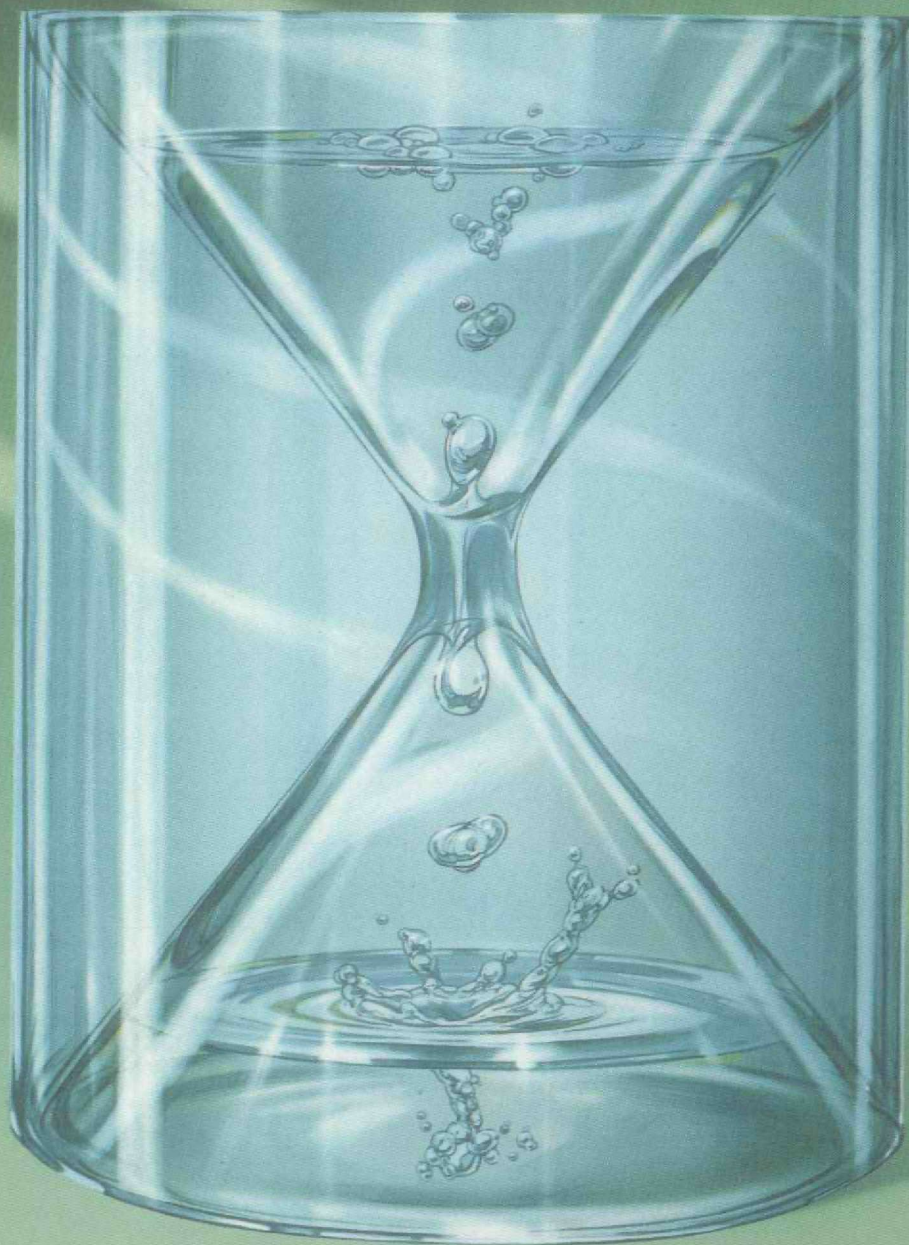


Waterbodems



Water voor nu en later

WATERBODEMS

Het beleid dat is verwoord in de derde Nota waterhuishouding is mede gebaseerd op de resultaten van het onderzoek beschreven in dit rapport.

WATERBODEMS:

van probleemanalyse naar oplossing

A.W. van der Hoek
P.B.M. Stortelder
T. Bakker
H. Peters
A. Roos

Ministerie van Verkeer en Waterstaat
Dienst Binnenwateren/RIZA
Dienst Getijdewateren
Bureau Waterbodems
DBW/RIZA nota nummer 90.038
DGW nota nummer GWWS-90.006
april 1990

Inhoudsopgave

Summary	7
Samenvatting en conclusies	9
1 Inleiding	15
2 Betekenis van de waterbodem	17
2.1 De ecologische functie	18
2.2 Het gebruik van de waterbodem voor verschillende doeleinden	18
2.3 De regulering van stofstromen naar grond- en oppervlaktewater	19
2.4 De hinder van gesedimenteed materiaal	19
3 Verontreiniging van de waterbodem	21
3.1 Sedimenthuishouding	21
3.2 Verontreinigende stoffen	27
3.3 Beoordelingssystematiek	31
3.4 Verontreinigingssituatie	35
3.4.1 Historische ontwikkeling van de verontreiniging	35
3.4.2 Beoordeling toplaag	41
3.4.3 Beoordeling deelgebieden zoete wateren	48
3.4.4 Beoordeling deelgebieden zoute wateren	54
4 Effecten van de verontreiniging	59
4.1 Risico's voor de volksgezondheid	59
4.1.1 Dermaal	60
4.1.2 Ingestie	61
4.1.3 Consumptie van gecontamineerde vis, gewassen en dergelijk	63
4.1.4 Drinkwater	63
4.2 Effecten op flora en fauna	64
4.2.1 Verhoogde gehalten in organisme	65
4.2.2 Effecten op organisme	66
4.2.3 Effecten op populaties en levensgemeenschappen	73
4.3 Toekomstrisico's in verband met verspreiding van verontreiniging vanuit de waterbodem	75
4.4 Functiebeperking	80
4.5 Baggerspecie	83
5 Maatregelen	85
5.1 Maatregelen aan de bron	85
5.1.1 Prognose kwaliteit zoete Rijkswateren	87
5.1.2 Prognose kwaliteit zoute Rijkswateren	95
5.1.3 Verspreiding van baggerspecie	102
5.2 Waterbodemsanering	103
5.2.1 Leidraad Bodemsanering	104
5.2.2 Technisch-inhoudelijke aanpak	104
5.2.3 Sanering eutrofe waterbodems	107
6 Specieproblematiek	109
6.1 Aanbod en bestemming	109
6.2 Verwerking en berging	111

6.2.1	Verwerking van specie	111
6.2.2	Berging in depots	117
7	Kosten en baten	125
7.1	Kosten waterbodemsanering	125
7.2	Kosten onderhoudsbaggerwerk	127
7.3	Baten	129
8	Literatuur	133
	Lijst van tabellen	141
	Lijst van figuren	145
	Overzicht bijlagen	149
Bijlage 1:	Getalswaarden algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000)	151
Bijlage 2:	Saneringsprogramma waterbodembodem rijkswateren 1990 - 2000	157
Bijlage 3:	Voorlopige inventarisatie verontreinigde waterbodembodem in de regionale wateren	167
Bijlage 4:	Hoeveelheden onderhoudsbaggerwerk rijkswateren	175
	Overzicht basisrapporten derde Nota waterhuishouding	185
	Colofon	185

Summary

Aquatic sediments

This report gives a review of the most relevant aspects of sediment pollution in the Netherlands. The report was prepared for the Third National Water Policy Document of the Netherlands which was published in 1989.

The aspects concerned include the importance of the sediments, the extent of sediment pollution, the effects of sediment pollution on the functioning of aquatic ecosystems, the risks to human health and the fate of the pollutants accumulated in sediment. Concerning the measures to counter the problems, the global effects of reduction of pollution loading on sediment quality are described and the necessity to remove the polluted sediments is discussed. The need and possibilities for storage on dump-sites and cleaning are described, as are the financial consequences.

The main conclusions are:

- most of the sediments in the Netherlands are moderately to heavily polluted with heavy metals and organic pollutants;
- the sediment pollution leads to demonstrable effects on aquatic organisms, to reduction of use of the aquatic systems, e.g. for recreational shipping, water discharge and agriculture and grazing cattle on the riverbanks, it also leads to additional costs related to dumping of dredged material;
- a 50 % reduction of pollution loading along the Rhine and Meuse is on the whole insufficient to reach an acceptable sediment quality: for some pollutants even a 90 % reduction is needed;
- as an additional measure is at some locations the removal of polluted sediment needed to achieve acceptable sediment quality within two decennia and to avoid long term environmental risks;
- techniques for the separation of fine and coarse sediment fractions and dewatering are available within the limits of acceptable costs: techniques for cleaning the polluted sediment are still insufficiently developed;
- large-scaled storage of polluted sediments on dump-sites is unavoidable;
- deep pits in aquatic systems or artificial islands at well defined locations might be preferable to dump-sites, from an environmental point of view.

Samenvatting en conclusies

Samenvatting

Het voorliggend rapport is een van de basisrapporten van de derde Nota waterhuishouding. Met dit rapport wordt beoogd de achtergronden te schetsen van het gestelde beleid met betrekking tot de waterbodem in de derde Nota. Gelijktijdig worden hiermee de resultaten van de diverse studies, die in de afgelopen jaren zijn uitgevoerd in een onderlinge samenhang gepresenteerd.

In het rapport wordt achtereenvolgens ingegaan op de betekenis van de waterbodem voor mens en milieu, de beoordeling en omvang van de waterbodemverontreiniging en de effecten van de verontreiniging voor mens en milieu. In het verlengde hiervan wordt ingegaan op de maatregelen die noodzakelijk zijn om de gesignaleerde knelpunten op te lossen. Enerzijds liggen deze maatregelen in het terugdringen van de vervuiling. Het rapport geeft een indicatie van de ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit bij verschillende belastingsscenario's. Anderzijds wordt aandacht geschonken aan het opruimen van de reeds aanwezige vervuilde waterbodems en de daarvoor benodigde verwerkings- en bergingsmogelijkheden. Aangegeven wordt welke financiële consequenties aan de te nemen maatregelen verbonden zijn.

Conclusies

De betekenis van de waterbodem (Hoofdstuk 2)

2.1 De specifieke betekenis van de waterbodem als deel van het watersysteem ligt in:

- de ecologische functie van de waterbodem;
- het gebruik van de waterbodem voor diverse doeleinden;
- de regulering van stofstromen naar grond- en oppervlaktewater;
- de hinder die het sediment geeft voor scheepvaart en waterafvoer.

De verontreiniging van de waterbodem (Hoofdstuk 3)

3.1 De verontreiniging van het rivierslib is de belangrijkste oorzaak van de waterbodemverontreiniging. Via de Rijn, Maas en Schelde worden gemiddeld per jaar respectievelijk circa 3, 0,5 en 0,5 miljoen ton verontreinigd slib aangevoerd. De totale sedimentvracht (slib en zand) is ongeveer het dubbele.

3.2 Van het aangevoerde slib wordt ongeveer een derde deel blijvend afgezet in de binnenwateren; een derde deel wordt na baggeren in depot gebracht en circa een derde deel stroomt door naar de Noordzee en de Waddenzee.

3.3 Vanuit zee wordt jaarlijks gemiddeld netto 10 à 15 miljoen ton (circa 25 miljoen m³) sediment aangevoerd naar de havens en vaarwegen langs de kust. Het grootste deel wordt weer teruggestort in zee. Ongeveer 3 miljoen ton wordt ten gevolge van lokale verontreiniging of vermenging met vervuild rivierslib in depot gebracht.

3.4 De waterbodem is verontreinigd met stoffen die zich binden aan slib. Het gaat hierbij om zware metalen en een aantal groepen van organische microverontreinigingen, met name de polycyclische aromaten (PAK's), polychloorbifinylen (PCB's), organochloorbestrijdingsmiddelen (onder andere dieldrin, DDT en lindaan), pentachloorfenol, chloorbenzenen, organotinverbindingen, pyrethroïden, dioxines en dibenzofuranen.

3.5 Bij de beoordeling van de zoete waterbodem zijn tot op heden van belang:

- de signaleringswaarde als criterium voor urgent onderzoek naar de noodzaak voor sanering;
- de toetsingswaarde als criterium voor het onder bepaalde voorwaarden verspreiden van baggerspecie in oppervlaktewater;
- de basiskwaliteit waterbodem als criterium voor de inspanningsverplichting met betrekking tot de reductie van lozingen.

3.6 Met de acceptatie van de derde Nota waterhuishouding komt de basiskwaliteit waterbodem [RWS, 1988a] te vervallen. Voor de waterbodems zijn op basis van ecotoxicologische gegevens nieuwe doelstellingen afgeleid en voorgesteld in de derde Nota:

- de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) als tussentijds criterium voor de inspanningsverplichting met betrekking tot de reductie van lozingen;
- de algemene milieukwaliteit (streefwaarde) als einddoel.

3.7 De toetsingswaarde en de signaleringswaarde, die gebaseerd zijn op gehalten in referentiegebieden, blijven in de derde Nota waterhuishouding grotendeels gehandhaafd. Op basis van ecotoxicologische gegevens wordt een verhoging van de signalerings- en toetsingswaarde voor nikkel, lood, chroom en arseen voorgesteld.

3.8 Voor de beoordeling van de zoute waterbodem is nog geen kwaliteitsdoelstellingen (algemene milieukwaliteit) ingevuld. Om inzicht te krijgen in de verontreinigingstoestand kan voor een aantal stoffen getoetst worden aan de natuurlijke achtergrondgehalte [van ECK e.a., 1985].

3.9 Voor een aantal zware metalen, met name zink, lood, kwik en cadmium zijn de gehalten in het Rijnsediment al vanaf 1930 meer dan het tienvoudige van de natuurlijke achtergrondgehalten. Sterk verhoogde gehalten aan PAK's, PCB's, HCB en DDT zijn reeds vanaf eind jaren vijftig aantoonbaar in het Rijnsediment.

Vanaf het midden van de jaren zeventig zet een verbetering van de kwaliteit van het Rijnslib in. Dit geldt eveneens voor de Maas met uitzondering van cadmium.

3.10 In de sedimentatiegebieden van Rijn, Maas en Schelde, met name het Ketelmeer, IJsselmeer, Hollandsch Diep, Haringvliet, Waddenzee en Westerschelde zijn in de bodems enorme hoeveelheden verontreinigingen geaccumuleerd in de afgelopen 50 jaar. Voor het sedimentatiegebied van de Rijn en Maas wordt de accumulatie geschat op 750 ton kwik, 2.800 ton cadmium, 40.000 ton lood, 71.000 ton chroom, 178.000 ton zink en 27.000 ton koper. De accumulatie van verontreinigingen in de waterbodems van regionale wateren is niet bekend.

3.11 Op ongeveer 150 lokaties in de rijkswateren voldoet de waterbodem niet aan de signaleringswaarde en is er mogelijksprake van een ernstig risico voor mens en milieu. De geschatte hoeveelheid slib op deze lokaties bedraagt ruim 20 miljoen m³. Het betreft veelal rivierslib met een veelheid aan verontreinigingen.

3.12 De geschatte hoeveelheid specie in de regionale wateren die de signaleringswaarde overschrijdt, is circa 9 miljoen m³. Het gaat hierbij in hoofdzaak om met PAK's vervuilde waterbodems.

3.13 De basiskwaliteit voor de waterbodem wordt op dit moment nog slechts voor een beperkt aantal waterbodems gehaald. De aard van de verontreinigingen op de lokatie waar de basiskwaliteit wordt overschreden, verschilt sterk. In gebieden die beïnvloed worden door sediment afkomstig van de grote rivieren, gaat het meestal om een veelheid van stoffen waarbij de norm wordt overschreden. Voor regionale wateren betreft het vaak een overschrijding met betrekking tot één of enkele (groepen van) stoffen.

3.14 Door de verbetering van de kwaliteit van het rivierslib, met name in de Rijn, heeft zich een verbetering van de waterbodemkwaliteit ingezet, onder meer in de Waddenzee. De verbetering van de kwaliteit van het Maas- en Scheldeslib blijft duidelijk achter bij die van het slib uit de Rijn. Dit leidt tot een vertraagde verbetering van de waterbodemkwaliteit in enkele sedimentatiegebieden (Hollandsch Diep, Haringvliet en Westerschelde).

Effecten van verontreiniging (Hoofdstuk 4)

4.1 De belangrijkste potentiële negatieve effecten van de waterbodemvervuiling zijn:

- risico's voor de volksgezondheid,
- effecten op flora en fauna;
- toekomstrisico's in verband met verdere verspreiding van de in de waterbodem geaccumuleerde verontreinigingen;
- beperkingen van functies zoals scheepvaart, recreatie, etc.;
- meerkosten baggerspecieverwerking en -berging.

4.2 Bij blootstelling aan de waterbodem via huidcontact of door directe opname via de mond door kinderen is de kans op een negatief effect op de gezondheid zeer gering.

4.3 Het werken met baggerspecie is doorgaans minder risicovol dan het werken met verontreinigde droge bodems doordat de kans op inademing van vluchtige verontreinigingen veel geringer is. Arbeidshygiënische maatregelen zijn evenwel in een aantal gevallen noodzakelijk om contact met de huid en het inademen van aerosolen zoveel mogelijk te voorkomen.

4.4 De gehalten aan verontreinigingen in vis en gewassen uit gebieden met verontreinigde waterbodems overschrijden op een aantal lokaties de consumptienormen, zodat consumptie moet worden afgeraden. Het betreft hier onder meer PCB-gehalten in paling en cadmiumgehalten in bladgroente en gerst uit de uiterwaarden.

4.5 Effecten van verontreinigde waterbodems op aquatische organismen zijn duidelijk aangetoond:

- verhoogde gehalten in vele soorten organismen als mosselen, vis, zeehonden, vogels en planten;
- in laboratoriumtoetsen met verontreinigde waterbodems: sterfte en reproductieremming van watervlooien, sterfte, afwijkingen van monddelen en groeiremming van muggelarven, sterfte en ontwikkelingsremming van forelle-eieren en reproductieremming van wormen;
- de in het veld waargenomen afname van de aantallen bodemorganismen bij toenemende verontreiniging van de waterbodem;
- de in het veld gemeten toename van de afwijkingen van monddelen van muggelarven en de eveneens gemeten afname van het gewicht en aantal muggelarven bij toenemende verontreiniging van de waterbodem;

- de relatie tussen de vervuillingsgraad en het voorkomen van levertumoren bij bodemvissen zoals bot;
- het geringere broedsucces bij de aalscholverkolonie in de vervuilde Biesbosch in vergelijking tot andere lokaties.

4.6 Het is nog niet goed aan te geven welke stof, of combinatie van stoffen, precies verantwoordelijk is voor de gesignaleerde negatieve effecten van de waterbodemonverontreinigingen op de aquatische organismen.

4.7 Zoals uit conclusie 3.10 al blijkt, liggen er in de waterbodem vele duizenden tonnen verontreinigde stoffen opgeslagen. De waterbodem is daarmee een grote potentiële diffuse bron van verontreinigingen, waar nog gedurende zeer lange tijd rekening mee moet worden gehouden.

4.8 De in de waterbodem aanwezige verontreinigingen worden in watersystemen, waar sprake is van inzijging, naar het grondwater getransporteerd. Dit is in het algemeen een zeer langzaam proces, dat in de meeste gevallen nauwelijks tot concentratieverhoging in het grondwater aanleiding zal geven. Voor matig aan slib gebonden stoffen in gebieden met een geringe bodemweerstand zijn verhoogde gehalten in het grondwater in de nabije omgeving van de waterloop niet uit te sluiten.

4.9 De vervuiling van de waterbodem leidt tot beperking van de maatschappelijke benutting van de watersystemen:

- op steeds meer plaatsen is sprake van uitstel van baggerwerkzaamheden omdat er geen oplossing is voor de berging van het verontreinigde slib, waardoor onder meer de beroepsscheepvaart hinder ondervindt, de waterafvoer belemmerd wordt en inrichtingsplannen voor de recreatie geen doorgang kunnen vinden;
- bij landaanwinning is de verkregen grond slechts beperkt bruikbaar;
- beroepsvisserij wordt beperkt;
- het telen van bepaalde gewassen of gebruik voor veeteelt is niet mogelijk in bepaalde buitendijkse gebieden.

4.10 Per jaar wordt in de rijkswateren circa 50 miljoen m³ specie gebaggerd. Daarvan is 10 miljoen m³ zodanig verontreinigd dat de specie - onder de huidige verspreidingscriteria - niet meer op een andere lokatie in het oppervlaktewater kan worden verspreid. Verspreiding op land wordt in het geheel niet meer verantwoord geacht.

4.11 Met de berging van de verontreinigde specie zijn aanzienlijke kosten verbonden. De meerkosten voor berging ingrootschalige depots kunnen oplopen tot fl. 20,- per m³ en voor berging in kleinschalige depots van fl. 20,- tot fl. 100,- per m³. Een en ander afhankelijk van onder meer de verontreinigingsgraad van de specie. Bij de toepassing van scheidings- en reinigingsmethoden zijn de meerkosten beduidend hoger.

Maatregelen (Hoofdstuk 5)

5.1 Een reductiepercentage van emissies met 50 % ten opzichte van 1985 is voor een aantal stoffen onvoldoende om de kwaliteitsdoelstelling 2000 voor de waterbodem te halen.

5.2 Ook wanneer in 2005 de betreffende lozingen met 90 % zijn gereduceerd, wordt de kwaliteitsdoelstelling 2000 voor een aantal stoffen in 2020 niet gehaald.

5.3 Om een versneld herstel van de waterbodemkwaliteit te bereiken is in een aantal gevallen naast versnelling van de sanering van lozingen de sanering van waterbodems noodzakelijk.

5.4 Wanneer er geen onaanvaardbare bedreigingen voor het grondwater bestaan, kan verbetering van de kwaliteit van de toplaag van de waterbodem voldoende zijn.

Specieproblematiek (Hoofdstuk 6)

6.1 Verspreiding van baggerspecie uit de zoete rijkswateren op het land is de eerste decennia niet mogelijk. Op termijn is er alleen perspectief wanneer de emissies met circa 90 % gereduceerd worden.

6.2 Aanscherping van het verspreidingsbeleid op zee leidt tot de noodzaak om zeer grote hoeveelheden (tot enkele tientallen miljoenen m³ per jaar) specie in depot te brengen.

6.3 Technieken voor het scheiden en ontwateren zijn operationeel en financieel haalbaar. De effectiviteit van de scheiding verschilt naar gelang de samenstelling (zand / slibverhouding) en de verontreiniging van de specie.

6.4 Reinigingstechnieken zijn nog onvoldoende operationeel; de kosten zijn ten opzichte van scheiden en bergen hoog. Voor bepaalde typen verontreinigingen biedt reinigen perspectief en dient het onderzoek naar en de operationalisering van de technieken gestimuleerd te worden.

6.5 Hergebruik van baggerspecie als bouw materiaal stuit nog steeds op grote maatschappelijke weerstand.

6.6 Bergen van verontreinigde specie onder de (grond-) waterspiegel of in eilanden is goedkoop en lijkt onder bepaalde voorwaarden milieu-technisch aanvaardbaar.

6.7 Omdat thans nog onvoldoende inzicht bestaat in het milieurendement van reinigen, kan geen voorkeur worden uitgesproken omtrent bergen dan wel reinigen.

Financiële consequenties (Hoofdstuk 7)

7.1 De kosten van de waterbodemsanering bedragen voor zowel de Rijks- als de regionale wateren tenminste 0,5 miljard gulden.

7.2 De kosten voor het onderhoudsbaggerwerk zijn in de jaren zeventig gedaald door verbeterde baggertechnieken, maar vertonen nu weer een stijging als gevolg van de extra kosten ten gevolge van de vervuiling.

7.3 De baten van de waterbodemsanering liggen vooral in de verbetering van het ecologisch functioneren van de watersystemen. Deze baten zijn niet in geld uit te drukken.

1 Inleiding

In de afgelopen 10 jaar is de problematiek van de vervuilde waterbodems gegroeid van een nog nauwelijks herkend en erkend probleem naar een algemeen bekend probleem. In eerste instantie - de fase van het signaleren - lag het accent van de activiteiten op het onderzoek naar de vervuilingsgraad van de waterbodem, het opstellen van een normering en het onderzoek naar effecten, zoals verwoord in de notitie "De vervuiling van de waterbodem", die in 1987 door de minister van Verkeer en Waterstaat aan de Tweede Kamer is aangeboden [V&W, 1987a].

Met het groeiend inzicht in de omvang van de problematiek en in de schadelijke effecten voor de volksgezondheid en het milieu is het accent meer en meer op de maatregelen komen te liggen. Waar en hoe moet worden gesaneerd? Hoe moet er met verontreinigde baggerspecie omgegaan worden? En wat zijn de maatschappelijke consequenties van de maatregelen?

Met deze fase - de saneringsfase - is een aanvang gemaakt door de aanbidding van het Saneringsprogramma waterbodem 1989-1990 door de ministers van Verkeer en Waterstaat en Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer aan de Tweede Kamer [V&W, 1987]. Dit programma is inmiddels gevolgd door het Saneringsprogramma rijkswateren 1990 - 2000 [V&W, 1989a].

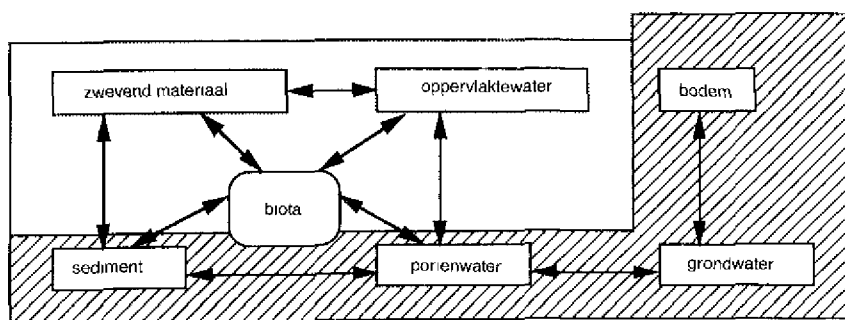
De meest recente beleidsvoornemens voor de waterbodems zijn opgenomen in de derde Nota waterhuishouding [V&W, 1989b]. Het voorliggend rapport is een van de basisrapporten van deze derde Nota. Met dit rapport wordt beoogd de belangrijkste en vooral de meer kwantitatieve achtergrondinformatie die bij het opstellen van de derde Nota is gebruikt, te presenteren. In het rapport zijn ook de resultaten van de diverse studies die in de afgelopen jaren met betrekking tot de waterbodem zijn uitgevoerd, in hun onderlinge samenhang gepresenteerd.

Achtereenvolgens wordt ingegaan op de betekenis van de waterbodem voor mens en milieu, de omvang en de beoordeling van de waterbodemverontreiniging en de effecten van de verontreinigingen voor mens en milieu. In het verlengde hiervan wordt ingegaan op de maatregelen die noodzakelijk zijn om de gesignaleerde knelpunten op te lossen. Enerzijds liggen deze maatregelen in het verminderen van de vervuiling. Het rapport geeft een indicatie van de ontwikkeling van de waterbodemkwaliteit bij verschillende belastingsscenario's. Anderzijds wordt aandacht geschonken aan het opruimen van de reeds aanwezige vervuilde waterbodems en de daarvoor benodigde verwerkings- en bergingsmogelijkheden. Aangegeven wordt welke financiële consequenties aan de te nemen maatregelen verbonden zijn.

Naast dit basisrapport over de waterbodem wordt een groot aantal andere basisrapporten gepubliceerd, onder meer over de eutrofiëringsproblematiek, huidige en toekomstige emissies en de financiering van het waterbeheer. Achterin dit rapport is een overzicht opgenomen van de basisrapporten bij de derde Nota waterhuishouding. Dit betekent ook, dat de genoemde aspecten, voorzover relevant voor de waterbodemproblematiek in deze nota slechts marginaal aan de orde komen. Wel wordt expliciet aandacht be-

steed aan de sanering van eutrofe waterbodems en de financiële consequenties van het waterbodembeleid

Door een groot aantal personen zijn bijdragen geleverd aan de totstandkoming van dit rapport. Deels in de vorm van tekstbijdragen, deels in de vorm van kritische commentaren op de diverse concepten. Met name dienen daarbij genoemd te worden C. van de Guchte, M. van Dillen, W. Brugge-
man, G. Mol, G. Kamerling, H. Vink en A.G.M. de Vrieze.



Figuur 2.1 Het watersysteem en de uitwisselingsprocessen van stoffen tussen de compartimenten

2 Betekenis van de waterbodem

De waterbodem is een essentieel deel van het watersysteem. Onder een watersysteem wordt verstaan een afgebakend, samenhangend functionerend geheel van oppervlaktewater, grondwater, waterbodem, oevers en technische infrastructuur, met inbegrip van de daarin voorkomende levensgemeenschappen en alle bijbehorende fysische, chemische en biologische kenmerken en processen. De grenzen van het watersysteem worden in de eerste plaats bepaald op grond van morfologische, ecologische en functionele samenhang [V&W, 1985].

In een watersysteem kunnen de volgende compartimenten worden onderscheiden: oppervlaktewater, zwevend materiaal (in hoofdzaak slib), sediment, poriënwater, grondwater, bodem en biota (zie figuur 2.1). De grens tussen de waterfase en de waterbodem is niet altijd scherp gedefinieerd door de aanwezigheid van slibrijke waterlagen of waterrijke sliblagen op het grensvlak watersediment. Ook de ondergrens van de waterbodem is niet eenduidig te definiëren.

De volgende terminologie wordt gebruikt:

- sediment: zand en slib;
- zand: deeltjes groter dan 63 μm ,
- slib: deeltjes kleiner dan 63 μm , maar groter dan 0,45 μm

De interacties tussen de waterbodem en het bovenstaande water zijn veelal intensief en kunnen zowel fysisch (sedimentatie, erosie, kwel, wegzijging), chemisch (uitwisseling van nutriënten en verontreinigingen) als biologisch (voedselrelaties, bioturbatie) van aard zijn.

De waterbodem is een dynamisch deel van het watersysteem. Voortdurend wordt zand, slib en organisch materiaal afgezet op de waterbodem. Een deel van dit materiaal werfelt in onze ondiepe wateren weer op. Deze opwerveling vindt plaats onder invloed van stroming, golfwerking, bioturbatie en scheepvaart. Op veel plaatsen in Nederland bezinkt - netto - sediment en treedt verondieping op.

Het sediment wordt vaak van ver door rivieren, zeestromingen of onder invloed van golfwerking aangevoerd. Met het riviërslib worden van oudsher voedingsstoffen aangevoerd. De rivieren werden dan ook beschouwd als dragers van bodemvruchtbaarheid. Tegenwoordig wordt de rivier intensief gebruikt om afvalstromen af te voeren. Naast een overmaat aan voedingsstoffen wordt daardoor een heel scala van verontreinigingen met het riviërslib aangevoerd.

De rol van de sedimenten is bij de verspreiding van de verontreinigingen drieledig:

- met de sedimentatie van het verontreinigde zwevende slib wordt enerzijds het water relatief schoner en raakt anderzijds de waterbodem steeds meer verontreinigd;
- na de afzetting geeft het sediment weer een deel van zijn verontreinigingen af aan het oppervlaktewater en het grondwater. In deze hoedanigheid is het sediment een verontreinigingsbron;

- de verontreiniging in het afgezette sediment beïnvloedt op nadelige wijze het benthische leven in de bodemlaag en vervolgens via de voedselkringloop ook het overige leven. Het potentiële dat in de natuur aanwezig is om het ecosysteem blijvend tot volle ontplooiing te laten komen, wordt erdoor ondermijnd. Er treden ziektes op, de biologische productie neemt af en de soortenrijkdom verarmt.

In aansluiting op de algemene ecologische en mensgerichte functies van de watersystemen als geheel, is een specifieke rol van de waterbodem te onderkennen. Te weten:

- de ecologische functie van de waterbodem;
- het gebruik van de waterbodem voor verschillende doeleinden;
- de regulering van stofstromen naar water en grondwater;
- de hinder van het gesedimenteerde materiaal (baggerspecie).

2.1 De ecologische functie

De ecologische functie van de waterbodem is te onderscheiden in een aantal meer specifieke functies [HIGLER, 1985].

- a) Een afbraakfunctie; het organisch materiaal dat op de bodem sedimenteert, wordt door de activiteit van bacteriën en macro-evertebraten afgebroken;
- b) Een structurerende functie; gravende dieren beïnvloeden de bodemstructuur en veranderen daardoor het fysische en chemische milieu voor micro-organismen. Tevens vindt hierdoor materiaaltransport in de bodem plaats;
- c) Een voedselfunctie; wortelende planten en bodemorganismen gebruiken de bodem als voedselbron. Dit geldt ook voor planten en algen, die van de gemineraliseerde materialen in het water leven en bovendien voor dieren in en buiten het water, die de voedselketen vormen waarvan de organische stoffen van het sediment de basis vormen;
- d) Een refugiumfunctie; de waterbodem vormt een bescherming van de levensgemeenschap in en nabij de waterbodem. Soms is deze bescherming permanent; soms tijdelijk, bijvoorbeeld in de winter of in droogteperiodes;
- e) Een filterfunctie; ongewenste stoffen uit percolerend water worden gebonden. Deze functie is verbonden met de totale assimilatiecapaciteit van de bodem en wordt in de praktijk door de mens in een aantal gevallen benut, bijvoorbeeld bij de drinkwaterwinning;
- f) Een conserverende functie; de geschiedenis van een water kan afgelezen worden aan niet-afbreekbare resten van aquatische organismen in ongestoorde bodemlagen.

Verontreiniging kan in feite al deze functies aantasten. Zie verder onder 4.2.

2.2 Het gebruik van de waterbodem voor verschillende doeleinden

De ondiepere waterbodems en de tijdelijk droogvallende waterbodems (schorren, uiterwaarden, intergetijdegebieden) hebben op een groot aantal plaatsen betekenis als (potentieel) recreatie-gebied, als land-, tuinbouw- en veeteeltgebied of als plaats waar grondstoffen (zand, grind) gewonnen worden.

Verschillende commerciële vissoorten en met name de schelpdieren (mosselen, kokkels) zijn sterk afhankelijk van de toestand van de waterbodem. Landbouwproducten (met name bladgroenten) kunnen verontreiniging uit de bodem opnemen.

Verontreiniging van de waterbodems kan in twee opzichten van invloed zijn op deze functies. Allereerst is dat de bedreiging van de volksgezondheid: risico's bij contact met vervuilde waterbodems en risico's door verhoogde opname van verontreinigingen bij consumptie van producten van de waterbodem. Zie verder onder 4.1.

Ten tweede kan ingeval de risico's voor de mens te groot worden een functiebeperking noodzakelijk worden (recreatieverbod, teeltverbod). Zie verder onder 4.4.

2.3 De regulering van stofstromen naar grond- en oppervlaktewater

De waterbodem vormt een zeer grote buffer van materiaal (zand, slib, organische stof, mineralen, verontreinigingen). Aan deze buffer zijn twee functies toe te kennen:

- een stabiliserende functie in het watersysteem door de vereffenende werking van de opname en de afgifte van materiaal en stoffen;
- een remmende functie in relatie tot de stroming door de waterbodem van zowel water als de daarin aanwezige stoffen.

Verontreinigingen kunnen in de waterbodem accumuleren. Hierbij zal echter toch altijd sprake zijn van een zekere afgifte van verontreiniging. Waterbodems vormen daarmee een diffuse bron van verontreinigingen die nog lang in een watersysteem kan blijven en die een bedreiging vormt zowel in de richting van het oppervlaktewater als in de richting van het grondwater. De weerstand van de waterbodem voorkomt daarbij een al te snel transport van verontreinigingen door het waterbodempakket naar de omgeving (grond- en oppervlaktewater). Zie verder onder 4.3.

2.4 De hinder van het gesedimenteerde materiaal

Op een aantal plaatsen in ons land zorgt de sedimentatie voor overlast. De belangrijkste functies die in het gedrang komen, zijn de scheepvaart en de waterafvoerfunctie. De overlast kan weggenomen of beperkt worden door het gesedimenteerde materiaal weg te baggeren. De totale hoeveelheid baggerspecie in Nederland bedraagt globaal 50 miljoen m^3 per jaar.

Wanneer de baggerspecie schoon is, kan het baggerwerk zonder problemen uitgevoerd worden. Wanneer de specie echter verontreinigd is, ontstaan problemen. Deze problemen leiden er vaak toe dat de kosten van het baggeren sterk toenemen. In een aantal gevallen is het zelfs niet mogelijk een bestemming voor de baggerspecie te vinden. Dit leidt op aanzienlijke schaal tot uitstel danwel afstel van de uitvoering van infrastructurele maatregelen en plannen met betrekking tot de inrichting van watersystemen. Hieraan kunnen grote maatschappelijke consequenties verbonden zijn. Zie verder onder 4.5.

