo (ed.) Marine pollution and sea life, FAO (1972)
 Publ. Fishing News (Books) Ltd., England: 428-435.
- Koeman, J.H. en M. Stasse-Wolthuis (1978)
 Environment and quality of life: Environmental toxicology of chlorinated hydrocarbon compounds in the marine environment of Europe.
 EEG rapport EUR 5814 EN: 152 pp.
- Korte, F. (1983)
 Ecotoxicology of cadmium: general overview.
 Ecotoxicol. Environm. Saf. 7 (3-8): 3-8.
- Kuiper, J. (1981)
 Fate and effects of cadmium in marine plankton communities in experimental enclosures.
 Mar. Ecol. Prog. Ser. 6: 161-174.
- Kuiper, J., U.H. Brockmann, H. van het Groenewoud, G. Hoornsman en P. Roele (1983)
 Effects of mercury on enclosed plankton communities in the Rosfjord during Poser.
 Mar. Ecol. Prog. Ser. 14: 93-105.
- Kuiper, J., H. van het Groenewoud, G. Hoornsman, P. de Wilde, E. Berghuis, A. Kok, W. Wolff en H. Schoonheden (1983a)
 A study of marine oil pollution in outdoor model ecosystems representing a tidal flat (OPEX) - Final Report -
 Rapport MT-TNO R 83/14, Delft, The Netherlands.
- Kuiper, J., P. de Wilde en W. Wolff (1983b)
 Effects of an oil spill in outdoor model tidal flat ecosystems.
 Mar. Pol. Bull., in press.

- Langston, W.J. (1982)
The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves.
J. Mar. Biol. Ass. U.K. 62: 667-684.
- Larsson, A., B. Bengtsson en C. Haux (1981)
Disturbed ion balance in flounder, *Platichthys flesus* L. exposed to sublethal levels of cadmium.
Aquat. Toxicol. 1: 19-35.
- Marquenie, J.M. (1983)
Biologisch en geochemisch onderzoek naar het voorkomen en gedrag van zware metalen in Nederlandse zoetwatergebieden. Procesnota biologie.
Rapport MT-TNO, R 83/245, Delft, The Netherlands.
- Maurer, D., R.T. Keck, J.C. Tinsman en W.A. Leathem (1981)
Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part II - Crustacea.
Mar. Environm. Res. 5: 301-317.
- Maurer, D., R.T. Keck, J.C. Tinsman en W.A. Leathem (1982)
Vertical migration and mortality of benthos in dredged material: Part III - Polycheata.
Mar. Environm. Res. 6: 49-68.
- McGreer, E.R. (1982)
Factors affecting the distribution of the bivalve, *Macoma balthica* (L.) on a mudflat receiving sewage effluent, Fraser River Estuary, British Columbia.
Mar. Environm. Res. 7: 131-149.
- Millard, E.S., C.C. Charlton en G.A. Burnison (1983)
Polychlorobiphenyl flux in planktonic model ecosystems.
Arch. Environm. Contam. Toxicol. 12: 203-210.
- Nau-Ritter, G.M., C.F. Würster en R.G. Rowland (1982)
Polychlorinated biphenyls (PCB) desorped from clay particles inhibit photosynthesis by natural phytoplankton communities.
Environm. Poll. (Ser. A): 177-182.
- Neuhoff, H.G. (1983)
Influence of an elevated cadmium level in the food on growth and food conversion of *Nereis succinea*.
Bull. Environm. Contam. Toxicol. 31: 535-542.
- Niimi, A.J. en B.G. Oliver (1983)
Biological half-lives of polychlorinated biphenyl (PCB) congeners in whole fish and muscle of Rainbow Trout (*Salmo gairdneri*).
J. Fish. Aquat. Sci. 40: 1388-1394.
- Nisbet, J.C.T. en L.M. Reynolds (1984)
Organochlorine residues in common terns and associated estuarine organisms, Massachusetts, U.S.A., 1971-1981.
Mar. Environm. Res. 11: 33-66.

- Nordberg, G.E. (ed) (1976)
Effects and dose-response relationships of toxic metals.
Elsevier Scientific Publish. Comp. Amsterdam: 559 pp.
- Nriagu, J.O. (ed.) (1979)
The biogeochemistry of mercury in the environment.
Elsevier Biomedical Press, Topics in environmental health 3: 1-696.
- Olla, B.L., A.J. Bejda en W.H. Pearson (1983)
Effects of oiled sediment on the burrowing behaviour of the hard clam, *Mercenaria mercenaria*.
Mar. Environm. Res. 9: 183-193.
- Olsen, C.R., N.H. Cutshall en I.C. Larssen (1982)
Pollutant-particle associations and dynamics in coastal marine environments: a review.
Marine Chemistry 11: 501-533.
- Osborn, D., W.J. Every en K.R. Bull (1983)
The toxicity of trialkyl lead compounds to birds.
Environm. Poll. (Ser. A) 31: 261-275.
- Papathanassion, E. en P.E. King (1983)
Ultrastructural studies on the gills of *Palaemon serratus* (Pennant) in relation to cadmium accumulation.
Aquat. Toxicol. 3: 273-284.
- Pearson, W.H., D.L. Woodruff en P.C. Sugarman (1984)
The burrowing behavior of Sand Lance, *Ammodytes hexapterus*: Effects of oil-contaminated sediment.
Mar. Environm. Res. 11: 17-32.
- Pizza, J.C. en J.M. O'Connor (1983)
PCB dynamics in Hudson river striped Bass.
II Accumulation from dietary sources.
Aquat. Toxicol. 3: 313-327.
- Pries, C., W.Chr. de Kock en J.M. Marquenie (1984)
Specimen bank and the monitoring of surface water pollution by aquatic organisms.
In: Lewis, R.A., N. Stein en C.W. Lewis (eds). Environmental specimen banking and monitoring. Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht. ISBN 0-89838-621-7: 88-94.
- Reijnders, P.J.H. (1980)
On the cause of the decrease in the harbor seal population in the Dutch Wadden Sea.
Acad. proefschrift, Wageningen.
- Reise, K. (1983)
Biotic enrichment of intertidal sediments by experimental aggregates of the deposit-feeding bivalve, *Macoma balthica*.
Mar. Ecol. Prog. Ser. 12: 229-236.
- Riesen, W. en K. Reise (1982)
Macrobenthos in the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years.
Helgol. Meeresunters. 35: 409-423.

- Risebrough, R.W., J. Davis en D.W. Anderson (1970)
Effects of various chlorinated hydrocarbons.
Oregon State Univ. Env. Health Sci. Series 1: 40-53.
- Robinson, W.E., W.E. Wehling en M.P. Morse (1984)
The effect of suspended clay on feeding and digestive efficiency of the surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn).
J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 74: 1-12.
- Roskam, R. Th. (1965)
A case of copper pollution along the Dutch shore.
In: C.M. Council Meeting, ICES, Near Northern Seas Comm., Paper no. 40.
- Roskam, R.Th. (1966)
Kopervergiftiging in zee.
Water, Bodem, Lucht 56: 19-23.
- Rubinstein, N.I., E. Loes en N.R. Gregory (1983)
Accumulation of PCBs, mercury and cadmium by *Nereis virens*, *Mercenaria mercenaria* and *Palaemonetes pugio* from contaminated harbor sediments.
Aquat. Toxicol. 3: 249-260.
- Schafer, E.W. Jr., W.A. Bowles Jr. and J. Hurlbut (1983)
The acute oral toxicity, repellency, and hazard potential of 998 chemicals to one or more species of wild and domestic birds.
Arch. Environm. Contam. Toxicol. 12: 355-382.
- Senior, E., E.B. Lindström, J.M. Banat en D.B. Nedwell (1982)
Sulfate reduction and methanogenesis in the sediment of a saltmarsh on the east coast of the United Kingdom.
Appl. Environm. Microbiol. 43: 987-996.
- Strömberg, T. (1982)
Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of *Mytilus edulis*.
Mar. Biol. 72: 69-72.
- Sundelin, B. (1983)
Effects of cadmium on *Pontoporeia affinis* (Crustacea: Amphipoda) in laboratory soft-bottom microcosms.
Mar. Biol. 74: 203-212.
- Taylor, D. (1983)
The significance of accumulation of cadmium by aquatic organisms.
Ecotoxicol. Environm. Saf. 7: 33-42.
- Voyer, R.A., J.A. Cardin, J.F. Heltshe en G.L. Hoffman (1982)
Viability of embryos of the winter flounder *Pseudopleuronectes americanus* exposed to mixtures of cadmium and silver in combination with selected fixed salinities.
Aquat. Toxicol. 2: 223-233.

Ward, T.J. en P.C. Young (1982)

Effects of sediment trace metals and particle size on the community structure of epibenthic seagrass fauna near a lead smelter, South Australia.

Mar. Ecol. Prog. Ser. 9: 137-146.

Wright, D.R. en R.D. Hamilton (1982)

Release of methyl mercury from sediments: effects of mercury concentration, low temperature, and nutrient addition.

Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39: 1459-1466.

BIJLAGE 1

JAAR- EN KWARTAALGEMIDDELTE DEBIETEN VAN STATIONS WAARVOOR
VRACHTBEREKENINGEN WERDEN UITGEVOERD M3/SEC

JAAR	JR.GEM.	KWARTAALGEMIDDELDEN			
		KW : 1	2	3	4
STATION : HARINGVLIETSLUIZEN					
76	187.7	438.1	40.4	48.5	223.8
77	717.1	1387.7	691.9	196.9	591.9
78	802.5	1358.8	1228.5	514.2	108.5
79	970.4	1968.8	1008.5	46.2	858.1
80	917.8	1239.2	516.2	1271.5	644.2
81	1346.4	2071.9	735.8	353.5	2224.6
82	997.4	1957.5	568.0	341.7	1122.4
STATION : NIEUWE WATERWEG					
76	984.4	1334.6	935.0	759.2	908.8
77	1356.4	1376.5	1451.5	1416.5	1181.2
78	1415.4	1545.8	1645.4	1448.5	1021.9
79	1476.2	1664.2	1540.4	1253.5	1446.5
80	1579.4	1722.3	1627.3	1583.1	1385.0
81	1610.0	1615.0	1580.4	1526.9	1717.7
82	1614.8	1818.0	1598.5	1433.3	1609.3
STATION : SCHAAR VAN OUDEN DOEL					
76	61.9	107.5	45.7	35.3	59.0
77	95.9	106.8	99.4	59.7	117.7
78	92.6	127.9	114.9	55.4	72.4
79	120.4	203.2	108.4	48.5	121.3
80	134.6	181.1	114.5	126.4	116.2
81	157.9	232.2	119.8	78.0	201.4
82	124.6	195.0	88.7	53.0	161.8
STATION : IJSSSELMEER DEN OEVER					
76	172.8	369.2	44.9	45.0	235.0
77	249.0	339.2	196.0	158.5	303.4
78	242.2	376.4	201.3	172.6	220.9
79	314.8	457.0	344.0	155.1	306.5
80	256.0	386.1	136.9	218.5	284.1
81	312.3	513.1	165.0	102.8	471.3
82	253.5	463.0	124.0	116.0	314.1
STATION : IJSSSELMEER KORNERWERDERZAND					
76	94.7	201.4	5.2	20.5	153.4
77	179.6	326.0	125.7	40.6	229.1
78	181.6	306.6	142.4	100.0	179.9
79	220.7	388.5	184.3	34.2	278.8
80	226.9	302.6	81.8	243.9	279.4
81	275.4	422.3	114.2	170.2	396.4
82	218.0	391.8	120.3	108.2	254.5