3 Verontreiniging van de waterbodem

3.1. Sedimenthuishouding

Ons land is gelegen in de delta van Rijn, Maas en Schelde.

Kenmerken van een delta zijn dat één of meer rivieren met vele vertakkingen in zee uitstromen en dat de getijbeweging tot ver landinwaarts merkbaar is. In grote delen van de delta verandert de stromingsrichting van het water viermaal daags. Dit betekent dat gedurende kortere of langere tijd de stroomsnelheden gering zijn. Hierdoor zal het door de rivieren en vanuit zee door de getijbeweging meegevoerde sediment tot bezinking kunnen komen. Op veel plaatsen wordt dit sediment bij toenemende stroomsnelheid weer opgenomen. Op andere plaatsen is de stroomsnelheid hiervoor te gering en treedt blijvende verondieping op.

Door de immer variërende getijbeweging, stormen en rivierafvoeren en de variatie in sediment van fijn slib tot grof zand, is de bodemontwikkeling een complex dynamisch proces. Menselijk ingrijpen in de vorm van het afsluiten van zeearmen, het normaliseren van rivieren en het graven en op diepte houden van havens, voegen hier een extra dimensie aan toe.

Langs de kust worden tientallen miljoenen tonnen zand en slib met de getijbeweging en onder invloed van golven verplaatst. Op jaarbasis vindt vanaf de Vlaamse banken een resulterend transport in noordelijke richting langs onze kust plaats. Een deel van dit sediment wordt met de vloed landinwaarts gevoerd, bezinkt of wordt met een volgende ebstroom weer naar zee afgevoerd. Voor het Rijnmondgebied wordt bijvoorbeeld geraamd dat jaarlijks 15 miljoen ton sediment vanuit zee wordt aangevoerd. De helft daarvan wordt weer naar zee afgevoerd; de andere helft blijft in het havengebied achter [MKO, 1987].

Uiteindelijk wordt naar schatting jaarlijks globaal 25 miljoen ton sediment uit de Noordzee in onze kustgebieden afgezet, zie tabel 3.1.

Tabel 3.1 Gemiddelde afzetting van Noordzee-sediment in de kustgebieden.
Bron: RWS.

Eems-Dollard estuarium	5 à 10 miljoen ton		
Waddenzee	5	"	"
Westerschelde	< 1	"	"
Oosterschelde (oude situatie)	< 1	"	"
Havens en scheepvaartwegen in het kustgebied	10 à 15	"	"
Totaal	20 à 30	"	"

De in de tabel aangegeven waarden zijn gemiddelden. Doordat het transport tijdens storm veel groter is dan normaal, treden jaarlijks grote verschillen op. In jaren met veel stormen kan de aanvoer een veelvoud bedragen van de genoemde hoeveelheden.

Het in havens en scheepvaartwegen afgezette sediment wordt regelmatig weggebaggerd. Omdat het hier voor het grootste deel schone baggerspecie afkomstig uit zee betreft, wordt het overgrote deel van deze (zoute) specie teruggestort in zee. Een deel van deze specie zal vervolgens weer deel uitmaken van het landwaarts gerichte transport van marien slib.

Door de grote rivieren wordt per jaar globaal 5 à 10 miljoen ton sediment naar ons land aangevoerd. Bij deze schatting is aangenomen, dat de verhouding tussen het aangevoerde slib en zand 1 : 1 is. De verdeling van de aanvoer over de verschillende rivieren is aangegeven in tabel 3.2.

Tabel 3.2 Globale, gemiddelde aanvoer van sediment (zand en slib) via de grote rivieren vanuit het buitenland. Bron: RWS.

Rijn	circa	6 miljoen	ton
Maas	"	1 "	"
Schelde	"	1 "	"
Eems	"	0,1 "	"
Totaal	circa	8 "	"

Van het door de rivieren aangevoerde sediment bezinkt het grootste gedeelte in de Nederlandse binnenwateren. Alleen het fijnste materiaal wordt in suspensie met het rivierwater afgevoerd naar de Noordzee. Deze doorvoer wordt geschat op 1 à 2 miljoen ton per jaar. Dit betekent dat jaarlijks 6 à 7 miljoen ton riviersediment in onze wateren tot afzetting komt. Voor een deel vindt deze sedimentatie plaats in gebieden waar geen eisen aan de diepte worden gesteld. Voor een deel wordt het riviersediment afgezet in scheepvaartgeulen en havens. Dit sediment wordt regelmatig weggebaggerd. De omvang van dit baggerwerk bedraagt gemiddeld 2 miljoen ton per jaar. Een derde deel hiervan wordt uit de zoete watersystemen verwijderd, de rest uit de overgangsgedebieden tussen zoet en zout. De specie wordt in depots op het land en onder water geborgen. Tabel 3.3 geeft voor 1985 een samenvattend overzicht van bovengenoemde sedimenttransporten.

Tabel 3.3 Gemiddelde, jaarlijkse sedimenttransporten (in tonnen droge stof per jaar). Bron: MKO, 1987, van GENUCHTEN, 1984, MOLEGRAAF, 1987, FRANSISCUS, 1986, STEYAERT e.a., 1987, van ALPHEN, 1987, EISMA, 1981.

A Netto aanvoer sediment vanuit de Noordzee		25 miljoen ton	
1. Afzetting op plaatsen waar naderhand niet gebaggerd zal worden		10 à 15 miljoen ton	
-	Eems-Dollard estuarium	5 à 10	" "
-	Waddenzee	5	" "
-	Westerschelde	< 1	" "
-	Oosterschelde	< 1	" "
2. Afzetting op plaatsen waar naderhand gebaggerd zal worden			
-	havens langs de kust	10 à 15	" "
B Aanvoer van sediment via de rivieren		8 miljoen ton	
1 Doorvoer naar Noordzee		1 à 2	" "
	Westerschelde	1	" "
2. Afzetting op plaatsen waar naderhand niet gebaggerd zal worden		3 à 4	" "
-	Hollandsch Diep e.o	2 à 3	" "
-	Ketelmeer	0,2	" "
-	IJsselmeer/Waddenzee	0,2	" "
-	Uiterwaarden	< 0,5	" "
3 Afzetting op plaatsen waar naderhand gebaggerd zal worden		2	" "
-	Hollandsch Diep e.o (vaargeulen)	< 0,1	" "
-	Ketelmeer (vaargeul)	< 0,1	" "
-	Havens en vaarwegen Rijnmond	2	" "
-	Havens langs grote rivieren	< 0,1	" "
C Afvoer van sediment naar de Noordzee		10 à 15 miljoen ton	
1 Doorvoer van riviersediment		1 à 2	" "
2. Verspreiding van mariene baggerspecie		8,5 à 13,5	" "

De in de tabel 3.3 aangegeven hoeveelheden kunnen omgerekend worden naar volumina als functie van de dichtheid van de specie (gewicht / volume nat mengsel). In tabel 3.4 worden enige verhoudingsgetallen gepresenteerd.

Tabel 3.4 Omrekening voor bagger van gewicht naar volume. Bron: RWS.

1	ton droge stof komt overeen met.		
4	m³ specie met een dichtheid van	1,15	(90 vol. % water)
3,2	" " " " " "	1,2	(87 " " ")
2	" " " " " "	1,3	(80 " " ")

Als vuistregel kan gehanteerd worden dat de dichtheid van de baggerspecie in situ (situ-m³) in de gebieden waar regelmatig wordt gebaggerd globaal 1,3 bedraagt. De dichtheid van de specie na het baggeren in het middel van

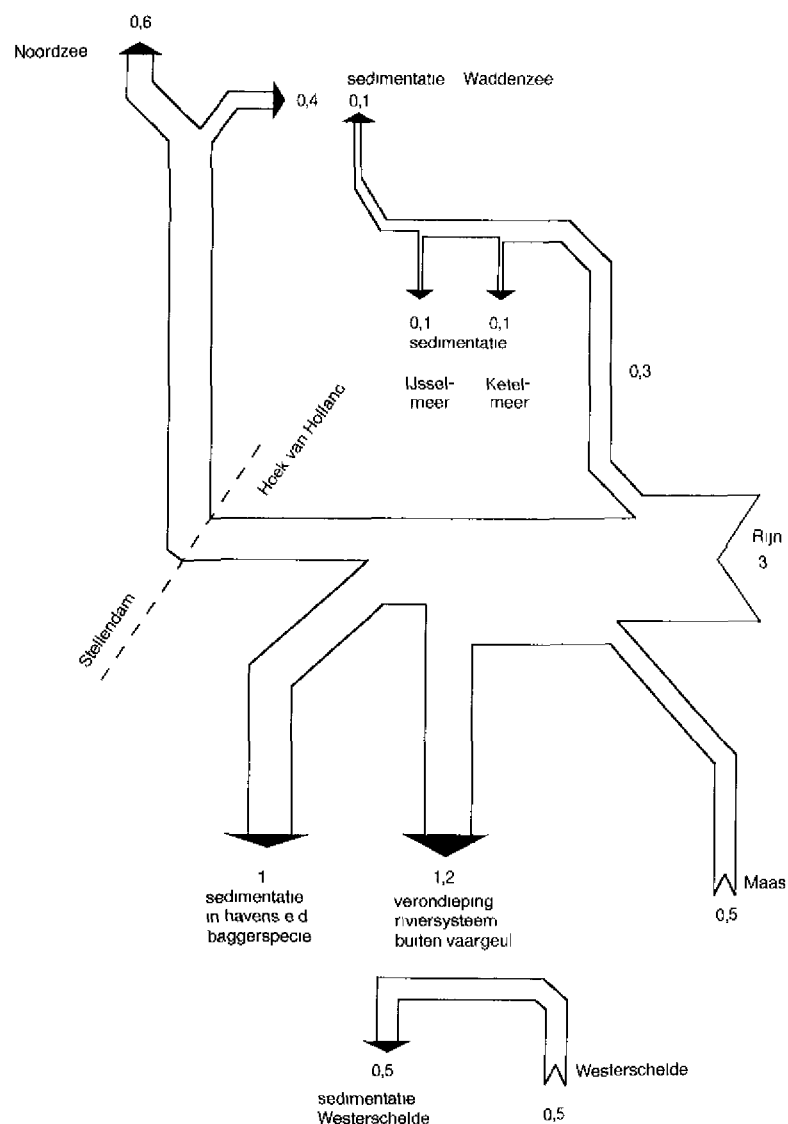
vervoer (beun-m³), bedraagt globaal 1,2 ton per m³. In tabel 3.5 zijn de gegevens voor de sedimentbalans uitgedrukt in volumina.

Tabel 3.5 Netto sedimentatie in situ-m³ per jaar Bron: RWS

- netto sedimentatie van rivierspecie in:

Hollandsch Diep e.o.	5	miljoen m ³ /jaar
Ketelmeer	0,5	" "
Rijnmond	4	" "
Westerschelde	2	" "

- netto sedimentatie van mariene specie
in havens en vaargeulen 25 " "



Figuur 3.1 Transport verontreinigd rivierslib (hoeveelheden zijn in miljoenen tonnen). Bron: RWS

De problematiek van de waterbodems en de baggerspecie vindt zijn oorzaak in de verontreiniging van het sediment. Van het sediment dat in zulke grote hoeveelheden naar ons land gevoerd wordt, is nagenoeg alleen het slib dat via de rivieren naar ons land komt verontreinigd.

De oorzaak hiervan is dat verontreinigingen zich vooral aan slib hechten en de verontreinigingsbronnen met name langs de rivieren zijn geconcentreerd. Verontreinigingen hechten zich niet of nauwelijks aan zand en ook het mariene slib is, door het ontbreken van grote vervuilingsbronnen en het verdunningseffect op zee, nagenoeg niet verontreinigd.

Omdat voor de meeste wateren als globale regel aangehouden kan worden dat het zandtransport en het slibtransport van een zelfde orde van grootte zijn, betekent een en ander dat van de totale sedimentaanvoer naar ons land 10-15 % verontreinigd is, zie tabel 3.6.

Tabel 3.6 Verontreinigd versus niet verontreinigd sediment. Bron: RWS

Aanvoer van verontreinigd sediment naar ons land

- fluviaal slib 4 miljoen ton/jaar

Aanvoer van niet of nauwelijks verontreinigd sediment

- fluviaal zand 4 miljoen ton/jaar

- marien slib netto 10 à 15 " "

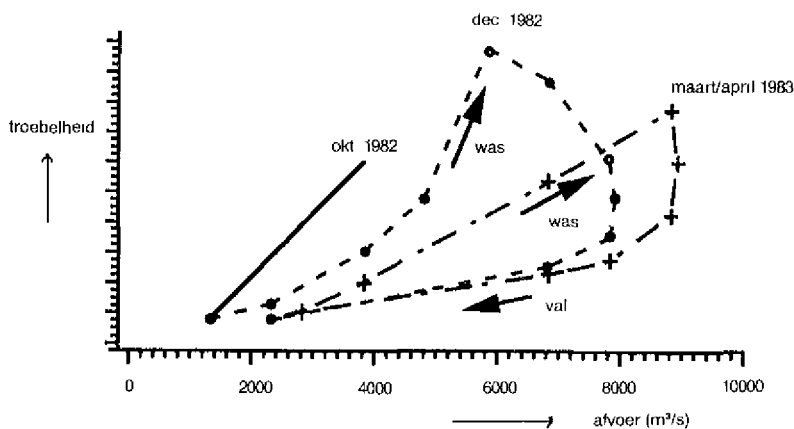
- marien zand netto 15 à 10 " "

Gezien het belang van het fluviaal slib als drager van de verontreiniging en voornaamste oorzaak van de waterbodempromatiek is in figuur 3.1 het transport van dit slib gegeven.

Door de Rijn wordt per jaar gemiddeld circa 3 miljoen ton verontreinigd slib aangevoerd; door de Maas 0,5 en via de Schelde eveneens 0,5 miljoen ton. Deze hoeveelheden variëren sterk van jaar tot jaar, zoals tabel 3.7 voor de Rijn en de Maas laat zien.

Tabel 3.7 Slibtransport Rijn en Maas, periode 1974 - 1976 en 1984 - 1986 Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

jaar	Rijn		Maas	
	jaargem. debiet m³/s	slibvracht 10* 6 ton/jaar	jaargem. debiet m³/s	slibvracht 10* 6 ton/jaar
1974	2177	3,2	244	0,6
1975	2170	2,6	171	0,2
1976	1333	2,0	74	0,1
1984	2500	3,3	311	1,3
1985	1990	2,4	182	0,4
1986	2460	4,3	274	0,6



Figuur 3.2 Relatie troebelheid en afvoer Rijn, gemeten bij Lobith Bron. WL, 1985

De fluctuaties in het slibtransport worden voor een deel bepaald door de fluctuaties in de afvoeren. Bij hogere afvoeren (hogere stroomsnelheden) is het slibgehalte in het water hoger dan normaal. Figuur 3.2 geeft hiervan een voorbeeld. In dit voorbeeld, dat de troebelheid in de Rijn als maat voor het slibgehalte aangeeft, is tevens te zien dat de gehalten bij toename van de afvoer (was) hoger zijn, dan bij afname van afvoer (val)

Van het door Rijn en Maas aangevoerde slib (gemiddeld 3,5 miljoen ton/jaar) wordt 1 miljoen ton doorgevoerd naar zee; de rest bezinkt in ons land. Van deze laatste hoeveelheid wordt ongeveer 1 miljoen ton om nautische redenen weggebaggerd en in depot gestort. De rest (1,5 miljoen) accumuleert in het systeem; in het Hollandsch Diep en omgeving naar schatting 1 miljoen ton en in het Ketelmeer 0,1 miljoen ton per jaar. Ook in de uiterwaarden worden tijdens hoogwaterperiodes grote hoeveelheden slib afgezet.

Het slib dat via de Schelde vanuit België naar ons land wordt gevoerd (0,5 miljoen ton/jaar) bezinkt, mede onder invloed van het onderhoudsbaggerwerk in de Zeeschelde, voor het grootste deel in het oostelijk deel van de Westerschelde. Hoewel er in de Westerschelde van een netto slibimport vanuit de Noordzee sprake is, kan een relatief geringe hoeveelheid fluviaal slib de Noordzee bereiken

Het rivierslib dat vooral via de Nieuwe Waterweg en het Haringvliet naar zee wordt doorgevoerd (1 miljoen ton/jaar), wordt toegevoegd aan de enorme hoeveelheid sediment in onze kuststrook. Geschat wordt dat iets minder dan de helft van het doorgevoerde Rijn- en Maasslib met de noordelijke reststroming, uiteindelijk in de Waddenzee terecht komt. De rest van het slib blijft achter in de Noordzee. Dit betekent dat van de totale slibaanvoer vanuit de Noordzee naar de Waddenzee (2,5 miljoen ton/jaar) circa 20 % afkomstig is uit de stroomgebieden van Rijn en Maas

De Waddenzee wordt ook met slib belast vanuit het IJsselmeer, via de uitwateringssluizen in de Afsluitdijk. Deze bijdrage (0,3 miljoen ton/jaar) bedraagt circa 10 % van de totale slibaanvoer via de Noordzee. Voor een deel betreft het hier een aanvoer van Rijnslib dat via de IJssel en het Ketelmeer in het IJsselmeer is terechtgekomen; voor een deel betreft het slib — organisch stof — dat in het IJsselmeer zelf geproduceerd is. Wanneer aangenomen wordt dat de slibaanvoer via het IJsselmeer naar de Waddenzee voor de helft uit Rijnslib bestaat, vindt de belasting van de Waddenzee met Rijn- of Maasslib voor een kwart plaats via het IJsselmeer en voor driekwart via de Noordzee

De aanname dat het IJsselmeerslib voor de helft bestaat uit Rijnslib is gebaseerd op de slibbalans voor het IJsselmeer (tabel 3.8). De tabel laat zien dat de lokale slibproductie ten gevolge van het afsterven van algen en detritus, een belangrijke post is op de slibbalans.

Tabel 3.8 Slibbalans IJsselmeer. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

aanvoer van elders (vnl. Ketelmeer)	:	0,25 miljoen ton/jaar
lokale productie	:	0,25 „
totaal		: 0,5 „
afvoer (vnl. naar Waddenzee)	:	0,3 „
afbraak	:	0 „
netto sedimentatie	:	0,2 „
totaal		: 0,5 „

De lokale slibproductie is in het IJsselmeer van dezelfde orde als de aanvoer van slib van elders en de netto sedimentatie. Voor andere watersystemen is het belang van de slibproductie overigens geringer. Voor het Ketelmeer bedraagt de lokale productie circa 20 % en voor het Hollandsch Diep minder dan 10 % van de netto sedimentatie.

3.2 Verontreinigende stoffen

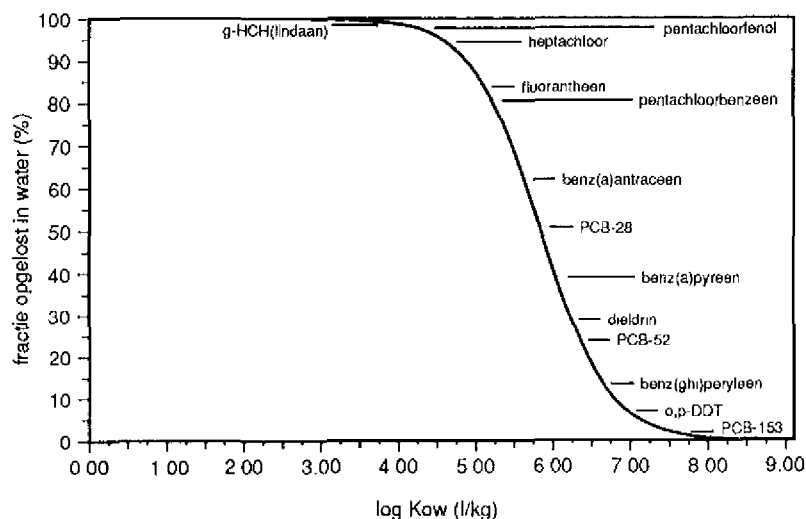
De wateren in Nederland worden in meer of mindere mate belast met vele duizenden stoffen die als potentieel gevaarlijk bekend staan. Voor de waterbodem zijn vooral die stoffen van belang die zich aan het slib hechten. Met de sedimentatie van het slib komen de verontreinigingen in de waterbodem terecht. Als maat voor de binding van de verontreiniging aan het slib is de verdelingscoëfficiënt gedefiniëerd; voor zware metalen de Kd-waarde en voor organische microverontreinigingen de Kp-waarde:

$$K_d \text{ (of } K_p) = \frac{\text{gehalte in zwevende stof}}{\text{gehalte opgelost in water}}$$

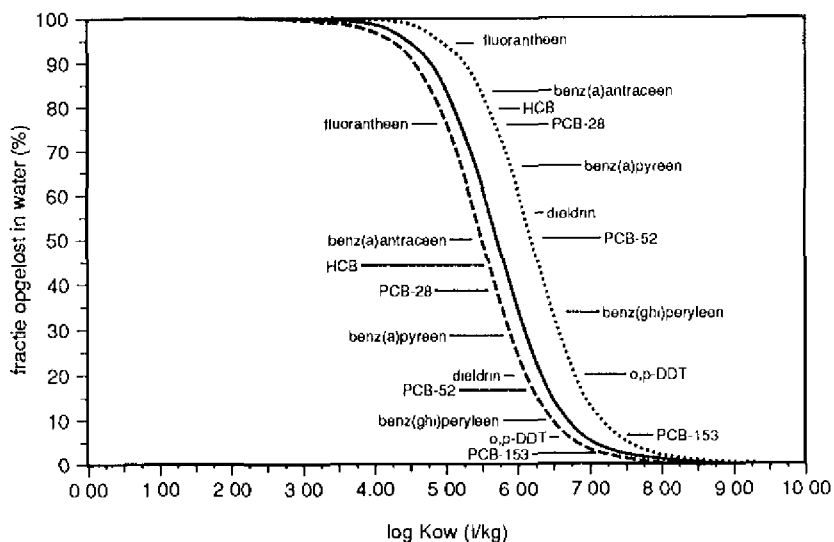
Van de zware metalen en arseen neemt de bindingscapaciteit aan slib globaal toe in de reeks:

As, Ni < Cu < Zn < Cd < Hg < Cr < Pb

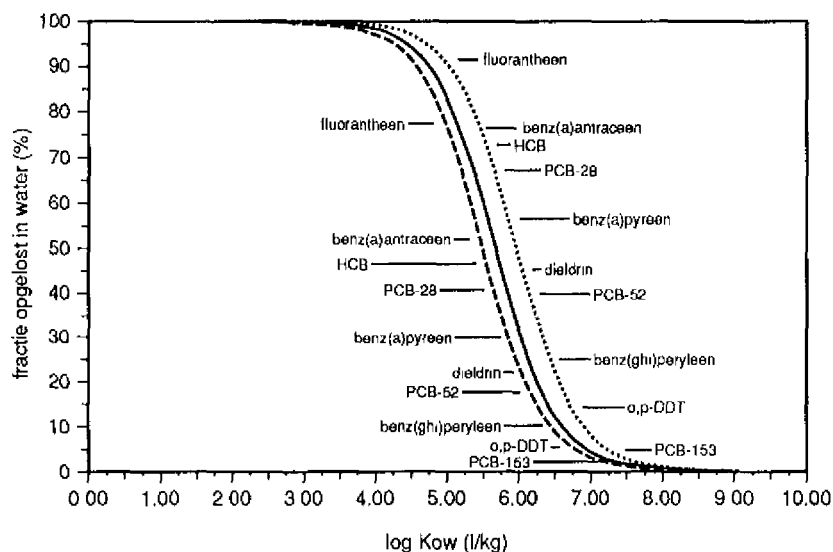
In tabel 3.9 is een overzicht gegeven van de mediaanwaarden voor de verdelingscoëfficiënt, gebaseerd op meetgegevens uit een groot aantal zoete wateren. Onder gemiddelde condities in zoet water in Nederland is nikkel voor circa 10 % gebonden aan slib en lood voor meer dan 90 %. Alle genoemde zware metalen zijn dan ook relevant voor de waterbodempromatiek.



Figuur 3.3.a) Fractie opgeloste organische microverontreiniging in oppervlaktewater met standaard zwevende stof (30 mg/l) en standaard organische stof (20%). Bron: RWS



Figuur 3.3.b) Fractie opgeloste organische microverontreiniging in oppervlaktewater met zwevend stofgehalte van 10 (---), 30 (—) en 50 (.....) mg/l en met (20%) organische stof.



Figuur 3.3 c) Fractie opgeloste organische microverontreiniging in oppervlaktewater met een organisch stofpercentage van 10 (---), 20 (—) en 30% (....) en een constant zwevend stofgehalte (30 mg/l)

Tabel 3.9 Mediaanwaarden voor de verdelingscoëfficiënt K_d in de Rijkswateren over de periode 1983 - 1986. Bron: STORTELDER e a., 1989.

Nikkel	8
Arseen	10
Koper	50
Zink	110
Cadmium	130
Kwik	170
Chroom	290
Lood	640

Voor organische microverontreinigingen kan de verdelingscoëfficiënt K_p afgeleid worden uit de in het laboratorium te bepalen verdelingscoëfficiënt tussen octanol en water (K_{ow}) volgens de volgende formules [KARICKHOFF, e.a., 1979]:

$$K_p = K_{oc} - f_{oc}$$

$$\log K_{oc} = \log K_{ow} - 0,21$$

waarin:

K_{oc} = verdelingscoëfficiënt organisch koolstof / water (= gehalte in organisch koolstof / concentratie in water) in l/kg

K_{ow} = verdelingscoëfficiënt octanol / water (= concentratie in octanol / concentratie in water) (dimensieloos)

K_p = verdelingscoëfficiënt zwevende stof / water (= gehalte in zwevende stof / concentratie in water) in l/kg

f_{oc} = fractie organisch koolstof in de zwevende stof (dimensieloos)

Met behulp van deze formules is de fractie van het totale gehalte, dat opge-

lost is en de fractie dat gebonden aan slib is te berekenen bij verschillend slib- en organisch stofgehalte [van de KOOY, 1988]:

$$C_t = C_w (1 + 10^{-0,21} * K_{ow} * f_{oc} * S)$$

en

$$C_t = C_w + C_z$$

$$C_z = 10^{-3} * S * \text{gehalte Ss}$$

waarin:

C_z = particulier gebonden concentratie organische microverontreinigingen ($\mu\text{g/l}$)

C_w = opgeloste concentratie organische microverontreinigingen ($\mu\text{g/l}$)

C_t = totaal concentratie organische microverontreinigingen ($\mu\text{g/l}$)

Ss = concentratie organische microverontreinigingen in het slib (mg/kg)

S = gehalte aan zwevende stof (mg/l)

In figuur 3.3a is weergegeven welke fractie van deze organische microverontreinigingen gebonden is aan zwevende stof als functie van de genoemde verdelingscoëfficiënt K_{ow} . Uit figuur 3.3a is af te leiden, dat een stof als HCH bij de gegeven slib en organische stofgehalten voor ongeveer 98 % in de opgeloste fase aanwezig is en voor 2 % aan het zwevend stof gebonden is. Voor PAK's liggen de percentages gebonden aan slib daarentegen tussen 15 en 87 %.

In werkelijkheid treedt een variatie in de slib gebonden percentages op, met name door verschillen in het zwevend stofgehalte en het gehalte aan organische stof in het water. In de figuren 3.3b en 3.3c is de invloed van het zwevend stof gehalte en het organisch stof gehalte op de fracties opgelost en gebonden weergegeven. De opgeloste fractie van HCB neemt bijvoorbeeld toe van circa 45 naar 80 % bij een afname van het zwevend stof gehalte van 50 naar 10 mg/l . De invloed van het organisch stofgehalte op de opgeloste fractie is berekend voor water met een zwevend stofgehalte van 30 mg/l . Een afname van het gehalte aan organische stof van 30 naar 10 % betekent een toename van de opgeloste fractie van HCB van 47 naar 74 %.

In tabel 3.10 worden een aantal van de belangrijkste groepen van organische microverontreinigingen die in het sediment kunnen voorkomen genoemd met hun $\log K_{ow}$ -waarde. Het betreft stoffen met een $\log K_{ow}$ groter dan 3. Bij een $\log K_{ow}$ -waarde van minder dan 3 is, zoals uit figuur 3.3a blijkt, namelijk minder dan 1 % van het totaalgehalte van een stof aan slib geadsorbeerd.

Tabel 3.10 Verdelingscoëfficiënten water / octanol van de belangrijkste groepen van organisch microverontreinigingen die in de waterbodem accumuleren. Bron: RWS.

	log K _{ow}
PAK's	4.5 - 6.6
Chloorbenzenen (m.u.v. mono-chloorbenzeen)	3 - 6
PCB's	5.8 - 8.1
Organochloorbestrijdingsmiddelen (o.a. dieldrin, DDT, HCH en endosulfan)	3.5 - 7.5
Pentachloorfenol	4
Organo-tinverbindingen	3 - 4
Pyrethroiden	6 - 7
Dioxines	5.4 - 7.8
Dibenzofuranen	5.4 - 7.8

3.3. Beoordelingssystematiek

Bij het waterbodemb- en baggerspeciebeleid spelen normen een belangrijke rol. Normen fungeren als referentiekaders om de mate van verontreiniging van de waterbodem c.q. baggerspecie met ongewenste stoffen te beschrijven. Ook geven normen indicatief aan op welke wijze baggerspecie verder verwerkt (verspreid, geborgen dan wel gereinigd) kan worden. In de derde Nota waterhuishouding is de normstelling uitgewerkt in samenhang met de normstelling voor water. Voor een goed begrip is het gewenst hierbij eerst de historische ontwikkeling van de waterbodembnormering kort te beschrijven.

In het begin van de jaren tachtig is ten behoeve van de toenmalige directie Benedenrivieren van Rijkswaterstaat een classificatiesysteem ontwikkeld, waarmee de in hun beheersgebied aangetroffen baggerspecie in 4 kwaliteitsklassen kon worden ingedeeld.

Aangezien dit classificatiesysteem primair toepasbaar was op het benedenrivierengebied en er ook elders in ons land behoefte bestond aan een dergelijk systeem, is in 1984 vanuit het onderwaterbodemboverleg RWS - DGMH een werkgroep "Normering Onderwaterbodems" (NOB) van start gegaan om te komen tot een landelijk toepasbaar systeem voor de waterbodembnormering. In maart 1986 is door deze werkgroep een interimrapport uitgebracht dat gediend heeft als een aanzet voor het verdere beleid.

Ongeveer gelijktijdig werd door het ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer in een discussienotitie een normeringssystematiek voor de terrestrische bodemkwaliteit voorgesteld. Bij de normeringssystematiek voor de terrestrische bodem en in het interimrapport over de waterbodembnormering werd op nagenoeg identieke wijze gedifferentieerd voor het type bodem.

Op basis van deze discussiedocumenten en een advies van de Technische Commissie Bodembescherming is in de Voortgangsrapportage voor het Milieuprogramma 1988-1991 [VROM, 1987] een lijst met "referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit" gepresenteerd. Alhoewel over een aantal getalswaarden voor met name organische microverontreinigingen verschil van mening bestond, waren deze waarden zowel van toepassing voor de terrestrische bodem als voor de waterbodem.

Met de referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit bestond alleen een referentieniveau voor niet of slechts weinig verontreinigde bodems. Binnen het waterkwaliteitsbeheer bestond echter ook behoefte aan getalswaar-

den die het te voeren beleid voor verontreinigde waterbodems en baggerspecie konden ondersteunen. Vooruitlopend op de derde Nota waterhuishouding is door Rijkswaterstaat in 1988 een interimsysteem voor de beoordeling van waterbodem- en baggerspeciekwiteit ontwikkeld [RWS, 1988a]. Binnen dit systeem is sprake van getalswaarden op 3 kwaliteitsniveaus: de waarden voor de basiskwaliteit, de toetsingswaarden en de signaleringswaarden.

- De basiskwaliteit geldt als centrale kwaliteitsdoelstelling voor de waterbodem. Voor de beoordeling van baggerspecie betekent de basiskwaliteit dat voor specie die aan dit kwaliteitsniveau voldoet, verspreiding in water mogelijk is, mits geen significante verslechtering van de bodemkwaliteit plaatsvindt

De getalswaarden voor de basiskwaliteit voor de waterbodem komen in eerste instantie overeen met de referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit. Deze referentiewaarden komen voor de zware metalen globaal overeen met de bovengrens van de gehalten die werden aangetroffen in het Markermeer, de randmeren van de zuidelijke IJsselmeerpolders en de Oosterschelde. Voor organische microverontreinigingen komen de getalswaarden van de basiskwaliteit voor de waterbodem overeen met de bovengrens van de gehalten die in de genoemde referentiegebieden worden aangetroffen. Deze waarden verschillen aanmerkelijk van de referentiewaarden voor een goede bodemkwaliteit.

- De toetsingswaarden vervullen een functie bij de uitvoering van het baggerspeciebeleid. Voldoet een partij baggerspecie aan de toetsingswaarden, dan is toepassen of verspreiden van de baggerspecie in het water onder bepaalde voorwaarden mogelijk. Indien niet aan de toetsingswaarden wordt voldaan, is toepassen of verspreiden van de baggerspecie niet wenselijk. De getalswaarden voor de toetsingswaarden komen overeen met de (afgeronde) bovengrens van de gehalten die werden aangetroffen in het IJsselmeer. De toetsingswaarden liggen tussen de getalswaarden van de basiskwaliteit en de signaleringswaarden in.

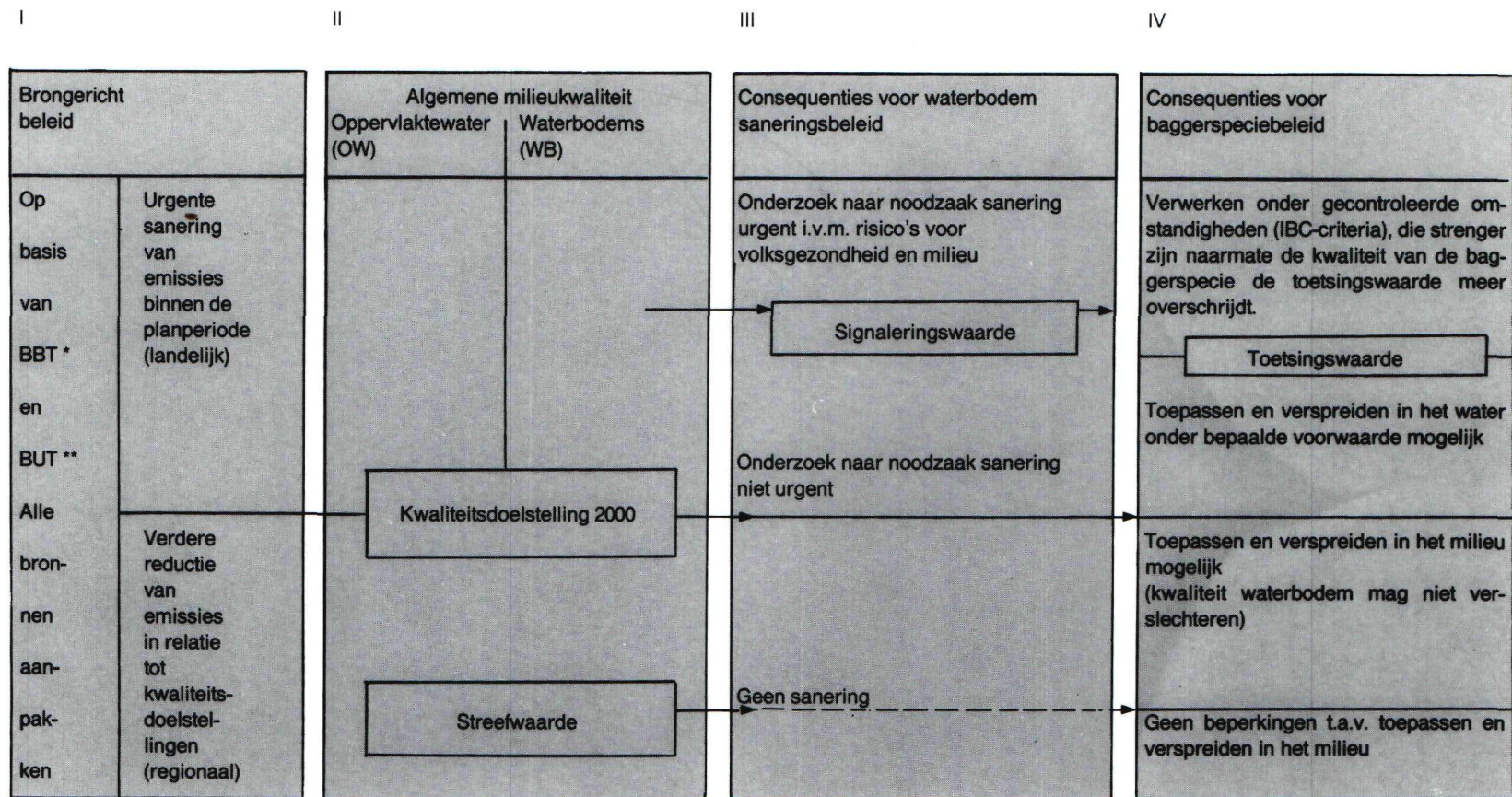
- Als derde normenreeks zijn de signaleringswaarden geformuleerd. Deze indicatieve waarden geven aan dat bij overschrijding van de getalswaarden nader onderzoek naar de noodzaak van eventuele sanering in verband met mogelijke risico's voor volksgezondheid en milieu urgent is. Deze waarde is te vergelijken met de C-waarde uit de Interimwet Bodemsanering.

De signaleringswaarden komen met uitzondering van enkele later toegevoegde parameters overeen met de getalswaarden van de klasse 3/4-grens van het oorspronkelijke classificatiesysteem voor het benedenrivierengebied. Deze klassegrens vormde in principe de overgang tussen de kwaliteit van specie die door de rivier was aangevoerd en lokaal ernstig verontreinigde baggerspecie.

De voornoemde basiskwaliteit waterbodem, ook wel genoemd algemene milieukwaliteit waterbodem en de signaleringswaarde als voorlopige C-waarde voor de waterbodemsanering zijn opgenomen in het Milieuprogramma Voortgangsrappportage 1989 - 1992 [VROM, 1988]

In dit rapport worden de huidige verontreinigingssituaties getoetst aan de getalswaarden van de interimnormering

In de derde Nota waterhuishouding zijn de getalswaarden van de waterbodemnormen aangepast aan nieuwe kennis en inzichten. Het grootste verschil met de interimnormering is dat de basiskwaliteit vervangen is door de algemene milieukwaliteit. De algemene milieukwaliteit kent een minimum beschermingsniveau (kwaliteitsdoelstelling 2000) en een streefwaarde-niveau waarop de risico's verwaarloosbaar worden geacht. De algemene mi-



* Beste beschikbare technieken

** Best uitvoerbare technieken

Figuur 3.4 Samenhang tussen brongericht en effectgericht beleid voor water en bodem.
Bron: V & W, 1989b.

lieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) kan op termijn worden vervangen door wettelijke grenswaarden met een vastgestelde termijn waarbinnen de kwaliteit gerealiseerd moet zijn.

In de derde Nota waterhuishouding worden de achtergronden voor de invulling van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) uiteengezet.

Voor de streefwaarden geldt dat deze zowel afgestemd dienen te zijn op het aquatische milieu als op de droge bodem. Momenteel kunnen nog geen voldoende onderbouwde streefwaarden worden geformuleerd. Voorlopig kunnen de referentiewaarden voor de multifunctionele bodem, die opgenomen zijn in het Milieuprogramma voortgangsrapportage 1988-1991 [VROM, 1987], als streefwaarden dienen.

Het gegeven dat deze referentiewaarden voor verschillende stoffen ruimer zijn dan de algemene milieukwaliteit voor waterbodems, maakt duidelijk dat nader onderzoek noodzakelijk is.

De relatie tussen de verschillende kwaliteitsniveau's zoals vermeld in de derde Nota waterhuishouding is in figuur 3.4 in beeld gebracht. Hierbij is ook de relatie met het beleid ten aanzien van de waterbodemsanering en de baggerspeciebergings aangegeven. Als toelichting op het beleid ten aanzien van de berging van baggerspecie dient het volgende te worden vermeld. Voor de berging van baggerspecie (Blok IV, schema) worden 5 categorieën onderscheiden:

- Specie van een kwaliteit gelijk aan of slechter dan de signaleringswaarde voor de waterbodem moet onder "strengere IBC voorwaarden" worden geborgen. Dit betekent gecontroleerde deponie op het land of in diepe putten onder water;
- Specie van een kwaliteit gelegen tussen de signaleringswaarde en de toetsingswaarde dient onder toepassing van IBC-criteria gecontroleerd te worden geborgen. In het algemeen zal dit deponie in daartoe geschikte putten onder water of in lokale depots betekenen. Uitgangspunt is beperking van de verspreiding van deze specie naar schonere gebieden, inclusief grondwater. Bij de bepaling van de bergingscondities dienen daarom de mogelijke effecten op het aquatisch milieu en het grondwater zorgvuldig te worden beschouwd. Naarmate de specie sterker verontreinigd is, zullen hogere eisen aan deze gecontroleerde deponie moeten worden gesteld. Bij de afweging zullen onder meer de volgende aspecten een rol dienen te spelen: al dan niet gebiedseigen specie, de mate van overschrijding en het aantal stoffen, de aard van de stoffen (zwarte lijst of overige) en het uitzicht op structurele verbetering van de waterbodem. De criteria zijn nog in ontwikkeling;
- Specie van een kwaliteit gelegen tussen de toetsingswaarde en de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) kan afhankelijk van de lokale situatie onder bepaalde voorwaarden in het water worden verspreid of toegepast. Belangrijk uitgangspunt daarbij is dat geen verslechtering mag optreden van de kwaliteit van de waterbodem in het betreffende gebied;
- Specie van een kwaliteit gelijk aan of beter dan de algemene milieukwaliteit waterbodem (kwaliteitsdoelstelling 2000) kan in het aquatisch milieu worden verspreid. Ook hierbij geldt dat geen verslechtering mag optreden;
- Specie die voldoet aan de streefwaarden kan zonder problemen op het land of in het water worden gebruikt of verspreid.

De getalswaarden van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) wijken als gevolg van de gehanteerde risicobenadering op een aantal punten duidelijk af van de getalswaarden van de basiskwaliteit waterbodems uit de interimnormering RWS. Als gevolg hiervan zijn ook enkele aanpassingen in de toetsings- en de signaleringswaarden aangebracht. Voor een aantal stoffen, waarvoor het ecotoxicologisch onderzoek tot hogere waarden heeft geleid, zijn voor de toetsingswaarden de ecotoxicologische waarden overgenomen, te weten: lood, chroom, arseen, pentachloorbenzeen en endrin.

Voor nikkel, lood, chroom en arseen zijn in de derde Nota waterhuishouding ook de signaleringswaarden verruimd, omdat gezien de niveau's voor de algemene milieukwaliteit bij de oude waarde niet gesproken kan worden van een ernstig risico voor mens en milieu. In bijlage 1 zijn de getalswaarden van de interimnormering en de getalswaarden voor waterbodems, zoals gepresenteerd in de derde Nota waterhuishouding, naast elkaar aangegeven.

Voor zoute wateren is geen kwaliteitsdoelstelling (algemene milieukwaliteit) ingevuld. In 1985 is voor een aantal stoffen de "natuurlijke" achtergrondswaarden in de slibfractie van de zeebodem aangegeven [van ECK e.a., 1985]. In het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1985 - 1989 [V&W, 1986] is naar deze zogenaamde referentiewaarden voor de zoute wateren verwezen. Op grond van een meetprogramma in schone mariene gebieden, resultaten van ecotoxicologische studies wordt thans voor een aantal stoffen nagegaan of het mogelijk is kwaliteitsniveau's te formuleren voor de zeebodem danwel voor het slib daarin. De kwaliteit van de zeebodem en in het bijzonder het slib daarin wordt als een bruikbare maatstaf gezien voor de beoordeling van de kwaliteit van het zeemilieu. Internationaal wordt het meten in de slibfractie (deeltjes $< 63 \mu\text{m}$) van de zeebodem gezien als de meest betrouwbare methode om kwaliteitstrends te bepalen.

3.4 Verontreinigingssituatie

Voor de beoordeling van de verontreinigingssituatie van de waterbodem zal in het navolgende onderscheid gemaakt worden naar enerzijds de verontreiniging van de toplaag, bepaald door het laatst afgezet sediment en anderzijds naar het totaal van de verontreinigingen in de waterbodem als gevolg van de verontreiniging door de jaren heen.

De kwaliteit van de toplaag is vooral van belang voor de ecosysteemeffecten; organismen bevinden zich voornamelijk in de bovenste 30 cm en komen van daaruit in de voedselketen terecht.

De kwaliteit van het totale pakket is vooral van belang in relatie tot het gevaar voor verspreiding van de verontreinigingen uit dit pakket naar elders, bijvoorbeeld naar het grondwater.

3.4.1 Historische ontwikkeling van de verontreiniging

Het uitgangspunt voor de beoordeling van de verontreiniging is het van nature voorkomende gehalte. Op basis van oude "niet - verdachte" sedimentmonsters uit de Dollard is een schatting gemaakt van de natuurlijke achtergrondgehalten in de sedimenten in Nederland [SALOMONS, 1982]. Deze in tabel 3.11 weergegeven achtergrondgehalten vormen voor de meeste metalen zowel voor mariene- als riviersedimenten een goede eerste benadering. De verschillen tussen deze achtergrondgehalten en gehalten in de bovenlaag van oude rivierpolders zijn in het algemeen vrij gering. Voor koper in de Rijn en voor cadmium in de Maas zijn de achtergrondgehalten mogelijk een factor 2 hoger.

Een vergelijking van de voorlopige "base-line" met de geschatte achtergrondswaarde voor zout [van ECK e.a., 1985] laat zien, dat de "base-line" vergelijkbaar is met de laagste waarde van de achtergrondswaarde voor zout.

Uit de analyse van de schaarse bodemonsters uit het begin van deze eeuw komt ook naar voren dat de gehalten aan zink, lood, cadmium en kwik in monsters van Rijnsediment uit die tijd al duidelijk verhoogd zijn ten opzichte van de natuurlijke achtergrondgehalten [SALOMONS e.a., 1978]. Uit de gegevens in tabel 3.11. blijkt dat voor deze metalen de gehalten in 1922 een factor 10 en in 1970 ongeveer een factor 100 hoger liggen dan de natuurlijke achtergrondgehalten. Ook voor koper, chroom en arseen is sprake van een zeer duidelijke stijging van de gehalten. Alleen nikkel is een relatief gunstige uitzondering.

Tabel 3.11 Achtergrondgehalten in sediment, en de historische ontwikkeling van de zware metalengehalten in het Rijnsediment in mg/kg (genormaliseerd voor verschillen in korrelgrootte: 50% < 16 µm; achtergrondswaarde zout in fractie < 63 µm). Bronnen: a) SALOMONS e.a., 1978, b) SALOMONS, 1982 en c) van ECK e.a., 1985.

metaal	voorlopige baseline (b)	1900 (a)	1922 (a)	1970 (a)	achtergronds- waarde zout (c)
cadmium	0,25	1,6	4,4	27	0,2 - 0,4
kwik	0,2 (a)	0,9	2,6	14,5	0,1 - 0,2
koper	13	41	68	323	15 - 40
nikkel	29	36	36	62	30 - 75
lood	21	141	273	447	20 - 40
zink	68	378	1051,4	1855	50 - 100
chroom	72	84	107	789	60 - 90
arsen	12,5 (a)	32,7	45,9	136	5 - 10

Tabel 3.12 Gehalte aan PAK's in oud natuurlijk Rijnslib in µg/kg droge stof. Bron: VELDSTRA e.a., 1989

PAK	Gemiddeld gehalte	spreiding
fluoreen	< 1	
fenanthreen	26	9 - 50
anthraceen	1,5	< 1 - 3
fluorantheen	13	3 - 28
pyreen	11	2 - 16
benzo(a)anthraceen	1	
chryseen	5	< 1 - 16
benzo(b)fluorantheen	5	1 - 9
benzo(k)fluorantheen	5	1 - 8
benzo(a)pyreen	4	< 1 - 12
benzo(ghi)peryleen	3	< 1 - 5

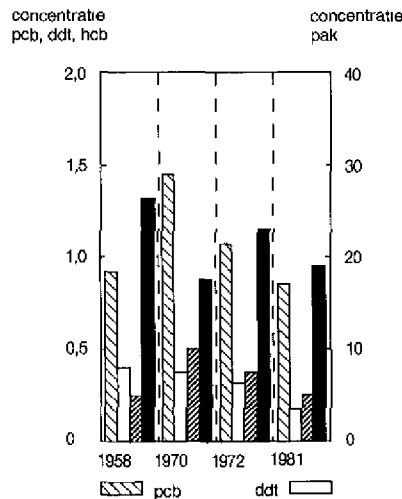
Historische gegevens over de gehalten aan organische microverontreinigingen zijn zeer schaars. De natuurlijke achtergrondgehalten zijn voor de bekendste verbindingen veelal nul met uitzondering voor de PAK's. Schatting van de achtergrondgehalten voor PAK's in oud Rijnslib liggen voor de afzonderlijke verbindingen gemiddeld tussen 1 en 30 µg/kg, zie tabel 3.12 [VELDSTRA e.a., 1989].

In een beperkt aantal oude monsters van Rijnsediment en sediment uit de uiterwaarden langs de Rijn zijn de gehalten aan organische microverontreinigingen geanalyseerd [JAPENGA e.a., 1988].

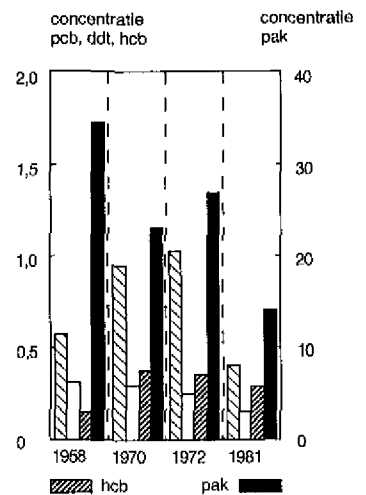
Uit de resultaten van het onderzoek, waarvan enkele gegevens gepresenteerd zijn in figuur 3.5 en 3.6, valt te concluderen dat ook hier reeds eind vijftiger jaren sprake was van een aanzienlijke belasting met PCB's, DDT, HCB en PAK's. Opmerkelijk is het dat het Rijnsediment minder PAK's bevat dan het uiterwaardslib, terwijl dit voor de andere stoffen andersom ligt. Een verklaring hiervoor zou diffuse verontreiniging met PAK's van het uiterwaardslib na afzetten kunnen zijn.

Vanaf het midden van de jaren zeventig is een duidelijke verbetering opgetreden in de kwaliteit van het via de Rijn en Maas aangevoerde slib. Een uitzondering vormt het cadmiumgehalte in de Maas. Zie hiervoor figuur 3.7. Deze kwaliteitsverbetering van het sediment weerspiegelt zich, zij het vertraagd in een verbetering van de waterbodembodemkwaliteit. Voor het Balgzand,

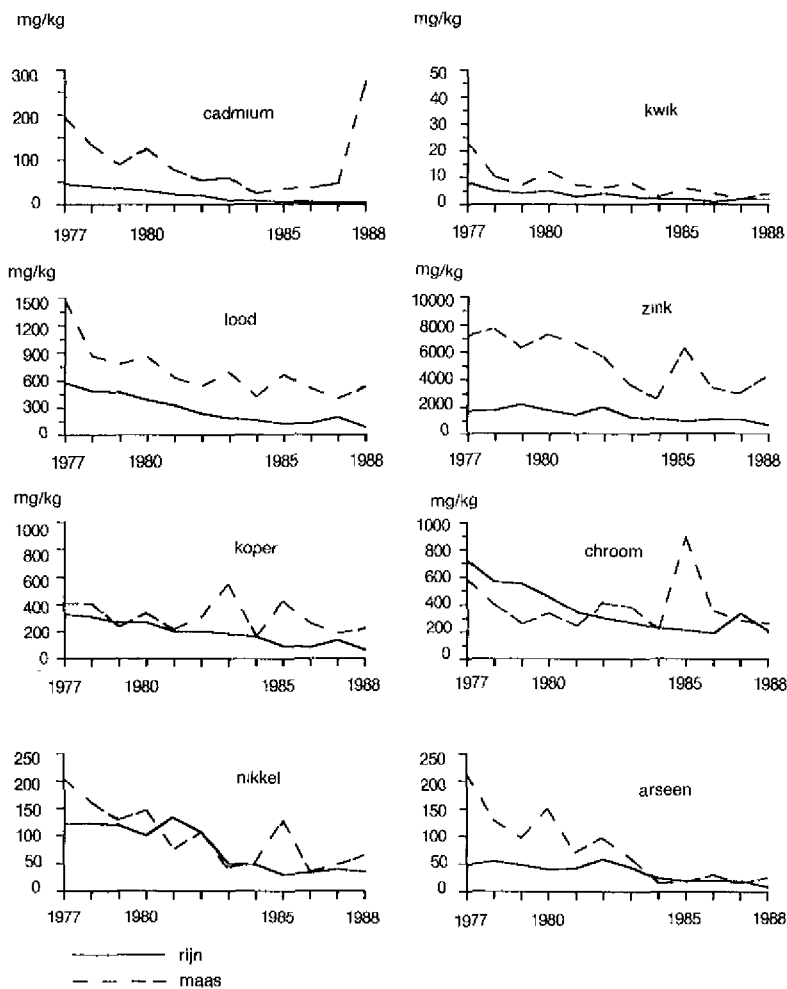
waar de gehalten deels bepaald worden door het door de rivieren aangevoerde slib, is bekend dat de metaalgehalten in de periode tussen 1980 en 1987 zijn afgenomen met gemiddeld zo'n 25 %. Ook in verschillende sedimentatiebekkens zoals het Ketelmeer is deze kwaliteitsverbetering geconstateerd. De daling van de gehalten in de waterbodem houdt echter lang niet altijd gelijke tred met de verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde slib. Zo is het cadmiumgehalte in het Rijnslib sinds 1976 met een factor 5 gedaald. In dezelfde periode is het cadmiumgehalte in de Ketelmeerbodem met niet meer dan 50 % gedaald, terwijl in het IJsselmeer zelfs nog een lichte stijging werd waargenomen tussen 1976 en 1983 [BRUGGMAN e.a., 1988].



Figuur 3.5 Analyse sediment uit de Rijn in mg/kg droge stof.
Bron: [JAPENGA, 1988]



Figuur 3.6 Analyse uiterwaarden langs de Rijn in mg/kg droge stof.
Bron: [JAPENGA, 1988]



Figuur 3.7 Kwaliteit zwevende stof in de Rijn te Lobith en de Maas te Eijsden in mg/kg droge stof. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

Tabel 3.13 Met de Rijn en Maas aangevoerde vrachten aan zware metalen (in ton per jaar). Bron: CBS, RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA.

Jaar	kwik	cadmium	chromium	koper	lood	nikkel	zink
Rijn (Lobith) ³⁾							
1972	99	167	3 627	2.018	2.000 ¹⁾	-	13.813
1977	21	158	2.302	1.072	1.870	788	8.578
1982	10	69	964	725	640	599	6.591
1987	5	10	684	470	396	356	2.996
Natuurlijke vracht ²⁾							
0.7	1	240	70	75	-	250	
Maas (Eijsden) ⁴⁾							
1972	1.7	30	69	79	278	35	1 700
1977	3.0	21	73	63	158	41	1.220
1982	0.9	8	41	66	114	51	1.063
1987	0.7	14	120	79	107	41	921
Natuurlijke vracht							
-	-	-	-	-	-	-	-
Industrie ⁵⁾							
1975	4.8	30	390	110	220	76	1.250
1980	0.7	19	134	65	128	52	656
1985	0.7	16	97	59	35	31	186
Diffuse bronnen ⁶⁾							
1985	4.2	2.37	7.8	158	164	16	284

¹⁾ op basis gegevens 1973

²⁾ ten aanzien van natuurlijke achtergrondgehalten bestaan de nodige onzekerheden. Niet meer dan ordegrrootte kan uit weergegeven cijfers worden afgeleid.

³⁾ gemiddelde afvoer Rijn over de jaren 1972, 1977, 1982 en 1987: 2350 m³ per seconde

⁴⁾ gemiddelde afvoer Maas over de jaren 1972, 1977, 1982 en 1987: 240 m³ per seconde

⁵⁾ directe plus indirecte lozingen

⁶⁾ berekende primaire emissies naar oppervlaktewater en riolering van huishoudens, verkeer natte en droge depositie (exclusief Noordzee en Waddenzee), scheepvaart en oeverbescherming

⁷⁾ inclusief circa 3 ton per jaar vanuit tandartspraktijken

-) geen of onvoldoende gegevens

Met de verbetering van de kwaliteit van het slib is ook de met de Rijn en Maas aangevoerde vracht aan verontreinigingen vanaf 1972 sterk gedaald. Uit tabel 3.13, waarin de vrachten aan zware metalen zijn gegeven voor een aantal jaren waarbij de gemiddelde aanvoer ongeveer even groot is, blijkt dat de vrachten via de Rijn voor alle metalen met een factor 5 tot 20 gedaald zijn. Voor de Maas is de daling veel minder duidelijk en is voor enkele metalen sprake van een constante vracht. Tabel 3.13 laat ook zien, dat de industriële emissies van zware metalen in Nederland in de periode 1975 - 1985 sterk zijn gedaald. De emissies vanuit diffuse bronnen zijn minder

sterk gereduceerd en daardoor relatief steeds belangrijker geworden. Voor de meeste organische microverontreinigingen is geen goede schatting te maken van de vrachten in het verleden, omdat pas recent betrouwbare gegevens beschikbaar zijn.

Waar komen de via de rivieren aangevoerde en in Nederland geloosde verontreinigingen nu terecht? Voor zware metalen zijn globale metaalbalansen voor het stroomgebied van Rijn en Maas in Nederland opgesteld voor de periode 1979 - 1981 [DIJKZEUL, 1982] en voor 1984 - 1985 [SCHÄFER, 1986]. In tabel 3.14 is de relatieve verdeling gepresenteerd van de som van vijf metalen. Deze relatieve verdeling kan per metaal overigens enigszins verschillen. Zo kan het minder sterk geadsorbeerde koper in relatief geringere mate accumuleren.

Tabel 3.14 Verspreiding van de aanvoer van zware metalen via Rijn en Maas en directe lozingen op Rijkswateren in vergelijking met de slibverspreiding. Bronnen: a) DIJKZEUL, 1982, b) SCHÄFER, 1986 en c) figuur 3.1

	Zware metalen		Slib
	1979 - 1981 (a)	1984 - 1985 (b)	(c)
Afvoer naar Noordzee en waddenzee	55 %	31 %	31 %
In depot	15 %	41 %	29 %
Accumulatie Ketelmeer en IJsselmeer	7 %	6 %	6 %
Accumulatie Hollandsch Diep, Haringvliet e.o.	23 %	22 %	34 %

Uit tabel 3.14 blijkt, dat naar verhouding in 1984 - 1985 minder naar de Noordzee en Waddenzee is afgevoerd en meer in depot is gegaan. Dit is grotendeels terug te voeren op het gereedkomen van een grootschalige bergingslokatie, namelijk de Slufter. Vergelijking van de verspreiding van deze zware metalen met de in dit rapport gepresenteerde slibbalans (figuur 3.1) laat zien, dat de procentuele verdeling goed overeenkomen. Geconcludeerd kan worden, dat de sterk aan slib gebonden verontreinigingen, die in het stroomgebied van Rijn en Maas geloosd worden, globaal voor een derde deel accumuleren in de Nederlandse binnenwateren, voor een derde deel na baggeren in depot worden gebracht en een derde deel doorstromen naar Noordzee en Waddenzee. Naast de al eerder genoemde zware metalen geldt dit in grote lijnen ook voor stoffen als PCB's, PAK's en organochloorpesticiden. Voor een aantal van deze stoffen kan in beperkte mate door verdamping en afbraak de accumulatie en doorvoer naar zee verminderen.

Voor de toevoer van verontreinigingen via de Schelde geldt blijkens de slibbalans, dat het grootste deel van de sterk geadsorbeerde stoffen accumuleert in de Westerschelde.

Het blijkt dat grote hoeveelheden verontreiniging in met name de sedimentatiegebieden accumuleren. Tabel 3.15 geeft een schatting hieromtrent. De ten opzichte van waarden genoemd in [V&W, 1987a] herziene schatting is gebaseerd op een globale schatting van het concentratieverloop in de periode vanaf 1930 tot 1985 [VAN DE KOOY, 1987] en een geschatte gemiddelde

sedimentatie van rivierslib van gemiddeld circa 1,4 miljoen ton per jaar. Of-
 schoon de getalswaarden met een ruime foutenmarge bezien moeten wor-
 den, is wel duidelijk dat de geaccumuleerde hoeveelheden een factor 10 tot
 500 hoger zijn dan wat van nature in de waterbodem zou terecht komen.
 Deze accumulatie heeft met name plaatsgevonden in het Ketelmeer, IJssel-
 meer, Nieuwe Merwede, Amer, Hollandsch Diep en Haringvliet.

Overigens kan niet gesteld worden dat deze enorme hoeveelheden nu nog
 volledig in de waterbodem liggen opgeslagen. Met name door de vele bag-
 geractiviteiten is een deel weer verspreid op land, in zee of in depots gebor-
 gen.

De te verwachten kwaliteit van het zwevend stof en de prognose voor de
 waterbodemkwaliteit komen in paragraaf 5.1 aan de orde.

Tabel 3.15 Gesedimenteerde verontreiniging sinds 1930, exclusief Nieuwe Water-
 weg en kustgebied, afkomstig van de Rijn en Maas in tonnen. Bron:
 RWS

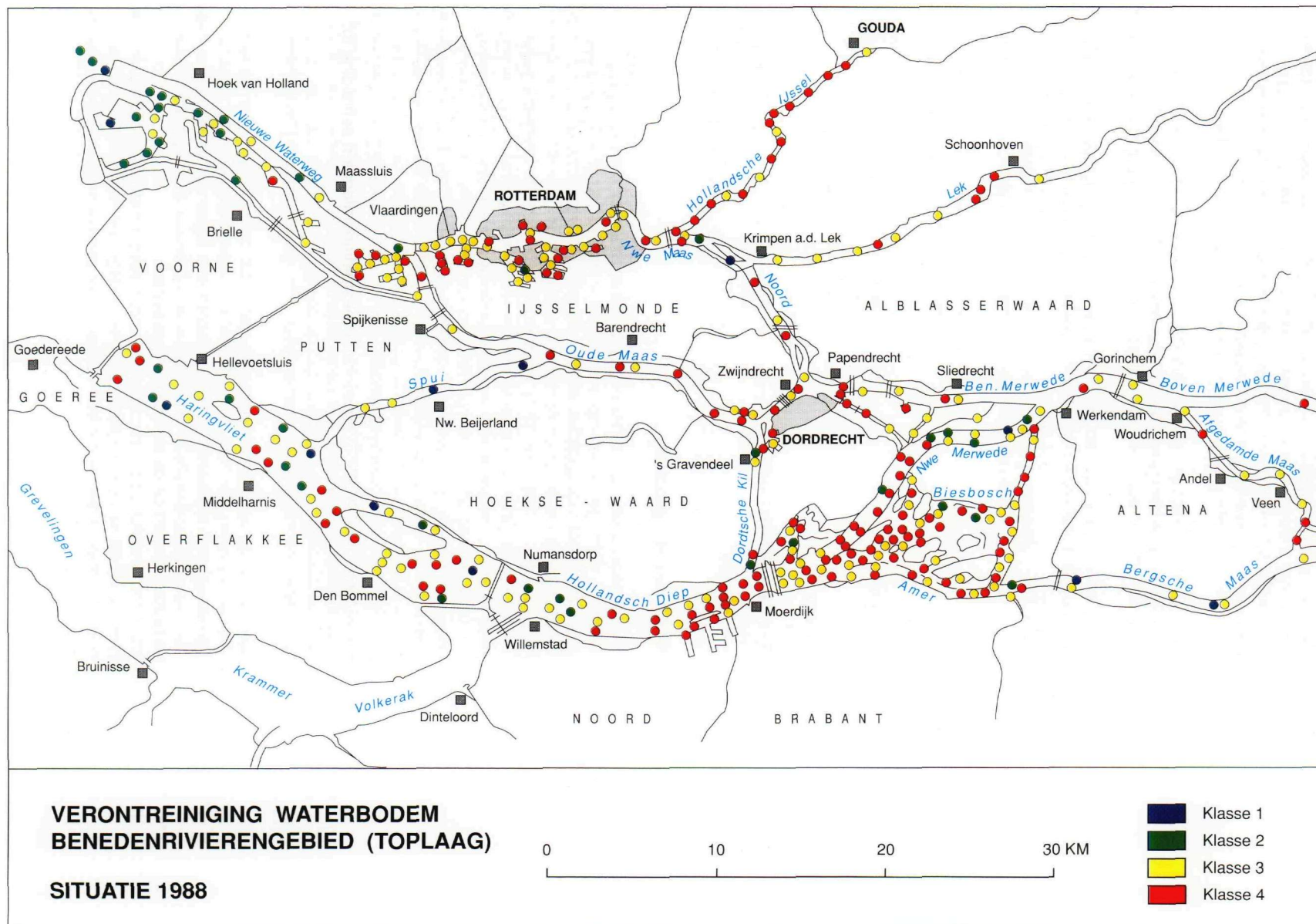
	schatting	van nature
kwik	750	15
cadmium	2.800	20
koper	27.000	980
lood	40.000	1600
chromium	71.000	5500
zink	178.000	5100
gehalog. koolwaterstoffen	800	0
PAK's	500	?
minerale olie	15.000	?

3.4.2 Beoordeling toplaag

Bij het beoordelen van de kwaliteit een waterbodem is het van belang dat
 rekening wordt gehouden met verschillen in eigenschappen van de bodem.
 Hiervoor worden de gehalten van de aangetroffen verontreinigingen vooraf-
 gaand aan de toetsing aan de normen omgerekend naar standaardomstan-
 digheden (25 % lutum en 10 % organische stof). Voor de berekeningsme-
 thoden die bij deze normalisatie moeten worden toegepast, wordt verwezen
 naar de nota "Baggerspecie- en waterbodemproblematiek" [RWS, 1988a].
 Op basis van de uitkomsten van toetsing van de genormaliseerde meet-
 waarden voor de *afzonderlijke parameters aan de normen kan een eindoor-*
deel over de waterbodemkwaliteit worden gegeven. De wijze waarop dit ge-
 beurt, is eveneens beschreven in bovengenoemde nota. Samengevat bete-
 kent het, dat voor maximaal 2 stoffen een overschrijding met 50 % van de
 norm kan worden toegestaan. Voor een beperkt aantal parameters is geen
 overschrijding toegestaan. De waterbodemkwaliteit wordt besproken op ba-
 sis van uitkomsten van toetsing aan de normen zoals die in de nota "Bag-
 gerspecie- en waterbodemproblematiek" zijn gepresenteerd [RWS, 1988a].

Een beeld van een verontreinigingssituatie van de toplaag is door de aan-
 voer en vorming van "nieuw" sediment een momentopname. De waterbo-
 demkwaliteit in het benedenrivierengebied is in figuur 3.8 weergegeven. Ge-
 zien de grote hoeveelheid meetgegevens is hiervoor een representatieve
 selectie gemaakt uit de beschikbare gegevens.

Voor het landelijk beeld van de waterbodemverontreiniging wordt op dit mo-
 ment gewerkt aan een uitgebreidere rapportage die begin 1990 zal verschij-
 nen. Om deze reden wordt hier volstaan met een beknopte toelichting op de
 resultaten.



Figuur 3.8 De waterbodem in het benedenrivierengebied. Bron: RWS, directie Zuid-Holland.

Bij de waterbodems die niet voldoen aan de basiskwaliteit kan verder conform de indeling van de interimnormering, zoals is aangegeven in [RWS, 1988a], onderscheid worden gemaakt tussen 3 kwaliteitsklassen, zodat bij waterbodems in totaal 4 kwaliteitsklassen kunnen worden onderscheiden:

- klasse 1: waterbodems die voldoen aan de basiskwaliteit;
- klasse 2: waterbodems die niet voldoen aan de basiskwaliteit, maar wel aan de toetsingswaarde;
- klasse 3: waterbodems die niet voldoen aan de toetsingswaarde, maar wel aan de signaleringswaarde;
- klasse 4: waterbodems die niet voldoen aan de signaleringswaarde.

In tabel 3.16 wordt een globale schets van de verontreinigingssituatie in de zoete rijkswateren gegeven, waarbij onderscheid wordt gemaakt naar Rijkswateren exclusief het benedenrivierengebied, Rijkswateren in het benedenrivierengebied en de regionale wateren.

Een overzicht per parameter is opgenomen in tabel 3.17 tot en met 3.19.

Op basis van het overzicht in de tabel 3.17 lijkt een aanzienlijk deel, circa 30 %, van de monsterlokaties in de rijkswateren ernstig vervuild (klasse 4). Uit een nadere kwantificering komt naar voren dat er sprake is van meer dan 20 miljoen m³ ernstig verontreinigde specie, waarvoor op basis van nader onderzoek per lokatie de saneringsvraag beantwoord moet worden (zie bijlage 2). Het blijkt dat deze ernstige vervuiling voornamelijk PAK's en PCB's betreft. Incidenteel zijn ook metalen aanleiding tot overschrijding van de signaleringswaarde.

In de Rijkswateren in het benedenrivierengebied, tabel 3.18, zijn 426 representatieve monsters beoordeeld. Bij de beoordeling blijkt 35 % van de monsterlokaties ernstig te zijn verontreinigd. Met name de PCB's zijn voor dit beoordelingsresultaat verantwoordelijk.

Aanvullend kan worden opgemerkt dat:

- van een aantal stoffen, waarvoor nog geen normen zijn zoals dioxines, plaatselijk sterk verhoogde gehalten in waterbodems worden gemeten;
- van een groot aantal stoffen gegevens ontbreken over de in de waterbodem aanwezige gehalten.

Voor de regionale wateren blijkt, dat circa 17 % van de beschouwde lokaties ernstig vervuild zouden kunnen zijn. In een notitie aan de Tweede Kamer [V&W, 1990] is een inschatting gemaakt van de totale hoeveelheid ernstig verontreinigde waterbodems in regionale wateren (bijlage 3). Hieruit komt naar voren dat er mogelijk sprake is van circa 9 miljoen m³ ernstig verontreinigde specie, waarvoor op basis van nader onderzoek per lokatie de saneringsvraag beantwoord moet worden.

Het blijkt dat deze ernstige vervuiling voornamelijk PAK's betreft. Incidenteel zijn ook metalen, PCB's of organochloorbestrijdingsmiddelen aanleiding tot overschrijding van de signaleringswaarde.

Tabel 3 16 Overzicht beoordeling van de waterbodem naar klassen voor de Rijks-
wateren (exclusief het benedenrivierengebied), het benedenrivierenge-
bied (Rijkswateren) en de regionale wateren in procenten. Bron: RWS.

klasse	Rijkswateren excl beneden- rivierengebied	Benedenrivieren- gebied (Rijkswateren)	Regionale wateren
1	12 %	7 %	20 %
2	24 %	13 %	31 %
3	39 %	45 %	32 %
4	26 %	35 %	17 %

Tabel 3.17 Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodengegevens van de rijkswateren (exclusief het benedenrivierengebied) Toetsing volgens interimnormering van RWS (1988).