JAAR	JR. GEM.	KWARTAALGEMIDDELDEN				
		KW :	1	2	3	4
STATION : IJssel KAMPEN						
76	246.3	309.7	244.3	196.7	234.5	
77	356.0	446.9	356.2	306.8	314.1	
78	387.3	461.2	478.5	362.6	246.9	
79	410.6	545.3	433.3	279.2	384.5	
80	400.7	460.4	352.2	466.3	323.7	
81	463.4	532.7	389.4	335.8	595.8	
82	435.0	613.3	357.3	333.5	435.8	
STATION : RIJN LOBITH						
76	1341.0	1844.4	1189.4	1038.5	1294.2	
77	2208.0	2791.1	2294.2	1852.9	1917.7	
78	2361.0	2958.3	2955.6	2192.4	1356.5	
79	2541.0	3534.2	2756.9	1576.8	2318.3	
80	2548.0	2925.5	2295.9	2968.7	1985.3	
81	3001.0	3507.0	2496.9	2083.4	3923.2	
82	2801.0	3972.8	2381.6	2058.9	2813.7	
STATION : MAAS LUIK/EYSDEN						
76	99.0	224.6	65.3	26.0	83.7	
77	246.0	430.7	244.4	98.6	206.8	
78	242.0	427.8	319.4	128.0	91.7	
79	312.0	559.3	272.5	73.8	312.2	
80	295.0	395.1	171.3	314.4	297.2	
81	356.0	571.1	222.4	125.1	509.8	
82	283.0	488.3	186.0	56.9	400.5	
STATION : NOORDZEEKANAAL						
76	78.5	76.0	95.4	68.2	74.3	
77	112.6	99.0	124.2	130.5	96.7	
78	110.9	90.5	143.5	130.0	79.7	
79	121.8	127.9	139.1	122.0	98.1	
80	117.1	119.3	130.2	124.4	94.7	
81	108.0	105.0	123.9	107.9	95.3	
82	94.2	105.1	115.8	77.8	77.9	

BIJLAGE 2

STOFFEN WAARVOOR VRACHTBEREKENING WERD UITGEVOERD
 MET WAKWAL-CODENUMMERS EN DETECTIEGRENZEN

CODE	DET.GRENS	STOF
500	0	MG/L ZWEVENDE STOF VOOR DE ZWARE METALEN BEPALING
530	0	," ZWEVENDE STOF GEDROOGD BIJ 105 C
608	0	," AMMONIUM, IN MG/L N
613	0	," NITRIET, OPGELOST
625	0	," KJELDAHL STIKSTOF
630	0	," NITRIET PLUS NITRAAT, N
671	0	," ORTHO-FOSFAAT, P
677	0	," ORTHO PLUS HYDROLYSEERBAAR FOSFAAT, P
680	0	," TOTAAL ORGANISCH KOOLSTOF, C
681	0	," TOTAAL ORGANISCH KOOLSTOF NA FILTRATIE, C
1000	1	UG/L ARSEEN, OPGELOST
1002	1	," ARSEEN, TOTAAL
1005	20	," BARIUM, OPGELOST
1007	20	," BARIUM, TOTAAL
1010	0.025	," BERYLLIUM, OPGELOST
1012	0.025	," BERYLLIUM, TOTAAL
1020	50	," BORIUM, OPGELOST
1022	50	," BORIUM, TOTAAL
1025	0.1	," CADMIUM, OPGELOST
1027	0.1	," CADMIUM, TOTAAL
1030	1	," CHROOM, OPGELOST
1034	1	," CHROOM, TOTAAL
1035	1	," COBALT, OPGELOST
1037	1	," COBALT, TOTAAL
1040	1	," KOPER, OPGELOST
1042	1	," KOPER, TOTAAL
1044	0.01	MG/L ZYNER, OPGELOST
1045	0.01	," ZYNER, TOTAAL
1049	1	UG/L LOOD, OPGELOST
1051	1	," LOOD, TOTAAL
1055	10	," MANGAAN, TOTAAL
1056	10	," MANGAAN, OPGELOST
1065	1	," NIKKEL, OPGELOST
1067	1	," NIKKEL, TOTAAL
1085	5	," VANADIUM, OPGELOST
1087	5	," VANADIUM, TOTAAL
1090	10	," ZINK, OPGELOST
1092	10	," ZINK, TOTAAL
1095	2	," ANTIMOON, OPGELOST
1097	2	," ANTIMOON, TOTAAL
1130	2	," LITHIUM, OPGELOST
1132	2	," LITHIUM, TOTAAL
1140	0	," SILICAAT, OPGELOST
1145	1	," SELEEN, OPGELOST
1147	1	," SELEEN, TOTAAL
32028	5	NG/L KOOLWATERSTOFFEN, POLYCYCLISCHE AROMATISCHE
32103	1	UG/L DICHLOORETHAAN, 1,2-

CODE	DET.GRENS	STOF
32106	0.05	CHLOROFORM
32730	5	FENOLEN, TOTAAL
34233	10 NG/L	BENZ(B)FLUORANTHEEN
34247	10	BENZ(A)PYREEN
34283	0.1 UG/L	BIS(2-CHLOROISOPROPYL)ETHER
34356	0.01	ENDOSULFAN-BETA
34361	0.01	ENDOSULFAN-ALFA
34391	0.05	HEXACHLOORBUTADIEEN
34506	0.05	TRICHOORETHAAN, 1,1,1-
39032	0.01	PENTACHLOORFENOL
39180	0.05	TRICHOORETHYLEEN
39305	0.01	DICHOORDIFENYLTRICHOORETHAAN (O,P'-DDT)
39330	0.01	ALDRIN
39337	0.01	HEXACHLOORCYCLOHEXAAN, ALFA-
39338	0.01	HEXACHLOORCYCLOHEXAAN, BETA-
39340	0.01	HEXACHLOORCYCLOHEXAAN, GAMMA- (LINDAAN)
39380	0.01	DIELDRIN
39435	0.01	TETRACHLOORMETHAAN
39440	0.01	TETRACHLOORETHEEN
39508	0.01	PCB, ALS AROCLOR 1260
39539	0.05	CHOLINESTERASEREMMERS IN PARA-OXON-EENHEDEN
39700	0.01 UG/L	HEXACHLOORBENZEEN
70350	10	CHLOOR, VLUCHTIG ORGANISCH
70352	1	CHLOOR, EXTR.BAAR ORG. GEB.IN PETR.ETHER
70355	0.1 MG/L	OLIE, IR SPECTROFOTOMETRISCH
70505	0.1	TOTAAL FOSFAAT, NA DESTRUCTIE
70506	0.1	TOTAAL FOSFAAT, NA FILTRATIE
71888	0.5 UG/L	AROMATISCHE AMINES
71890	0.1	KWIK,OPGELOST
71900	0.1	KWIK,TOTAAL
81333	0.1	DICHOORBENZEEN, 1,2- EN 1,4-
86000	0.01 MG/L	ANIONAKTIEVE SYNTHETISCHE DETERGENTEN MANOX

BIJLAGE 3

VARIABELE DETECTIEGRENZEN : STOF CODE, DATUM VAN VERANDERING
EN VERANDERDE DETECTIEGRENEN

CODE	DATUM JR, MD, DG	DET. GRENS	
1020	810000	20	UG/L
1022	810000	20	,
1055	810000	5	,
1056	810000	5	,
1085	770000	2.5	,
1087	770000	2.5	,
1095	770000	1	,
1097	770000	1	,
32730	790000	3	,
34391	780000	0.01	,
34506	810000	0.01	,
70352	810000	0.5	,
71890	790500	0.05	,
71900	790500	0.05	,
81333	780000	0.01	,

BILJAGE 4A

SCHAAR VAN OUDEN DOEL

STUF EENH.

PER KWARTAAL

STUF EENH.	VRACHT PER JAAR						PER KWARTAAL				
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW 1	KW 2	KW 3	KW 4
560 K10H	443.0	427.1	351.3	462.9	382.0	450.1	315.6	4B	20	10	21 Z
550 K10N	-	-	65.9	-	-	-	352.0	39	23	9	28 Z
690 K10N	12.5	17.0	13.1	18.8	15.6	15.7	12.5	45	18	9	20 Z
613 K10H	-	1.1	0.7 (1.1	1.0	1.2	1.3	12	25	30	24 Z
625 K10H	16.5	21.7	18.6	26.9	23.4	24.4	18.8	44	19	10	27 Z
630 K10H	7.9	9.6	11.1	17.2	20.5	25.0	19.1	35	23	15	26 Z
571 K10H	1.6	2.3	2.0	2.6	3.0	3.1	2.8	23	22	21	31 Z
572 K10H	1.7	3.3	-	-	-	-	-	18	13	26	43 Z
580 K10H	-	-	57.9	73.8	72.2	86.0	56.9	41	20	14	25 Z
581 K10H	-	-	-	-	-	-	34.4	35	18	12	35 Z
1005 10H	-	-	-	125.9 (172.6 (163.9 (-	32	22	10	28 Z
1007 10H	-	-	-	411.2	354.9	411.9	-	47	20	13	20 Z
1010 10H	-	-	-	0.1 (0.1 (0.1 (-	22	15	26	37 Z
1012 10H	-	-	2.0	2.5 (1.6	2.2 (-	56	17	7	19 Z
1020 10H	-	-	-	6213.6	5571.0	3680.7	-	21	21	23	35 Z
1022 10H	-	-	-	6677.9	5642.9	3762.7	-	21	21	23	35 Z
1025 10H	1.7	1.4 (1.4	2.4	2.4	2.6	1.6 (35	21	20	24 Z
1027 10H	10.6	12.3	8.4	14.5	13.0	10.0	7.7 (48	19	10	23 Z
1030 10H	9.6 (6.9 (6.3 (10.8 (10.2 (11.0 (8.7 (45	14	12	29 Z
1034 10H	135.7	111.3	93.2	131.6	95.8	80.0	115.8	46	22	8	24 Z
1040 10H	11.2	9.1 (-	-	18.7	28.1	8.8 (40	16	17	27 Z
1042 10H	21.8	65.6	-	-	68.8	72.7	50.0	45	17	8	29 Z
1044 10H	-	-	-	-	-	-	0.5 (67	3	3	27 Z
1045 10H	-	-	-	-	-	-	19.9	56	18	5	20 Z
1049 10H	5.4 (5.0 (6.3 (11.5 (12.4 (9.9 (-	44	18	9	29 Z
1051 10H	100.5	106.7	98.2	131.1	105.4	94.2	74.4	46	22	8	24 Z
1055 10H	-	-	-	-	-	-	1882.2	44	19	10	27 Z
1055 10N	54.4 (73.5	91.3	123.8	170.5	171.2	-	42	20	15	24 Z
1057 10H	80.4	93.1	105.9	144.0	188.4	184.4	-	44	20	12	24 Z
1005 10H	59.5 (24.3 (-	26.1 (33.5	33.1 (-	37	21	10	24 Z
1007 10H	89.3	85.3	74.9	113.0 (96.4	112.9	-	49	18	11	22 Z
1090 10H	87.8 (99.2 (117.3	104.0 (152.0	136.5 (81.8 (38	23	12	20 Z
1092 10H	395.6	409.0	388.7	553.1	448.8	418.1	396.5	49	20	8	23 Z
1095 10H	-	-	28.7	28.7	20.3	15.0 (-	34	24	10	24 Z
1097 10H	-	-	-	31.6	22.3	16.6 (-	35	23	17	24 Z
1130 10H	220.3	266.1	-	243.6	197.8	191.1	-	24	20	23	33 Z
1132 10H	230.4	277.4	178.9	256.7	208.4	210.3	-	25	20	22	33 Z
1140 K10H	12.5	18.9	18.0	22.8	26.8	29.1	23.1	41	21	11	20 Z
1145 10H	-	-	-	4.4 (5.7 (2.8 (-	36	22	12	31 Z
1147 10H	-	-	-	5.4 (7.8 (2.8 (-	44	19	10	27 Z
3202H K11D	624.9 (804.4	572.0 (2409.9	2252.4	1922.8	1583.8	43	20	11	27 Z
32103 10H	-	-	-	42.7 (5.8 (36.1 (6.8 (38	5	3	54 Z
32106 10H	-	-	-	8.4	4.2 (2.9 (2.6 (38	9	5	48 Z
32240 10H	12.1 (16.7 (11.8 (29.4 (24.5 (24.0 (20.4 (42	14	12	32 Z
34233 K11D	-	-	-	-	411.7	448.0	314.4	39	23	12	26 Z
40747 K11D	-	305.3 (-	457.1	363.5 (341.6	249.9 (47	17	9	27 Z

FILE: BIJL4A TEKST A1 WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM DELFT

34391	TON	0.7 <<	1.2 <	1.9 <	0.6 <	0.1 <<	0.0 <<	0.0 <<	30	24	15	31 Z
34506	TON	-	-	-	9.6 <	21.0	12.0 <	11.8 <	53	13	11	23 Z
39032	TON	-	-	-	-	-	-	0.3 <	0	17	6	78 Z
39180	TON	-	4.2	-	4.7 <	5.8	3.6 <	6.3	42	15	11	32 Z
39305	TON	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	35	20	15	30 Z
39330	TON	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.3 <<	0.0 <<	0.0 <<	14	76	2	8 Z
39337	TON	0.1 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	35	22	13	30 Z
39340	TON	0.1 <	0.3 <	0.3 <	0.2 <	0.3 <	0.2	0.2 <	36	30	14	20 Z
39380	TON	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	1.3 <<	0.0 <<	0.0 <<	22	74	1	3 Z
39435	TON	-	-	-	0.4 <<	0.1 <<	3.3 <<	0.4 <	73	0	4	23 Z
39440	TON	-	-	-	10.4	26.8	10.1 <	7.8	57	15	6	21 Z
39539	TEKA	-	-	-	-	-	-	5.6	31	17	9	43 Z
39700	TON	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.0 <<	0.3 <<	0.0 <<	0.0 <<	16	69	6	9 Z
70355	KTON	1.2 <	1.5 <	1.6 <	1.6 <<	1.2 <<	0.6 <<	0.4 <<	44	18	10	28 Z
70505	KTON	4.5	6.7	4.3	5.8	5.6	6.3	5.1	40	18	14	28 Z
71890	TON	0.2 <<	0.2 <<	0.2 <<	0.2 <<	0.1 <<	0.2 <	0.1 <	33	28	14	25 Z
71900	TON	1.7 <	1.7 <	1.9	2.0	1.2 <	0.7	0.9	52	22	7	19 Z
81333	TON	3.8 <	3.6 <	4.6 <	1.4 <<	1.2 <<	0.4 <<	0.8 <	29	47	7	17 Z
86000	KTON	0.4	0.4	0.3	1.1	0.2 <	0.2 <	0.2	49	17	12	23 Z

FILE RIJL4B TEKST A1 WATERLOPKUNDIG LABORATORIUM DELFT

BIJLAGE 4B

VLIESTINGER

STUF EENH.