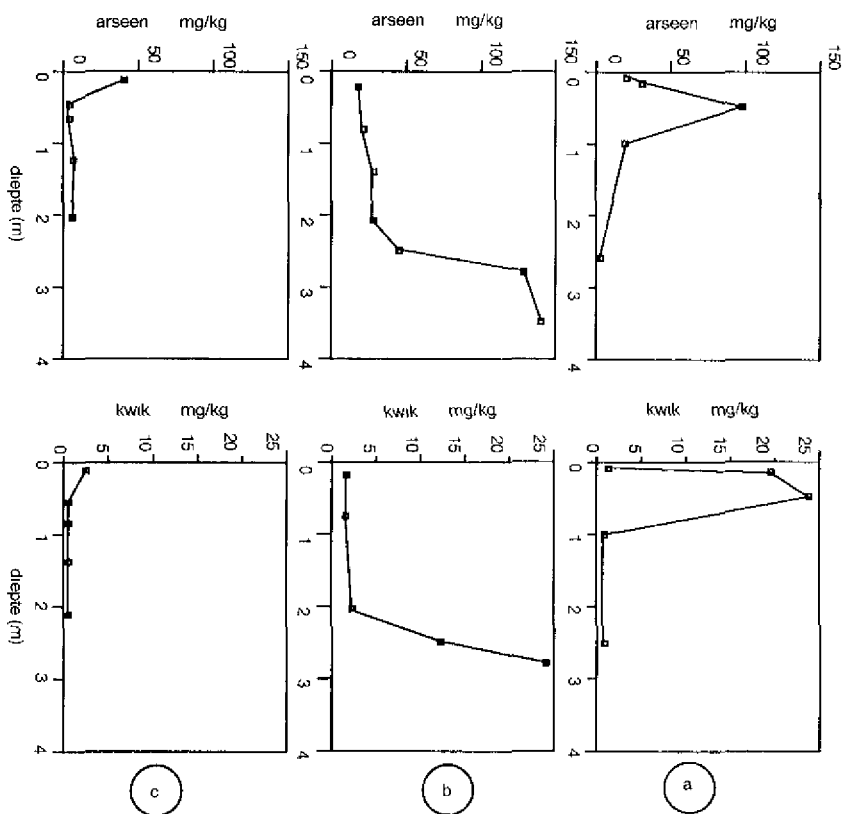
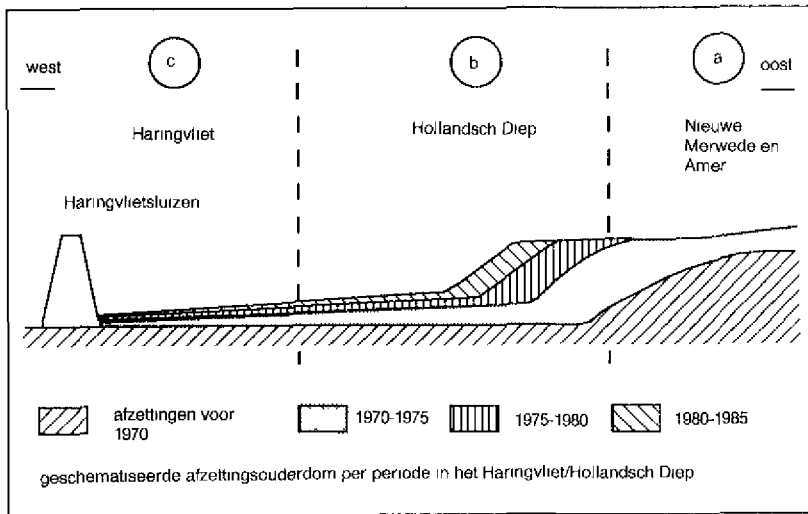
Parameter		per klasse (%)			
	aantal	1	2	3	4
Zware metalen					
Chroom	1195	71	15	13	1
Nikkel	1125	50	18	29	3
Koper	1180	42	27	30	1
Zink	1224	19	52	25	4
Cadmium	878	13	50	33	4
Kwik	1113	35	41	23	1
Lood	1199	49	20	28	3
Arseen	1084	83	7	7	3
Organische microverontreinigingen					
Hexachloorbenzeen	256	41	11	48	0
Hexachloorbutadieen	0	0	0	0	0
α -HCH	151	83	8	9	0
β -HCH	157	62	9	29	0
γ -HCH	124	87	6	7	0
Aldrin	118	83	3	14	0
Dieldrin	112	91	1	8	0
Endrin	115	86	0	14	0
Heptachloor	125	78	2	20	0
Heptachloorepoxyde	114	87	3	10	0
α -Endosulfan	119	82	0	18	0
DDT (incl. DDD en DDE)	99	83	2	14	1
Som Chloorkoolw.st	125	92	3	5	0
PCB-28	645	32	19	29	20
PCB-52	646	31	15	32	22
PCB-101	670	30	18	37	15
PCB-138	675	30	16	39	15
PCB-153	691	30	16	40	14
PCB-180	662	31	27	36	6
Som 6 PCB's	578	34	9	27	30
Minerale Olie (IR)	994	32	61	5	2
EOX	1018	56	7	32	5
Fluorantheen	1138	41	18	33	8
Benz(b)fluorantheen	1110	38	10	43	9
Benzo(k)fluorantheen	1058	62	13	22	3
Benzo(a)pyreen	1122	25	28	40	7
Benzo(ghi)peryleen	1083	28	34	33	5
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1086	28	34	32	6
Som PAK's Borneff	1117	32	19	39	10
Naftaleen	133	50	31	17	2
Chryseen	128	24	34	37	5
Fenantreen	135	20	26	48	6
Antraceen	141	54	33	9	4
Benz(a)antraceen	118	20	35	40	5

Tabel 3.18 Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodembedgevens van het benedenrivierengebied (Rijkswateren). Toetsing volgens interimnormering van RWS (1988).

Parameter	aantal	per klasse (%)			
		1	2	3	4
Zware metalen					
Chroom	404	52	22	25	1
Nikkel	396	38	27	33	2
Koper	389	16	33	49	2
Zink	395	6	60	31	3
Cadmium	371	6	50	42	2
Kwik	387	17	39	42	2
Lood	388	34	21	44	1
Arseen	394	77	14	7	2
Organische microverontreinigingen					
Hexachloorbenzeen	219	11	31	58	0
Hexachloorbutadieen	41	12	39	49	0
α -HCH	108	83	15	2	0
β -HCH	129	46	27	27	0
γ -HCH	108	70	19	11	0
Aldrin	29	3	21	73	3
Dieldrin	51	2	14	80	4
Endrin	14	14	36	50	0
Heptachloor	30	0	17	76	7
Heptachloorepoxide	23	0	17	79	4
α -Endosulfan	29	0	14	86	0
DDT (incl. DDD en DDE)	6	0	0	100	0
Som Chloorkoolw.st	8	13	38	49	0
PCB-28	260	3	27	47	23
PCB-52	254	4	37	40	19
PCB-101	282	3	21	57	19
PCB-138	288	3	23	49	25
PCB-153	289	3	18	58	21
PCB-180	239	4	47	37	12
Som 6 PCB's	216	4	12	44	40
Minerale Olie (IR)	402	22	70	6	2
EOX	400	50	5	39	6
Fluorantheen	406	28	20	44	8
Benz(b)fluorantheen	406	17	9	61	13
Benzo(k)fluorantheen	406	50	15	33	2
Benzo(a)pyreen	382	9	25	58	8
Benzo(ghi)peryleen	372	15	27	55	3
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	372	13	31	53	3
Som PAK's Borneff	374	18	10	60	12
Naftaleen	195	22	36	38	4
Chryseen	220	10	26	55	9
Fenantreen	231	6	23	58	13
Antraceen	202	16	45	31	8
Benz(a)antraceen	210	11	28	51	10

Tabel 3.19 Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodemegevens van de regionale wateren. Toetsing volgens interimnormering van Rijkswaterstaat (1988).

Parameter	aantal	per klasse (%)			
		1	2	3	4
Zware metalen					
Chroom	1370	92	4	3	1
Nikkel	1360	69	13	15	3
Koper	1353	53	31	14	2
Zink	1346	34	59	6	1
Cadmium	1272	53	44	3	1
Kwik	1224	52	36	11	1
Lood	1352	61	17	20	2
Arseen	1364	90	6	3	1
Organische microverontreinigingen					
Hexachloorbenzeen	262	81	14	5	0
Hexachloorbutadieen	17	88	6	0	6
Pentachloorbenzeen	4	75	25	0	0
α -HCH	245	88	7	4	1
β -HCH	232	90	8	1	1
γ -HCH	245	77	18	4	1
Aldrin	215	82	16	1	1
Dieldrin	239	65	29	5	1
Endrin	187	76	16	7	1
Heptachloor	176	92	6	1	1
Heptachloorepoxyde	189	89	8	2	1
α -Endosulfan	207	71	22	7	0
DDT (incl. DDD en DDE)	141	27	22	47	4
Som Chloorkoolw.st.	119	79	11	8	2
PCB-28	302	59	29	9	3
PCB-52	296	56	31	10	3
PCB-101	303	49	39	9	3
PCB-138	322	34	47	16	3
PCB-153	317	36	47	14	3
PCB-180	294	53	35	9	3
Som 6 PCB's	230	50	35	10	5
Minerale Olie (IR)	547	70	25	3	2
EOX	1005	90	2	6	2
Fluorantheen	1276	55	10	24	11
Benz(b)fluorantheen	1256	49	8	30	13
Benzo(k)fluorantheen	1262	69	7	20	4
Benzo(a)pyreen	1268	37	26	28	9
Benzo(ghi)peryleen	1171	37	32	25	6
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	1253	40	28	25	7
Som PAK's Borneff	1262	45	16	26	13
Naftaleen	611	81	14	4	1
Chryseen	1058	35	27	27	11
Fenantreen	796	39	25	25	11
Antraceen	793	67	21	8	4
Benz(a)antraceen	1065	36	26	28	10



Figuur 3.9 Verontreiniging waterbodembodem Haringvliet, Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede en Amer. Bron: van OTTERLOO e.a., 1987.

3.4.3. Beoordeling deelgebieden zoete wateren

Een meer specifieke beoordeling van de waterbodembodemkwaliteit kan het beste plaats vinden aan de hand van een indeling naar de aard van de vervuilde gebieden:

- sedimentatiegebieden Hollandsch Diep e.o. en Ketelmeer;
- uiterwaarden;
- kas- en tuinbouwgebieden;

- akkerlandbouwgebieden;
- veeteeltgebieden;
- stadsgrachten;
- industriehavens;
- jachthavens;
- scheepvaartkanalen;
- natuurgebieden.

In een aantal van deze gebieden is specifiek onderzoek uitgevoerd, waarvan de belangrijkste uitkomsten in deze nota worden toegelicht. Voor de overige gebieden wordt een eerste indruk gegeven op basis van een statistische verwerking van de gegevens die bij de inventarisatie van de waterbodemkwaliteit zijn verkregen.

Sedimentatiegebieden

In de sedimentatiegebieden aan de benedenloop van Rijn en Maas (Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede, Biesbosch en Ketelmeer) is sprake van sterke verontreiniging met onder andere cadmium, kwik, PAK's en PCB's (figuur 3.9).

In 1970 is door de afsluiting van het Haringvliet de waterloopkundige situatie in het benedenrivierengebied veranderd. Er stelden zich nieuwe evenwichtsprofielen in op de verschillende riviertakken.

In het Hollandsch Diep is sprake van een laagsgewijze opbouw, waarbij sterk vervuild sediment langzamerhand afgedekt wordt met nieuw, minder vuil sediment. In het Haringvliet is de sedimentatie slechts beperkt, waardoor in de toplaag nog steeds verhoogde gehalten aan verontreinigingen voorkomen uit de jaren zeventig.

De verontreinigingssituatie in de Nieuwe Merwede, Amer en het bovenstroomse deel van het Hollandsch Diep verschilt van die in de overige genoemde wateren, doordat daar slechts tijdelijk sprake is geweest van een sedimentatiegebied. In de zeventiger jaren is hier het evenwichtsprofiel reeds bereikt. Na die tijd treedt buiten de scheepvaartgeul nagenoeg geen sedimentatie meer op. Het sterk vervuilde sediment uit de jaren zeventig maakt hier dan ook blijvend deel uit van de toplaag (figuur 3.9).

In het Ketelmeer heeft de verspreiding van verontreinigde stoffen plaatsgevonden over vrijwel het gehele meer. Het gebied bij Ketelmond, waar de dikste sedimentlaag wordt aangetroffen, bevat overwegend klasse 4 specie. In het centrale en westelijke deel van het Ketelmeer, waar behalve in de diverse putten een dunne sedimentlaag wordt aangetroffen, is sprake van zowel klasse 3 als klasse 4 specie. In enkele erosiegebieden wordt schone specie aangetroffen.

Voor een nadere beschrijving van de kwaliteit van de waterbodem van de sedimentatiegebieden wordt verwezen naar [van OTTERLOO e.a., 1987] (Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede), [RWS, 1988c] (Biesbosch) en [DRIEBERGEN e.a., 1988] (Ketelmeer).

Uiterwaarden

De uiterwaarden zijn duidelijk verontreinigd, zoals bijvoorbeeld blijkt uit tabel 3.20 en 3.21. In de tabellen worden gegevens van recent afgezet sediment vergeleken met de baseline voor de sedimentkwaliteit.

Tabel 3.20 Gemiddelde gehalten zware metalen van slib in de uiterwaarden van Rijn en Waal (standaardbodem). Bron: ZSCHUPPE e.a., 1988, WL, 1982 en LAC, 1986.

jaar	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg	As
baseline	68	13	72	21	0,25	29	0,20	12
1959	1194	150	428	299	6,5	55	4,85	88
1970	864	144	368	257	10,5	54	5,60	49
1972	1148	162	398	284	12,5	56	5,15	32
1981	660	99	233	168	6,7	55	-	-
1987	491	68	-	124	3,3	-	-	-
signalerings- waarde	2500	400	600	700	30	100	15	100
kwaliteitsdoel- stelling 2000	480	35	480	530	2	35	0,5	85
LAC grasland *	350	30/80**	-	150	3	-	2	
LAC consumptie *	350	200	-	200	1	-	2	

* LAC klei/veengronden

** schapen en runderen

Tabel 3.21 Gemiddelde gehalten zware metalen van slib in de uiterwaarden langs de Maas (standaardbodem) Bron: ZSCHUPPE e a., 1988, WL, 1982, LAC, 1986

jaar	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Hg	As
baseline	68	13	72	21	0,25	29	0,2	12
1958	1584	144	138	381	22,1	49	3,5	48
1970	1347	119	159	358	16,0	48	3,3	32
1980	1140	87	70	235	10,0	32	-	-
1984	832	71	37	220	8,0	38	-	-
signalerings- waarde	2500	400	600	700	30	100	15	100
kwaliteitsdoel- stelling 2000	480	35	480	530	2	35	0,5	85
LAC grasland *	350	30/80**	-	150	3	-	2	
LAC consumptie *	350	200	-	200	1	-	2	

* LAC klei/veengronden

** schapen en runderen

Duidelijk is ook hier de toename van de gehalten tot midden zeventiger jaren. Nadien is sprake van een kwaliteitsverbetering van het aangevoerde sediment.

Uit een vergelijking van de gehalten met de herziene signaleringswaarde waterbodem [RWS, 1988a] blijkt, dat deze waarde gemiddeld genomen niet wordt overschreden. De gehalten voor de meeste metalen zijn nog echter wel beduidend hoger dan de kwaliteitsdoelstelling 2000.

Voor een uitgebreidere toetsing van de uiterwaarde kwaliteit aan de normen wordt verwezen naar het rapport "Bodemverontreiniging in de uiterwaarden" [DEMON e.a., 1989].

De LAC-signaalwaarden geven een indicatie voor het risico van consumptie van producten die op de betreffende grond verbouwd worden. Consumptie van gewassen die in de uiterwaarden worden verbouwd, waar de LAC-waarde wordt overschreden, levert risico's op voor de volksgezondheid. Voor een aantal stoffen wordt deze LAC-waarde overschreden.

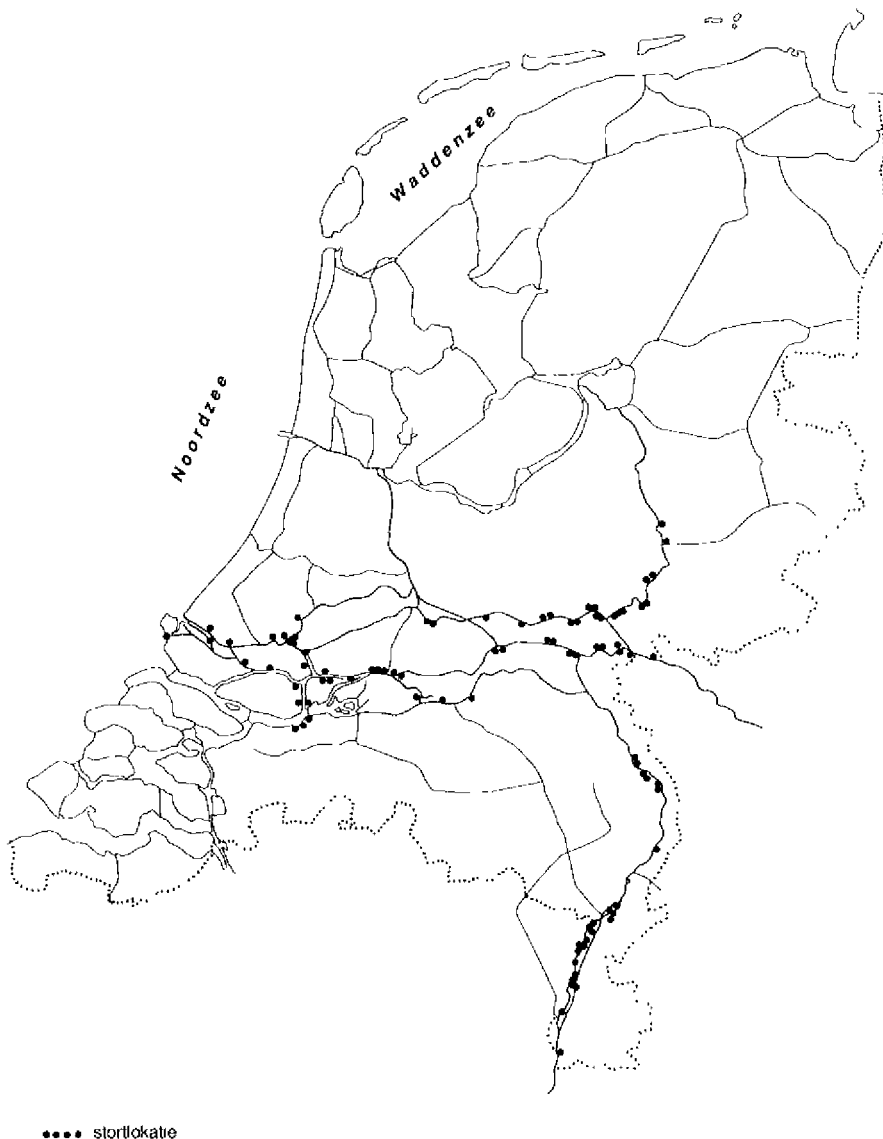
De kwaliteit van de uiterwaarden is overigens niet op alle plaatsen dezelfde. Er zijn verschillende factoren aan te wijzen die van invloed zijn op de verontreinigingsgraad van het in de uiterwaarden afgezette slib. Deze factoren blijken in tijd en plaats te verschillen. De eerste factor is de kwaliteit van het rivierwater en het meegevoerde slib. De tweede factor - met name voor de uiterwaarden langs de Rijn - is de overstromingsfrequentie. Deze frequentie wordt bepaald door het afvoerverloop, topografie en de hoogte van kades.

Uit onderzoek is gebleken dat er voor de zware metalen en de organische microverontreinigingen met uitzondering van de PAK's een zeer duidelijk verschil is in de kwaliteit van het slib dat onder normale afvoercondities van de Rijn wordt afgezet en het zogenaamde erosieslib dat alleen bij hoge afvoeren getransporteerd wordt en minder verontreinigd is [ZSCHUPPE e.a., 1988, JAPENGA, e.a., 1988].

Dit betekent dat gedeelten van de uiterwaarden die reeds bij relatief lage rivierafvoeren geïndeerd raken, vuiler zijn dan de gedeelten die eerst bij veel hogere rivierafvoeren onder water komen te staan.

Voor de Maas is het verschil in kwaliteit tussen het slib bij normale afvoerfluctuaties en het erosieslib bij hoge afvoer minder groot. Dit moet waarschijnlijk worden toegeschreven aan de uitdamping van afvoergolven door de vele stuwen [ZSCHUPPE e.a., 1988]. Overigens wordt in een deel van het winterbed van de onbedijkte Maas in Zuid-Limburg ter hoogte van het Julianakanaal, waar wel grote waterstandsfluctuaties voorkomen, ook een zeer duidelijke relatie gevonden tussen de overstromingsfrequentie en kwaliteit van de toplaag. De gehalten in de bodem, die vaker wordt overstroomd, zijn beduidend hoger [RANG e.a., 1985].

Op een groot aantal lokaties in het winterbed van de rivieren is in het verleden afval gestort. In figuur 3.10 zijn lokaties, die uit een eerste inventarisatie naar voren kwamen, aangegeven. In het algemeen is weinig bekend over de verontreiniging van het gestorte materiaal. Het materiaal kan bestaan uit de volgende typen: huisvuil, baggerspecie, schoon puin, mijnsteen, vliegias, chemisch afval en bedrijfsafval.



Figuur 3 10 Stortlokaties in de uiterwaarden. Bron: DEMON e a., 1989.

Kas- en tuinbouwgebieden

Van kas- en tuinbouwgebieden zijn gegevens bekend van een zeventigtal punten, die alle gelegen zijn in regionale wateren. Circa 25 % van deze punten blijkt als gevolg van verhoogde PAK gehalten niet aan de signaleringswaarde te voldoen. Voor zover organochloorbestrijdingsmiddelen bepaald zijn, voldoen deze in alle gevallen aan de signaleringswaarde en met uitzondering van DDT, α -endosulfan en in één monster de drins ook aan de toetsingswaarde. Bij de PAK's ligt het gehalte in globaal de helft van de monsters boven de toetsingswaarde.

Landbouwgebieden

In recent onderzoek in de Noordoostpolder, een intensief landbouw-, tuinbouw- en fruitteeltgebied, zijn op verschillende lokaties in de waterbodems

de volgende stoffen aangetroffen: HCB, aldrin, dieldrin, endrin, endosulfan, DDD, DDE, DDT, dithiocarbamaten, atrazin en fluazifop-butyl [ZUIVERINGS-SCHAP WEST-OVERIJSSSEL, 1988]. Vooral het aantoonbaar voorkomen van de drie laatstgenoemde stoffen met gehalten aan dithiocarbamaten tot 9,9 mg/kg, atrazin tot 1,1 mg/kg en fluazifop-butyl tot 0,75 mg/kg is opmerkelijk, omdat het stoffen betreft die in het algemeen goed oplosbaar zijn in water en in het sediment niet of slechts in zeer lage concentraties worden verwacht. Opvallend is, dat diverse thans verboden bestrijdingsmiddelen zoals DDD, DDT en aldrin door hun persistentie op enkele lokaties nog steeds in duidelijk aantoonbare hoeveelheden (0,01 tot 1 mg/kg) voorkomen.

Landelijk zijn gegevens van 190 punten bekend, waarbij 54 (29 %) niet aan de toetsingswaarde voldoen, en 15 (8 %) niet aan de signaleringswaarde. Aanleiding voor deze overschrijding zijn metalen (met name kwik) en PAK's, waarbij beide parametergroepen in vergelijkbare mate verantwoordelijk zijn voor de normoverschrijding.

Veeteeltgebieden

Er zijn op dit moment gegevens van 217 bemonsteringspunten bekend waar de beïnvloeding voornamelijk het gevolg is van veehouderij. Op circa 8 % van de punten is de verontreinigingssituatie zodanig, dat sprake is van overschrijding van de signaleringswaarde. Verantwoordelijk hiervoor zijn, zoals ook uit het totaaloverzicht blijkt, de PAK's. Ook PCB's komen, alhoewel in mindere mate onderzocht, op enkele punten naar voren als belastende parameters. Een oorzakelijk verband tussen deze verontreinigingen en de bedrijfsvoering is onbekend.

Stedelijke gebieden

Van de in totaal 128 waterbodempunten in stedelijke gebieden waar de kwaliteit bepaald is bij 27 (21 %) sprake van een dusdanige verontreiniging dat de signaleringswaarde wordt overschreden. De aanleiding hiervoor is in veruit de meeste gevallen een verontreiniging met PAK's. Als gekeken wordt naar de punten waar de toetsingswaarde wordt overschreden, dan is dit het geval op 66 % van de lokaties. Naast PAK's blijken dan ook de metalen (kwik, koper, lood en nikkel) en in mindere mate PCB's hiervoor verantwoordelijk te zijn.

Industriehavens

Van de bemonsteringspunten in industriehavens overschrijdt een aanzienlijk deel de signaleringswaarde: 56 van de 160 punten (35 %). Ook hier spelen PAK's een belangrijke rol in het tot stand komen van het eindoordeel, met als tweede groep parameters de PCB's. De PCB's zijn echter op slechts 50 % van de punten bepaald. In de havens voldoet maar één meetpunt aan de basiskwaliteit.

Jachthavens

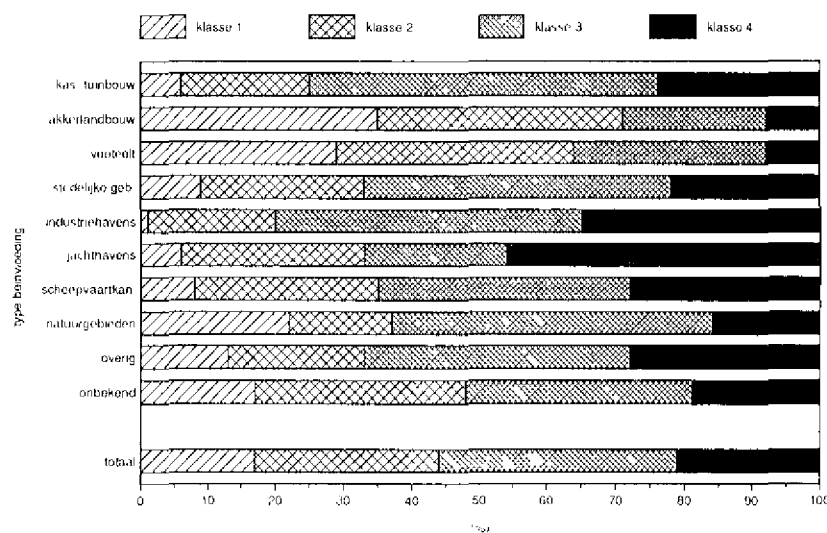
Bij jachthavens komen, evenals bij de industriehavens in een aanzienlijk deel van de onderzochte waterbodemmonsters hoge gehalten aan verontreinigingen voor. Op 15 van de 33 onderzochte punten wordt niet voldaan aan de signaleringswaarde. In vergelijking met de industriehavens ligt de oorzaak in de jachthavens veel minder vaak bij PAK's. Het grote probleem lijkt hier veroorzaakt te worden door PCB's. Bij het vergelijken van de totaalen voor de rijks- en regionale wateren komt overigens naar voren dat het PCB-probleem zich vooral in de rijkswateren lijkt voor te doen (zie ook voorgaande tabellen 3.17, 3.18 en 3.19).

Scheepvaartkanalen

Een voorlopige indicatie is dat verhoogde PAK-gehalten in alle wateren met een intensieve scheepvaart (inclusief recreatievaart) voorkomen. De toetsingswaarde wordt mede als gevolg hiervan op 86 van de 131 onderzochte lokaties (66 %) overschreden. Naast PAK's zijn ook de PCB's in vergelijkbare mate verantwoordelijk voor de normoverschrijding

Natuurgebieden

In totaal zijn van 73 punten gelegen in natuurgebieden gegevens over de waterbodemsamenstelling bekend. Op slechts 16 van deze lokaties (22 %) wordt aan de basiskwaliteit voldaan. Dit percentage ligt maar enkele procenten boven het gemiddelde over alle meetpunten (16 %). Als belangrijkste oorzaak voor de overschrijdingen gelden ook hier weer de PAK's, maar op het beperkt aantal punten waar PCB's zijn gemeten wordt ook voor deze parametergroep frequent een overschrijding van de basiskwaliteit geconstateerd. Metalen blijken relatief minder aanleiding te geven tot overschrijding van normen.



Figuur 3.11 Verontreinigingsniveau per type gebied gebaseerd op de interimnormering Bron RWS

3.4.4 Beoordeling deelgebieden zoute wateren

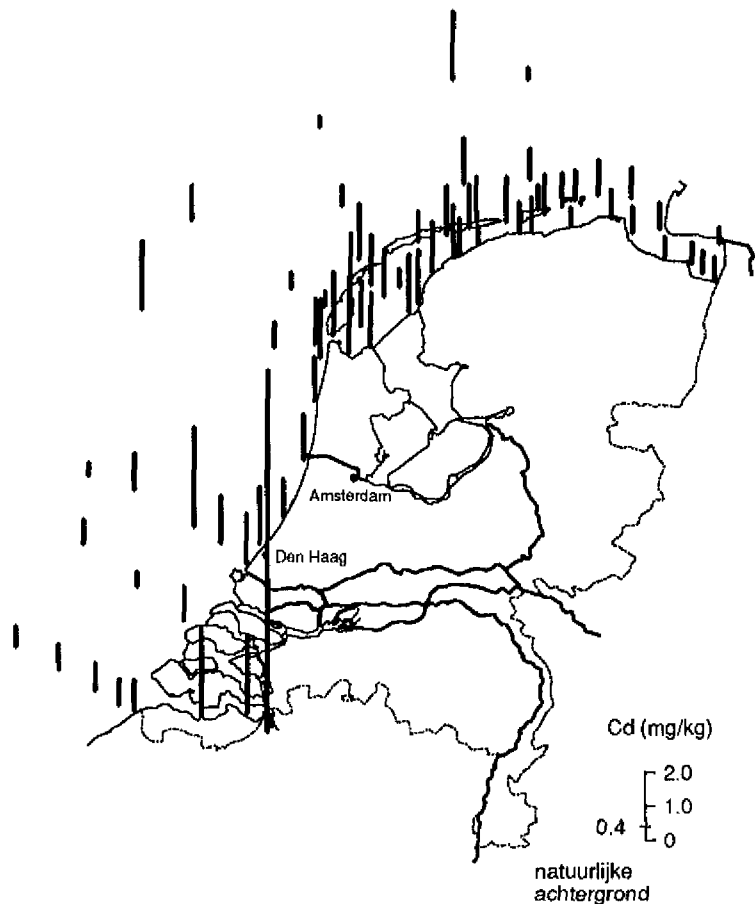
Specifieke gebieden, waarvoor de waterkwaliteit voor de bestaande situatie wordt beoordeeld, zijn de Noordzeekust, de Waddenzee, de Westerschelde en de Oosterschelde.

Noordzeekust en Waddenzee

Het transport van verontreinigd slib uit de Rijn en de Maas vindt voornamelijk plaats in een stroom van circa 20 km breedte vanuit de kust (kustrivier). De waterbodem in deze kustrivier blijkt ten opzichte van de bodem op grotere afstand uit de kust duidelijk verontreinigd met zware metalen en organische microverontreinigingen. Enkele voorbeelden: de bodem nabij de kust bevat 50 % meer cadmium en zink dan de bodem verder op zee, de PCB-gehalten zijn in de kuststrook een factor 3 hoger dan verder op zee. Een

beeld van de ruimtelijke verdeling van de stoffen cadmium, PCB-153 en hexachloorbenzeen (HCB) in een deel van de Noordzee en de Waddenzee vindt men in de figuren 3.12, 3.13 en 3.14.

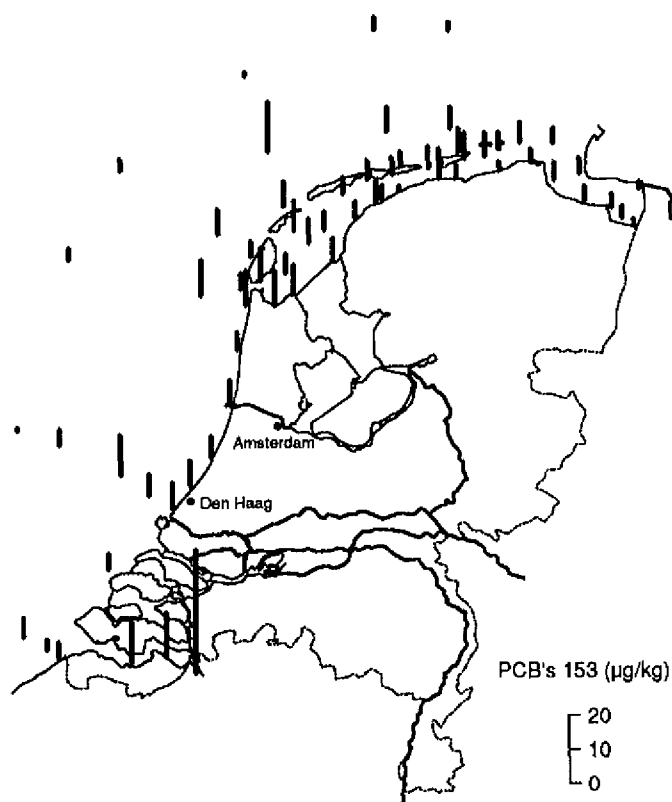
De kwaliteit van de waterbodem in de Waddenzee wordt in belangrijke mate bepaald door de invoer en sedimentatie van slib afkomstig uit de Rijn en de Maas. Uit recent onderzoek [MISDORP e.a., 1988] blijkt, dat na 1980 een daling optreedt van de gehalten van zware metalen in de waterbodem van de Waddenzee. De reductiefactoren voor een aantal zware metalen zijn opgenomen in tabel 3.22. Deze daling verloopt beduidend langzamer dan de afname van de vrachten. De waterbodem reageert vertraagd op de vrachtreducties. Een nadere toelichting op dit verschijnsel is gegeven in paragraaf 5.1.2.



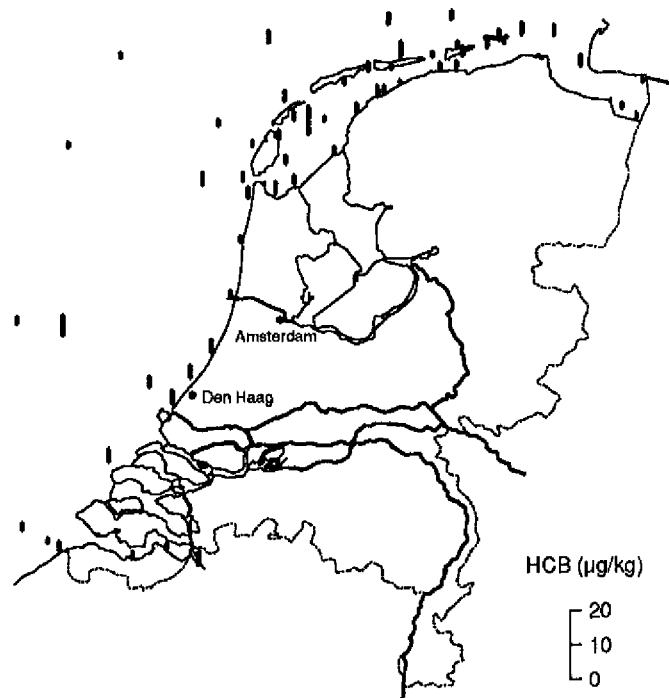
Figuur 3.12 Cadmiumgehalte in de waterbodem (slibfractie < 63 µm) van de Noordzee (1986), de Waddenzee (1988) en de Westerschelde (1989)
Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.

Verontreinigd rivierslib uit de Schelde, dat vanuit België wordt aangevoerd (circa 0,5 miljoen ton per jaar), bezinkt grotendeels in het oostelijk gedeelte van de Westerschelde. Als gevolg hiervan zijn in de bodem in dit gedeelte van de Westerschelde grote hoeveelheden zware metalen en organische microverontreinigingen geaccumuleerd. De gehalten van cadmium en kwik zijn een factor 3 à 6 verhoogd ten opzichte van het niveau in 1930. Verder zeewaarts neemt de vervuiling van de waterbodem af, omdat menging met relatief schoon zeeslib plaatsvindt.

De kwaliteit van de waterbodem in de Oosterschelde wordt nauwelijks beïnvloed door de verspreiding van slib uit de rivieren Rijn, Maas en Schelde. Over het algemeen is de kwaliteit dan ook goed. Wel bestaan er lokale problemen als gevolg van activiteiten in en om (voormalige) havens in het gebied. Hier worden sterk verhoogde concentraties van polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en organotinverbindingen aangetroffen. Plaatselijk ligt hierdoor het verontreinigingsniveau van de waterbodem op dat van klasse 4 specie.



Figuur 3.13 Gehalte PCB-153 in de waterbodem (slibfractie < 63 µm) van de Noordzee (1986), de Waddenzee (1988) en de Westerschelde (1989).
Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.

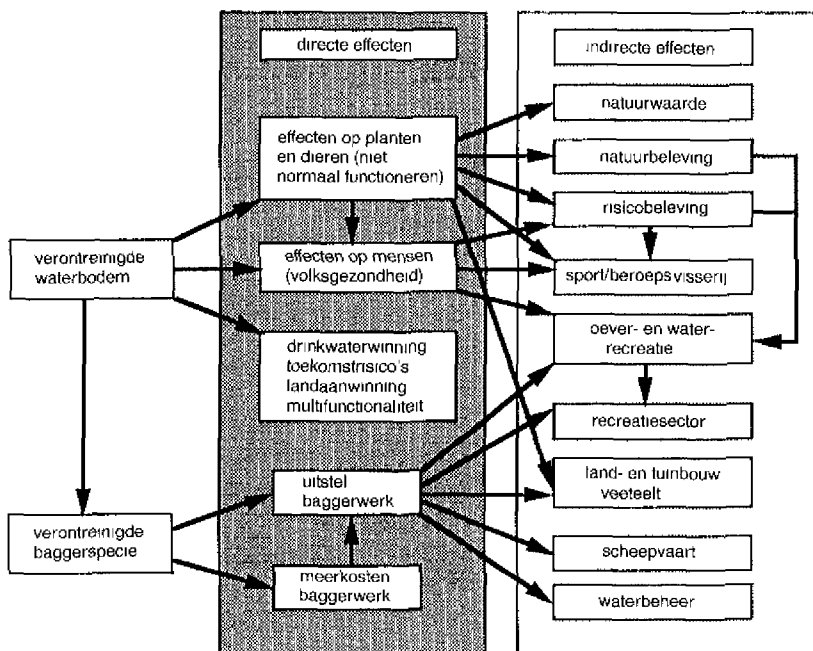


Figuur 3 14 Gehalte hexachloorbenzeen in de waterbodem (slibfractie < 63 µm) van de Noordzee (1986), de Waddenzee (1988) en de Westerschelde (1989). Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.

Tabel 3.22 Afname in vrachten Rijn en concentratie Wadbodem. Bron: MISDORP e.a., 1988.

Stof	Haringvliet en Nieuwe Waterweg (ton/jaar)		Reductiefactor		Wadbodem (mg/kg)	
	1980	1985	vrachten	Wadbodem	1980	1985
Cadmium	71,5	11,7	6,1	1,5	1,9	1,3
Kwik	10,5	2,5	4,2	1,6	0,7	0,45
Nikkel	700	281	2,5	1,1	30,7	28,1
Chroom	1080	285	3,8	1,4	133	98
Zink	5359	1882	2,9	1,3	250	188
Koper	573	185	2,7	1,7	30,3	26,1
Arseen	323	160	3,6	1,2	22,5	18,5
Lood	535	164	6,4	1,2	80	65,1

De verbetering van de bodemkwaliteit van de Waddenzee door saneringen in de Rijn en de Maas wordt vertraagd door het bioturbatieproces in de bodem. Deze bioturbatie treedt met name op in de bovenste 15 cm van de bodem en heeft tot gevolg, dat het aangevoerde, relatief schone slib voortdurend wordt gemengd met relatief meer verontreinigd sediment uit diepere lagen



Figuur 4.1 Effecten van verontreinigde waterbodems voor planten, dieren en volksgezondheid Bron: van de PLOEG e.a., 1989

4 Effecten van verontreinigde waterbodem

De effecten van giftige stoffen in het aquatisch systeem zijn, juist door de aanwezigheid van slib, lange tijd gecamoufleerd geweest. Door langzame oplading van en accumulatie in de bodem, met name in sedimentatiegebieden, is de wet van behoud van ellende echter actueel. De verontreiniging van de bodem houdt veel langer stand dan de verontreiniging van het bovenstaande water, hetgeen via nalevering naar de voedselkringloop nog geruime tijd consequenties heeft. De verontreiniging van de waterbodem heeft directe effecten op het functioneren van de planten en dieren, het verhoogt de risico's met betrekking tot de volksgezondheid en leidt tot uitstel of hogere kosten van baggerwerken. Deze directe effecten hebben echter ook verder strekkende maatschappelijke gevolgen, onder meer voor de visserij, recreatie en scheepvaart (zie figuur 4.1).

Voor een algemene beschrijving van de verschillende effecten aan de hand van figuur 4.1 kan verwezen worden naar de studie "Baten Sanering Waterbodem" van het Instituut voor Milieuvraagstukken. In deze studie zijn tevens de nadelige effecten en mogelijke baten van sanering in een tiental watersystemen met vervuilde waterbodems beschreven. Daarbij komen de specifieke effecten in verschillende typen wateren duidelijk naar voren. Een uitgebreidere beschrijving van de effecten is te vinden in de lezingenbundel van de studiedag "Effecten van verontreinigde waterbodems op het aquatisch milieu" [STORTELDER e.a., 1988].

Over de effecten van de bodemverontreiniging in de uiterwaarden is in het kader van de derde Nota waterhuishouding apart gerapporteerd [DEMON e.a., 1989].

Als de belangrijkste negatieve effecten van de waterbodemverontreiniging zijn aan te merken:

- risico's voor de volksgezondheid;
- effecten op flora en fauna;
- toekomstrisico's in verband met verspreiding van verontreiniging vanuit waterbodem;
- beperking van functies zoals scheepvaart, recreatie, natuurbeleving, etc.;
- meerkosten baggerspecieverwerking en -berging.

4.1 Risico's voor de volksgezondheid

Directe effecten van waterbodemverontreiniging op de volksgezondheid zijn in ons land nog niet geconstateerd. Een uitgebreide risico evaluatie is evenwel niet uitgevoerd. De mens kan in beginsel via verschillende routes blootgesteld worden aan de verontreinigingen in waterbodems:

- dermaal contact met vuil slib;
- ingestie van vuil slib;
- consumptie van vis, gewassen en dergelijke waarin verontreinigingen vanuit de waterbodem geaccumuleerd zijn;
- drinkwater.

4.1.1 Dermaal (via de huid)

Huidcontact met verontreinigd sediment kan plaatsvinden bij activiteiten in of op de waterbodem, bijvoorbeeld bij (oever)recreatie of bij de uitvoering van baggerwerk.

In de praktijk is bij de uitvoering van onderhoudsbaggerwerk een enkele maal sprake geweest van huidirritaties bij direct betrokkenen. De oorzaak hiervan kon niet achterhaald worden.

Van een aantal van de meest aangetroffen waterbodemverontreinigingen is nagegaan of bij de in de praktijk aangegeven concentraties (in sterk vervuilde situaties) directe effecten op de menselijke huid te verwachten zijn. Tabel 4.1 geeft hiervan een overzicht [JANUS e.a., 1988].

Tabel 4.1 Indicatie van mogelijke effecten op de menselijke huid bij blootstelling aan verontreinigde waterbodems. Bron: JANUS e.a., 1988.

Verontreiniging	beoordeeld gehalte (mg/kg droge stof)	effect van het beoordeelde gehalte
cadmium	20	geen effect
koper	150	" "
kwik	5	" "
tin	10	" "
2,4-dichlooraniline	1	effect onwaarschijnlijk
hexachloorbenzeen	5	geen effect
pentachloorfenol	-	" "
benz(a)pyreen	100	effect mogelijk
fluorantheen	100	" "
PCB-52	0,1	effect onwaarschijnlijk
PCB-153	0,1	" "
Aroclor 1254	-	" "
TCDD	0,01	kans op effect gering
TCDF	0,1	" " " "

Uit de tabel blijkt dat de kans op effecten op de menselijke huid bij blootstelling aan verontreinigde waterbodems voor de meest voorkomende stoffen klein of verwaarloosbaar zijn.

Voor de zware metalen, HCB en pentachloorfenol zijn geen nadelige effecten te verwachten. Voor PCB's geldt hetzelfde, mede gezien het feit dat de aangegeven concentraties ordes van grootte lager liggen dan die waarbij in het experimenteel onderzoek nog enig effect wordt waargenomen.

Voor carcinogene verbindingen (PAK's) kan alleen op basis van risicofactoren een nog te accepteren ondergrens aangegeven worden. Wanneer aangenomen wordt dat de inductie van tumoren bij blootstelling via de huid met dezelfde frequentie zal voorkomen als bij blootstelling via de mond, kan een voorlopige risicoschatting gemaakt worden [van de GUCHTE e.a., 1989]. Het blijkt dat risico's voor de dermale blootstellingsroute belangrijk lager zijn dan die van opname via de mond en meer dan twee ordes van grootte lager dan gemiddeld aangehouden wordt voor de opname van carcinogene stoffen via het normale voedselpakket. Niet-acceptabele risicofactoren voor de dermale opname van benzo(a)pyreen in de recreatieve situatie lijken pas bereikt te worden bij waterbodemgehalten van enkele honderden mg/kg droge stof.

Voor situaties in de arbeidssfeer wordt gebruik gemaakt van een classificatie van verontreinigd bodemmateriaal (klasse 0, 1T, 2T, 3T) [ARBEIDSINSPECTIE, 1989]. Bodems die carcinogene verbindingen bevatten, komen op grond daarvan in beginsel in de hoogste gevaar Klasse (3T) terecht. Aangenomen mag worden, dat bij saneringswerkzaamheden aan de waterbodems de potentiële opname van verontreinigingen door inademing geringer is dan in de terrestrische situatie. Deze aanname is gebaseerd op het feit dat in watersystemen intensieve uitwisselingsprocessen tussen lucht, water en waterbodem optreden, waardoor meer vluchtige verbindingen niet in de waterbodem accumuleren.

Op basis van de huidige indeling zijn richtlijnen aangegeven voor het hanteren van materialen met het gebruik van beschermende kleding en het opvolgen van arbeids-hygiënische voorschriften. Meer op de waterbodem toegesneden richtlijnen voor de waterbodemsanering zijn momenteel in bewerking. Daarbij zal zo mogelijk een indeling naar gevaar Klasse worden afgestemd op de normering waterbodems.

Naast de genoemde, routinematig gemeten stoffen, kunnen vele andere verbindingen huidirritaties en overgevoelheidsreacties teweeg brengen. Over het voorkomen van vele industriële chemicaliën en landbouwchemicaliën in de waterbodem zijn echter onvoldoende gegevens beschikbaar, waardoor een algehele beoordeling van mogelijke risico's voor de mens bij direct contact nog niet mogelijk is. Van nature voorkomende stoffen (mycotoxines) of organismen (blauwalgen, bacteriën, platwormlarven) kunnen overigens evenzeer verantwoordelijk zijn voor het ontstaan van huidirritaties [van DONK e.a., 1988].

4.1.2 Ingestie (via de mond)

In het bodemsaneringsbeleid wordt verondersteld dat met name kinderen tussen de 1,5 en 3 jaar oud in contact kunnen komen met bodemverontreinigingen door het 'opeten' van grond. Voor de waterbodemsituatie lijkt een inname van 20 mg droge stof per speeldag een redelijke inschatting te zijn. Verder wordt ervan uitgegaan dat er per jaar 30 speeldagen zijn.

Voor stoffen, waarvan op grond van de huidige kennis verondersteld wordt dat zij pas nadelige effecten tot gevolg kunnen hebben, nadat de concentratie in het lichaam een drempelwaarde heeft overschreden, kan aangegeven worden welke hoeveelheden maximaal per dag opgenomen zouden kunnen worden zonder dat schadelijke neveneffecten ontstaan.

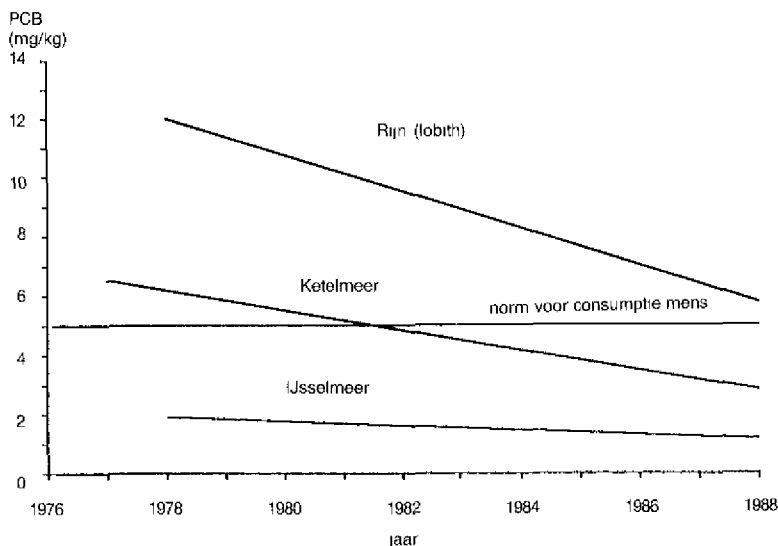
Voor enkele niet-carcinogene verontreinigingen zijn daaruit afgeleide maximaal te accepteren concentraties weergegeven in tabel 4.2. Hierbij is aangehouden een maximale bijdrage vanuit de waterbodem aan de totale lichaamsbelasting van 5 %. De afgeleide waarden liggen nog vele malen hoger dan gehalten die tot nu toe in extreem vervuilde situaties zijn aangetroffen.

Tabel 4.2 Risico-concentraties van enkele waterbodemverontreinigingen voor opname van stoffen via de mond Bron: van de GUCHTE e a , 1989.

cadmium	190 mg/kg droge stof
koper	36210 "
kwik	130 "
HCB	130 "
PCB's	210 "

Voor carcinogene stoffen wordt gebruik gemaakt van een ander risicobeoordelingsmodel. Uitgegaan wordt van een risico - acceptatiegrens van een extra kanker geval per miljoen mensen (1×10^{-6}) bij blootstelling aan deze verbindingen gedurende het hele leven. Momenteel krijgt 1 op de 3 à 4 Nederlanders kanker.

Voor de beoordeling van humane risico's bij blootstelling aan verontreinigde waterbodems in de recreatieve situatie zou een risico - acceptatiegrens van 1 extra kanker geval per 20 miljoen mensen (2×10^{-7}) gehanteerd kunnen worden [van de GUCHTE e.a., 1989].



Figuur 4.2 PCB-gehalte in aal afkomstig uit de Rijn bij Lobith, uit het Ketelmeer en uit het IJsselmeer en de norm voor het PCB gehalte in aal voor menselijke consumptie. Bron. RIVO, DBW/RIZA.

Voor de meest kwetsbare groep van spelende kinderen wordt voor de recreatieve situatie het risico geschat op circa 2×10^{-9} bij blootstelling aan concentraties benzo(a)pyreen van 0,4 mg/kg droge stof. Dit gehalte komt bijvoorbeeld voor in het Ketelmeer. Het risico ligt meer dan een factor 100 lager dan berekend wordt voor de gemiddelde opname via het voedsel gedurende het hele leven ($1,5 \times 10^{-7}$). Pas bij sedimentgehalten van rond de 40 mg/kg droge stof benzo(a)pyreen komt het risico in dezelfde orde van grootte te liggen. Het risico van alle PAK's tezamen kan in de orde van 10 maal het risico voor benzo(a)pyreen bedragen, zowel voor opname door ingestie van sediment als voor opname via voedsel [van de GUCHTE e.a., 1989].

Uit de beschikbare gegevens over de kwaliteit van de Nederlandse waterbodems is af te leiden dat het zeer onwaarschijnlijk is, dat in de voor recreatie van betekenis zijnde zandige oevergedeeltes van open wateren gehalten voorkomen, die een overschrijding van de genoemde risico - acceptatiegrens tot gevolg zouden hebben.

4.1.3 Consumptie van gecontamineerde vis, gewassen en dergelijke

Vis

Verontreinigingen uit de waterbodem kunnen direct via het water en of indirect via het voedsel uiteindelijk in vis terecht komen. De gehalten in vis hangen onder andere af van de stoffeigenschappen, zoals de afbreekbaarheid (mate van persistentie), affiniteit voor vet (lipofiliteit) en de vorm waarin de verbinding in het milieu aanwezig is (biologische beschikbaarheid). Met name organische microverontreinigingen met een sterk lipofiel karakter hebben de neiging zich in het vetweefsel van vissen op te hopen. In paling worden de laatste jaren worden regelmatig hoge gehalten PCB's en andere organochloorverbindingen gevonden, afkomstig uit het stroomgebied in de Rijn [van de VALK e.a., 1989]. Uit figuur 4.2 blijkt evenwel dat er duidelijk sprake is van een dalende trend.

Voor diverse PCB-congeneren wordt regelmatig de Warenwetnorm overschreden [LAC, 1986]. Veelvuldige consumptie van paling uit deze gebieden leidt tot een te hoge blootstelling aan PCB's.

Ter plaatse van lokale verontreinigingen (bijvoorbeeld drins in de Hollandse IJssel en HCH in het Twentekanaal) worden soms zeer hoge gehalten aan bestrijdingsmiddelen in zoetwatervis aangetroffen. Consumptie van vis wordt in die gevallen afgeraden.

Gewassen

Door consumptie van gecontamineerde gewassen kan de mens eveneens blootgesteld worden aan de verontreinigingen uit de waterbodem. Zowel gewassen die direct op de waterbodem groeien (zeeaster, lamsoor en dergelijke) als gewassen afkomstig uit uiterwaarden of andere gebieden die meer of minder regelmatig overstromen, kunnen gecontamineerd zijn. Door de Landbouw Advies Commissie Milieucritische Stoffen (LAC) zijn signaalwaarden vastgesteld die met het oog op de volksgezondheid de grenzen aangeven van de maximaal toelaatbare verontreinigingen in landbouwbodems. In de uiterwaarden van zowel Rijn en Maas als enkele kleinere rivieren (Geul, Roer, Dommel) worden deze waarden op een groot aantal plaatsen overschreden. Recentelijk is onderzoek gedaan naar metaalgehalten in gewassen afkomstig van Maasoeveren [DRIEL e.a., 1987]. De Warenwetnorm voor cadmium werd overschreden in enkele bladgroente- en gerstemonsters en in een groot deel van de tarwemonsters. Voor lood en kwik werden geen normoverschrijdingen gevonden. De Warenwet voorziet niet in normen voor andere metalen, zodat een verdere beoordeling niet mogelijk is.

De kwaliteit van vloeis, afkomstig van vee uit de uiterwaarden geeft geen aanleiding tot zorg wat betreft de zware metalen. In melk van koeien, afkomstig uit de uiterwaarden zijn verhoogde PCB-gehalten aangetroffen. De gevonden gehalten bleven (in een beperkt onderzoek) beneden de geldende normen [DEMON e.a., 1989].

4.1.4 Drinkwater

Wanneer water voor de drinkwaterbereiding direct aan het oppervlaktewater onttrokken wordt, speelt de kwaliteit van de waterbodem ter plaatse van het innamepunt een ondergeschikte rol. Het drinkwater wordt veelal onttrokken op plaatsen waar sprake is van een redelijke verversing. Anders ligt het wanneer water voor de drinkwaterbereiding via oeverinfiltratie aan het oppervlaktewater onttrokken of uit het diepere grondwater gewonnen wordt.

Oeverinfiltratie vindt in het algemeen plaats op lokaties waar de doorlatendheid van de bodem relatief groot is, bijvoorbeeld in zandige gebieden. In dergelijke situaties is hooguit sprake van een dunne verontreinigde sliblaag. Dikke sliblagen zouden de infiltratie onmogelijk maken. Door de geringe dikte van de eventuele sliblaag en de filterende werking van het zandpakket, zal het oeverinfiltraat nauwelijks tot niet belast worden met sterk aan slib geadsorbeerde stoffen. Wel zullen de polaire opgeloste stoffen in het filtraat aangetroffen kunnen worden.

Het grondwater kan beïnvloed worden door de verontreinigingen in de waterbodem. Daardoor ontstaat een potentieel risico voor de drinkwatervoorziening. Dit toekomstrisico is nader uitgewerkt in paragraaf 4.3.

4.2 Effecten op flora en fauna

Afhankelijk van de verontreinigingsgraad van de waterbodem zullen effecten optreden in de richting van aquatische levensgemeenschappen. In [STORTELDER e.a., 1989] worden voor de zoete wateren de getalswaarden genoemd, waarbij op basis van laboratoriumgegevens juist geen effecten op populaties worden verwacht; dit zijn de zogenaamde ecotoxicologische waarden. De op basis van deze waarden afgeleide normen in de derde Nota waterhuishouding zijn opgenomen in bijlage 1. In paragraaf 3.4 is reeds ingegaan op de toetsing van de waterbodemkwaliteit aan deze normen. Geconcludeerd kan worden dat met name de gehalten aan kwik, cadmium, koper, zink, PAK's, PCB's en of organochloor bestrijdingsmiddelen op veel plaatsen de algemene milieukwaliteit overschrijden.

Voor de zoute wateren ontbreken van veel stoffen de specifieke toxiciteitsgegevens. Wel zijn voor enkele stoffen duidelijke verschillen bekend met betrekking tot hun effecten in zoet danwel zout water.

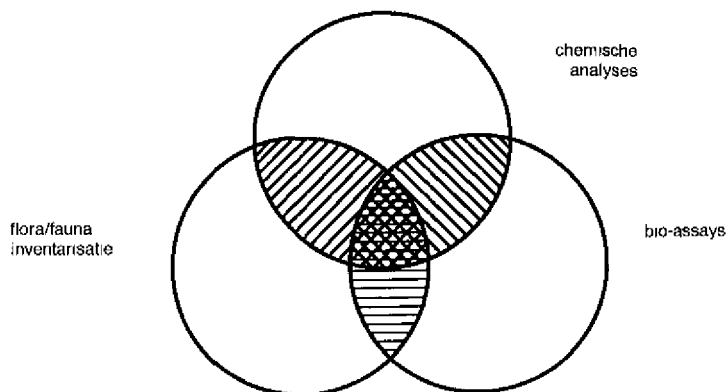
Deze verschillen kunnen het gevolg zijn van veranderingen in de biologische beschikbaarheid van contaminanten bij verschillende zoutgehaltes of een andere gevoeligheid van specifieke zout-water organismen. Enkele voorbeelden zijn.

- de afnemende toxiciteit van cadmium voor kreeftachtigen bij toenemende saliniteit;
- de sterke accumulatie van half-metalen (bijvoorbeeld arseen) in zout-water wieren;
- de hoge gevoeligheid van bepaalde zout-water slakken voor organotinverbindingen;
- de hoge tumor-incidentie bij adulten van bot (zout water) in vergelijking met die bij juvenielen (zoet water)

Bij de effectgerichte beoordeling van verontreinigde waterbodems kan een drietal complementaire categorieën van beschrijvende parameters worden onderscheiden (zie figuur 4.3).

Gehalten van microverontreinigingen in organismen

Doorgaans betreft dit persistente verbindingen als zware metalen en gechloreerde koolwaterstoffen. Data kunnen worden beoordeeld aan de hand van algemeen geldende theoretische principes en elders waargenomen trends. Niet alle potentieel voorkomende toxische verbindingen zijn echter goed aantoonbaar met de huidige chemisch analytische technieken. Omdat ook niet-accumulerende stoffen verantwoordelijk kunnen zijn voor het ontstaan van effecten, zijn chemische analyses alleen niet altijd voldoende om waargenomen effecten volledig te verklaren of deze te voorspellen.



Figuur 4.3 De kwaliteitsbeoordeling van verontreinigde waterbodems via complementaire categorieën parameters Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

Effecten in bioassays

Blootstelling van organismen aan waterbodemmonsters levert lokatie - specifieke informatie op over het voorkomen van letale en subletale effecten op relatief korte termijn (weken of maanden). Omdat de experimenten doorgaans onder gecontroleerde laboratoriumcondities worden uitgevoerd, blijft vooralsnog vaak onduidelijk in hoeverre een extrapolatie van gegevens gebeurtenissen onder natuurlijke omstandigheden adequaat kan voorspellen. Bij vergelijking van verschillende lokaties kunnen echter wel snel prioriteiten, bijvoorbeeld voor sanering, worden aangegeven. De kloof tussen laboratorium en veldsituatie wordt deels overbrugd door grootschaliger integratie experimenten in zogenaamde mesocosms, waarin naast milieuchemische processen en effecten op organismen tevens populatiedynamische effectparameters onder semi - veld condities worden bestudeerd.

Effecten in de veldsituatie

Biologische veldinventarisaties leveren indicaties op omtrent de algehele gesteldheid van het bestudeerde (water)bodemsysteem. Indicatoren van verontreiniging worden zowel op het niveau van individuele organismen (bijvoorbeeld afwijkingen) als op het niveau van populaties en levensgemeenschappen (bijvoorbeeld soort aantallen) aangetroffen. Door het veelal ontbreken van voldoende gegevens over voorkomende chemicaliën en de gezamenlijke werking daarvan onder invloed van variërende milieufacties, zijn directe oorzaak - gevolg relaties echter doorgaans niet te leggen.

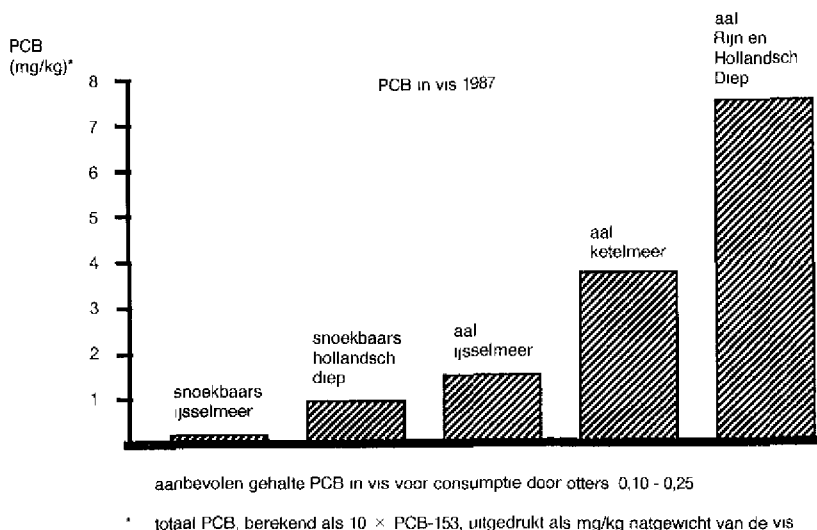
4.2.1 Verhoogde gehalten in organismen

In weefsels en organen van velerlei soorten organismen worden regelmatig ongewoon hoge gehalten van zware metalen en persistente organische microverontreinigingen aangetroffen. Bij deze organismen zelf geeft dit mogelijk aanleiding tot fysieke afwijkingen of bijvoorbeeld verminderde weerstand tegen ziektes [REIJNDERS, 1987]. Dergelijke subletale effecten leiden niet altijd tot sterfte. In dat geval kunnen de contaminanten zich echter verder in de voedselketen ophopen en concentratieniveaus bereiken, waarbij subletale en letale effecten duidelijker tot uiting komen.

Verhoogde gehalten zijn in vele soorten organismen aangetoond, onder andere in mosselen [SCHOLTEN e.a., 1989] [MARQUENIE e.a., 1988] [HUECK-van der PLAS, 1988], vis [van de VALK e.a., 1989], otters [BROEKHUIZEN, 1987], zeehonden [BOON e.a., 1987], vogels [DEMON e.a., 1989] en planten [ROZEMA e.a., 1988]. Ter illustratie zijn in figuur 4.4 de gehalten is vis in verschillende Nederlandse wateren weergegeven voor een drietal metalen.

De laatste jaren is in het algemeen een dalende trend waar te nemen in de gehalten aan zware metalen en persistente organochloorverbindingen [van der VALK e.a., 1989]. Een uitzondering vormt het voorkomen van kwik in vis: ondanks een daling van de concentraties in het oppervlaktewater blijft de stapeling in vis op hetzelfde peil door de voortgaande omzetting van in de waterbodem opgehoopte kwikvoorraden in methykwik [PIETERS, 1988]. De dalende trend in PCB-gehalten in aal heeft weliswaar geleid tot niveau's die in de meeste gebieden voldoen aan de norm voor menselijke consumptie (5 mg/kg), maar nog niet overal tot een ecotoxicologisch gewenst niveau. Uit figuur 4.4 blijkt dat de PCB-gehalten in aal en snoekbaars in de meeste wateren nog ver boven de wenselijk geachte waarde voor de otters liggen.

De gehalten van PCB's in eieren van de steenuil uit de uiterwaarden zijn nog duidelijk verhoogd ten opzichte van die uit de binnendijkse gebieden [DEMON e.a., 1989]. Ook bij andere toppredatoren, vooral voedselspecialisten als aalscholver, otter en zeehond (viseters), worden verhoogde PCB-concentraties waargenomen. Bij te hoge gehalten in de geconsumeerde vis kan remming van de reproductie optreden (zie par 4.2.2).



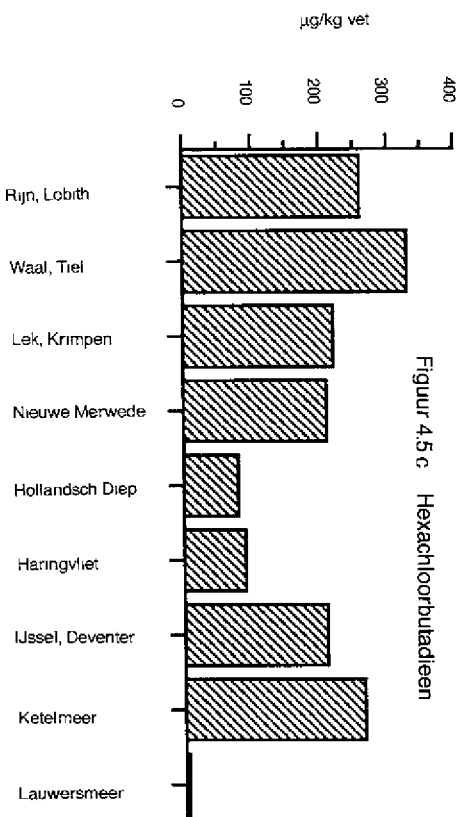
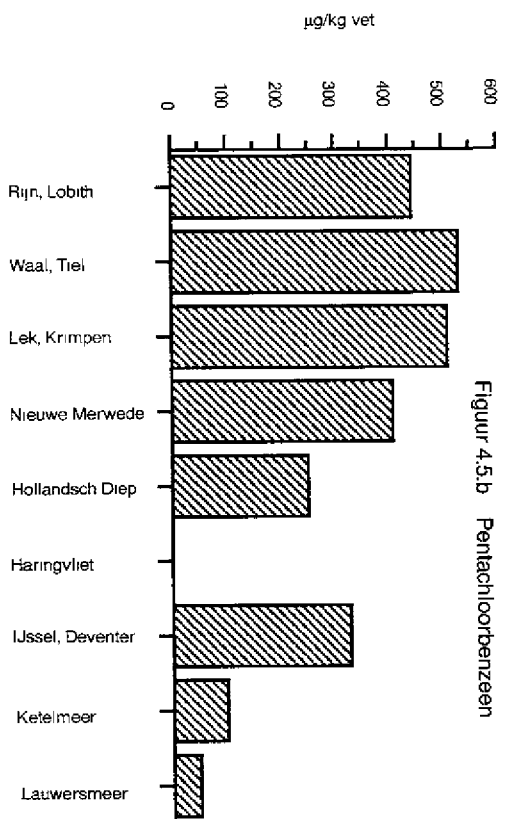
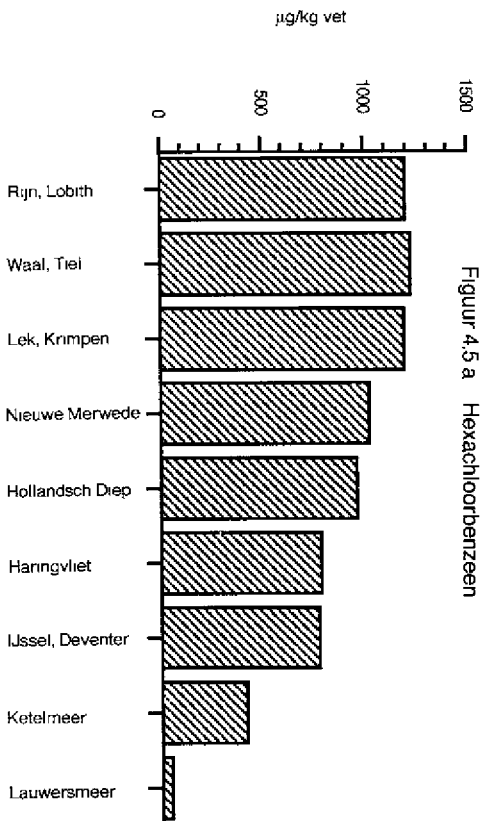
Figuur 4.4 Totaal gehalte van PCB's in aal en snoekbaars in vergelijking met de maximaal toelaatbare gehalten. Bron. Dienst Binnenwateren/RIZA.

4.2.2 Effecten op organismen

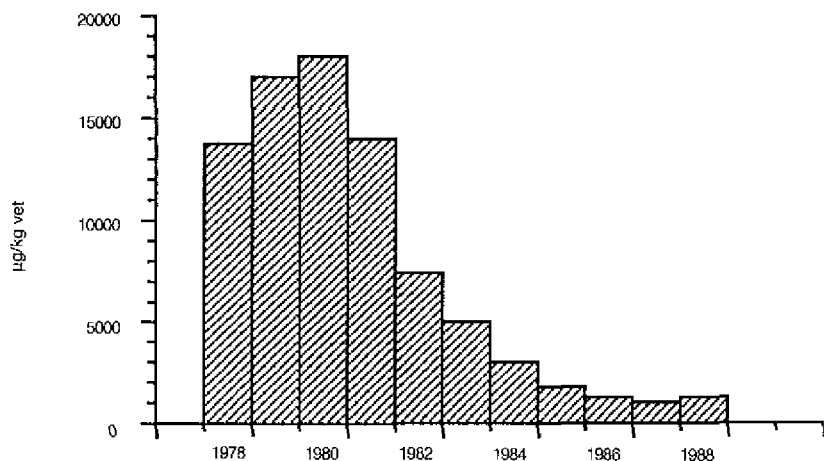
Stofspecifieke experimenten geven aan dat de opname van zware metalen en een aantal lipofiele organochloor verbindingen via de (porie)waterfase de meest belangrijke blootstellingsroute is, ook voor bodembewonende organismen als muggelarven [van de GUCHTE e a., 1988]

In laboratoriumstudies met verontreinigde waterbodems van diverse locaties werden effecten aangetoond op de overleving en groei van muggelarven, de overleving en reproductie van watervlooien en op de overleving en ontwikkeling van forelle-eieren. Er bleek een duidelijke relatie te bestaan tussen effectniveau en vervuilingsgraad (zie figuur 4.7)

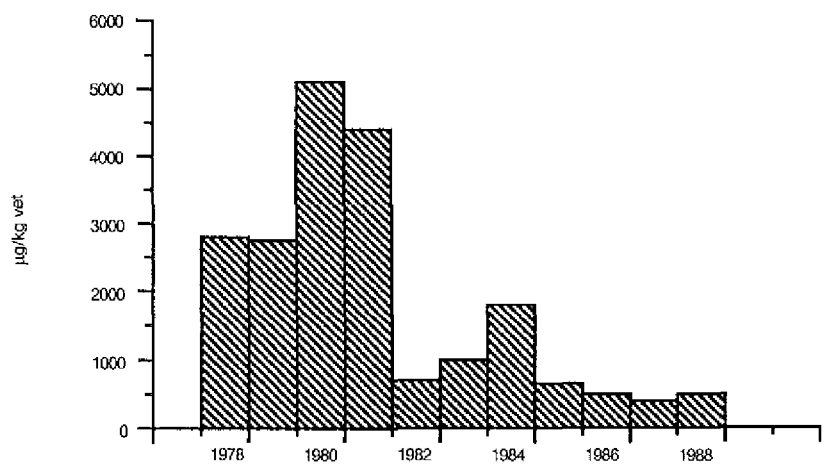
Figuur 4.5 Gehalten aan a) hexachloorbenzeen, b) pentachloorbenzeen en c) hexabutadiëen in aal, uitgedrukt in $\mu\text{g/kg}$ vet. Bron: van de VALK e.a., 1989.