	VRACHT PER JAAR										PER KWAFIJD			
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW						
500 KTOR	610.5	773.9	715.8	1159.1	1294.1	2024.3	1482.0	40	19	10	4	31	2	
530 KTOR	3.4 <	3.6	4.5	7.7	5.4	4.6	1408.5	33	9	4	19	2	54	
608 KTOR		0.9	0.8	0.9	1.1 <	1.0	3.7	54	17	10	19	2	19	
613 KTON		10.4	13.5	22.3	19.3	19.9	20.1	40	23	12	21	2	21	
625 KTOR		13.5	19.4	25.3	30.8	37.5	23.2	48	23	7	25	2	25	
630 KTOR	13.1	13.5	19.4	25.3	30.8	37.5	23.2	48	23	7	25	2	25	
671 KTOR	1.2	1.7	2.1	3.0	3.1	3.7	2.9	40	19	11	30	2	30	
677 KTOR	1.3	0.0	125.5	174.7	140.5	188.1	111.8	48	18	5	29	2	29	
680 KTOR							75.0	26	27	3	14	2	14	
683 KTOR	3.4 <	5.6	4.2 <	10.4	14.4 <	31.3	13.0 <	35	29	11	22	2	22	
1025 TOR	4.8 <	6.9	4.6 <	13.4	16.3	34.3	15.6 <	35	29	14	22	2	22	
1037 TOR	69.0 <	7.7 <	9.2 <	26.0 <	34.0 <	20.0 <	17.3 <	59	17	12	21	2	21	
1050 TOR	200.3 <	143.0	132.4	189.2	108.4	179.6	122.4	50	15	7	29	2	29	
1034 TOR	37.1 <	44.8					31.3 <	39	31	14	16	2	16	
1040 TOR	86.9 <	75.2					59.9 <	48	22	7	22	2	22	
1042 TOR							34.3	38	9	2	52	2	52	
1045 KTOR	15.6 <	7.7 <	18.7 <	16.2 <	26.4 <	31.2 <	12.0 <	29	33	21	17	2	17	
1049 TOR	105.0 <	109.5 <	103.6	117.4	124.0	159.4 <	129.9 <	42	21	10	27	2	27	
1051 TOR	33.6 <	51.3	41.4 <	98.5	78.5	93.8		36	27	18	18	2	18	
1065 TOR	58.2	80.8	55.3	128.2	100.0	125.4		30	25	18	20	2	20	
1067 TOR	128.3 <	122.3 <	118.2 <	164.0 <	279.6 <	299.1 <	201.1 <	40	25	12	23	2	23	
1099 TOR	82.0 <	356.1 <	338.3 <	439.4 <	512.2 <	676.8 <	534.0 <	43	19	12	27	2	27	
1092 TOR	11.5	8.9	13.3 <	16.9 <	20.2 <	25.5	16.7 <	56	14	3	26	2	26	
1140 KTOR	36.8 <	37.9 <	47.6 <	39.4 <	39.2 <	48.0 <	33.3 <	54	25	16	25	2	25	
32730 TOR								53	32	5	11	2	11	
39300 TOR								53	32	5	11	2	11	
49350 TOR								53	32	5	11	2	11	
39337 TOR								62	25	4	8	2	8	
39340 TOR								53	32	5	11	2	11	
39380 TOR								53	32	5	11	2	11	
39700 TOR								53	32	5	11	2	11	
70355 KTOR	2.8 <	4.4 <	3.6 <	4.5 <	3.0 <	2.2 <	1.2 <	48	26	7	19	2	19	
70505 KTOR		3.4	4.2	5.2	5.5	6.8	5.8	41	18	10	31	2	31	
70905 KTOR	1.2 <	0.7 <	0.9 <	0.9 <	0.7 <	0.4 <	0.2 <	46	24	15	15	2	15	
71990 TOR	1.7 <	9.1 <	0.9 <	1.6 <	1.9 <	1.4 <	1.5 <	24	14	6	56	2	56	
71990 TOR								28	25	12	36	2	36	
85000 KTOR														

BIJLAGE 4C

HARIJGVLIEUWEN

STOF EENH.

PER KWARTAAL

VRACHT PER JAAR

	1975	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KM	1	2	3	4
500 KTON	32.1	243.0	166.9	849.5	427.4	370.2	235.9	37	18	7	38	2
530 KTON	25.2	143.5	148.7	514.2	156.6	305.4	313.8	42	13	7	37	2
508 KTON	8.6	21.5	15.5	24.3	19.8	19.0	16.8	61	14	5	20	2
613 KTON	3.6	3.6	2.4	2.4	2.5	3.2	2.1	29	27	19	25	2
625 KTON	13.1	39.9	34.6	51.5	40.4	50.5	40.1	51	17	9	23	2
630 KTON	25.4	94.0	93.8	122.3	105.7	160.1	108.3	47	20	9	24	2
671 KTON	2.0	5.7	6.8	8.6	8.7	10.4	7.8	42	19	12	27	2
677 KTON	1.8	-	-	-	-	-	-	64	5	5	26	2
680 KTON	44.8	171.9	178.4	253.5	180.4	277.7	150.4	44	20	12	24	2
681 KTON	-	-	165.0	210.6	165.5	-	116.8	46	23	16	16	2
1000 TON	-	-	83.8	72.9	63.4	91.4	105.1	45	19	9	27	2
1002 TON	-	-	106.7	143.1	85.9	125.5	125.2	44	18	9	29	2
1007 TON	-	-	1936.3	3297.0	2163.8	2776.6	2581.6	40	18	11	30	2
1010 TON	0.3	0.3	-	-	-	-	0.4	38	14	5	43	2
1012 TON	9.5	1.2	0.7	6.4	1.1	2.1	-	31	6	4	59	2
1020 TON	-	-	-	-	2894.4	-	-	0	0	100	0	2
1022 TON	-	-	3165.7	3681.4	3778.4	3892.3	2368.4	33	20	16	31	2
1025 TON	1.4	6.1	3.6	6.3	27.1	8.1	4.5	43	12	7	38	2
1027 TON	2.4	11.7	8.4	27.3	39.4	18.6	9.5	44	12	5	39	2
1030 TON	22.6	98.7	113.8	75.7	64.3	69.3	27.3	57	15	9	18	2
1034 TON	38.3	220.6	191.3	376.2	158.5	219.0	140.6	50	13	7	30	2
1035 TON	-	-	-	50.5	-	-	-	52	13	8	27	2
1037 TON	-	-	-	76.1	22.0	21.2	-	49	16	6	39	2
1040 TON	54.6	70.0	85.0	158.1	131.6	161.5	97.2	46	19	11	25	2
1042 TON	72.8	103.5	111.5	317.0	177.1	217.6	159.6	47	16	8	28	2
1044 F100	-	-	1.3	1.5	1.4	1.4	2.8	50	18	10	23	2
1045 F100	1.1	7.4	11.8	39.8	14.0	23.4	22.7	50	11	5	34	2
1049 TON	11.5	58.9	31.3	61.3	30.3	23.4	15.7	58	16	5	21	2
1051 TON	24.1	190.4	112.7	416.3	153.5	181.4	140.9	57	13	6	24	2
1055 TON	-	-	-	2291.8	2211.9	2499.1	2320.5	54	12	7	28	2
1056 TON	-	-	-	3638.7	1129.0	4033.9	-	59	11	4	27	2
1055 TON	45.8	146.4	134.5	191.1	148.0	136.5	109.7	45	22	11	23	2
1057 TON	49.5	169.5	153.3	261.4	185.0	171.1	157.5	46	20	11	23	2
1085 TON	31.8	113.1	-	-	-	-	-	44	20	8	28	2
1087 TON	32.9	113.1	121.9	290.8	123.1	190.6	-	34	17	11	37	2
1090 TON	249.8	590.7	599.1	803.3	715.2	959.4	593.4	61	14	5	19	2
1092 TON	66.4	1095.9	1158.9	2324.1	1390.0	2509.7	1431.4	53	16	5	26	2
1095 TON	5.9	11.3	-	-	-	-	-	51	18	7	24	2
1097 TON	5.9	11.3	12.6	-	-	-	-	45	25	10	20	2
1130 TON	133.6	262.6	-	-	-	-	-	42	19	9	31	2
1132 TON	135.9	274.2	294.6	-	-	-	-	41	22	12	25	2
1140 KTON	17.6	61.6	57.3	87.2	80.2	125.7	81.9	55	14	5	26	2
1145 TON	3.0	22.5	-	-	-	-	15.7	60	14	6	20	2
1147 TON	3.0	22.7	12.6	15.3	14.5	21.2	-	46	19	11	24	2
32029 KILO	-	-	1127.6	13672.9	4533.1	19335.2	4775.5	35	15	13	37	2
32103 TON	-	-	25.2	22.0	22.0	21.2	15.7	46	24	9	22	2
32106 TON	-	-	8.3	8.3	8.8	6.7	8.7	62	15	5	19	2

FILE RIJLAC TEKST A1 WATERLOOFKUNDIG LABORATORIUM DELFT

32730	TON	43.5 ((56.5 ((63.5 ((182.4 ((158.7 ((202.3 ((141.9 ((48	18	9	25 Z
34233	KILO	-	-	-	-	1023.7 ((2190.4 ((803.1 ((39	16	21	24 Z
34247	KILO	-	113.1 ((-	1899.2 ((390.6 ((403.4 ((803.1 ((57	12	3	29 Z
34283	TON	-	27.1 ((18.2 ((47.3 ((38.5 ((11.9 ((-	44	19	22	15 Z
34391	TON	0.8 ((4.1 ((9.8 ((13.2 ((1.0 ((0.3 ((0.4 ((75	11	6	7 Z
34506	TON	-	-	-	0.8 ((1.9 ((0.6 ((1.4 ((52	13	8	27 Z
39032	TON	-	-	-	-	-	-	0.8 ((0	28	7	65 Z
39180	TON	-	-	12.1 ((1.4 ((3.7 ((3.7 ((31.7 ((22	53	13	8 Z
39305	TON	0.0 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.2 ((0.2 ((44	26	11	25 Z
39330	TON	0.0 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.2 ((0.2 ((44	20	11	25 Z
39337	TON	0.1 ((0.1 ((0.2 ((0.1 ((0.1 ((0.2 ((0.2 ((48	17	14	21 Z
39340	TON	0.2 ((0.3 ((0.6 ((0.5 ((0.4 ((0.2 ((0.3 ((38	29	10	23 Z
39389	TON	0.0 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.1 ((0.2 ((0.2 ((44	20	11	25 Z
39435	TON	-	-	-	2.5 ((7.2 ((4.3 ((1.1 ((60	9	9	22 Z
39440	TON	-	-	-	1.5 ((6.6 ((5.0 ((7.0 ((51	7	14	27 Z
39539	TEKG	-	-	-	-	-	-	14.6 ((56	15	9	20 Z
39709	TON	0.1 ((0.7 ((0.6 ((0.5 ((0.1 ((0.2 ((0.2 ((47	25	7	21 Z
70350	TON	-	-	-	-	-	-	282.3 ((71	8	5	16 Z
70352	TON	-	-	-	-	-	-	64.6 ((60	12	7	21 Z
70375	KILOG	-	-	-	-	-	-	1.8 ((40	21	14	25 Z
70595	KILOG	2.6	8.0	8.6	12.4	10.9	14.4	10.8	44	18	11	27 Z
70596	KILOG	-	-	6.6	8.5	8.6	-	-	42	24	16	18 Z
71190	TON	0.3 ((1.1 ((1.3 ((1.4 ((1.1 ((1.0 ((0.5 ((48	28	10	15 Z
71500	TON	0.4 ((2.8 ((1.3 ((6.6 ((3.1 ((2.9 ((1.6 ((55	15	10	21 Z
81333	TON	2.6 ((5.7 ((3.3 ((20.0 ((20.0 ((12.4 ((1.0 ((30	25	15	30 Z
35000	KILOG	0.8	1.0	1.4	1.4	1.2	1.1 ((1.0	45	24	11	23 Z

BIJLAGE 4D

NIEUWE WATERWEG

STOF EENH.