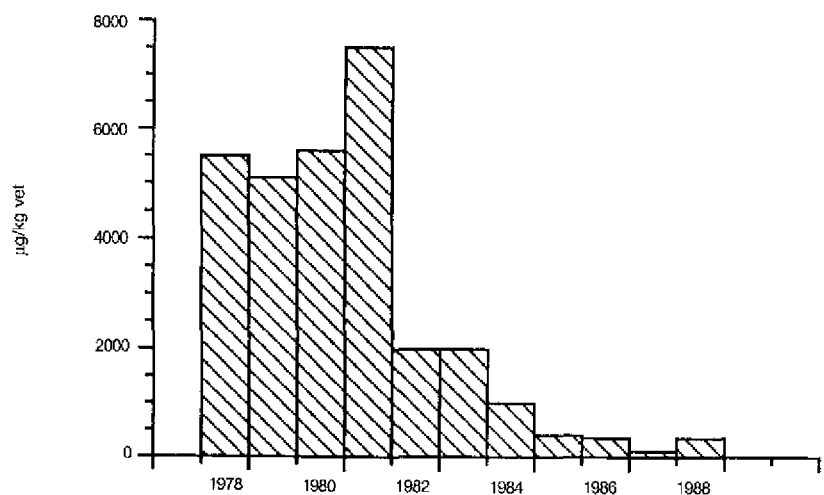
Figuur 4.6 Trend in de gehalte van a) hexachloorbenzeen, b) pentachloorbenzeen en c) hexachloorbutadieen in aal uit de Rijn bij Lobith, uitgedrukt in $\mu\text{g/kg}$ vet. Bron: van de VALK e.a., 1989



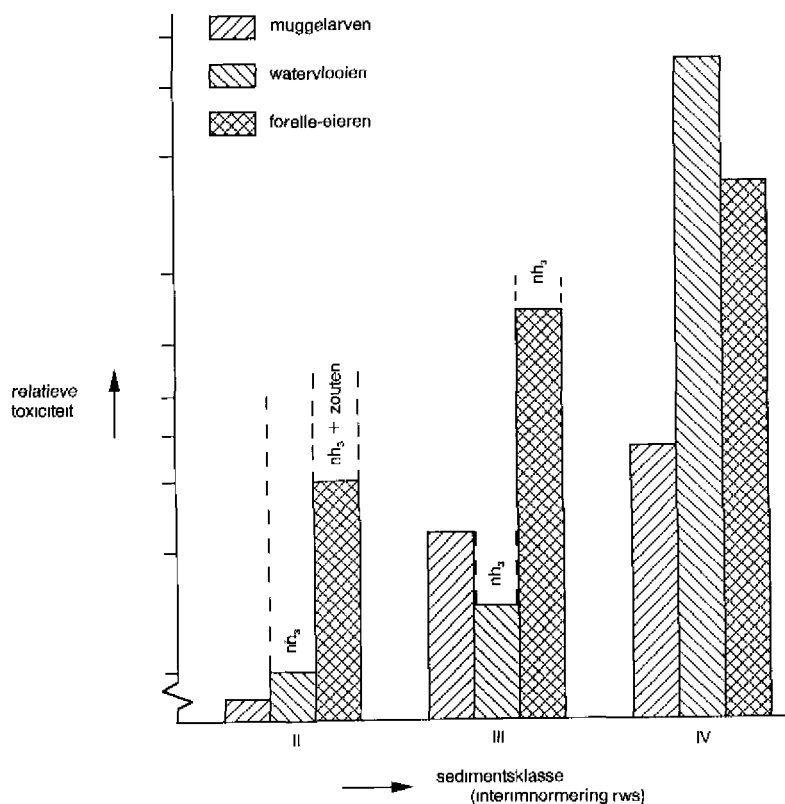
Figuur 4.6.a Hexachloorbenzeen.



Figuur 4.6.b Pentachloorbenzeen



Figuur 4.6.c Hexachloorbutadieen.



Figuur 4.7 Effecten van verontreinigde waterbodems op muggelarven, watervlooien en vissen, gemeten in bioassays met poriewater. Bron: van de GUCHTE, 1989a

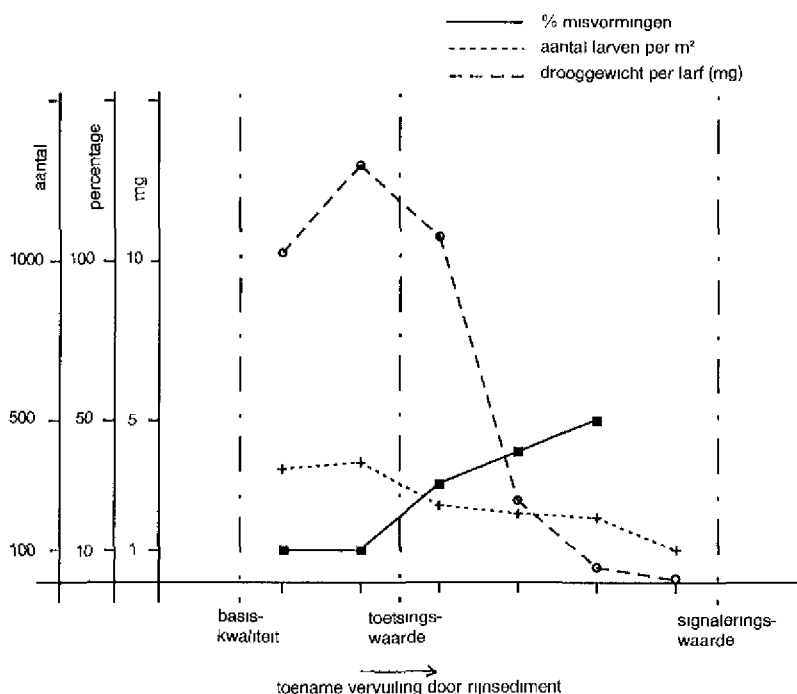
De reproductie van wormachtigen bleek eveneens geremd te zijn in bioassays met waterbodems uit de grote sedimentatiegebieden [de POORTER, 1989].

In het veld waargenomen afwijkingen aan de monddelen van muggelarven konden in het laboratorium worden geïnduceerd door blootstelling aan verontreinigde sedimenten. Onduidelijk is nog welke stoffen hiervoor primair verantwoordelijk zijn.

Vissen bleken bij blootstelling aan een met PCB's, dioxines en dibenzofuranen verontreinigde waterbodem een zeer duidelijk verhoogde activiteit van hun afweersysteem tegen toxische stoffen (MFO) te hebben [van der WEIDEN e.a., 1988].

In grootschalige experimenten met verontreinigde waterbodems uit het Kertelmeer worden onder andere effecten gevonden op de groei en reproductie van wormachtigen en slakken. In zoutwater mesocosm studies zijn onder andere histopathologische afwijkingen bij weekdieren gevonden. Uit deze studies komt naar voren dat chemische verontreinigingen in samenhang met de eutrofiëringsgraad van het sediment beoordeeld dient te worden [BOWMER e.a., 1989] [SCHOLTEN e.a., 1988].

In verschillende gebieden met een verontreinigde waterbodem zijn effecten op organismen waargenomen.



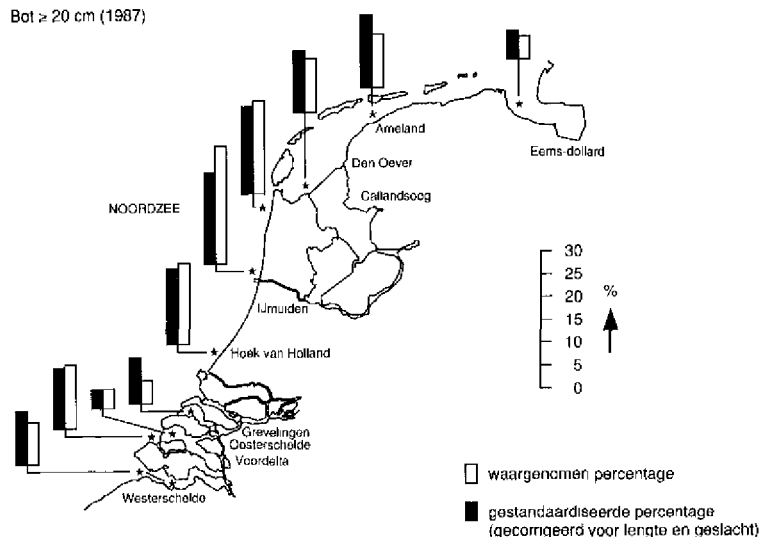
Figuur 4.8 Effecten van verontreinigde waterbodems op muggelarven, water-vlooiën en vissen, gemeten in bioassays met poriewater. Bron: van de GUCHTE, 1989a

Bij muggelarven blijken het voorkomen van afwijkingen, lichaamsgewichten en ook aantallen individuen verband te houden met de verontreinigingsgraad van het sediment [van URK e.a., 1988, van KERKUM e.a., 1989]. De gegevens zijn afkomstig uit het gebied Ketelmeer - Vossemeer. Uit het in figuur 4.8 getoonde verband tussen de vervuilingsgraad en de effectparameters blijkt dat effecten in het veld niet alleen optreden bij overschrijding van de signaleringswaarde, maar dat in dit geval effecten zich reeds lijken te gaan manifesteren bij gehalten die de toetsingswaarde overschrijden. Dit resultaat kan echter niet zomaar veralgemeeniseerd worden, omdat uit dergelijke veldstudies niet duidelijk wordt welke stof of stoffen tot de effecten leiden. Daarenboven kunnen ook andere factoren dan de verontreinigingsgraad van invloed zijn op de effectparameters.

Uit (veld-)onderzoek naar effecten van verontreinigingen op vis in zout water komen aanwijzingen, dat toxische stoffen het afweersysteem van vis kunnen ondermijnen, waardoor ze ontvankelijk worden voor ziekten. Verder blijkt, dat de toxische stoffen beschadigingen kunnen aanbrengen aan inwendige organen [MARQUENIE e.a., 1988]. Vissoorten worden sinds 1983 op verschillende lokaties in het kustwater onderzocht op in- en uitwendige aandoeningen. Bot heeft bij bodemvis speciale aandacht. Voorkomende ziekten zijn wratziekte, huidzweren en levertumoren. Uit figuur 4.9 blijkt dat de wratziekte vooral bij bot uit het uitstroomgebied van de Rijn wordt waargenomen. Figuur 4.10 toont het voorkomen van huidzweren, met een opvallend hoog aantal waarnemingen bij de spuilsuizen van Den Oever. Levertumoren worden toegeschreven aan de aanwezigheid van bepaalde PAK's. Figuur 4.11 laat het voorkomen van levertumoren zien.

WRATZIEKTE (LYMPHCYSTIS-INFECTIE)

Bot ≥ 20 cm (1987)

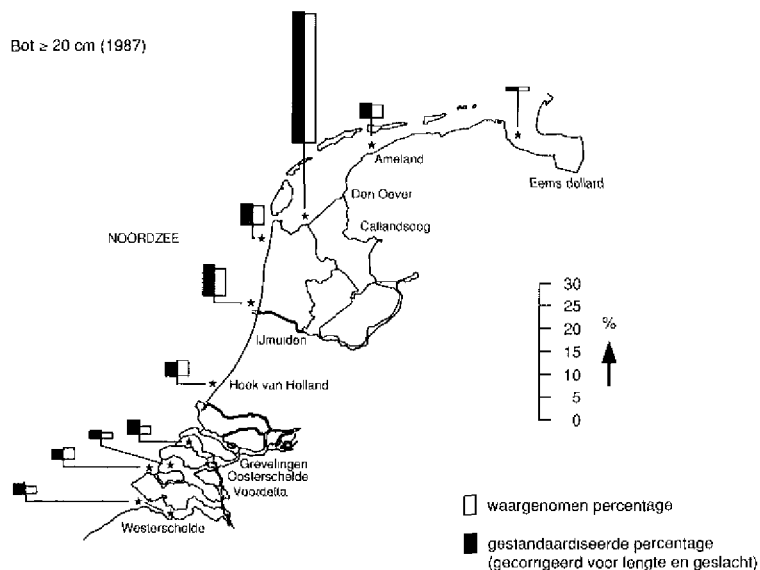


Figuur 4.9 Wratziekte bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.

In de aalscholverkolonie in de Dordtsche Biesbosch is een later begin van de ei-leg geconstateerd. Lagere eivolumes en dunnere eischalen zijn indicatief voor effecten op de reproductie van deze visetende vogels. Het uiteindelijke broedsucces bedraagt 0,6 jong per legsel, tegen gemiddeld twee elders. Bekend is dat dergelijke effecten op de reproductie van toppredatoren veroorzaakt kunnen worden door PCB's en andere chloorkoolwaterstoffen [DIRKSEN e.a., 1989].

HUIDZWEREN (ULCERA)

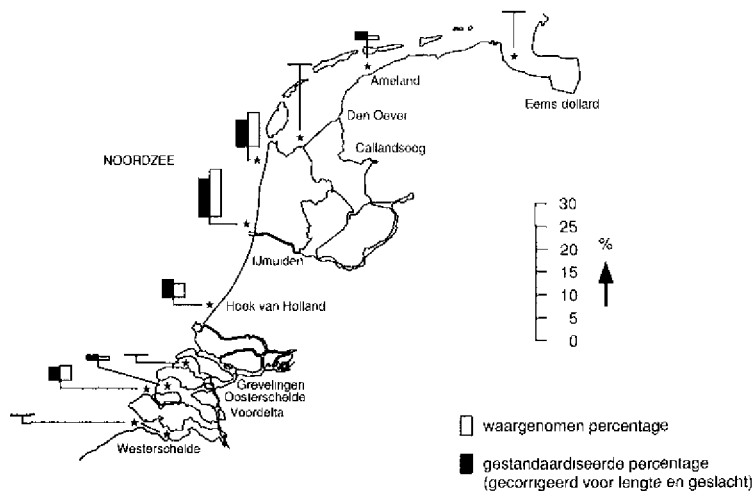
Bot ≥ 20 cm (1987)



Figuur 4.10 Huidzweren bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.

LEVERTUMOREN (HEPATOMEN)

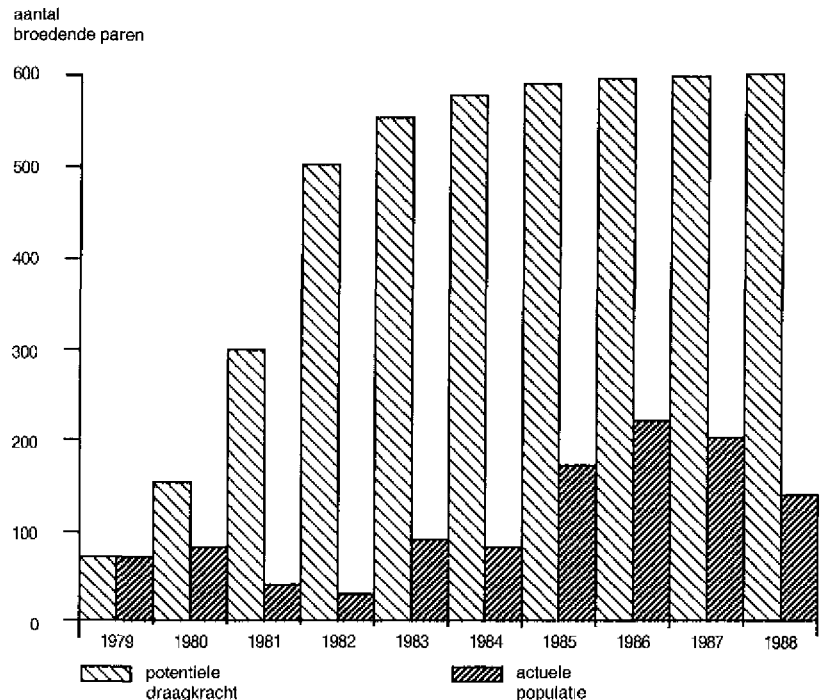
Bot > 20 cm (1987)



Figuur 4.11 Levertumoren bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.

4.2.3 Effecten op populaties en levensgemeenschappen

Directe of indirecte opname van verontreinigingen uit de waterbodem leidt in een aantal gevallen tot verhoogde sterfte of verminderd reproductiesucces met als gevolg een vermindering van de populatieomvang. De actuele populatiegrootte van de aalscholvers in de Biesbosch ligt een factor 3 onder de geschatte potentiële draagkracht van dit gebied (figuur 4.12).



Figuur 4.12 Aalscholvers in de Biesbosch.
Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA

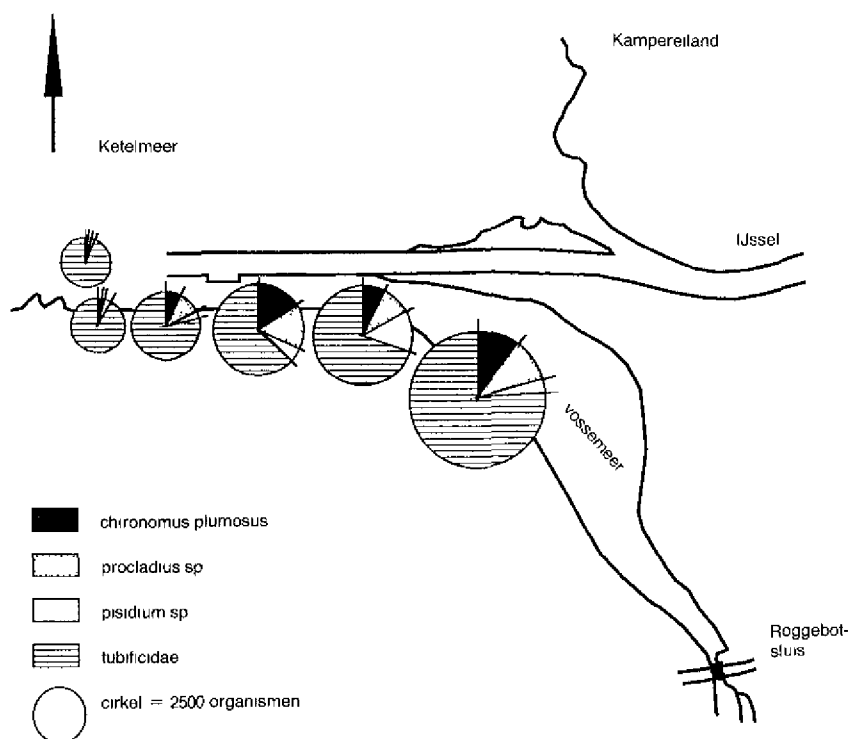
Een directe relatie met een verontreinigde waterbodem is voor effecten op populaties van vogels, vissen en waterplanten echter niet altijd even duidelijk. Weliswaar zijn er aanwijzingen voor dergelijke effecten in verontreinigde gebieden, doch andere factoren (geschiktheid van de habitat, kwaliteit van het oppervlaktewater) kunnen ook van belang zijn.

Gezien de aard en samenstelling van waterbodemlevensgemeenschappen komt slechts een beperkt aantal taxa in aanmerking als indicator voor verontreinigingen. Uit tabel 4.3 blijkt, dat in de diepe bodem (dieper dan circa 1 m) in slechts 17 taxa voorkomen en dat 88 % van de aangetroffen individuen behoren tot de slechts 7 taxa, die alleen in de diepe waterbodem voorkomen. Effecten op de macro- en meiofauna zijn bekend voor mosselen, wormen, muggelarven en nematoden in de benedenlopen van de grote rivieren en het sterk verontreinigde Ketelmeer [van URK e.a., 1989] [JACOBS, 1987]. Vrijwel alle diergroepen zijn daar hooguit minimaal vertegenwoordigd. In de havengebieden van het benedenrivierengebied zijn waterbodems zonder enig levende macrofaunasoorten aangetroffen en havens met alleen wormen in het sediment [van URK e.a., 1985].

Tabel 4.3 De soortenrijkdom en uniciteit van de onderscheiden habitats Bron: SMIT e.a., 1986.

	Stenen	Bodem ondiep	Planten	Bodem diep
Totaal aantal taxa	42	45	43	17
Aantal taxa beperkt tot betreffende habitat	12	11	17	7
Percentage individuen beperkt tot betreffende habitat	1	1	17	88

Een weergave van de samenstelling van de bodembewonende macrofauna levensgemeenschappen langs een verontreinigingsgradient in het Ketelmeer - Vossemeer wordt gegeven in figuur 4.13. Duidelijk blijkt hier de invloed van de vervuiling van de waterbodem, die in westelijke richting toeneemt. Onduidelijk is nog welke stof of combinatie van stoffen verantwoordelijk is voor deze effecten.



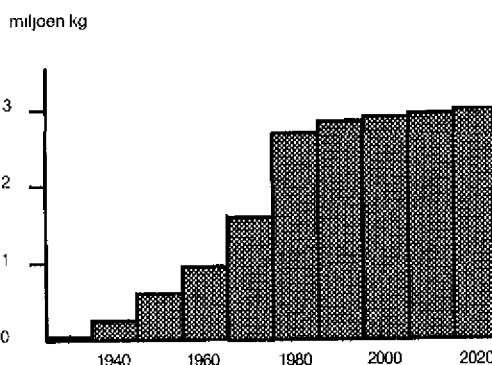
Figuur 4.13 Invloed verontreiniging op de dichtheid van bodemorganismen. Bron: van URK e.a., 1988.

4.3 Toekomstrisico's in verband met verspreiding van verontreiniging vanuit waterbodems

De vervuilde waterbodems vormen in potentie een bijna permanente diffuse bron van verontreinigingen van waaruit verdere verspreiding optreedt naar zowel oppervlaktewater als grondwater.

In tabel 3.15 is een indruk gegeven van de enorme hoeveelheden verontreinigingen die in de waterbodems opgeslagen liggen. Ter illustratie van deze accumulatie is in figuur 4.14 de oplading van de waterbodems in ons land met cadmium sinds 1930 weergegeven. Bij de beoordeling van de risico's die van de accumulatie van verontreiniging uitgaan, staat de beoordeling van de verspreidingskans van de verontreiniging centraal. Deze verspreidingskans verschilt per lokatie en is afhankelijk van onder meer:

- het sedimentatie- en erosiepatroon;
- de kwaliteit van het bovenstaande of stromende water;
- aard van de binding tussen verontreiniging en sediment;
- afbraaksnelheid van de verontreiniging in de bodem;
- geohydrologische situatie



Figuur 4.14 De oplading met cadmium van de waterbodems in Nederland.
Bron: RWS.

De mate waarin de in de waterbodems opgeslagen verontreinigingen door uitwisselingsprocessen weer in het oppervlaktewater worden gebracht is niet eenvoudig te kwantificeren. Voor het Ketelmeer is een schatting te maken van de nalevering op basis van de slibbalans. Uit de slibbalansstudie blijkt dat van de hoeveelheid slib dat naar het IJsselmeer wordt afgevoerd ongeveer twee derde bestaat uit "vers" IJsselslib en een derde bestaat uit geresuspendeerd materiaal [BEURSKENS e.a., 1988]. Bij de huidige concentratieverhoudingen betekent dit voor cadmium dat de IJsselmeerbelasting voor circa 50 % van de Ketelmeerbodem afkomstig is. Het bodemslib van het Ketelmeer bevat momenteel namelijk tweemaal zoveel cadmium als het aangevoerde IJsselslib.

Een relevant aspect met betrekking tot de risico's op lange termijn vormt de mogelijkheid van "natuurlijke afbraak van verontreinigingen in de waterbodems. In laboratoriumexperimenten is aangetoond, dat een aantal verbindingen onder anaerobe condities - partieel - kunnen afbreken (tabel 4.4). Het gaat daarbij om langzame processen. Toch zijn afbraaksnelheden van 1 à 2 % per jaar voor de lange termijn wel degelijk van belang, omdat de verblijftijd van deze verbindingen in de diepere sliblaag erg lang is, vaak meerdere honderden jaren alvorens invloed op het grondwater optreedt. Onduidelijk is met welke snelheden deze processen in de reële veldsituatie optreden [BEURSKENS e.a., 1988].

Tabel 4.4 Mogelijke afbraak van microverontreiniging in het sediment.
Bron: BEURSKENS e.a., 1988.

Stofgroep	Microbiele omzetting	
	aeroob	anaeroob
Chloorbenzenen		
- pentachloorbenzeen	-	+ (L)
- hexachloorbenzeen	-	+ (L)
Chloorfenolen		
- 3,4 dichloorfenol	+ (L)	+ (L)
- 2,3,5 trichloorfenol	+ (L)	+ ?
- 2,3,4,5 tetrachloorfenol	+ (L)	+ ?
- pentachloorfenol	+ (L,V)	+ (L,V)
Chlooranilinen		
- 2 chlooraniline	+ (L)	-
- 3,4, dichlooraniline	- (L)	-
- 2,4,5 trichlooraniline	-	-
Polychloorbifenylen		
- PCB 28	+ (L)	-
- PCB 52	+ (L)	?
- PCB 138	-	?
Polyaromatische koolwaterstoffen		
- fluorantheen	+ (L)	-
- benz(z)pyreen	+/- (L,V)	-
- benzo(ghi)peryleen	?	-
Dioxines en furanen		
- als TCDD equivalenten	+ (L)	?

+ = wordt afgebroken
- = wordt niet afgebroken
? = onbekend

L = laboratoriumgegevens
V = veldmeting

De verontreinigingen die in de waterbodem aanwezig zijn, kunnen in het grondwater terecht komen ingeval er sprake is van potentiële inzijging (infiltratie) van oppervlaktewater. Deze situatie treedt voornamelijk in west-Nederland op doordat het peil van het oppervlaktewater in de rivieren hoger ligt dan in de polders. In oost-Nederland komen dergelijke situaties voor bij kanaalpanden en dergelijke. In figuur 4.15 is een overzicht aangegeven van de belangrijkste potentiële inzijgingstrajecten. In beginsel kan in al deze situaties vervuiling van het grondwater optreden in het geval de waterbodem (of het oppervlaktewater) vervuild is.

Als potentiële probleemlocaties worden die gebieden aangemerkt waar zowel sprake is van infiltratie als van sterk verontreinigd slib. In figuur 4.16 zijn deze gebieden aangegeven. Het betreft hier met name gebieden in de benedenlopen en estuaria van de grote rivieren Rijn, Maas en Schelde. Tevens is een aantal infiltrerende kanalen aan te wijzen waarin genoemde situatie voorkomt.

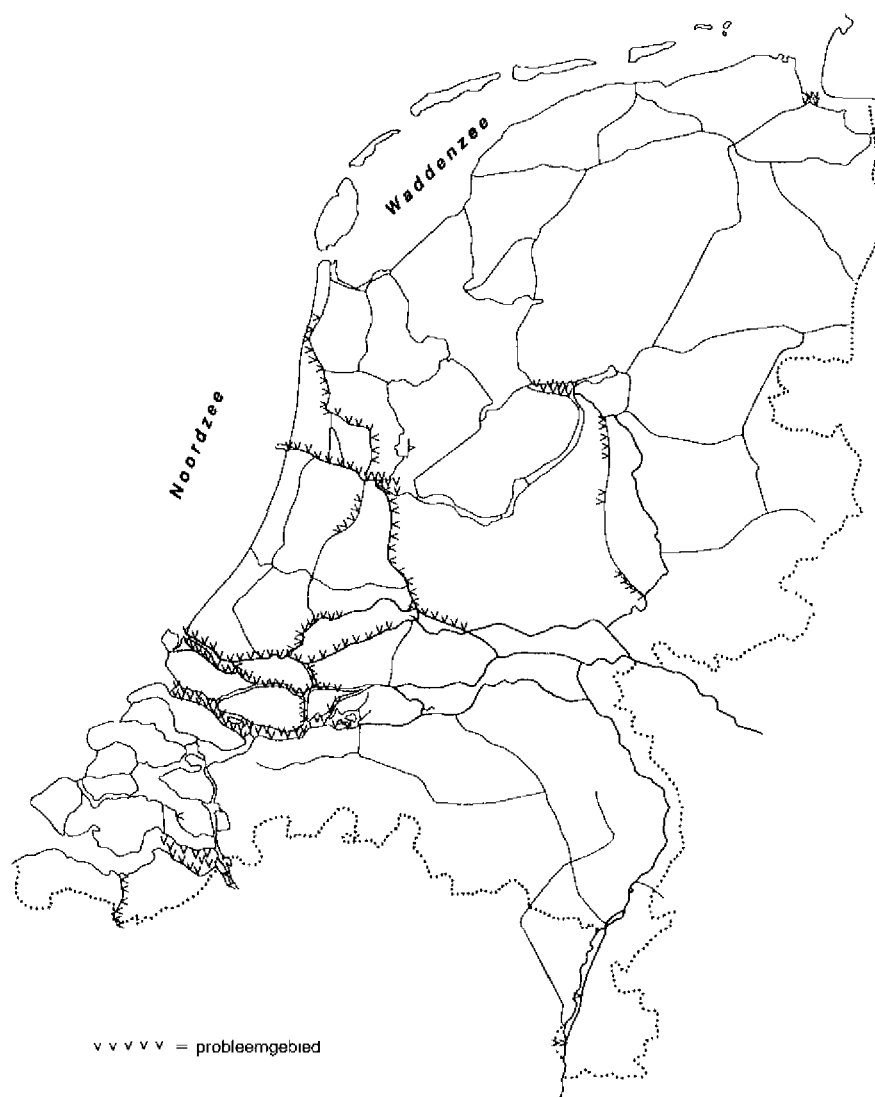


Figuur 4.15 Potentiële inziigtrajecten oppervlaktewateren. Bron: VISSER e.a., 1989

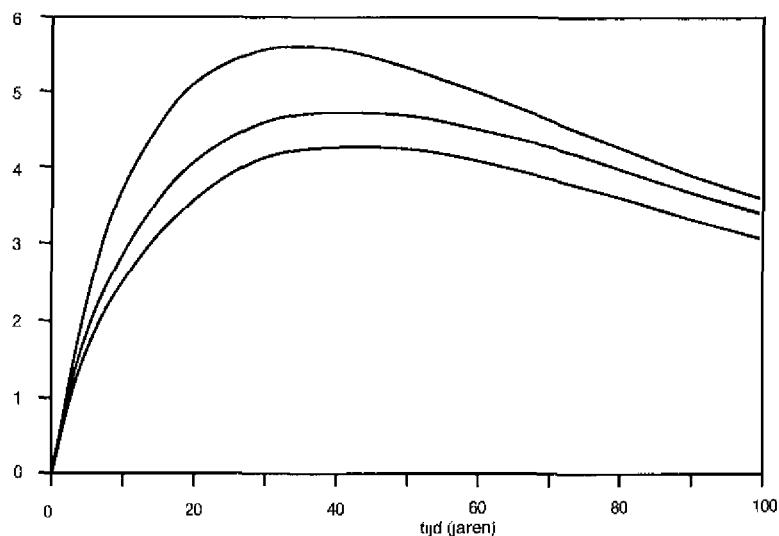
In hoeverre de grondwaterkwaliteit inderdaad zal worden bedreigd door het uitspoelen van verontreinigingen uit het slib door infiltrerend oppervlaktewater, hangt sterk af van de bodemopbouw onder de waterloop, de mate van verontreiniging van het slib en de kwaliteit van het infiltrerende water. Enerzijds is de sliblaag namelijk een barrière voor zowel water als stoffen. De relatief geringe doorlatendheid van het slib zorgt ervoor dat het oppervlaktewater slechts langzaam naar het grondwater kan inziigen. Het hoge kleigehalte en het hoge organische stof gehalte in de sliblaag zorgen voor een grote adsorptiecapaciteit voor zowel zware metalen als organische microverontreinigingen. De kwaliteit van het grondwater wordt aldus bij percolatie van verontreinigd oppervlaktewater voor wat betreft een aantal stoffen beschermd door de aanwezigheid van schoon slib.

Anderzijds vormen de in de sliblaag reeds geaccumuleerde verontreinigingen een permanente bron van verontreiniging van het grondwater. In geval schoon oppervlaktewater percoleert door het verontreinigde slib treedt een langzame uitloging van de waterbodem op door het infiltrerende water.

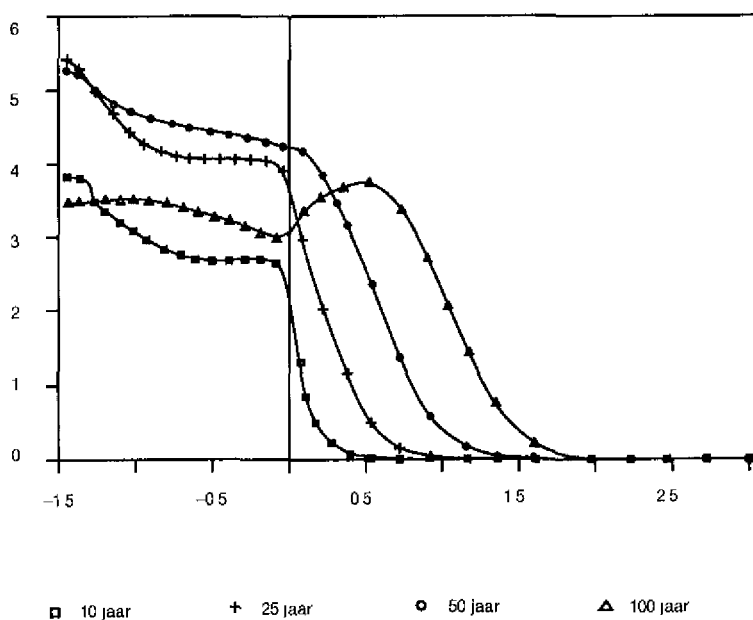
Dikke pakketten klei en of veen tussen de rivierbodem en het watervoerend pakket leiden tot hoge intreeweestanden en sterke terughouding van de verontreinigingen. In dergelijke situaties zal van een significante beïnvloeding van het grondwater op korte termijn geen sprake zijn. Of hier op lange termijn wel problemen op zullen treden, hangt af van de initiële concentraties, de adsorptie - eigenschappen, de fractie organisch koolstof in de bodem en de lokale geohydrologische situatie.



Figuur 4.16 Potentiele probleemgebieden met beïnvloeding van het grondwater door verontreinigd oppervlaktewater Bron VISSER e.a , 1989



Figuur 4.17 Berekende gemiddelde, minimum en maximum concentratie van dichloorbenzeen (1,2-DCB) onder een rivier met inzijging en een slibpakket van 2 meter bij uitloging van sediment met een aanvangsconcentratie van 0,3 mg/kg droge stof. Bron: VISSER e.a., 1989



Figuur 4.18 Berekende concentratie gradient van dichloorbenzeen aan de bovenzijde van het eerste watervoerend pakket bij uitloging van het rivierslib (2 m dikte) met een aanvangsconcentratie van 0,3 mg/kg droge stof. Bron: VISSER e.a., 1989.

Lokaties met relatief lage intreeweerstanden (zandig profiel en matige slibdiktes) blijken voor bepaalde stoffen tot problemen voor de grondwaterkwaliteit te kunnen leiden. Hierbij kunnen normen voor grond- en of drinkwater worden overschreden [VISSER e.a., 1989]

Verspreidingsberekeningen voor dergelijke situaties indiceren dat in het algemeen de verspreiding van zware metalen van weinig betekenis zal zijn, al zal er sprake zijn van een langdurig nalevering. Drinkwaternormen worden niet overschreden, zelfs niet direct onder de aanvoerende waterloop. Arseen zal zich daarentegen vrij snel met significante concentraties door de aquifer verspreiden; de drinkwaternorm wordt echter niet overschreden, omdat de concentraties in het water onder anaerobe condities, afhankelijk van de concentratie in het slib, maximaal 15 µg/l bedraagt, terwijl de drinkwaternorm 50 µg/l is

Voor de meeste organische microverontreinigingen blijkt ongeacht de lokale bodemcondities de uitloging van verontreinigde waterbodems niet tot problemen met de grondwaterkwaliteit te zullen leiden.

Voor bepaalde organische verbindingen die matig adsorberen, maar die door aanzienlijke lozingen toch in hoge concentraties in het sediment voorkomen, kan de drinkwaternorm, die voor veel microverontreinigingen 0,1 µg/l bedraagt, wel worden overschreden. Voor 1,2-dichloorbenzeen, dat in de jaren zeventig tamelijk veel is geloosd, is bijvoorbeeld berekend dat bij een vervuilde sliblaag van 2 meter op een zandige ondergrond na 100 jaar in een zone tot 1 km naast de oever de waarde van 0,1 µg/l met een faktor 40 wordt overschreden, zie figuur 4.17 en 4.18

Het betreft hier een situatie waarin aan weerszijde van de rivier een diepe polder is gelegen, waardoor de infiltratie relatief groot is.

4.4 Functiebeperking

In de voorafgaande drie paragrafen zijn de risico's voor de volksgezondheid, de effecten op flora en fauna en de verspreidingsrisico's aan de orde gesteld. Deze directe effecten leiden indirect tot de aantasting van een aantal maatschappelijke functies. Door het Instituut voor Milieuvraagstukken zijn deze aantastingen geïnventariseerd [FEENSTRA e.a., 1989]:

- vermindering van de natuurwaarde;
- minder natuurbeleving;
- verandering recreatie- en consumptiegedrag door veranderende risicobeleving;
- productieschade in de sector recreatie;
- schade in land- en tuinbouw en veeteelt, en de beroepsvisserij door verminderde afzetmogelijkheden;
- schade door uitstel baggerwerk voor de binnenvaart;
- schade door inundatie bij uitstel baggeren.

Gezien de vele signalen terzake van gehalten, misvormingen, populatiegroottes en ecosysteemkarakteristieken lijkt het aannemelijk dat de aantasting het grootst zal zijn voor lokaties waar grote hoeveelheden verontreinigd sediment afgezet zijn. In het algemeen gesteld betreft het hier de benedenlopen van onze rivieren.

Het is niet duidelijk of hier in vroegere tijden bodemorganismen voorkwamen, die thans niet of nauwelijks aanwezig zijn. Hetzelfde geldt voor waterplanten, vogels en zoogdieren. De aantastingen lijken groter voor rivier- en meerbodems dan voor scheepvaartkanalen en uiterwaarden. Dit wordt veroorzaakt door het feit dat de eerstgenoemde ecosysteemttypen relatief "natuurlijk" zouden kunnen zijn.

Minder natuurbeleving en "kijkplezier". Het betreft hier voor iedereen waarneembare aspecten van ecosystemen, zoals vogels, zoogdieren en (water)-planten. Gezien de spreiding en intensiteit van recreatie in waterrijke gebieden, lijken de aantastingen het grootst in merengebieden en wateren als de Biesbosch, minder groot in kanalen en in rivieren, terwijl in de uiterwaarden de belevingswaarde weinig aangetast zal zijn.

De risicobeleving van verontreinigde waterbodems is voornamelijk gering; in de toekomst kan een grotere risico - perceptie leiden tot verandering van recreatie- en consumptiegedrag. Recreatiegedrag kan ook worden beïnvloed door verondieping van toeristisch, recreatieve vaarwegen wegens uitstel van baggerwerkzaamheden om reden van het vervuld zijn van de baggerspecie.

Maatschappelijke sectoren kunnen ook in economische zin nadelig worden beïnvloed door de (beleving van) waterbodemonverontreiniging. Met name valt te denken aan recreatie-ondernemers (jachthavens, verhuurbedrijven, horeca) die schade lijden door een veranderd recreatiepatroon. Daarnaast kan op termijn de drinkwatervoorziening worden bemoeilijkt doordat verontreiniging uit de waterbodem in het grondwater terechtkomt, waardoor drinkwaterbedrijven zonnig aanvullende zuiveringsmaatregelen dienen te treffen. Ook de beroepsvisserij kan schade lijden door verminderde afzetmogelijkheden voor vis.

Voorts kunnen problemen ontstaan bij landaanwinning. Het nieuwe land zal, indien verontreinigd, zeer beperkt bruikbaar zijn. Meer in het algemeen gesproken tast verontreiniging de multifunctionaliteit van de bodem aan.

Diverse sectoren worden door uitstel van baggerwerkzaamheden geschaad. De binnenvaart ondervindt in toenemende mate hinder van verondieping van vaarwegen, zowel in de grotere als in de kleinere. De achterstand in baggerwerk geldt vermoedelijk voor circa 15 % van de Nederlandse vaarwegen.

Verondieping van watergangen kan ook leiden tot hogere waterstanden. Inundatie van oeverlanden is schadelijk, bijvoorbeeld voor de landbouw; niet alleen is er sprake van extra wateroverlast, ook wordt tijdens de inundatie verontreinigd slib afgezet waardoor vervuiling beschikbaar komt voor opname door gewassen en dieren.

Voor het zoute gebied zijn de meer economisch gerichte functies, die door verontreinigde waterbodems worden beïnvloed:

- visserij;
- zandwinning.

Verontreinigingen komen via de voedselketen en via directe opname uit het water in hogere organismen, zoals schelpdieren en vissen terecht. Hierdoor kan de kwaliteit worden aangetast, hetgeen directe economische gevolgen kan hebben voor de visserij.

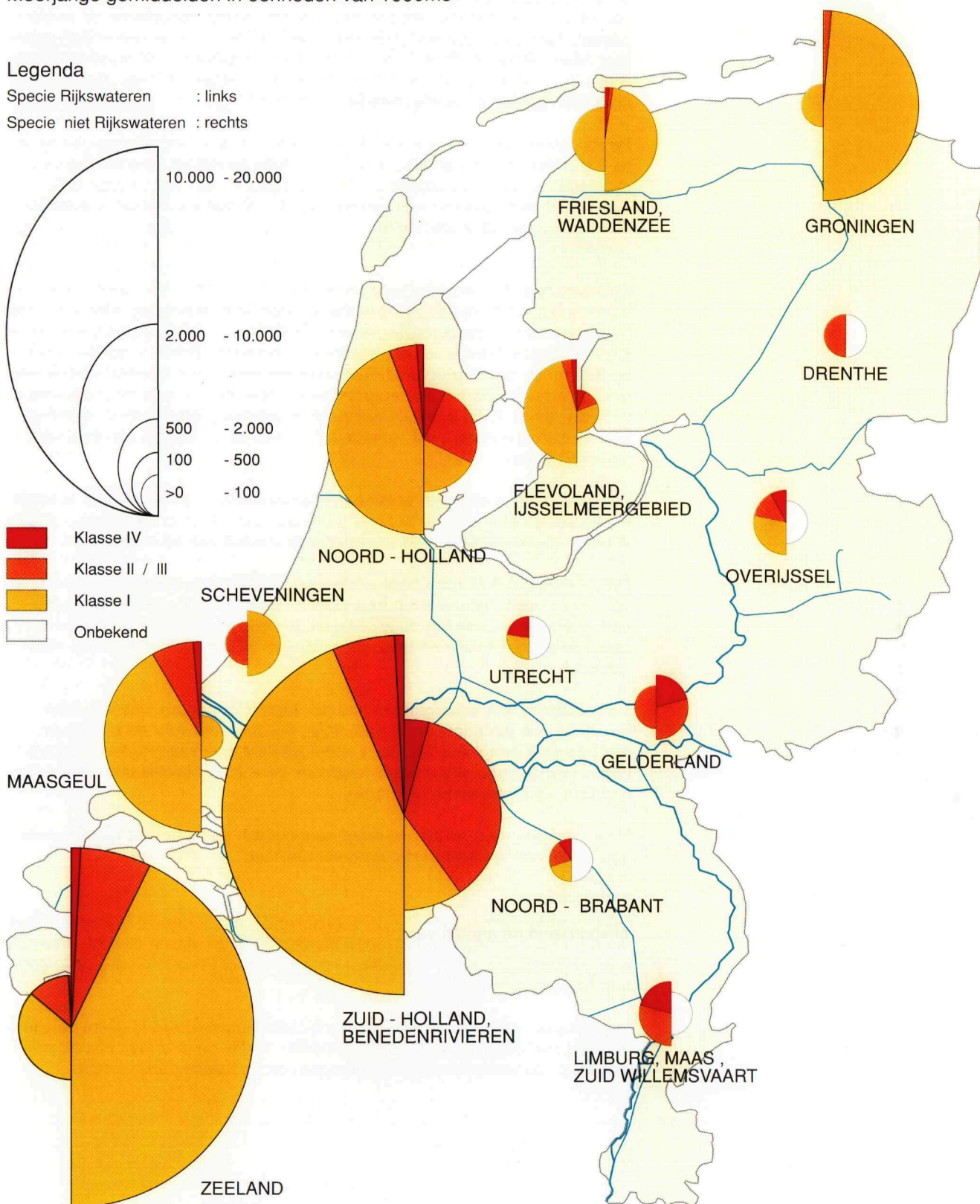
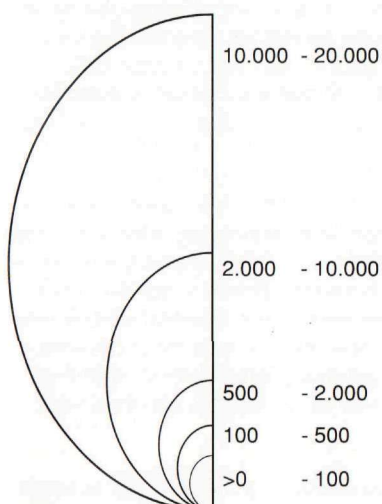
In gebieden, waar de bodem in zekere mate verontreinigd is, dient de zandwinning met meer voorzorg te geschieden. In die zin is er een directe relatie tussen de verontreinigde waterbodem en de functie zandwinning.

Meerjarige gemiddelden in eenheden van 1000m3

Legenda

Specie Rijkswateren : links

Specie niet Rijkswateren : rechts



Figuur 4.19 De omvang van het onderhoudsbaggerwerk. Bron RWS.

4.5 Baggerspecie

Om de grote vaarwegen en watergangen in ons land op de gewenste diepte te onderhouden, wordt jaarlijks circa 50 miljoen kubieke meter specie gebaggerd (figuur 4.19). Het overgrote deel betreft de grote wateren. Met het onderhoud van de kleinere watergangen in Nederland is circa 3 miljoen m³ gemoeid [PROVOOST, 1987]. Wordt echter ook het onderhoud van sloten en dergelijke meegerekend, dan is de hoeveelheid specie in de regionale wateren mogelijk vele malen groter.

Afhankelijk van de verontreinigingsgraad van de specie wordt deze specie verspreid of in depot geborgen.

Verspreiding is het brengen van de specie op het land of in het oppervlaktewater op een zodanige wijze dat het niet vanzelfsprekend is dat (het grootste deel van) de specie blijvend achterblijft op de plaats van verspreiding. Bij berging in depot is de kans op verplaatsing van de specie gering tot nihil. Bij afnemende verontreiniging van de specie worden lagere eisen gesteld aan de verspreidingskans. Voor de duidelijkheid wordt aangetekend, dat het storten van specie in een diepe put onder water als bergen in een depot wordt beschouwd.

In enkele gevallen wordt thans op technische schaal de mogelijkheden onderzocht de specie bijvoorbeeld door hydroclonage te scheiden in een slibdeel, dat de meeste verontreiniging bevat en een zanddeel, dat (vrijwel) schoon is. Ook wordt onderzocht of het mogelijk is de specie op technische schaal te reinigen (zie verder paragraaf 6.2).

In tabel 5.6 wordt voor de baggerspecie uit de grote wateren de bestemming van de specie aangegeven voor de situatie 1988. De kwaliteit van de specie was in dat jaar zodanig dat voor een deel van de specie geen bestemming gevonden kon worden, zodat is afgezien van het uitvoeren van het baggerwerk.

Verspreiding van baggerspecie op het land is mogelijk wanneer de baggerspecie voldoet aan de referentiewaarde voor de droge bodem. Op dit moment wordt geen baggerspecie uit de grote wateren op het land verspreid.

Verspreiding in de zoete wateren is mogelijk wanneer de baggerspecie voldoet aan de basiskwaliteit. Als de baggerspecie voldoet aan de toetsingswaarde is verspreiding in zoete wateren in beginsel mogelijk. In dit geval kunnen echter aanvullende eisen gesteld worden afhankelijk van het gewenste beschermingsniveau van het ontvangende oppervlaktewater. Van werkelijke verspreiding van specie in de zoete wateren is slechts incidenteel sprake, verspreiding leidt immers benedenstrooms vaak tot nieuw baggerwerk. De praktijk zal zijn dat de weinig verontreinigde specie benut wordt voor het opvullen van diepe putten c.q. het plegen van natuurbouw, bijvoorbeeld de aanleg van ondiepe vooroevers.

Als specieverspreidingscriterium in de meeste zoute wateren wordt de zogenaamde 1/2 grens uit het BER-systeem [RWS, 1985] nog gehanteerd. Dit systeem zal vervangen worden door een systeem waarbij zowel het gehalte aan verontreiniging als de vracht aan verontreiniging wordt getoetst. Zie paragraaf 6.1.

De specie die niet verspreid of nuttig gebruikt kan worden, wordt in een depot geborgen. Scheiden en vooral reinigen van specie vindt nauwelijks plaats vanwege het ontbreken van technieken, die grootschalig toepasbaar zijn en vanwege de hoge kosten. De noodzaak tot het bergen van vervuilde specie in depots heeft duidelijke maatschappelijke consequenties, onder meer in de sfeer van de ruimtelijke ordening. Het vinden van geschikte en voor de maatschappij acceptabele locaties levert veel problemen op, varië-

rend van sociaal-psychologische tot financiële aard. Ook het baggeren van vervuilde specie zal met meer voorzorg en alleen tegen hogere kosten uitgevoerd kunnen worden. Een verdere uitwerking van de baggerspecieproblematiek wordt gegeven in de volgende hoofdstukken.

5 Maatregelen

Om de in het vorige hoofdstuk aangegeven waterbodemp Problemen op te lossen, komen in dit hoofdstuk twee soorten maatregelen aan de orde. Ten eerste wordt ingegaan op de preventieve maatregelen die nodig zijn om in de toekomst een aanvaardbare kwaliteit van de waterbodem te bereiken. Daarbij wordt niet zozeer ingegaan op de feitelijke maatregelen aan de bron, maar wordt het accent gelegd op de gevolgen van verschillende emissiescenario's voor de kwaliteit van de waterbodem. Ten tweede komt de sanering van de waterbodem aan de orde, die beschouwd kan worden als curatieve maatregel. Door de sanering wordt beoogd risico's voor mens en milieu tot een aanvaardbaar niveau te reduceren.

5.1 Maatregelen aan de bron

De afgelopen jaren is voor een aantal verontreinigingen reeds een aanzienlijke reductie van de belasting van het oppervlaktewater bereikt. Dit weer spiegelt zich ten dele reeds in een verbetering van de kwaliteit van de waterbodem. Voor andere verontreiniging is er echter nog nauwelijks sprake van een reductie. In het kader van het RIJN AKTIE PROGRAMMA (RAP) [IRC, 1987] en het NOORDZEE AKTIE PROGRAMMA (NAP) zijn afspraken gemaakt over de verdere reductie van de lozingen met 50 % ten opzichte van 1985. Een van de drie hoofddoelstellingen van het RAP is de verbetering van de sedimentkwaliteit tot een zodanig niveau, dat het sediment weer op land of in zee verspreid kan worden.

De te beantwoorden vraag is of de voorgenomen emissie maatregelen leiden tot een aanvaardbare sedimentkwaliteit en zo nee, welke reducties van de belasting dan nodig zijn. Tevens is de vraag aan de orde op welke termijn een aanvaardbare kwaliteit te verwachten is in de verschillende watersystemen. Dit met het oog op eventueel aanvullend te nemen maatregelen.

Voor een prognose van de waterbodempkwaliteit zijn verschillende modelstudies uitgevoerd. Deze studies hebben betrekking op de door de grote rivieren beïnvloede sedimentatiegebieden in de binnenwateren (Ketelmeer, IJsselmeer, Hollandsch Diep en Haringvliet), de Noordzeekust, de Waddenzee, de Oosterschelde en de Westerschelde.

De voorspellingen zijn gemaakt voor enkele scenario's met betrekking tot de sanering van de lozingen in binnen- en buitenland. Deze scenario's zijn:

- scenario 1: de lozingen blijven op het niveau van 1985;
- scenario 2: de sanering van de lozingen gaat na 1985 door volgens het Rijn Actie Programma. Dit houdt in dat de lozingen van de te beschouwen stoffen in de jaren 1985 tot 1995 met 50% worden gereduceerd;
- scenario 3: de sanering van de lozingen verloopt tot 1995 als onder 2, maar gaat na 1995 door tot de lozingen in 2005 tot 10 % van de niveau's van 1985 zijn teruggebracht.

Tabel 5.1 Huidige en verwachte (1995) gehalten in zwevende stof van Rijn en Maas bij 50 % reductie van de lozingen ten opzichte van 1985 en de vereiste reductiepercentages om tussen- en einddoel te bereiken; voor organische microverontreinigingen gebaseerd op meetgegevens 1988 (a) Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

parameter	Rijn Lobith 1985 (a) 1988	Lobith 1995	Maas Eysden 1985 (a): 1988	Eysden 1995	Doelstelling tussendoel (kwaliteits- doelstelling 2000)	einddoel * (referentiewaar- de droge bodem)	Reductie tussendoel Lob Eys		einddoel Lob Eys		Natuurlijke achtergrond * (op basis van tabel 3 11)
Cadmium mg/kg	3,0	1,7	34	17	3	1,2	S3		S2	S3	0,37
Kwik "	2,0	1,2	6,0	3,2	0,8	0,45	S2	S2	S2	S3	0,30
Lood "	125	78	670	350	795	138	.		.	.	32,0
Koper "	90	55	420	220	48	54	S2	S2	.	.	20,0
Zink "	1015	560	6160	3130	720	210		S2	S2	S3	100
Nikkel "	29	29	130	85	48	48		S2		S2	40,0 **
Chroom "	200	150	880	490	720	200					108 **
Arseen "	16	16	15	15	133	44			.	.	18,0
PCB-153 µg/kg	20 (a)	10	26 (a)	13	6	20	S2	S2	pm	pm	-
HCB "	34 (a)	17	21 (a)	12	6	20	S2	S2	pm	pm	-
α-HCH "	2 (a)	1	3 (a)	1,5	2	2	-
Benzo(a) pyreen mg/kg	0,6 (a)	0,3	2,1 (a)	1	0,1	0,2	S2	S3	pm	pm	-
Fluoran- theen "	1,1 (a)	0,6	2,9 (a)	1,5	0,6	0,2		S2	.	.	-

. 50% reductie voldoende Lob = Lobith
 S2 meer dan 50% doch minder dan 90% Eys = Eysden
 S3 meer dan 90%

* : omgerekend van bodem naar zwevende stof (factor 1,5 voor zware metalen, factor 2 voor organische microverontreinigingen).

** : geschatte achtergrondswaarde mogelijk te hoog

pm huidig einddoel minder streng dan tussendoel (referentie waarde hoger dan kwaliteitsdoelstelling 2000)

Voor de regionale wateren is geen prognose gemaakt. Daarvoor is het nodig om per watersysteem de ontwikkeling in de belasting en lokale processen in beschouwing te nemen. Hierover is momenteel onvoldoende informatie voorhanden.

5.1.1 Prognose kwaliteit zoete Rijkswateren

Bij de prognose van de waterbodembodemkwaliteit kan onderscheid gemaakt worden tussen:

- de te verwachten kwaliteit van het via de Rijn en Maas aangevoerde slib (de kwaliteit van de zwevende stof);
- de kwaliteit van de toplaag in de verschillende watersystemen;
- de kwaliteit van dieper liggende sedimenten.

Voor een globale prognose van de kwaliteit van de waterbodem is door DHV in samenwerking met Dienst Binnenwateren/RIZA het model HORIZON ontwikkeld [DHV, 1989]. De resultaten van een aantal berekeningen met een opnieuw gecalibreerde versie van dit model zijn in deze nota (tabel 5.2 en 5.3) gepresenteerd. Een uitgebreidere beschrijving van de resultaten zal in de loop van 1990 verschijnen.

Kwaliteit van de zwevende stof

De kwaliteit van het aangevoerde slib is in beginsel bepalend voor de kwaliteit van de nieuw te vormen waterbodem. Als de kwaliteit van de zwevende stof voldoet aan de doelstelling voor zwevend materiaal is daarmee in beginsel ook de voorwaarde geschapen voor een goede waterbodembodemkwaliteit. De doelstellingen voor zwevend materiaal zijn afgeleid uit de eerdergenoemde doelstellingen voor de waterbodem. Voor standaard zwevend sediment (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de doelstellingen voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan de waarden voor de waterbodem.

De kwaliteit van de zwevende stof bij Lobith en Eysden is redelijk goed bekend en de doelstellingen kunnen eenvoudig op hun haalbaarheid worden getoetst. Alleen voor organische microverontreiniging zijn pas in 1988 betrouwbare gegevens beschikbaar. In tabel 5.1 is voor een aantal representatieve stoffen de huidige kwaliteit van de zwevende stof bij Lobith en Eysden gegeven, alsmede de verwachte kwaliteit in het jaar 1995 bij 50 % reductie van de belasting in 1985.

Voor zware metalen en arseen leidt halvering van de belasting niet tot 50 % afname van de gehalten in de zwevende stof, omdat de reductie alleen betrekking heeft op het antropogene deel van de verontreiniging. De natuurlijke achtergrondgehalten blijven immers constant. Met name voor nikkel en arseen liggen de gehalten in 1985 al zodanig dicht bij de natuurlijke achtergrondgehalten, dat 50 % reductie nauwelijks een kwaliteitsverbetering betekent.

De in tabel 5.1 gegeven doelstellingen voor zwevende stof zijn opgenomen in de derde Nota waterhuishouding. Bij sedimentatie van zwevende stof die aan deze doelstelling voldoet, vormt zich een sedimentlaag die onder gemiddelde omstandigheden voldoet aan het tussendoel (kwaliteitsdoelstelling 2000).

Om aan het tussendoel voor zwevende stof te voldoen blijkt dat:

- in de Rijn voor cadmium, lood, koper, zink, chroom en γ -HCH 50 % reductie toereikend is; voor kwik circa 60 %, PCB circa 70 %, voor HCB en benzo(a)pyreen 85 % reductie nodig is om aan de kwaliteitsdoelstelling 2000 te voldoen;

- in de Maas kwik, koper, zink, nikkel, PCB-153, HCB en fluorantheen voor meer dan 50 % gereduceerd dienen te worden en cadmium en benzo(a)pyreen voor meer dan 90 %.

Zoals uit tabel 5.1 blijkt, is het einddoel voor organische microverontreinigingen minder streng dan het tussendoel. De oorzaak ligt in het verschil in onderbouwing van de waterbodemoelstelling en de referentiewaarde bodem. Een nadere afstemming moet nog plaatsvinden. De toetsing aan het einddoel zou gunstiger uitpakken dan toetsing aan het tussendoel (kwaliteitsdoelstelling 2000). De toetsing aan het einddoel is voor deze stoffen daarvan slechts pro memorie vermeld.

Op lokale schaal, bijvoorbeeld in havens, is de invloed van lokale bronnen doorgaans overheersend. De reductiepercentages, die hier bereikt moeten worden, zullen afhankelijk zijn van de lokale situatie en kunnen sterk uiteenlopen.

Om baggerspecie zonder meer op land te kunnen deponeren worden voor de zware metalen strengere eisen gesteld middels de referentie waarden droge bodem. Dit betekent dat voor deponie op land verdergaande lozingsreducties nodig zijn. Voor de Rijn betekent dit, dat ook cadmium, kwik en zink voor meer dan 50 % gereduceerd moeten worden. Voor de Maas betekent dit een reductie van de zware metalenbelasting van meer dan 70 % voor kwik en van ruim 90 % reductie voor cadmium en zink.

Kwaliteit van de toplaag

De werkelijke waterbodemkwaliteit in de toplaag (circa 10 cm) wordt door meer factoren dan alleen de kwaliteit van de aangevoerde zwevende stof bepaald. Belangrijke andere factoren zijn:

- de opmenging van nieuw sediment met oud vervuild sediment;
- de lokale belasting van het watersysteem;
- aanvoer van vervuild slib uit aangrenzende gebieden, bijvoorbeeld van Ketelmeer naar IJsselmeer;
- uitwisselingsprocessen zoals nalevering vanuit de bodem naar het water door opwerveling van slib en diffusie van opgeloste stoffen.

De vertragingen in de verbetering van de kwaliteit zijn sterk afhankelijk van de lokale sedimentatie en erosiepatronen, de kwaliteit van het oude sediment en lokale processen als primaire produktie, pH-invloed en adsorptie aan organische stof.

Gegeven het aantal complexe factoren dat een rol speelt en door hiaten in de kennis over bepaalde fysische en chemische processen is het dan ook moeilijk om een erg betrouwbare prognose voor de waterbodemkwaliteit te maken. De in de tabellen 5.2 en 5.3 gepresenteerde waarden hebben een indicatief karakter, waarbij rekening moet worden gehouden met een foutmarge van een factor 2.

In tabel 5.2 is de met behulp van het model HORIZON berekende prognose weergegeven van de waterbodemkwaliteit (toplaag) voor het Ketelmeer, IJsselmeer, Hollandsch Diep en Haringvliet. Uit de resultaten bij 50 % reductie van de lozingen, over de periode 1985 tot en met 1995, blijkt dat in het jaar 2000 de meeste waterbodems niet zullen voldoen aan de algemene milieukwaliteit uit de derde Nota waterhuishouding.

De probleemstoffen wat betreft de haalbaarheid zijn cadmium, kwik, koper, zink, PCB-153, HCB en benzo(a)pyreen en fluorantheen. De hoogste gehalten worden verwacht in het Haringvliet. Daar vindt slechts een geringe sedimentatie plaats en blijft het oude vervuilde slib lang van invloed op de waterbodemkwaliteit.

In tabel 5.3 zijn de resultaten gegeven bij 90 % reductie in 2020. Uit de resultaten blijkt dat de kwaliteitsdoelstelling 2000 bij dit emissie - scenario in het jaar 2020 wel wordt gehaald voor Ketelmeer. Voor het Haringvliet, IJsselmeer en Hollandsch Diep is dit waarschijnlijk niet het geval. Uit deze tabel blijkt dat voor 7 van de 13 in beschouwing genomen stoffen 90 % reductie vrijwel geheel toereikend is om in 2020 overal over een waterbodempkwaliteit te beschikken, die voldoet aan de doelstellingen 2000. Voor een aantal stoffen wordt het echter niet gehaald.

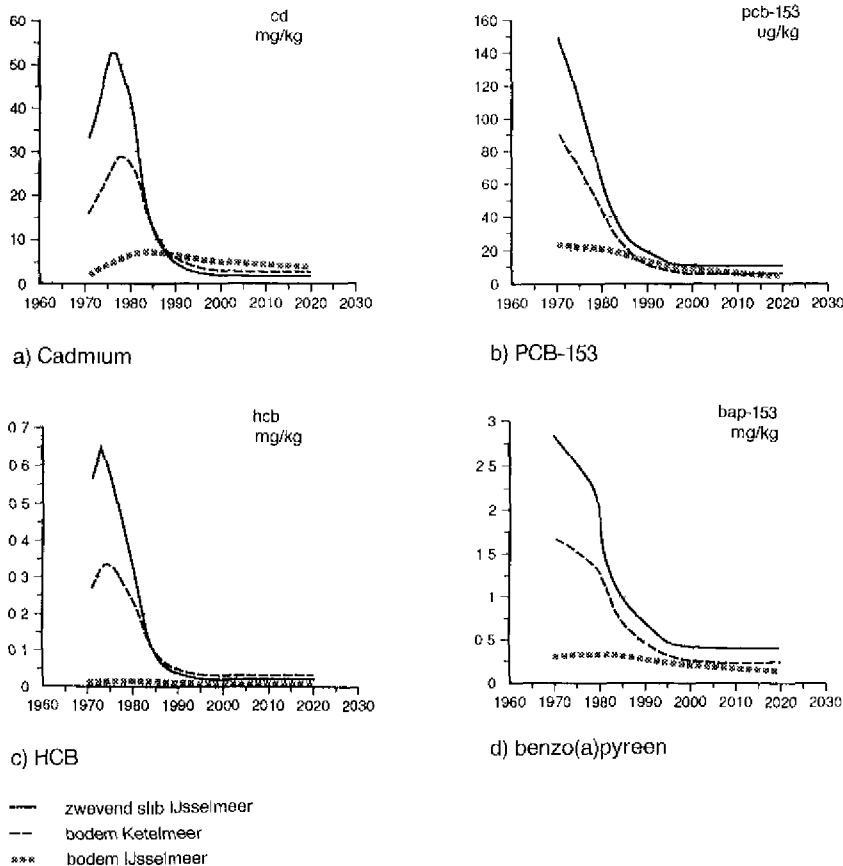
Uit een prognose van de gehalten in de waterbodem van het Volkerak en het Zoommeer is gebleken, dat bij gelijkblijvende belasting via Dinkel en Haringvliet op den duur gehalten zullen worden bereikt, die voor cadmium, PCB-153, lindaan en benzo(a)pyreen vergelijkbaar zijn met de gehalten in het IJsselmeer in 1982 en 1983 (ten HULSCHER, 1989). Voor deze stoffen wordt de algemene milieukwaliteit dan overschreden. De berekende reductiepercentages in de belasting om de algemene milieukwaliteit te bereiken bedragen voor cadmium, PCB-153 en lindaan 40 à 60 % en voor benzo(a)pyreen 80 à 90 %.

Tabel 5.2 Prognose waterbodembkwaliteit (toplaag) van de grote Rijkswateren bij 50 % reductie van de lozingen in de periode 1985 - 1995.
Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

parameter:		kwaliteits- doelstelling 2000	Ketelmeer		IJsselmeer		Holl.Diep		Haringvliet		Voldoet aan kwaliteits- doelstelling 2000
			1985	2000	1985	2000	1985	2000	1985	2000	
Cadmium	mg/kg	2	10	1,5	6,5	5,0	22	8,5	21	11	neen
Kwik	"	0,5	1,1	0,4	1,1	0,9	6,6	2,2	5,8	3,0	neen
Lood	"	530	165	36	150	137	340	125	320	180	ja
Koper	"	35	80	25	105	80	170	70	130	75	neen
Zink	"	480	670	270	440	410	490	700	1220	800	neen
Nikkel	"	35	35	30	70	40	60	30	55	35	ja
Chroom	"	480	160	70	180	140	390	120	350	170	ja
Arseen	"	85	35	7	40	19	75	24	70	32	ja
PCB-153	µg/kg	4	25	6	17	9	27	13	23	17	neen
HCB	"	4	85	15	7	2,5	225	65	100	45	neen
γ-HCB	"	1	0,6	0,3	0,5	0,3	0,4	0,2	0,6	0,2	ja
Benzo(a)pyreen	mg/kg	0,05	0,7	0,2	0,3	0,2	1,3	0,6	0,9	0,6	neen
Fluorantheen	"	0,3	0,8	0,3	0,9	0,5	1,3	0,6	0,9	0,6	neen
Voldoet aan kwaliteitsdoelstelling 2000			bijna		neen		neen		neen		

Tabel 5.3. Prognose waterbodembodemkwaliteit (toplaag) van de grote Rijkswateren bij 90 % reductie van de lozingen in de periode 1985 - 2020.
Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.

parameter.		kwaliteits- doelstelling 2000	Ketelmeer		IJsselmeer		Holl Diep		Haringvliet		Voldoet aan kwaliteits- doelstelling 2000
			1985	2020	1985	2020	1985	2020	1985	2020	
Cadmium	mg/kg	2	10	0,6	6,5	3,0	22	0,8	21	3,5	neen
Kwik	"	0,5	1,1	0,2	1,1	0,6	6,6	0,5	5,8	1,1	neen
Lood	"	530	165	20	150	90	340	30	320	70	ja
Koper	"	35	80	15	105	55	170	20	130	30	neen
Zink	"	480	670	70	440	260	490	185	1220	315	ja
Nikkel	"	35	35	29	70	29	60	29	55	29	ja
Chroom	"	480	160	72	180	95	390	72	350	72	ja
Arseen	"	85	35	4	40	8	75	7	70	12	ja
PCB-153	µg/kg	4	25	1,0	17	3,0	27	1,5	23	5,0	bijna
HCB	"	4	85	3,0	7	0,4	225	11	100	13	neen
γ-HCH	"	1	0,6	0,06	0,5	0,05	0,4	0,04	0,6	0,03	ja
Benzo(a)pyreen	mg/kg	0,05	0,7	0,05	0,3	0,09	1,3	0,15	0,9	0,25	neen
Fluorantheen	"	0,3	0,8	0,06	0,9	0,12	1,3	0,15	0,9	0,2	neen
Voldoet aan kwaliteitsdoelstelling 2000			ja		bijna		bijna		neen		



Figuur 5.1 De gehalten aan a) cadmium, b) PCB-153, c) HCB en d) benzo(a)pyreen in de zwevende stof van het Ketelmeer en in de waterbodem in Ketelmeer en IJsselmeer, uitgaande van 50 % emissiereductie in het stroomgebied van Rijn en Maas in de periode 1985 - 1995. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA

Uit berekeningen met het model HORIZON blijkt, dat de sinds het begin van de jaren tachtig optredende verbetering van de kwaliteit van de waterbodem nog geruime tijd voort zal duren, zelfs indien de emissies op het peil van 1985 zouden blijven. Dit wordt veroorzaakt door de nalijning van de kwaliteitsontwikkeling in de waterbodem ten opzichte van die in het oppervlaktewater.

Het Rijn Actie Programma (RAP; scenario 2) is duidelijk een vervolg op de reeds doorgevoerde sanering, althans voor de in de studie beschouwde stoffen. Zowel de absolute daling van de concentraties in het aangevoerde slib als de snelheid van de afname zijn echter kleiner dan in de periode 1972 tot 1985. In figuur 5.1 wordt een typerend beeld gegeven van de kwaliteitsontwikkeling voor cadmium, PCB's, HCB en benzo(a)pyreen in de zwevende stof en de waterbodem van respectievelijk het Ketelmeer en het IJsselmeer.

Uit een nadere beschouwing van deze figuren blijkt, dat voor al de genoemde stoffen de kwaliteit van de toplaag van de waterbodem in het Ketelmeer relatief snel reageert op een verandering van de kwaliteit van het zwevende stof. Voor de toplaag in het IJsselmeer daarentegen geldt, dat de aanpassingstijden langer zijn. Dit heeft enerzijds toe bijgedragen, dat het maximum niveau in het IJsselmeer lager is, maar betekent anderzijds, dat de

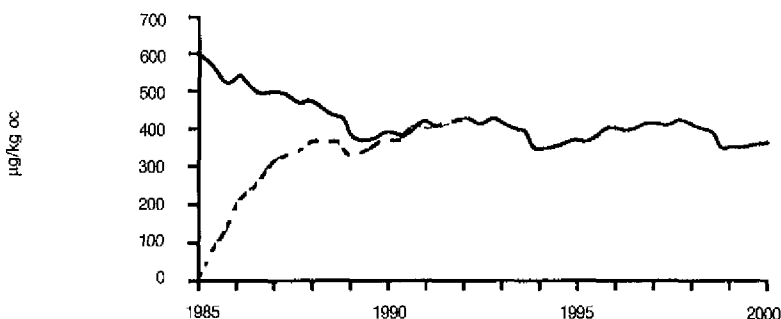
kwaliteitsverbetering in de toplaag van het IJsselmeer een langzamer proces is. Het eindniveau in het IJsselmeer zal overigens altijd lager blijven dan dat van het instromende slib, doordat er permanent verdunning optreedt met ter plaatse geproduceerd algenmateriaal [BRUGGEMAN e.a., 1988].

Lange aanpassingstijden voor de toplaag zijn ook berekend voor het Haringvliet en in mindere mate het Hollandsch Diep, hetgeen ook reeds tot uitdrukking kwam in de voorspelde gehalten, die gegeven zijn in tabel 5.2 en 5.3. Zoals uit de resultaten in deze tabellen ook al bleek, betekent de relatief aanzienlijke kwaliteitsverbetering niet, dat daarmee ook de gestelde kwaliteitsdoelstelling 2000 ook wordt gehaald. Met name geldt dit voor cadmium, PCB's en benzo(a)pyreen.

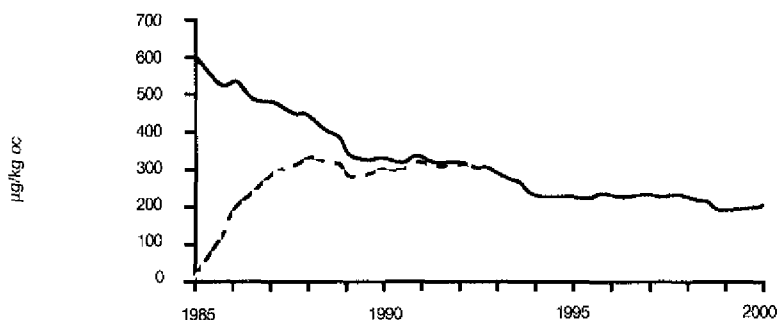
Figuur 5.2 Simulatie van PCB-153 in de toplaag van het Ketelmeer- en IJsselmeersediment bij sanering van de waterbodem in het Ketelmeer zonder en met 50 % emissiereductie in de periode 1985 - 2000. Bron: BRUGGEMAN e.a., 1988.

De algemene milieukwaliteit in de standaardbodem (4 µg/kg bij 5 % organisch koolstof) bedraagt omgerekend naar PCB / organisch koolstof 80 µg/kg organisch koolstof.