STOF EENH.	VRACHT PER JAAR							PER KWARTAAL			
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW : 1	2	3	4
500 KTON	681.8	1031.2	980.3	936.9	1475.7	1094.0	1032.4	28	29	23	19 Z
530 KTON	653.3	740.2	933.2	1157.2	1720.8	903.2	1294.4	33	29	20	18 Z
608 KTON	43.6	39.4	32.4	36.1	35.3	25.3	22.9	44	19	11	26 Z
613 KTON	-	8.2	5.6	5.8	5.2	4.9	4.5	15	28	32	25 Z
625 KTON	72.5	78.9	65.9	83.0	87.1	74.6	67.8	34	23	18	24 Z
630 KTON	135.4	176.5	179.8	189.4	197.9	197.9	185.4	29	26	20	25 Z
671 KTON	14.3	15.3	17.5	18.5	21.6	20.0	17.2	25	23	24	28 Z
677 KTON	14.9	-	-	-	-	-	-	30	25	18	27 Z
680 KTON	309.4	370.2	365.5	410.3	407.9	372.5	291.5	28	27	23	22 Z
681 KTON	-	-	-	-	-	-	183.2	28	23	20	29 Z
1000 TON	-	-	-	-	-	-	152.6 (30	26	25	19 Z
1002 TON	-	-	-	-	-	-	206.9 (31	24	26	19 Z
1007 TON	-	-	-	4965.0	4947.6	4765.8	-	32	26	21	22 Z
1010 TON	0.4 ((0.7 ((-	-	-	-	-	32	26	21	20 Z
1012 TON	0.4 ((2.9 ((3.3 ((4.4 ((7.1 ((4.5	-	34	24	19	23 Z
1020 TON	-	-	-	-	10250.7	-	-	0	0	100	0 Z
1022 TON	-	-	-	12917.6	14518.7	10942.8	-	19	26	30	25 Z
1025 TON	20.5 (25.1 (7.8 (7.6 (8.4 ((15.7 (12.8 (36	20	20	22 Z
1027 TON	34.4	60.6	32.9	34.4	44.4	41.9	35.2	31	26	21	22 Z
1030 TON	195.2	241.1	283.3	-	133.5 (112.3 (34.9 ((42	20	13	24 Z
1034 TON	483.6	714.8	830.8	-	1019.4	418.7	345.4	31	33	17	19 Z
1035 TON	-	-	-	-	-	-	25.8 ((100	0	0	0 Z
1037 TON	-	-	-	-	-	-	25.8 ((100	0	0	0 Z
1040 TON	227.3	187.4	204.4	271.3	272.6	320.0	122.6 (27	27	25	21 Z
1042 TON	409.6	401.3	389.5	472.4	591.0	522.7	301.4 (29	27	23	20 Z
1044 KTON	-	-	-	-	-	-	1.7 (42	26	14	19 Z
1045 KTON	-	-	-	-	-	-	48.6	48	16	13	22 Z
1049 TON	109.0 (126.1 (99.2 (110.9 (91.6 (63.9 ((56.3 ((41	16	12	31 Z
1051 TON	347.2	488.4	392.3	417.9	560.0	326.6	228.3 (35	24	20	23 Z
1055 TON	-	-	-	-	-	-	4501.5	35	24	19	23 Z
1055 TON	304.9 (320.7	288.8	444.2	395.8	379.9	184.1 (25	28	23	24 Z
1067 TON	362.6	391.2	342.9	500.8	478.5	427.2	259.2 (27	27	22	24 Z
1085 TON	346.0 (347.4	-	-	-	-	-	24	30	23	23 Z
1087 TON	544.5	490.7	368.7	343.9	457.0	280.9	-	34	29	23	23 Z
1090 TON	1975.6 (1614.2	1552.3	1724.9	1844.6	1418.6	718.0 (39	20	14	27 Z
1092 TON	2837.3	2997.6	2822.1	3166.2	4073.1	2689.9	2278.5	36	25	17	22 Z
1095 TON	-	22.0 ((-	-	-	-	-	0	0	100	0 Z
1097 TON	-	22.0 ((22.8 ((24.0 ((25.8 ((26.1 ((-	26	26	24	25 Z
1130 TON	1216.5	942.8	-	-	-	-	-	20	25	27	28 Z
1132 TON	1231.0	982.2	762.3	1040.2	1029.2	1064.1	-	21	24	27	27 Z
1140 KTON	73.5	98.8	100.6	108.6	122.1 (117.3	111.2	42	18	10	31 Z
1145 TON	17.0 ((37.7 ((-	-	-	-	-	49	18	17	16 Z
1147 TON	20.5 ((37.7 ((22.8 ((24.0 ((25.8 ((26.1 ((-	33	25	21	21 Z
32028 KILO	-	-	4968.9	10042.1	10458.6	7679.1 (14143.4 (24	40	11	26 Z
32103 TON	-	-	-	150.0 (753.5	244.1 (266.5 (35	31	14	20 Z
32106 TON	-	-	-	113.5	119.1	59.4	31.5 (25	36	19	21 Z
32730 TON	253.1 (234.6 ((258.0 ((316.3 (385.9 (267.4 (257.1 (37	26	17	20 Z

FILE BIJL4D TEKST A1 WATERLOOFKUNDIG LABORATORIUM DELFT

34233	KILO	-	-	-	2070.4	1882.9	2302.1	21	43	12	24
34247	KILO	-	-	1441.7	1287.9	1015.9	1223.7	30	35	9	26
34283	TON	-	86.9	180.1	91.6	59.0	-	27	26	15	31
34391	TON	21.8	45.8	17.9	5.8	1.3	1.4	26	30	12	32
34506	TON	-	-	13.6	16.6	23.4	16.2	8	18	20	54
39032	TON	-	-	-	-	-	2.1	0	29	5	66
39180	TON	-	23.4	36.8	22.9	7.4	19.4	26	42	15	18
39305	TON	0.2	0.3	0.2	0.3	0.3	0.3	29	25	23	23
39330	TON	0.2	0.2	0.2	-0.4	0.3	0.3	27	23	22	20
39337	TON	0.3	0.2	0.2	0.3	0.3	0.4	23	28	26	23
39338	TON	-	-	-	-	0.3	-	0	100	0	0
39340	TON	1.0	0.8	0.8	0.9	0.4	0.6	30	26	19	25
39380	TON	0.2	0.2	0.2	1.3	0.3	0.3	16	53	14	16
39435	TON	-	-	84.5	84.4	96.3	9.1	36	25	24	16
39440	TON	-	-	52.3	66.9	20.0	24.9	42	21	19	18
39539	TERA	-	-	-	-	-	27.6	30	33	21	16
39700	TON	1.5	1.6	1.9	1.0	0.4	0.3	35	31	14	20
70355	KIOM	7.4	11.4	12.5	7.9	3.7	5.2	31	31	18	20
70505	KIOM	21.2	24.3	25.2	33.7	28.0	25.1	26	25	23	26
71890	TON	2.4	2.2	2.3	1.7	0.4	0.7	25	35	19	20
71900	TON	6.6	4.1	4.5	4.1	2.6	3.0	31	33	18	18
81333	TON	67.1	166.2	20.9	15.9	25.5	13.8	42	27	13	18
86000	KIOM	5.6	4.1	3.5	2.6	2.0	2.0	30	27	19	24

BIJLAGE 4E

NOORDZEEKANAAL

STUF EENH.

STUF EENH.	VRACHT PER JAAR												PER KWARTAAL			
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW :				1	2	3	4	
530 KTON	15.3	23.4	25.0	23.7	-	-	25.4	19	41	25	15	2	3	4		
508 KTON	3.3	5.3	4.0	5.3	5.6	4.3	3.3	39	20	18	23	2	3	4		
613 KTON	0.4	0.5	0.4	0.5	0.6	0.6	0.6	19	21	33	27	2	3	4		
625 KTON	6.9	10.1	9.1	11.5	13.5	10.6	8.8	29	26	25	20	2	3	4		
630 KTON	5.0	7.5	7.1	7.1	9.5	8.4	7.3	34	25	17	24	2	3	4		
671 KTON	0.9	1.1	1.2	1.6	1.6	1.5	1.6	27	20	24	29	2	3	4		
680 KTON	-	65.4	62.8	62.7	55.4	54.1	39.0	26	29	27	18	2	3	4		
681 KTON	-	-	-	-	-	-	31.9	28	33	21	18	2	3	4		
1002 TON	-	-	-	-	12.0	10.3	9.5	23	22	28	26	2	3	4		
1025 TON	0.7	0.4	0.9	0.8	0.5	0.7	0.4	27	29	27	17	2	3	4		
1027 TON	1.1	0.4	1.1	1.2	0.7	0.8	0.4	27	28	25	19	2	3	4		
1030 TON	3.7	5.6	4.0	3.3	13.6	18.2	19.7	18	30	27	25	2	3	4		
1034 TON	7.7	12.7	11.3	6.9	17.6	22.2	22.6	18	30	27	24	2	3	4		
1040 TON	35.2	17.9	18.7	23.9	13.0	12.0	20.1	23	21	33	23	2	3	4		
1042 TON	43.6	23.6	24.5	30.5	20.0	16.5	25.1	24	22	31	23	2	3	4		
1044 KTON	155.4	198.0	0.3	0.3	-	-	-	63	20	8	9	2	3	4		
1045 KTON	670.2	721.5	1.1	1.2	-	-	-	37	40	16	7	2	3	4		
1049 TON	9.8	7.8	8.0	12.4	3.3	6.4	2.2	26	24	32	18	2	3	4		
1051 TON	13.3	19.1	23.0	23.8	11.6	14.6	8.6	22	27	31	21	2	3	4		
1065 TON	16.4	17.7	14.7	19.3	14.8	13.5	14.6	31	23	20	25	2	3	4		
1067 TON	18.8	19.4	16.6	22.1	15.8	15.4	16.1	31	25	20	24	2	3	4		
1090 TON	95.9	155.0	200.2	104.1	59.6	64.1	75.6	32	19	19	31	2	3	4		
1092 TON	125.0	190.4	243.0	129.9	90.9	92.3	95.9	29	22	21	28	2	3	4		
1140 KTON	-	-	-	8.0	7.3	8.1	6.7	50	14	6	30	2	3	4		
32028 KILO	-	-	-	-	227.5	758.5	311.5	50	27	9	14	2	3	4		
32103 TON	-	-	-	-	-	-	1.7	27	31	21	22	2	3	4		
32106 TON	-	-	-	-	-	-	9.0	17	47	8	28	2	3	4		
32730 TON	17.1	35.3	24.1	21.2	29.6	26.1	14.8	23	25	28	24	2	3	4		
34233 KILO	-	-	-	-	108.9	128.1	64.2	36	14	5	45	2	3	4		
34247 KILO	-	-	-	-	21.2	99.3	29.2	48	19	10	23	2	3	4		
34391 TON	-	-	-	-	-	-	0.0	0	50	0	50	2	3	4		
34506 TON	-	-	-	-	-	-	0.0	0	33	67	0	2	3	4		
39032 TON	-	-	-	-	-	-	0.0	0	50	0	50	2	3	4		
39180 TON	-	-	-	-	-	-	3.8	5	75	15	4	2	3	4		
39337 TON	-	-	-	-	0.1	-	0.1	13	33	47	7	2	3	4		
39340 TON	-	-	-	-	0.1	-	0.0	25	25	42	8	2	3	4		
39435 TON	-	-	-	-	-	-	4.8	5	48	15	31	2	3	4		
39440 TON	-	-	-	-	-	-	8.6	18	39	26	17	2	3	4		
39508 TON	-	-	-	-	0.3	-	-	52	5	33	0	2	3	4		
39539 TERA	-	-	-	-	1.9	-	1.2	32	25	27	16	2	3	4		
39700 TON	-	-	-	-	0.0	-	0.0	100	0	0	0	2	3	4		
70352 TON	-	-	-	-	21.0	-	-	64	13	11	12	2	3	4		
70355 KTON	1.2	1.9	1.2	1.7	1.4	1.0	12.2	26	22	25	27	2	3	4		
70505 KTON	1.3	1.7	2.0	2.2	2.1	2.2	2.1	22	29	34	15	2	3	4		
71888 TON	-	-	-	-	8.4	-	-	45	22	17	16	2	3	4		
71890 TON	1.1	0.5	1.7	0.4	0.7	0.9	0.5	37	22	23	17	2	3	4		
71900 TON	1.4	1.4	2.6	0.8	0.9	1.3	0.8	37	22	23	17	2	3	4		

FILE: H1JL4E TEKST A1 WATERLOOFKUNDIG LABORATORIUM DELFT

81333	TON	-	-	-	-	0.2	18	3	0	79	Z
86000	KTON	-	-	-	-	0.3	29	25	29	18	Z

BIJLAGE 4F

IJSSELMEER IJ1

STOF EENH.	VRACHT PER JAAR										PER KWARTAAL			
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW : 1 2 3 4						
500 KTON	-	123.8	131.5	178.2	246.4	194.8	147.8	47	15	9	30	2	3	4
530 KTON	109.1	120.8	151.4	146.5	186.9	167.9	135.1	47	13	11	29	2	3	4
608 KTON	1.7 <	1.9 <	1.6 <	3.8 <	1.4 <	1.5	1.4	73	3	5	18	2	3	4
613 KTON	0.3	0.4	0.3	0.5	0.4	0.3	0.2	27	23	23	27	2	3	4
625 KTON	13.1	11.9	12.0	19.5	14.0	15.4	12.6	46	15	13	27	2	3	4
630 KTON	10.0 <	17.4	17.8	21.8	19.2	26.2	18.6	60	21	5	15	2	3	4
671 KTON	0.3 <	0.8	0.8	1.1	0.9 <	1.2	1.0	50	9	12	28	2	3	4
677 KTON	0.3	-	-	-	-	-	-	55	3	6	35	2	3	4
680 KTON	-	82.7	-	-	-	-	81.0	37	14	15	34	2	3	4
681 KTON	-	-	-	-	-	-	46.8	42	12	14	32	2	3	4
1002 TON	-	-	-	-	-	-	23.6	56	8	13	23	2	3	4
1010 TON	-	0.1 <<	-	-	-	-	-	30	20	20	30	2	3	4
1012 TON	-	0.1 <<	-	-	-	-	-	23	15	15	46	2	3	4
1025 TON	-	1.9 <<	0.6 <<	0.7 <<	0.4 <<	0.6 <<	1.6 <<	63	10	9	18	2	3	4
1027 TON	-	4.2 <<	1.2 <<	1.2 <<	1.9 <<	2.0 <<	27.5 <	65	5	6	24	2	3	4
1034 TON	-	-	-	-	-	-	-	68	2	6	25	2	3	4
1040 TON	-	21.5	23.7	27.3	20.3 <	32.1	-	41	17	17	25	2	3	4
1042 TON	-	31.8	29.1	34.3	36.2	49.6	27.2	45	15	13	28	2	3	4
1045 KTON	-	1.5	3.1	3.2	4.8	5.4	-	53	11	8	28	2	3	4
1049 TON	-	4.4 <<	4.9 <<	9.5 <<	4.4 <<	9.4 <<	-	31	15	21	32	2	3	4
1051 TON	-	20.6 <	23.7 <	32.9 <	47.0 <	38.4 <	18.8 <	50	10	9	31	2	3	4
1067 TON	-	-	-	-	-	-	37.4	48	10	7	34	2	3	4
1085 TON	-	18.9 <<	-	-	-	-	-	17	22	33	27	2	3	4
1087 TON	-	37.0 <	-	-	-	-	-	28	19	21	33	2	3	4
1090 TON	-	52.2 <<	49.6 <<	70.2 <<	69.9 <<	75.3 <<	-	59	13	9	19	2	3	4
1092 TON	-	139.7 <	114.2 <<	253.7 <	259.4 <	215.7 <	143.6 <	58	9	9	25	2	3	4
1095 TON	-	3.9 <<	-	-	-	-	-	34	20	16	31	2	3	4
1097 TON	-	6.8 <<	-	-	-	-	-	48	25	9	18	2	3	4
1130 TON	-	158.5	-	-	-	-	-	40	17	14	29	2	3	4
1132 TON	-	163.1	-	-	-	-	-	39	17	14	30	2	3	4
1140 KTON	3.1 <	4.3 <	4.5 <	7.1 <<	5.6 <<	11.0 <	6.7	79	4	2	15	2	3	4
1145 TON	-	6.7 <<	-	-	-	-	-	61	12	9	18	2	3	4
1147 TON	-	6.7 <<	-	-	-	-	-	61	12	9	18	2	3	4
32730 TON	13.6 <<	19.6 <<	19.1 <<	32.5 <<	22.5 <<	27.9 <<	16.2 <<	45	17	14	25	2	3	4
34283 TON	-	0.4 <<	-	-	-	-	-	0	0	0	100	2	3	4
34391 TON	-	0.2 <<	-	-	-	-	-	54	0	0	46	2	3	4
70355 KTON	-	0.8 <<	0.8 <<	0.8 <<	0.5 <<	0.5 <<	0.4 <<	32	28	17	23	2	3	4
70505 KTON	1.0	1.6	1.7	2.3	2.3	2.6	2.1	47	13	13	28	2	3	4
71890 TON	-	0.4 <<	0.5 <<	0.5 <<	0.5 <<	0.2 <<	-	38	25	18	18	2	3	4
71900 TON	-	0.4 <<	0.4 <<	0.9 <	0.7 <	0.4 <<	0.2 <<	39	22	14	25	2	3	4
81333 TON	-	3.5	-	-	-	-	-	26	63	0	11	2	3	4
86000 KTON	0.7	0.7	0.4	0.3	0.3 <	0.1 <	0.1 <	46	18	12	25	2	3	4

STOF FERRE

VRACHT PER JAAR

PER KWARTAAL

STOF	FERRE	VRACHT PER JAAR												KW	PER KWARTAAL			
		1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1	2	3	4						
506	K10R	46.2	114.4	300.5	195.8	129.8	272.4	216.5	43	8	8	41	2					
539	K10R	56.8	117.5	166.4	144.6	101.6	237.0	158.5	43	9	10	30	2					
508	K10R	0.8	1.2	0.7	2.2	2.4	0.9	0.9	80	2	3	14	2					
513	K10R	0.1	0.3	0.1	0.3	0.3	0.2	0.1	29	10	25	20	2					
625	K10R	7.1	9.0	13.1	15.7	12.7	16.4	12.7	44	11	12	33	2					
530	K10R	4.6	13.5	12.5	13.8	14.9	19.7	11.9	63	18	4	15	2					
571	K10R	0.1	0.5	0.5	0.6	0.8	0.9	0.7	55	6	10	29	2					
577	K10R	0.1	64.5	82.4	98.7	93.9	140.5	77.9	41	11	14	53	2					
580	K10R	41.9	42.6	51.4	60.0	59.8	39.9	20.8	43	16	14	20	2					
581	K10R	-	-	-	-	-	-	-	55	9	14	20	2					
1092	10R	0.0	0.1	-	-	-	-	-	45	18	0	36	2					
1010	10R	0.0	0.1	-	-	-	-	-	36	14	0	56	2					
1012	10R	0.8	1.3	0.3	0.9	0.7	0.4	-	60	6	6	27	2					
1075	10R	0.5	2.2	0.9	1.1	1.4	2.4	0.8	37	3	3	57	2					
1077	10R	1.9	-	-	-	-	-	-	64	1	4	31	2					
1030	10R	9.3	-	-	-	-	-	29.1	78	2	6	15	2					
1031	10R	10.7	14.6	14.5	31.8	23.6	33.1	-	42	10	16	52	2					
1030	10R	10.3	20.2	24.8	43.7	29.5	55.4	33.0	45	10	12	53	2					
1045	K10R	1.0	2.9	2.7	2.7	3.0	5.6	3.2	50	7	7	37	2					
1049	10R	3.7	4.1	9.6	9.6	3.6	6.8	-	36	9	13	42	2					
1051	10R	10.6	13.7	20.5	25.4	30.7	35.2	22.0	53	5	6	36	2					
1055	10R	18.7	-	-	55.7	-	-	-	57	2	10	32	2					
1027	10R	24.4	-	-	69.6	-	-	30.7	56	6	8	30	2					
1085	10R	7.5	9.9	-	-	-	-	-	38	13	10	30	2					
1087	10R	7.5	21.2	-	-	-	-	-	47	15	7	52	2					
1099	10R	18.6	38.6	28.6	54.3	64.8	51.0	-	57	10	9	25	2					
1092	10R	50.9	95.3	113.2	177.1	180.1	221.1	155.1	56	13	4	20	2					
1092	10R	3.0	4.4	-	-	-	-	-	56	13	4	27	2					
1097	10R	3.0	4.4	-	-	-	-	-	56	13	4	27	2					
1129	10R	70.8	115.1	-	-	-	-	-	45	18	5	32	2					
1132	10R	1.5	2.9	2.4	5.2	7.0	7.1	3.0	44	18	5	53	2					
1149	K10R	1.5	4.7	-	-	-	-	-	81	3	2	13	2					
1145	10R	1.5	4.7	-	-	-	-	-	82	14	3	21	2					
1147	10R	7.5	18.8	25.7	26.1	16.9	24.9	16.3	49	13	9	29	2					
52750	10R	0.1	0.1	-	-	-	-	-	0	73	5	22	2					
53203	10R	0.1	1.2	-	-	-	-	-	6	47	1	46	2					
34591	10R	1.9	0.4	4.5	0.7	0.7	0.4	0.3	32	9	5	54	2					
70585	K10R	0.5	1.2	1.6	1.9	1.7	2.5	1.8	47	9	11	53	2					
70505	K10R	0.1	0.6	0.5	0.8	0.8	0.1	-	56	11	12	24	2					
70506	K10R	0.1	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	-	44	18	12	26	2					
71390	10R	0.2	0.5	0.7	0.4	0.5	0.5	0.3	40	20	10	31	2					
71960	10R	0.1	1.9	-	-	-	-	-	66	24	2	9	2					
81333	10R	0.1	1.9	-	-	-	-	-	52	10	10	26	2					

VRACHT PER JAAR

STOF EENH.	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW : 1	2	3	4
500 KTON	1807.6	3085.8	3356.2	3246.5	3102.7	3856.9	3051.2	34	23	20	23
530 KTON	2144.6	3276.7	3705.4	3188.7	2518.9	3430.7	2799.5	32	26	19	23
508 KTON	64.7	74.4	70.3	69.3	65.0	56.1	48.7	48	16	25	25
613 KTON	-	11.1	8.8	10.2	9.7	10.3	9.2	22	29	25	25
625 KTON	138.6	165.2	154.0	172.7	151.9	154.9	132.7	39	21	17	24
630 KTON	165.8	264.7	297.6	315.5	317.0	361.6	314.4	34	24	18	24
671 KTON	19.1	27.8	32.3	32.9	33.6	34.4	30.6	27	23	20	27
677 KTON	20.5	-	-	-	-	-	-	33	23	15	29
680 KTON	569.8	726.7	746.1	793.5	681.7	845.7	612.8	31	25	22	22
681 KTON	-	-	495.1	466.5	417.1	-	298.9	33	25	22	22
1000 TON	134.4	192.2	160.7	164.2	135.1	192.7	208.3	31	24	23	22
1002 TON	269.7	315.5	318.8	319.7	242.2	339.4	355.5	35	23	20	22
1005 TON	-	-	7489.5	8398.0	8437.2	9646.1	-	32	23	20	25
1007 TON	-	-	10672.2	11571.3	11156.9	12849.3	-	34	23	19	23
1010 TON	0.7	1.0	1.1	1.0	1.0	1.2	-	28	26	22	25
1012 TON	2.8	8.1	9.8	18.4	11.0	16.9	-	48	17	16	19
1020 TON	-	-	8996.9	13622.8	11898.7	9755.3	-	29	23	22	26
1022 TON	-	-	9927.7	14904.9	11898.7	10337.7	-	30	23	21	26
1025 TON	82.6	72.9	53.0	68.3	49.1	35.0	22.6	26	21	23	31
1027 TON	190.1	181.2	172.3	169.2	127.1	105.7	75.8	26	23	24	27
1030 TON	490.4	748.6	700.5	375.8	373.9	221.8	73.6	38	21	21	20
1034 TON	2352.0	2548.3	2315.8	1910.4	1582.5	1441.4	798.7	34	23	20	23
1035 TON	58.1	52.2	73.7	77.0	68.9	50.1	44.2	38	19	18	25
1037 TON	136.8	177.4	174.7	187.8	163.2	138.3	71.8	37	19	19	24
1040 TON	271.6	310.0	328.2	385.5	421.4	437.9	270.5	32	25	20	24
1042 TON	1117.4	1118.1	1120.0	1150.2	1131.5	1153.9	717.7	33	23	20	24
1044 KTON	0.8	1.1	0.9	1.4	0.8	0.9	-	35	20	20	25
1045 KTON	69.2	101.4	137.2	154.0	127.7	178.0	145.1	38	19	16	27
1049 TON	134.2	158.0	95.7	88.0	107.4	87.9	44.2	39	20	16	25
1051 TON	1219.1	1684.6	1329.6	1513.1	1198.6	1266.4	553.8	37	20	19	24
1055 TON	7408.9	9333.4	8907.0	9323.3	9310.7	10287.4	9186.7	36	21	18	25
1056 TON	3879.3	4044.0	5846.9	7740.0	5557.9	2687.1	2443.1	45	16	13	26
1065 TON	374.1	478.1	512.1	557.7	416.8	438.6	375.4	32	22	20	26
1067 TON	580.7	800.8	890.4	889.3	733.2	904.6	585.2	33	23	19	26
1085 TON	227.7	386.5	341.3	368.6	262.7	200.2	-	33	25	18	23
1087 TON	523.7	779.9	641.2	494.5	494.5	600.6	-	34	24	19	23
1090 TON	3725.6	3970.4	3859.6	3967.4	3323.0	2664.5	1553.2	41	19	15	26
1092 TON	7653.7	8523.2	8406.1	10537.6	8256.9	7723.4	6061.0	36	20	16	25
1095 TON	42.3	34.8	37.2	40.1	40.2	47.3	-	31	24	21	25
1097 TON	45.5	43.2	37.2	40.1	40.2	47.3	-	29	24	20	27
1130 TON	1154.9	1534.7	1327.8	1711.7	1563.8	1634.4	-	28	23	22	27
1132 TON	1195.5	1615.5	1402.3	1814.2	1638.0	1758.1	-	29	23	22	26
1140 KTON	85.5	159.4	191.8	177.2	204.4	229.3	196.4	43	16	12	29
1145 TON	23.6	39.0	37.2	40.1	40.2	47.3	-	29	24	20	27
1147 TON	26.0	47.4	37.2	40.1	40.2	47.3	-	31	22	19	27
32028 KILD	9895.0	14890.6	17607.0	62748.4	39986.0	26353.8	21743.6	43	13	20	24
33103 TON	-	-	-	720.2	348.9	270.1	191.4	19	35	18	28

BIJLAGE 41

MAAS EYSDEN

STOF EENH.

PER KWARTAAL

	VRACHT PER JAAR							1982	1981	1980	1979	1978	1977	1976	KW :			
	1	2	3	4	1	2	3								4			
500 KTON	51.9	185.1	318.2	575.6	328.7	574.2	256.8	37	16	7	41	X						
530 KTON	47.5	327.9	237.5	490.7	345.0	528.6	259.9	44	13	6	38	X						
608 KTON	5.1	5.9	6.4	6.9	4.9	5.1	5.3	33	19	14	34	X						
613 KTON	-	1.1	0.8	1.1	0.7	0.8	0.9	26	26	21	31	X						
625 KTON	9.4	13.2	12.6	16.7	12.2	14.6	13.1	37	19	12	31	X						
630 KTON	6.7	21.4	20.7	26.7	25.9	30.7	23.1	46	19	10	25	X						
671 KTON	2.4	3.0	3.7	5.9	3.3	2.7	2.9	29	19	17	35	X						
677 KTON	2.6	-	-	-	-	-	-	35	15	13	36	X						
680 KTON	24.5	51.9	57.7	87.5	67.7	88.6	58.8	41	19	11	29	X						
681 KTON	-	-	-	-	-	-	32.5	44	15	5	35	X						
1000 TON	56.1	60.0	98.1	94.5	99.5	58.9	39.4	30	22	15	33	X						
1002 TON	63.6	74.5	120.4	128.3	132.2	96.4	51.6	33	22	13	32	X						
1005 TON	-	-	133.6	270.6	241.2	280.7	-	34	21	12	34	X						
1007 TON	-	-	374.0	643.7	454.8	715.7	-	34	18	8	40	X						
1010 TON	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	-	38	21	11	29	X						
1012 TON	0.1	0.5	0.9	1.7	1.3	3.0	-	42	13	5	41	X						
1020 TON	-	-	858.6	1190.6	732.2	687.6	-	39	15	17	30	X						
1022 TON	-	-	906.3	1404.2	792.5	706.4	-	43	15	14	28	X						
1025 TON	1.7	3.2	3.9	3.1	5.8	5.0	1.1	41	19	16	24	X						
1027 TON	10.7	22.1	22.7	31.8	31.8	24.1	7.7	47	17	10	26	X						
1030 TON	8.6	17.5	17.3	29.9	20.2	19.4	20.4	33	26	16	25	X						
1034 TON	26.9	80.3	74.9	174.2	95.8	116.2	63.3	38	18	9	36	X						
1035 TON	1.8	5.1	4.7	6.1	6.0	5.6	5.1	42	20	9	28	X						
1037 TON	2.4	8.3	13.4	27.3	11.7	10.3	5.0	36	15	9	40	X						
1040 TON	15.1	28.4	32.1	30.1	39.6	37.4	29.9	45	20	11	25	X						
1042 TON	27.0	70.1	82.8	92.2	104.4	105.9	67.9	40	19	11	29	X						
1044 KTON	0.0	0.1	0.3	0.3	0.3	0.1	-	47	17	12	23	X						
1045 KTON	2.1	10.9	11.2	22.5	15.8	23.4	13.0	42	14	6	38	X						
1049 TON	5.8	8.1	8.9	8.0	12.6	6.5	4.5	42	17	10	32	X						
1051 TON	43.2	150.4	159.7	323.5	213.3	156.6	89.3	42	17	9	32	X						
1055 TON	413.7	895.4	863.0	1404.3	1250.4	1569.0	1117.9	35	20	11	34	X						
1056 TON	124.9	223.0	261.2	1331.2	542.7	457.7	304.7	42	9	4	45	X						
1055 TON	16.1	29.2	28.5	39.1	35.5	29.2	28.1	38	24	12	27	X						
1067 TON	22.1	53.3	53.7	78.1	69.9	55.6	62.5	38	22	10	30	X						
1085 TON	8.7	19.8	21.0	34.3	29.7	26.3	-	27	16	20	37	X						
1087 TON	10.4	42.1	66.8	98.4	69.3	95.3	-	38	15	10	38	X						
1090 TON	215.0	574.4	960.7	844.5	1308.3	815.4	229.3	46	17	10	36	X						
1092 TON	491.7	1337.6	2031.2	2718.1	2791.0	2649.1	965.7	44	18	8	30	X						
1095 TON	3.4	3.9	3.8	4.9	4.6	5.6	-	43	20	12	26	X						
1097 TON	3.9	4.3	3.8	5.5	4.6	6.3	-	41	18	11	30	X						
1130 TON	33.2	48.6	43.5	61.9	53.1	61.8	-	30	21	17	31	X						
1132 TON	34.6	52.2	50.8	75.4	59.9	73.4	-	30	20	16	34	X						
1140 KTON	8.5	22.7	24.0	33.7	29.8	33.9	24.0	43	16	11	30	X						
1145 TON	1.6	3.9	3.8	4.9	4.6	5.6	-	41	20	12	27	X						
1147 TON	1.9	3.9	3.8	4.9	4.6	10.1	-	31	15	9	45	X						
32028 KILO	323.5	2299.9	1662.5	10206.3	5889.7	8560.6	6054.0	32	15	7	46	X						
32103 TON	-	-	-	190.9	78.2	48.6	162.9	36	15	7	49	X						

32106	TON	24.4	62.0	15.4	9.9	46.6	5.5	23	4	6	66 Z
32730	TON	-	52.1	85.1	67.4	75.0	68.6	57	13	6	23 Z
34233	KILD	-	-	-	858.8	1403.4	1022.6	30	16	10	45 Z
34247	KILD	-	-	1402.1	837.3	1365.9	1007.8	34	12	7	47 Z
34283	TON	-	987.6	-	-	0.7	-	60	18	2	21 Z
34356	TON	-	11.3	21.0	2.2	0.1	-	40	20	0	40 Z
34361	TON	-	-	-	-	0.1	-	40	20	0	40 Z
34391	TON	0.3	4.9	0.8	0.4	0.2	0.0	70	15	4	11 Z
34506	TON	-	-	3.2	12.2	5.2	5.3	14	9	24	54 Z
39032	TON	-	-	18.8	18.6	20.0	0.3	0	20	20	60 Z
39180	TON	-	28.0	-	-	-	17.3	23	14	19	44 Z
39305	TON	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	42	23	13	23 Z
39330	TON	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	42	24	9	24 Z
39337	TON	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	47	20	7	27 Z
39338	TON	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.0	0	100	0	0 Z
39340	TON	0.1	0.2	0.3	0.4	0.3	0.2	33	24	9	35 Z
39480	TON	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	43	27	7	23 Z
39435	TON	-	-	7.8	16.3	44.9	3.1	65	8	1	26 Z
39440	TON	-	-	11.7	15.3	28.3	9.4	56	13	11	19 Z
39503	TON	-	-	1.7	1.3	2.4	-	28	26	8	38 Z
39539	IFGA	-	1.7	3.8	5.1	9.1	5.0	42	21	8	29 Z
39700	TON	2.8	13.7	0.1	0.1	0.1	0.1	44	16	9	30 Z
70352	TON	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	44	19	8	29 Z
70355	K10H	13.3	44.8	35.7	78.7	109.7	156.6	34	24	11	31 Z
70505	K10H	0.8	4.0	4.4	13.2	19.9	13.9	34	19	8	25 Z
71888	TON	3.1	5.0	8.9	5.4	5.1	4.6	34	18	14	34 Z
71890	TON	3.9	11.6	18.6	11.7	33.4	-	48	19	11	23 Z
71900	TON	0.2	0.4	0.3	0.3	0.3	0.2	52	14	11	15 Z
71900	TON	0.8	2.9	3.0	2.9	2.7	0.9	54	14	10	22 Z
81333	TON	1.9	6.3	0.9	0.5	0.1	0.7	37	52	2	8 Z
86000	K10H	0.5	0.6	0.4	0.3	0.3	0.3	53	17	7	24 Z

BIJLAGE 4J
IJSEL KAMPEN

STOF EENH.	VRACHT PER JAAR										PER KWARTAAL			
	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	KW : 1 2 3 4						
500 KTON	209.5	396.2	338.2	358.0	342.9	508.4	402.4	30	27	24	19	Z		
530 KTON	266.7	353.2	301.7	392.9	302.2	494.5	538.6	33	24	24	19	Z		
608 KTON	11.7	10.3	9.6	8.6	8.1	6.1	4.9	53	15	7	25	Z		
613 KTON	-	1.4	1.0	1.4	1.2	1.2	1.1	21	28	24	26	Z		
625 KTON	23.6	25.0	23.0	24.3	22.9	21.1	17.9	38	22	17	23	Z		
630 KTON	32.4	46.1	52.3	55.3	54.0	60.8	53.2	34	23	18	25	Z		
671 KTON	3.4	4.3	5.0	5.1	5.2	5.1	5.1	28	23	21	29	Z		
677 KTON	3.6	-	-	-	-	5.1	-	29	25	17	29	Z		
680 KTON	94.5	111.8	112.0	119.3	114.1	133.2	92.8	30	25	24	21	Z		
681 KTON	-	-	80.3	78.4	72.8	-	48.6	32	25	22	21	Z		
1000 TON	14.0	44.9	38.2	15.4	31.6	38.3	35.7	27	28	23	23	Z		
1002 TON	24.1	61.8	55.0	59.9	41.1	47.9	54.8	31	26	19	24	Z		
1007 TON	-	-	1435.1	1683.3	1730.0	1900.0	-	32	23	22	23	Z		
1010 TON	0.1	0.1	0.6	1.0	1.0	2.3	-	30	26	22	22	Z		
1012 TON	0.3	1.1	-	2266.0	1895.3	1663.9	-	33	18	25	24	Z		
1022 TON	-	-	-	6.3	5.7	5.4	2.3	27	21	23	29	Z		
1025 TON	5.8	6.0	5.6	6.3	5.7	5.4	2.3	28	22	20	29	Z		
1027 TON	11.9	22.4	15.4	14.9	15.9	14.4	10.9	28	22	25	25	Z		
1030 TON	64.1	75.8	82.4	63.1	52.1	34.1	11.6	37	20	21	22	Z		
1034 TON	157.3	284.9	209.2	221.7	180.1	172.1	104.5	33	24	20	23	Z		
1035 TON	-	14.0	13.7	21.9	15.0	7.3	6.9	36	15	24	25	Z		
1037 TON	-	28.1	29.0	31.6	18.2	14.6	6.9	41	16	22	22	Z		
1040 TON	49.5	47.7	50.4	61.5	53.7	71.4	38.0	27	25	24	25	Z		
1042 TON	126.2	155.8	126.7	139.2	116.9	151.0	98.1	30	26	22	22	Z		
1045 KTON	4.8	9.3	11.8	19.4	13.5	19.3	18.4	38	21	18	22	Z		
1049 TON	35.9	40.0	15.3	25.9	13.4	17.5	6.9	38	26	9	26	Z		
1051 TON	114.6	261.0	111.4	166.7	116.9	99.4	88.6	38	25	16	21	Z		
1055 TON	-	-	1160.3	-	1492.5	1726.5	-	40	18	23	19	Z		
1056 TON	-	-	1516.9	1746.4	-	2557.7	-	38	24	13	25	Z		
1065 TON	72.8	105.3	85.5	105.2	67.9	76.3	53.8	28	22	20	30	Z		
1067 TON	88.4	138.9	117.6	129.5	90.0	149.4	84.4	30	24	20	30	Z		
1085 TON	55.1	54.0	-	-	-	-	-	32	22	23	23	Z		
1087 TON	85.6	101.5	78.0	83.9	63.2	101.2	-	30	26	22	23	Z		
1090 TON	578.7	596.4	601.5	534.1	513.3	587.9	260.6	35	22	15	28	Z		
1092 TON	948.6	1452.5	1117.6	1748.1	1265.1	1409.6	987.6	31	22	23	24	Z		
1095 TON	7.8	5.6	-	-	-	-	-	31	25	21	23	Z		
1097 TON	7.8	5.6	6.1	-	-	-	-	30	26	21	23	Z		
1130 TON	209.1	221.9	-	-	-	-	-	26	25	22	26	Z		
1132 TON	217.8	232.7	202.2	-	-	-	-	26	25	23	26	Z		
1140 KTON	17.2	27.5	32.8	30.3	32.7	35.9	30.4	44	16	11	29	Z		
1145 TON	6.6	5.6	-	-	-	-	-	24	19	16	41	Z		
1147 TON	7.6	6.3	6.1	6.5	6.3	7.3	-	29	21	19	31	Z		
32028 KILO	-	1064.0	1737.2	3571.6	3790.5	2435.9	-	40	26	18	16	Z		
32103 TON	-	-	-	40.6	26.5	9.2	-	21	21	15	43	Z		
32105 TON	-	-	-	26.9	16.7	7.6	-	33	20	9	38	Z		
32230 TON	82.7	66.6	71.8	111.1	86.6	78.1	67.0	39	20	18	23	Z		
34233 KILO	-	-	-	-	496.4	633.3	-	35	26	20	18	Z		

FILE: RLJL4J TEKST A1 WATERLOOFKUNDIG LABORATORIUM DELFT

34247	KILD						809.3 <	528.7	370.0 <	341.0 <	47	25	16	11 Z
34283	TON				31.0 <	63.8	36.5 <	40.2	16.2 <		26	29	14	31 Z
34391	TON	4.9 <			8.2	5.1 <		2.0	0.5 <		36	22	11	21 Z
34506	TON					0.3 <<		0.3 <<	0.9 <		62	17	12	9 Z
39180	TON						5.7	3.4 <	1.3 <<		29	24	18	29 Z
39305	TON								0.1 <<		40	40	20	0 Z
39330	TON								0.1 <<		40	40	20	0 Z
39337	TON	0.3 <			0.2 <<	0.1 <<		0.2 <<	0.1 <<		32	31	22	15 Z
39340	TON	0.2			0.3 <	0.4		0.4	0.1 <<		23	30	20	27 Z
39380	TON								0.1 <<		40	40	20	0 Z
39435	TON					16.5		15.9 <	9.1 <		40	10	12	38 Z
39440	TON					5.4		4.2 <	3.0 <		51	20	9	20 Z
39508	TON				2.4	13.7		2.7			20	13	12	56 Z
39539	IEKA	59.0			18.8	12.4		14.6			44	30	13	14 Z
39700	TON	0.4			0.3 <	0.6		0.5 <	0.1 <<		27	27	18	28 Z
70350	TON					75.1 <<		93.3 <<			53	15	14	18 Z
70352	TON	103.8			71.1 <	105.3		51.1 <			27	23	18	32 Z
70355	KTON	1.3 <<			2.5 <	2.1 <		3.6 <	1.2 <<		32	34	16	18 Z
70505	KTON	6.1			7.8	8.2		8.0	8.4		28	24	22	26 Z
70506	KTON				5.1	5.3		5.2			27	24	23	27 Z
71880	TON	116.8			82.5	85.6		48.5			28	21	19	32 Z
71890	TON	0.7 <<			0.8 <<	0.5 <<		0.6 <<	0.3 <		46	20	19	16 Z
71900	TON	2.3			2.1 <<	2.1		1.8	1.7 <		31	25	22	22 Z
81333	TON	50.6 <			44.3 <	16.0 <		5.9 <	5.2 <		36	34	12	10 Z
86000	KTON	1.7			1.1	0.9		0.7 <	0.5 <		32	27	19	22 Z

Table with columns: Name, Registry number (C.A.S.), I.D., Redwinged blackbird R50 (mg/kg), R50 (mg/kg), Hazard factor, Starting LD50 (mg/kg), Chronic LD50 (mg/kg). Lists various chemicals like Disulfiram, Ephedrin, Rosnel, DMPA, Cruformate, etc.

Registry Number (CAS)	HSPA	CCRA	CPIC	LD ₅₀ mg/kg (1,2,3) HF1N	MALD	RNPH	YMBB
51285	= 900						
52437	= 178(er)						
53221	= 1000						
55389	2.37 - 5.62(a,b,c)						
56382	1.33(b,c)	4.22 - 7.50(c)		1.78(a,c)			(316 - 316(er))
56724	10.0(b,c)	5.62(c)		1.33(c)			
57330	75.0(a,e)	3.16 - 4.22(c)		5.62(c)			2.17
58366	100(a)			133(a,e)			
58809	56.2(a)	178(a,e)					
59676	= 1000	= 100(a)		100 - 133(a,e)		75.0(a,e)	100(a,e)
60413							
60571	13.3(c)						
62533	562	42.2(c)		5.62(a)			
62737	17.8(c)		23.7(c)				
62748	1.00		23.7(c)				
63152	= 100						
63505	= 100(a,e,h)						
64251	= (240)	31.6 - 100(a,e,h)		75.0(a,e)			
71272	= 100			100 - 100(a,e)		75.0(a,e)	
71738	100(er)						
72208	1.78(a,c,k)			75.0		75.0	100
72269	100(a,e)	0.316 - 5.62(a,c)		100(er)		100(er)	100
77281	= 100(er)			5.62(a,c,k)			100(er)
79936	= 100(er)			243(e)			56.2(a,e)
80002	= 100			100(er)			100(er)
84651	= 100			100 - 316(er)			100(er)
88686	= 1000						100(er)
88744	750						
90040	421						
94246	= 100						
95534	750						
95545	100			133		100	100
95536	316						
95749	316(a,k)						
97176	56.2(c)			13.3(a,k)			
97778	= (240)	75.0(e)		75.0(c)		42.2	
99686	178						
99058	= 1000						
99092	= 1000						
100550	= 1000						
101019	= 100						
102067	= 100						
104961	100(a)						
106229	= 316 - 562						
106478	= 100						
106490	237						
106503	422						
106514	= (240)						
108429	178						
108452	= 1000						
108996	1000						
108996	1000						
109002	1000						
109008	= 1000						
109091	= 1000						
110861	= 1000						
114261	13.3 - 15.0(a,c,d)						
115388	= 100(er)	13.3(a,c,e)					
115446	133(a,e)		7.50(a,c,d)				
115902	0.316(b,c)	0.422(c)	56.2(a,e)	4.22 - 10.0(a,d,e)	17.8(a,e)	13.3 - 15.0(a,d)	7.50(a)
116043	0.750(c)	0.750(e)	0.562(c)	100 - 133(a,e)	100(a,e)	100(er)	100 - 100(a,e)
118923	= 1000		316(c)				
120127	= (240)						
122145	316						
123308	178						
126523	= 100(er)			316			
133062	= 100	= 100(er)					
137268	= 100	= 100(er)		23.7(e)		100(er)	100(er)
137304	= 100	= 100					
141662	4.22(h,c)						
142085	1000	1.78(c)		4.22(c)			
143828	42.2(a)						
149155	= 100 - 316(er)						
150130	= 1000	= 100(er)					
297789	1.00(c)			23.7(a)		100(er)	178(a,e)
297972	4.22(c)	1.33(c)				100(er)	100(er)
297984	3.16(c)	3.16(c)	10.0(e)				
298022		5.62(c)	2.37(c)				
298044		1.33(a)	4.22(c)				
302170	= 100			2.37(a)			
309602	13.3(c)	= 100					
309613	56.2(a,e)	7.50(c)		56.2(c)			
315184	7.50(c)		133(a,e)				100
327980	5.62(c)		5.62(c)	56.2(a,e)		75.0(a,e)	
333415	7.50(c)	5.62(c)	13.3(c)				100(a,e)
340578	= 100(er)	7.50(c)	3.16(c)				
350038	= 1000	= 100(er)					
359831	= 100(er)		316(e)	316 - 316(e)		100 - 316(er)	
418415	= 316(e)						100(er)
439145	= 316 - 562(e)			100 - 178(er)		100(er)	100(er)
440175	75.0			316(e)		100(er)	100(er)
462088	133			316(e)		316(e)	316 - 56.2(e)
470906	13.3(c)						
480228	= 100	17.8(c)					
500221	= 1000		13.3(c)				
500287	= 100			23.7			
504245	3.80 - 7.50(a,b,c,i)						
504290	75.0	2.37(c,i)					
536903	750		7.50(c,i)	5.62(i)		4.22(a,i)	5.62 - 7.50(a,i)
578541	750						
584958	= 1000						
584981	100						
587020	1000						
589162	178						
591275	= 1000						
615747	562						
626608	562						
626642	= 1000						
629405	= (240)						
671045	4.22(a,c,d,e)						
694597	= 1000	1.78(a,c,e)	4.22(a,c,d,e)	1.78 - 3.00(a,d,e)	2.37(a,e)	10.0 - 11.0(a,d,e)	13.3(a,e)
814915	= (250)						
872855	= 1000						

Registry Number (CAS)	HSPA	CGRA	CPIG	LD ₅₀ (mg/kg) (1,2,3) HFIN	MALD	RNPH	YHBB
873745	56.2	--	--	--	--	--	--
931191	= 1000	--	--	--	--	--	--
944229	13.3(c)	17.8(c)	13.3(c)	--	--	--	--
947024	2.37(b,c)	2.37(c)	2.37(c)	--	--	--	--
956901	133(a,e)	133(a,e)	133-237(a,e)	75.0(a,e)	75.0(a,e)	133(a,e)	23.7(a,e)
1003674	= 1000	--	--	--	--	--	--
1003732	= 1000	--	--	--	--	--	--
1079330	23.7(c)	17.8(c)	56.2(c)	--	--	--	--
1121604	1000	--	--	--	--	--	--
1122549	1000	--	--	--	--	--	--
1122629	= 1000	--	--	--	--	--	--
1193028	56.2	--	--	--	--	--	--
1305620	= 56.2	--	--	--	--	--	--
1314416	= (195)	--	--	--	--	--	--
1328536	= (278)	--	--	--	--	--	--
1329868	= 316	= 100	= 100	= 100	= 100	= 100	= 100
1371391	= (100)	--	--	--	--	--	--
1461229	= 100	--	--	--	--	--	--
1563662	1.33(b,a)	1.33-3.16(c)	1.33(c)	0.750	--	--	--
1783819	56.2	--	--	--	--	--	--
1885296	= 1000	--	--	--	--	--	--
2032637	17.8(a,b,c,d,e,h)	10.0(a,c,e,h)	13.3(27.3(a,*))	2.37-3.00(a,d,e)	13.3(a,e)	13.3-1000(a,*)	3.16(a,e)
2104645	2.37(c)	4.22(c)	4.22(c)	--	--	--	--
2237301	56.2	--	--	--	--	--	--
2835689	1000	--	--	--	--	--	--
2835972	56.2	--	--	--	--	--	--
2864611	56.2(a)	56.2(a,e)	= 316	75.0(a)	75.0-100(a,e)	= 100(a)	= 100(a)
2865705	100(a)	--	--	--	--	--	--
2921882	10.0(a,c,h)	5.62-13.3(a,h)	10.0(c)	--	--	8.40(h)	--
2987533	1000	--	--	--	--	--	--
3383984	31.6	--	--	56.2	--	--	--
3544249	= 1000	--	--	--	--	--	--
3731519	= 1000	--	--	--	--	--	--
3731520	= 1000	--	--	--	--	--	--
3731531	1000	--	--	--	--	--	--
4104147	--	--	15.9	--	--	--	--
5377208	31.6(a,e)	56.2(a,e)	42.2(a,e)	56.2(a,e)	133(a,e)	= 100(a,e)	75.0(a)
5392405	= (240)	--	--	--	--	--	--
5902523	= 100	--	--	--	--	--	--
6012926	= 100	--	--	--	--	--	--
6923224	1.33(b,c)	4.22(c)	4.22(c)	--	42.2	--	--
7149793	--	--	--	--	--	--	--
7379353	= 1000	--	--	--	--	--	--
7429895	= (250)	--	--	--	--	--	--
7682908	1.16(b)	10.0	4.22	5.62	--	17.8	2.37
7745893	31.6-448(a,j,k)	1.00	17.8(a,j,k)	= 225(a)	17.8(a,j)	10.0(a,j)	--
7780338	= 100	--	--	--	--	--	--
7786347	1.78(c)	4.22(c)	4.22(c)	--	--	--	--
8065309	23.7(c)	42.2(c)	23.7(c)	= 3.16(c)	--	--	--
8065483	5.62(b,c)	1.78(c)	13.3(c)	--	--	--	--
10653868	= 100	--	--	--	--	--	--
12712286	--	--	--	--	--	15.3	--
1319664	= 4.21(c)	10.0(c)	13.3(c)	--	--	--	--
14285439	31.6(a,e)	100(a,e)	13.3(a,e)	1.78(a,e)	7.50(a,e)	= 100(a,e)	13.3(a,e)
14816183	5.62(c)	75.0(c)	23.7(c)	--	--	--	--
14816207	= 100	= 100	--	--	--	--	--
15590779	= 100	--	--	--	--	= 100	--
15662336	2.37(c)	1.78(c)	2.37(c)	--	--	--	--
15879933	42.2(a,e)	75.0(a,e)	178(a,e)	56.2(a,e)	42.2(a,e)	= 100(a,e)	133(a,e)
16752775	13.3-31.6(c)	13.3-23.7(c)	10.0(c)	--	42.2(a,e)	--	--
20836579	= 100	= 100	--	--	--	--	--
21087649	= 100	= 100	--	--	--	--	--
24353615	1.00(b)	--	--	--	--	--	--
32573807	1.78	--	2.37	2.37	--	--	--
33355605	3.16(b)	7.50	7.50	--	--	1.00	--
35944731	--	--	--	--	--	4.22	--
35944742	31.6(a)	--	56.2(a)	42.2(a)	56.2(a)	100(a)	56.2(a)
35944822	5.62(a)	--	--	--	--	100(a)	--
36031660	7.50(a,e)	7.50-23.7(a,e)	75.0(a,e)	42.2(a,e)	13.3(a,e)	13.3(a,e)	10.0(a,e)
37841331	= 100(e)	= 100(e)	= 100(e)	316(e)	100(e)	= 100(e)	= 100(e)
39457244	5.62(b)	5.62	10.0	--	--	10.0	--
39457255	1.78(b)	2.37	7.50	--	--	13.3	--
61164098	= 100(h,i)	= 100(h,i)	--	--	--	= 100(h)	--

(1). Species codes are identified in Table 1.
 (2). Letters in () indicate previously published sources for data presented as follows: (a) Schafer 1972; (b) Schafer et al. 1973b; (c) Schafer et al. 1979; (d) Schafer et al. 1987; (e) Schafer et al. 1972; (f) Schafer et al. 1978; (g) Schafer et al. 1977; (h) Schafer et al. 1971; (i) Frank, et al. 1970; (j) DeCino et al. 1966; (k) Schafer et al. 1969; (l) Schafer et al. 1973; (m) Schafer et al. 1982; (n) Shefts et al. 1982.
 (3). Additional references deleted from table because of space limitations are denoted by an (*), as follows: 2032637-Common pigeon-(c,d,e); 2032637-Ring-necked pheasant-(d,e,h).

Table 4. Acute oral toxicity and repellency of 91 chemicals to 58 other bird species

Registry Number (CAS)	Other species	LD ₅₀ (mg/kg) (1,2)	Other species	Other species	HSPA	R ₅₀ (%)	Other species	Other species
51285	--	--	--	--	0.600	--	--	--
55389	akes	1.00-1.33(a)	bbmp	4.22-5.62(a)	bhcb	7.50	--	--
5899	mdov	2.37	rbqu	1.33(b)	robs	5.62	--	--
56382	bhcb	1.33	rbqu	1.78(b)	wrea	1.78	--	--
56724	bhcb	1.00	rbqu	3.16(b)	--	--	--	--
58082	--	--	--	--	--	--	--	--
58366	--	--	--	--	--	--	--	--
5899	ccro	= 100(a)	--	--	= 1.00	--	--	--
60413	robs	= 10.0(a)	--	--	0.220	cgra	0.121	mph = 1.00
63252	--	--	--	--	--	--	--	--
65305	bhcb	31.6(a,e)	ccro	42.2(a,e)	wcsp	56.2(a)	mph = 1.00	--
66251	--	--	--	--	--	0.562(h)	cgra	0.17(h)
70699	bhcb	178	ccro	178	--	--	--	mph = 0.422(h)
72208	akes	1.50(k)	mpar	2.10	--	--	--	--
80092	--	--	--	--	--	--	--	--
80651	--	--	--	--	--	0.316-0.562	--	--
95749	akes	42.2(a,i)	buwg	31.6	rbqu	31.6-42.2	cgra	0.150
95749	robs	= 3.16(a)	icbb	= 2.37	--	--	--	--
97778	--	--	--	--	--	--	--	--
99023	hbmp	178	ccro	178	--	--	--	--
101019	--	--	--	--	0.650	--	--	--
102067	--	--	--	--	0.824	--	--	--
106229	--	--	--	--	= 1.00	--	--	--
106514	--	--	--	--	= 1.00	--	--	--

Species code	Common name	Scientific name
akes	American kestrel	(<i>Falco sparverius</i>)
bbgr	Blue-black grassquit	(<i>Volaticia jacarina</i>)
bbmp	Black-billed magpie	(<i>Pica pica</i>)
bhcb	Brown-headed cowbird	(<i>Molothrus ater</i>)
bjay	Blue jay	(<i>Cyanocitta cristata</i>)
brcb	Bronzed cowbird	(<i>Tungavus aeneus</i>)
bowi	Barn owl	(<i>Tyto alba</i>)
brth	Brown thrasher	(<i>Toxostoma rufum</i>)
bigr	Boat-tailed grackle	(<i>Cassius mexicanus</i>)
brpa	Brown-throated conure	(<i>Aratinga pertinax</i>)
budg	Budgerigar	(<i>Melospiza undulata</i>)
bwqu	Common bobwhite	(<i>Colinus virginianus</i>)
bwte	Blue-winged teal	(<i>Anas discors</i>)
cbth	Curve-billed thrasher	(<i>Toxostoma curvirostre</i>)
ccro	American crow	(<i>Corvus brachyrhynchos</i>)
cfin	Cassins finch	(<i>Carpodacus cassinii</i>)
cgoo	Canada goose	(<i>Branta canadensis</i>)
cgrr	Common grackle	(<i>Quiscalus quisculus</i>)
chac	Plain chachalaca	(<i>Oreotyrannus carolinensis</i>)
chaw	Cooper's hawk	(<i>Accipiter cooperii</i>)
cotm	Coturnix	(<i>Coturnix coturnix</i>)
cpig	Rock dove or common pigeon	(<i>Columba livia</i>)
crav	Northern raven	(<i>Corvus corax</i>)
cwas	Cedar waxwing	(<i>Bombusilla cedrorum</i>)
dici	Dickcissel	(<i>Spiza americana</i>)
edov	Eared dove	(<i>Zenaidura macroura</i>)
gcsp	Golden-crowned sparrow	(<i>Zonotrichia atricapilla</i>)
gdov	Common or ground dove	(<i>Columbina passerina</i>)
geag	Golden eagle	(<i>Aquila chrysaetos</i>)
gosp	Golden sparrow	(<i>Passer luteus</i>)
grja	Green jay	(<i>Cyanocorax yucas</i>)
hfin	House finch	(<i>Carpodacus mexicanus</i>)
hlar	Horned lark	(<i>Eremophila alpestris</i>)
hspa	House sparrow	(<i>Passer domesticus</i>)
idov	Inca dove	(<i>Scardafella inca</i>)
larb	Lark bunting	(<i>Calamospiza melanocorys</i>)
mald	Mallard	(<i>Anas platyrhynchos</i>)
mdov	Mourning dove	(<i>Zenaidura macroura</i>)
mhaw	Northern harrier (Marsh hawk)	(<i>Circus cyaneus</i>)
mpar	Monk parakeet	(<i>Myiopsitta monachus</i>)
mwea	Northern masked weaver	(<i>Ploceus naevius</i>)
ofpa	Orange-fronted conure	(<i>Aratinga canicularis</i>)
psid	Common pintail	(<i>Anas acuta</i>)
rbis	Red bishop	(<i>Euplectes oryx</i>)
rbgu	Ring-billed gull	(<i>Larus delawarensis</i>)
rbqu	Red-billed quail	(<i>Quereza quereza</i>)
rbse	Ruddy-breasted seedeater	(<i>Sporophila minuta</i>)
recb	Red-eyed cowbird	(<i>Tungavus aeneus</i>)
rdgo	Ruddy ground dove	(<i>Columbina talpacoti</i>)
rnph	Ring-necked pheasant	(<i>Phasianus colchicus</i>)
robi	American robin	(<i>Turdus migratorius</i>)
rubb	Red-winged blackbird	(<i>Agelaius phoeniceus</i>)
scrj	Scrub jay	(<i>Aphelocoma coerulescens</i>)
sdov	Scaly dove	(<i>Scardafella squamata</i>)
shcb	Shiny cowbird	(<i>Molothrus bonariensis</i>)
shcr	Sandhill crane	(<i>Grus canadensis</i>)
star	European starling	(<i>Sturnus vulgaris</i>)
swha	Swainson's hawk	(<i>Buteo swainsoni</i>)
tcbb	Tricolored blackbird	(<i>Agelaius tricolor</i>)
turk	Wild turkey	(<i>Meleagris gallopavo</i>)
vaiq	California quail	(<i>Lophortyx californicus</i>)
vwea	Village weaver	(<i>Ploceus cucullatus</i>)
wcsp	White-crowned sparrow	(<i>Zonotrichia leucophrys</i>)
wfdo	White-fronted dove	(<i>Lepidoptila verreauxi</i>)
wwdo	White-winged dove	(<i>Zenaida asiatica</i>)
yhbb	Yellow-headed blackbird	(<i>Xanthocephalus xanthocephalus</i>)
ybmp	Yellow-billed magpie	(<i>Pica nuttalli</i>)