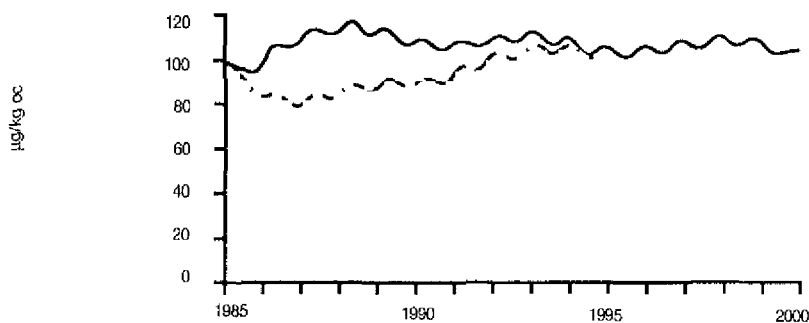
— zonder waterbodemsanering
 -- met waterbodemsanering



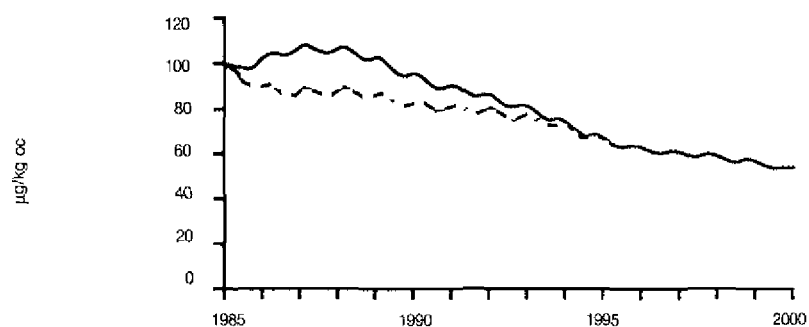
a) Ketelmeer zonder emissiereductie



b) Ketelmeer met 50 % emissiereductie



c) IJsselmeer zonder emissiereductie.



d) IJsselmeer met 50 % emissiereductie

Wat is nu het effect van sanering van de waterbodem op de kwaliteit? Als voorbeeld is in figuur 5.2 een simulatie van de complete sanering van de waterbodem op de PCB-153 gehalten in Ketelmeer en IJsselmeer gepresenteerd. Uit de resultaten blijkt, dat de sanering van de Ketelmeerbodem ter plaatse een direct effect heeft op de bodemkwaliteit. Om op langere termijn blijvend een verbetering van de kwaliteit te krijgen is de reductie van de lozingen, waardoor het aangevoerde slib een betere kwaliteit krijgt, een harde voorwaarde. Met andere woorden, waterbodemsanering kan in een goed doorstroomd systeem als het Ketelmeer tot een duidelijke versnelling van de verbetering van de bodemkwaliteit leiden bij de voorgenomen emissiereducties.

Een eenmalige sanering van de waterbodem in het Ketelmeer leidt voor PCB's gedurende een periode van circa 5 jaar tot globaal 10 tot 20 % kwaliteitsverbetering van de toplaag van het IJsselmeer. Emissiereductie sorteert meer effect: een emissiereductie van 50 % leidt uiteindelijk (na meer dan 10 jaar) tot een halvering van de gehalten in de bodem, zoals uit de figuur 5.2 blijkt.

De invloed van de sanering van de Ketelmeerbodem op de kwaliteit van het IJsselmeersediment is dus beperkt en manifesteert zich vooral

doordat gedurende ongeveer tien jaar een afvlakking van de brede top in de gehalten in het IJsselmeer optreedt

In meer geïsoleerde systemen kan waterbodemsanering daarentegen de enige manier zijn om verbetering van de water- en bodemkwaliteit te bereiken, indien althans de emissies volledig zijn teruggedrongen. Het effect van waterbodemsanering op de water- en bodemkwaliteit zal van situatie tot situatie bekeken moeten worden, waarbij ook rekening moet worden gehouden met verschillen in gedrag van de verschillende stoffen.

Overigens zijn er ook situaties denkbaar dat niet het aquatisch ecosysteem wordt bedreigd, maar wel het grondwater. Uit het oogpunt van het grondwater kan de sanering van waterbodems wenselijk zijn. Zie paragraaf 4.3. voor een toelichting op de mogelijke risico's voor het grondwater.

5.1.2 Prognose kwaliteit zoute Rijkswateren

Voor de Noordzeekust, Waddenzee, de Westerschelde en de Oosterschelde zijn prognoses gemaakt voor de waterbodemkwaliteit. De prognoses zijn berekend voor de drie scenario's, zoals vermeld onder 5.1. Scenario 3 wijkt echter iets af. De scenario's zijn:

- 1: lozingen op niveau 1985, situatie 1985;
- 2: lozingen worden tussen 1985 en 1995 tot 50 % gereduceerd ten opzichte van het niveau 1985, situatie 2000;
- 3: lozingen worden tussen 1985 en 1995 tot 10 % gereduceerd ten opzichte van het niveau 1985, situatie 2000.

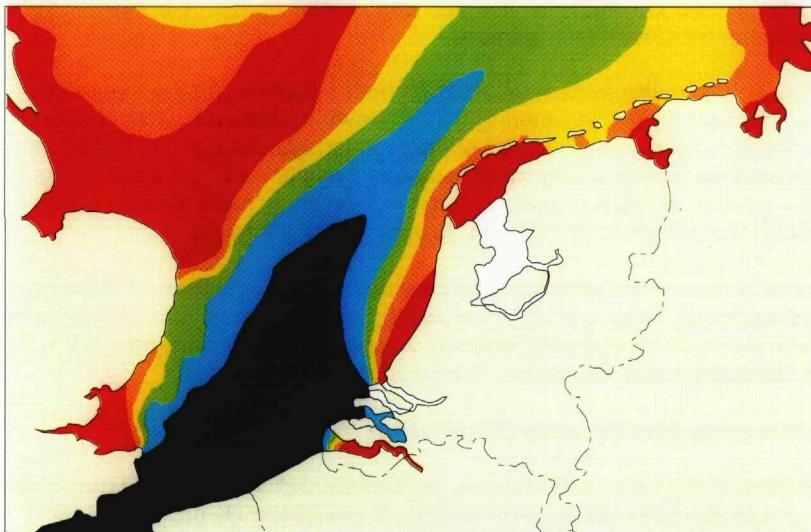
Noordzeekust en Waddenzee

Voor de prognose van de waterbodemkwaliteit is gebruik gemaakt van een Steady State Model voor de Zuidelijke Noordzee, dat het transport van aan zwevende stof (slib) gehechte verontreinigingen in het gebied berekent. Bij de berekeningen geldt het reductiepercentage alleen voor het antropogene deel van de stofvracht. De van nature aanwezige stofvracht wordt niet gereduceerd.

Berekeningen zijn uitgevoerd voor de stoffen cadmium en hexachloorbenzeen.

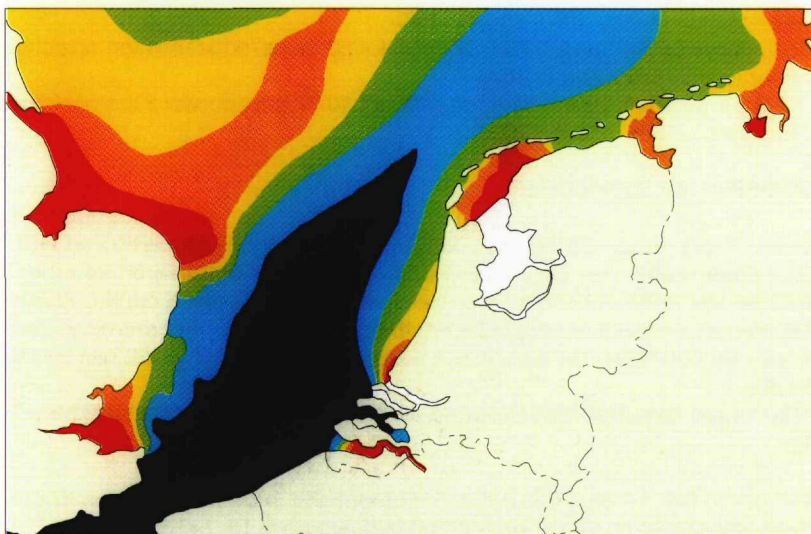
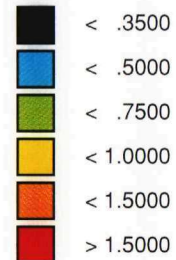
In de figuren 5.3, 5.4 en 5.5 is het cadmiumgehalte in de Noordzee en Waddenzee weergegeven bij de verschillende scenario's. De berekende concentraties voor de Waddenzee moeten als indicatieve waarden worden gezien door de complexe mengprocessen aldaar. Uit de figuren komt duidelijk naar voren, dat het slib nabij de kust door de invloed van de aanvoer van verontreinigingen via de rivieren duidelijk hogere cadmiumgehalten bevat. Verder is de invloed van de reductie van de belasting via de twee scenario's op het cadmiumgehalte goed zichtbaar.

Voor een aantal punten langs de Nederlandse kust zijn de berekende concentraties van de drie scenario's uitgezet. Voor de interpretatie van de getalswaarde is tevens het natuurlijke niveau aangegeven. Voor cadmium is het gehalte in slib in de orde van 0,3 - 0,6 µg/g. Een reductie tot 50 % (scenario 2) heeft duidelijk effect op de slibkwaliteit, een verdere reductie tot 10 % (scenario 3) heeft slechts een gering effect. De reden hiervan is, dat de slibkwaliteit bij 90 % reductie van de belasting dicht in de buurt van het natuurlijke niveau komt.



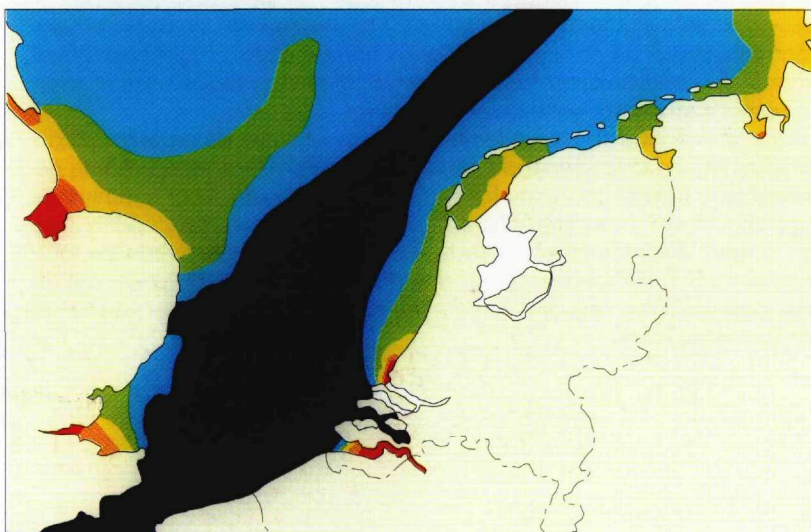
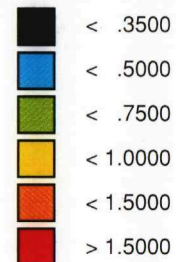
Figuur 5.3
Berekend cadmiumgehalte in zwevende stof (slib) voor scenario 1, situatie 1985 ($\mu\text{g/g}$), incl. atm. depositie. Bron DGW.

gehalte Cadmium ($\mu\text{g/g}$)



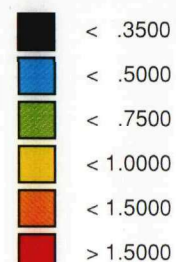
Figuur 5.4
Berekend cadmiumgehalte in zwevende stof (slib) voor scenario 2, reductie tot 50% van het niveau 1985, situatie 2000 ($\mu\text{g/g}$), incl. atm. depositie. Bron DGW.

gehalte Cadmium ($\mu\text{g/g}$)



Figuur 5.5
Berekend cadmiumgehalte in zwevende stof (slib) voor scenario 3, reductie tot 10% van het niveau 1985, situatie 2000 ($\mu\text{g/g}$), incl. atm. depositie. Bron DGW.

gehalte Cadmium ($\mu\text{g/g}$)



In figuur 5.8 zijn op eenzelfde manier de berekeningsresultaten voor de stof HCB uitgezet. Het natuurlijke niveau van HCB in schoon marien slib is 0 µg/g. Een reductie van de invoer tot 50 % (scenario 2) levert globaal een halvering van de concentraties langs de Nederlandse kust. Een verdere reductie van de invoer tot 10 % (scenario 3) leidt tot een duidelijk verdere verbetering van de slibkwaliteit. De concentraties zijn globaal 10 % van de waarden voor 1985. Een bepaalde emissiereductie vertaalt zich voor HCB dus direct in een procentuele, even grootte verbetering van de kwaliteit van het kustwater, hetgeen voor een verontreiniging, die grotendeels door de rivieren veroorzaakt wordt, ook voor de hand ligt.

In figuur 5.6 staat de slibkwaliteit in de Noordzeebodem uit tegen de tijd (schematisch). De getrokken lijn is de verandering van de slibkwaliteit (= kwaliteit van de vers afgezette toplaag op de bodem). De andere lijnen geven de verandering van de kwaliteit weer bij oplopende tijdsschalen. De tijdsschaal is het aantal jaren, dat nodig is om de actieve bodemlaag met homogene kwaliteit in evenwicht te brengen met de nieuw aangevoerde sedimenterende verontreinigde zwevende stof. De tijdsschaal is afhankelijk van de dikte van de actieve laag met homogene kwaliteit en de snelheid waarmee de vers aangevoerde zwevende stof sedimenteert. In figuur 5.6 is te zien dat de slibkwaliteit in de bodem trager reageert bij toenemende tijdsschaal. De verslechtering gaat langzamer, dit geldt ook voor de verbetering.

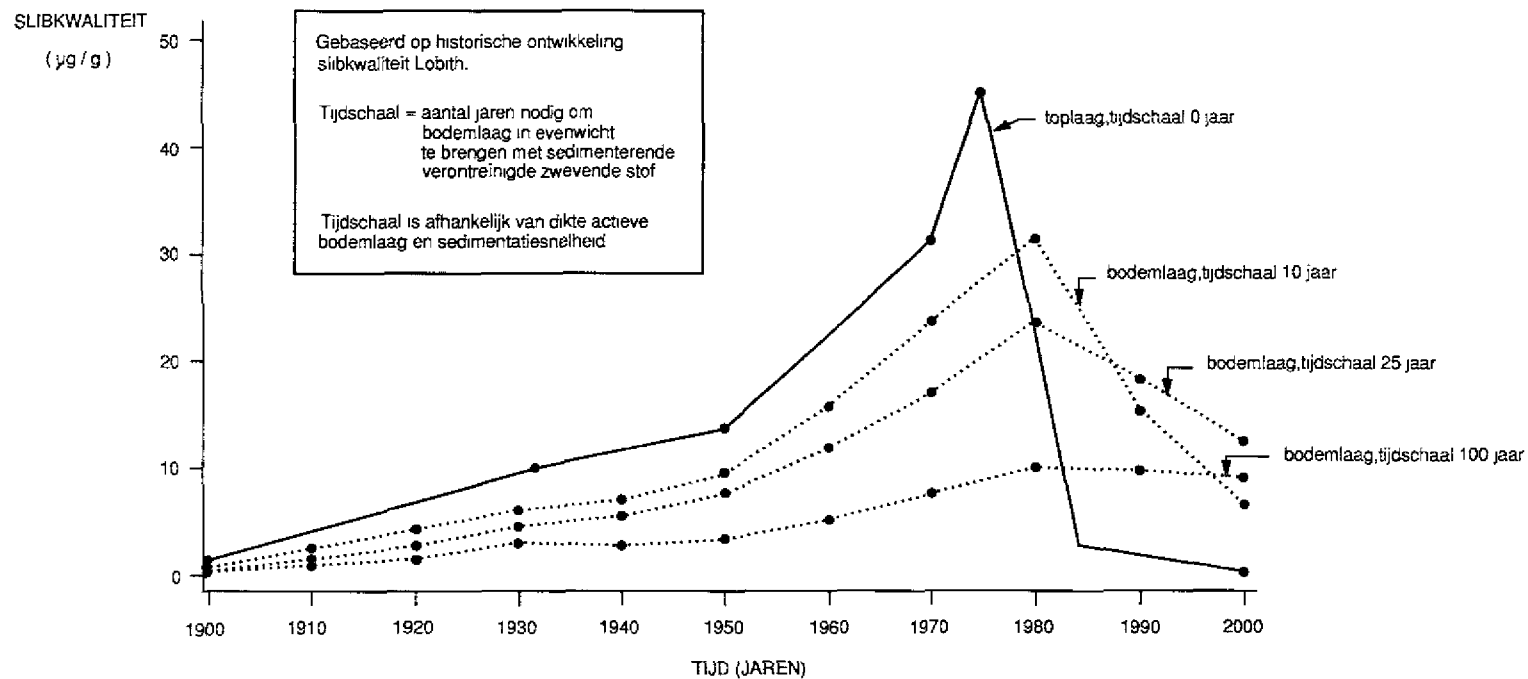
Hiervoor is opgemerkt, dat de berekende slibkwaliteit in de Waddenzee, zoals te zien is in figuur 5.3, 5.4 en 5.5, als indicatieve waarde moet worden gezien. Het Steady State Model van de zuidelijke Noordzee is niet geschikt om de verspreiding van de stoffen binnen de Waddenzee juist te berekenen. De netto invoer van stoffen naar de Waddenzee, die het model berekent, is echter wel bruikbaar. Dat geeft ook inzicht in het effect van de verschillende scenario's voor de Waddenzee. In figuur 5.9 staat de berekende netto invoer van aan slib gehecht cadmium naar de Waddenzee. Daarbij is de Waddenzee opgedeeld in een westelijk en een oostelijk deel. Zowel de invoer vanaf zee als vanaf de landkant (IJsselmeer, Eems-Dollard) is aangegeven. Aan de zeezijde is het beeld gelijk aan dat van de slibkwaliteit langs de Nederlands kust, zie figuur 5.7. Een reductie van 50 % (scenario 2) levert duidelijke afname van de invoer op, een verdere reductie tot 10 % (scenario 3) heeft nauwelijks extra invloed op de invoer, de concentraties komen dan dicht in de buurt van de achtergrondgehalte. Aan de landzijde is het beeld anders, de invoer vanaf de IJsselmeer neemt nog wel duidelijk af bij scenario 3. Uit figuur 5.9 blijkt verder, dat de invoer van cadmium naar de Waddenzee vanaf zee en vanaf de landzijde van dezelfde orde van grootte is. Uit figuur 5.8 blijkt, dat de HCB-gehalten van lager zijn dan cadmium. Een reductie van 50 % (scenario 2) levert aan de zeezijde globaal een halvering van de invoer op. Een reductie tot 10 % (scenario 3) levert globaal een invoer op 10 %. Aan de landzijde verloopt het minder lineair. Scenario 2 geeft een aanzienlijke vermindering van de invoer, scenario 3 leidt eveneens tot een sterke verdere vermindering van de invoer. In de Waddenzee geldt evenals bij cadmium, dat de hoeveelheden ingevoerd vanaf zee en vanaf de landzijde van dezelfde orde van grootte (figuur 5.10).

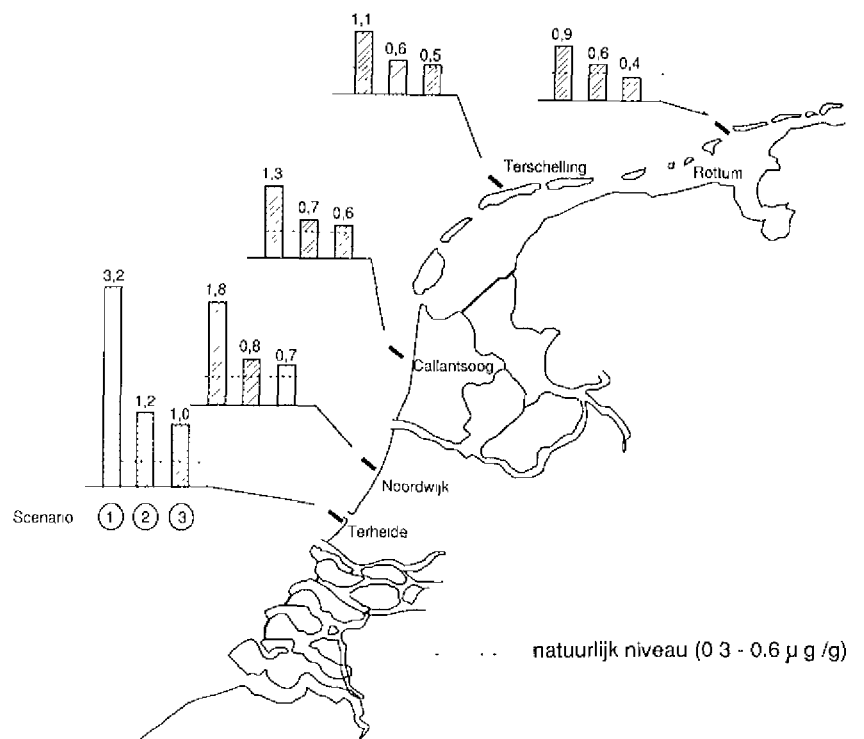
Figuur 5.6

Schematische voorstelling van de slibkwaliteitsontwikkeling van de Noordzeebodem bij verschillende tijdschalen. Bron: Dienst Getijdewateren

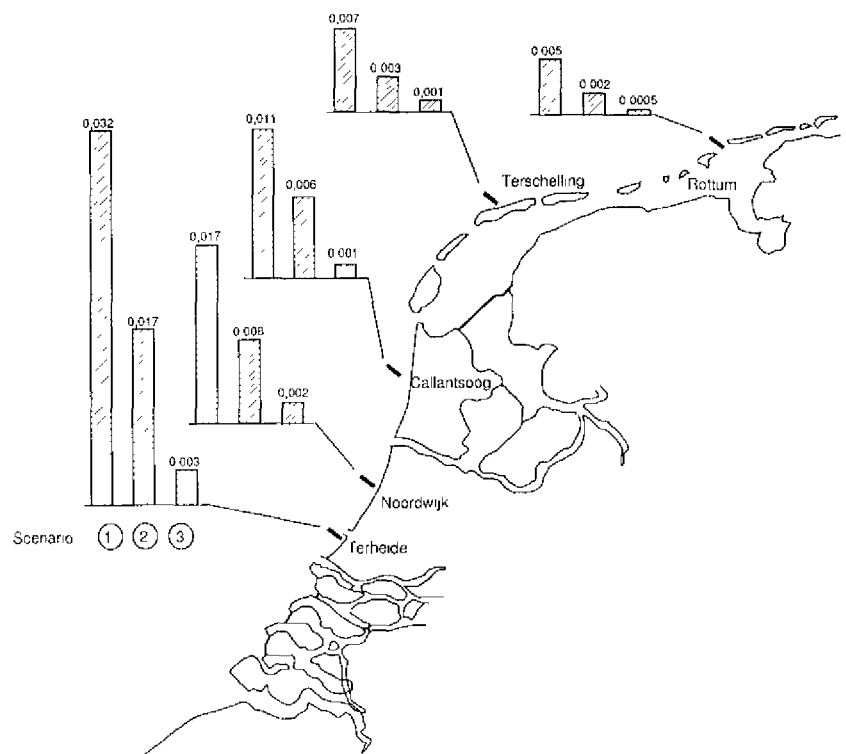
SLIBKWALITEIT WATERBODEM NOORDZEE (SCHEMATISCH)

3 TIJDSCHALEN : 10 , 25 , 100 JAAR

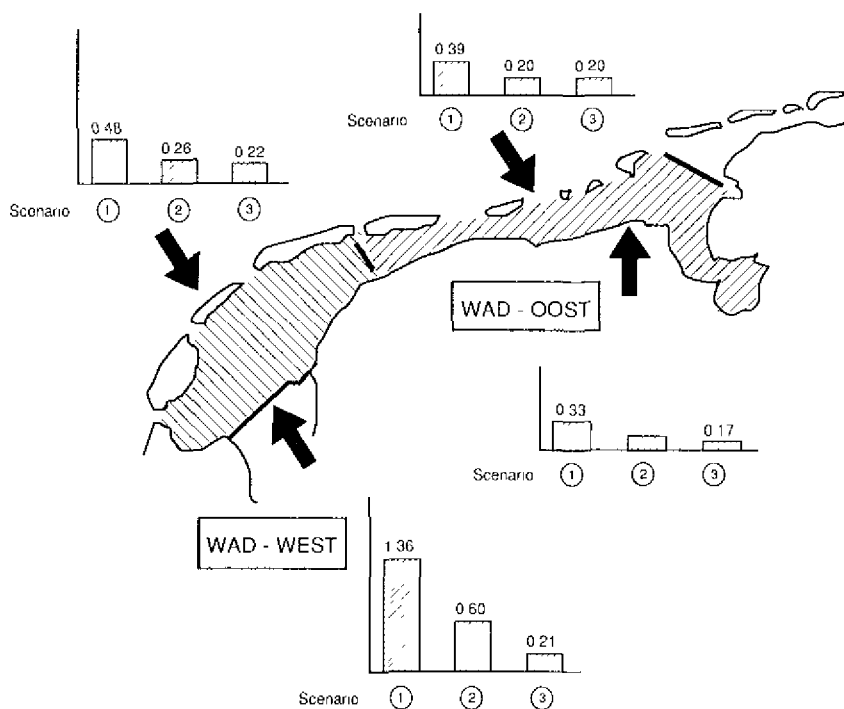




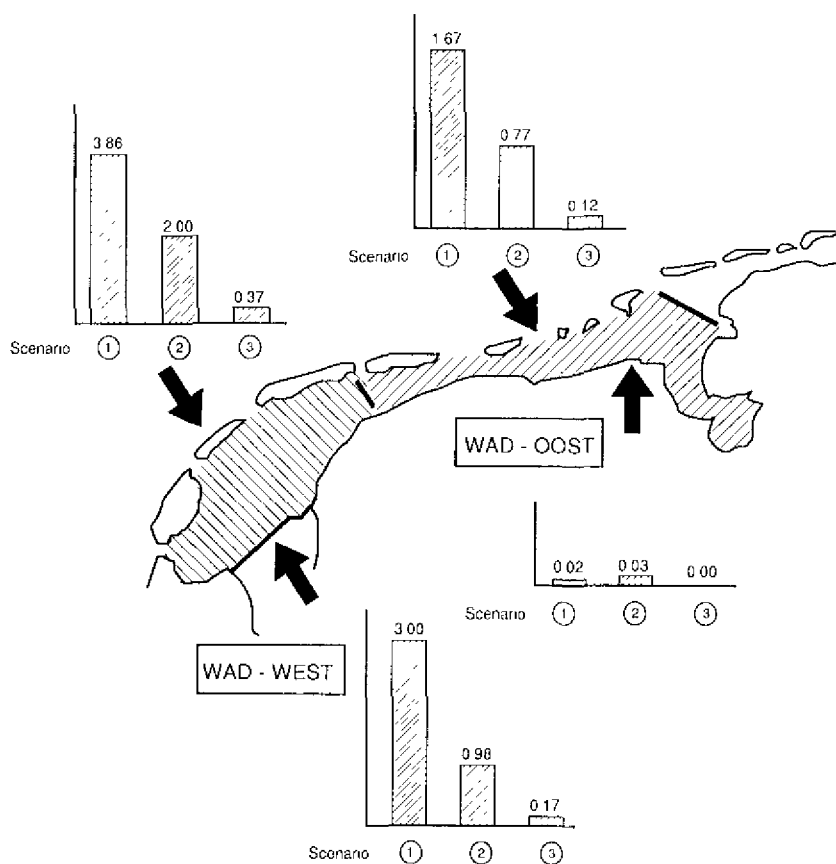
Figuur 5.7 Cadmiumgehalte in het Noordzeeslib in µg/g. Bron: Dienst Getijdewateren.



Figuur 5.8 HCB-gehalte in het Noordzeeslib in µg/g. Bron: Dienst Getijdewateren.



Figuur 5.9 Massabalans cadmium voor de Waddenzee bij verschillende emissie-scenario's (in ton per jaar). Bron: Dienst Getijdewateren.



Figuur 5.10 Massabalans HCB voor de Waddenzee bij verschillende scenario's (in ton per jaar). Bron: Dienst Getijdewateren.

Westerschelde en Oosterschelde

Voor de zoute watersystemen Westerschelde en Oosterschelde zijn afzonderlijke prognoses voor de bodemkwaliteit berekend [van ECK e.a., 1989]. De prognoses zijn gemaakt voor de drie scenario's zoals die bij aanvang van 5.1.2. zijn genoemd. De beschouwde stoffen zijn cadmium, kwik, HCB, benzo(a)pyreen (BaP) en PCB.

In tabel 5.4. staan de berekende gehalten in het sediment in de Westerschelde vermeld. De Westerschelde is daarbij opgedeeld in een westelijk, midden en oostelijk deel. Als referentie zijn ook de gehalten van 1930 in de tabel opgenomen. De berekende waarden voor scenario's 2 en 3 gelden voor het jaar 2000. Geconstateerd kan worden, dat de kwaliteit van de Westerscheldebodem langzaam reageert op bronsaneringen.

Tabel 5.4 Berekende gehalten in sediment in de Westerschelde Bron: Dienst Getijdewateren.

Stof	Westerschelde-Oost				Westerschelde-midden				Westerschelde-West			
	scenario			1930	scenario			1930	scenario			1930
	1	2	3		1	2	3		1	2	3	
Cadmium*mg/kg	0,4	3	2,85	2,75	0,3	1,5	1,45	1,4	0,2	0,75	0,7	0,65
Kwik * mg/kg	0,2	0,5	0,48	0,46	0,15	0,3	0,29	0,28	0,1	0,1	0,09	0,08
HCB µg/kg	0	2	1,5	1,1	0	1	0,75	0,55	0	0,5	0,4	0,25
BaP mg/kg	0,5	0,5			0,3	0,3			0,1	0,1		
PCB µg/kg	0	50	45	41	0	25	22,5	20,5	0	10	9	8

Alle metaalgehalten zijn ongecorrigeerd voor sedimentsamenstelling.

* De gehalten in 1985 bij 50 % kleiner dan 16 µm in Oost, midden en West bedroegen voor cadmium 5, 2,5 en 1 mg/kg en voor kwik 2, 1 en 0,5 mg/kg.

In tabel 5.5 staan de berekende gehalten in het sediment in de Oosterschelde vermeld. De Oosterschelde is daarbij opgedeeld in een mondings- en komgebied. Ook hier kan geconstateerd worden, dat de kwaliteit van de Oosterscheldebodem langzaam reageert op de bronsaneringen en dat emissie-reductie geen verbetering oplevert op korte termijn (tot het jaar 2000).

Tabel 5.5 Berekende gehalten in sediment in de Oosterschelde. Bron: Dienst Getijdewateren.

Stof	Oosterschelde-kom				Oosterschelde-monding			
	scenario			1930	scenario			1930
	1	2	3		1	2	3	
Cadmium mg/kg	0,2	1	0,97	0,93	0,2	0,75	0,75	0,74
Kwik mg/kg	0,1	0,5	0,48	0,48	0,1	0,25	0,23	0,23
HCB µg/kg	0	<0,5			0	<0,5		
BaP mg/kg	<0,05	<0,05			<0,05	<0,05		
PCB µg/kg	0	<10			0	<10		

Alle metaalgehalten zijn gecorrigeerd voor sedimentsamenstelling (50 % kleiner dan 16 µm).

5.1.3 Verspreiding van baggerspecie

Een bijzondere vorm van verontreiniging van oppervlaktewater is het verspreiden van baggerspecie in het watersysteem. In totaal wordt jaarlijks in de grote vaarwegen en havens 50 miljoen m³ specie gemeten in middel van vervoer, dat wil zeggen beun m³, gebaggerd. In deze hoeveelheid is ongeveer 15 miljoen m³ begrepen uit de vaargeul in de Westerschelde, die wordt 'rondgebaggerd'. In tabel 5.6 is aangegeven welk deel van deze specie geborgen wordt in een depot en welk deel verspreid wordt in het watersysteem. Vooral de van oorsprong mariene specie uit de zoute wateren wordt verspreid.

Tabel 5.6 Bestemming van de onderhoudsspecie in 1988 (miljoen beun m³)
Bron: RWS.

	zout	zoet	totaal
verspreid op land	0	0	0
verspreid in water	40,5	0,5	41
geborgen in depot	6	1	7
niet gebaggerd	1,5	0,5	2
totaal (globaal)	48	2	50

Baggerspecie uit de zoete wateren wordt thans vrijwel uitsluitend geborgen in depots. De baggerspecie is daarmee, anders dan in de directe omgeving van het depot, geen bron van verontreiniging van het oppervlaktewater. Wanneer de kwaliteit van de specie verbetert, ontstaat de situatie dat specie uit de zoete wateren in aanmerking komt om verspreid te worden.

Voor de zoute wateren is een verspreidingsbeleid in ontwikkeling dat een nadere inperking van de verspreiding van verontreiniging impliceert. Hierbij wordt rekening gehouden met zowel de vracht aan verontreinigingen in specie die per jaar in zee wordt verspreid als met de kwaliteit van de specie.

In tabel 5.7 wordt een indruk gegeven van de verontreinigingen, die jaarlijks met de baggerspecie in zee worden verspreid. Weergegeven is de antropogene verontreiniging: de totale verontreiniging verminderd met de verontreiniging, die van nature reeds aan de specie gebonden is. In de telling is de specie uit de vaargeul in de Westerschelde niet inbegrepen.

De aanscherping van het verspreidingsbeleid wordt gerealiseerd door de voor verspreiding in aanmerking komende vracht aan verontreinigingen in de tijd te verminderen. Het is de bedoeling, dat deze vermindering betrekking heeft op de zogenaamde "exces"vracht. Deze excesvracht wordt gedefinieerd als de totaalvracht aan verontreinigingen, die gebonden is aan de specie, verminderd met de vracht aan verontreiniging, die behoort bij gehalten, die niet schadelijk worden geacht voor het ontvangende milieu. De keuze van dit niveau is afhankelijk van de kennis van effecten en kan in de loop van de tijd worden bijgesteld.

Aanscherping van de excesvracht leidt tot een geringere belasting van de zee. Of hierdoor ook minder baggerspecie naar zee afgevoerd kan worden, is geheel afhankelijk van de kwaliteitsontwikkeling van de baggerspecie. Bij een positieve ontwikkeling is het met de aangegeven systematiek mogelijk dat bij een aangescherpt verspreidingsbeleid toch meer kubieke meters baggerspecie in zee verspreid mogen worden, specie die voorheen in depot geborgen moest worden.

Tabel 5.7 Jaarlijkse antropogene vrachten in baggerspecie in kg. Bron. RWS, Dienst Getijdewateren.

parameter	Noordzee	Waddenzee	Wester- schelde	totaal (circa)
zink	750.000	100.000	170.000	1 000.000
koper	55 000	3.500	11.000	70.000
chromium	8.000	0	0	8 000
lood	200.000	49.000	25.000	270.000
cadmium	6.600	870	1 400	9.000
nikkel	0	0	0	0
kwik	1 500	770	440	2.700
arsen	30 000	4.400	11.000	45 000
naftaleen	1 600	130	20	1 700
fenantreen	1.800	40	320	2 100
antraceen	500	*	1	500
fluorantheen	2 700	300	490	3.500
chryseen	1 500	*	280	1.800
benz(a)antraceen	1.200	*	200	1.400
benz(a)pyreen	1 700	130	220	2.000
benz(k)fluorantheen	1.600	60	170	1.800
indenopyreen	1.600	100	280	2.000
benz(ghi)peryleen	1.800	140	210	2.100
individuele PCB's	50 à 70	*	*	*
HCH	75	*	*	*
HCB	75	*	*	*
aldrin	60	*	*	*
dieldrin	75	*	*	*
olie	2.000.000	620.000	570 000	3 200.000

* = onbekend

Het kader waarin het verspreidingsbeleid aangescherpt wordt, is de planvorming. De gewenste afname van de toegelaten excesvracht zal in het plan als functie van de tijd aangegeven moeten worden met de consequenties hiervan voor de berging van baggerspecie. Het plan zal na de voorgeschreven procedure, waarin de verschillende belangen zijn gewogen, worden vastgesteld, waarmee de ruimte is aangegeven voor het verlenen van ontheffingen in het kader van de Wet Verontreiniging Zeewater c.q. het verlenen van vergunningen in het kader van de Wet verontreiniging oppervlaktewater in de planperiode.

Voor de Noordzee wordt in het kader van het Noordzee Actie Programma in 1995 een reductie van de verontreiniging van 50 % ten opzichte van 1985 voorzien. De aanscherping inzake de verspreiding van baggerspecie dient hierbij in de tijd zoveel mogelijk direct de kwaliteitsverbetering van de baggerspecie te volgen. Een aanscherping die in de tijd gezien afneemt: de grootste reductie dient in de beginfase te worden gerealiseerd [BRASCAMP e.a., 1988.].

5.2 Waterbodemsanering

Uit de inventarisatie van de waterbodempkwaliteit blijkt dat in een belangrijk deel van de rijkswateren de signaleringswaarde wordt overschreden. Dit geldt ook voor een deel van de regionale wateren, al is daar het beeld minder volledig. Zie hoofdstuk 3.

In december 1987 is het Saneringsprogramma waterbodembodem 1988-1989 verschenen [V&W, 1987]. Dit programma is inmiddels in uitvoering en zal in 1990 afgerond worden.

In juni 1989 is het Saneringsprogramma waterbodembodem rijkswateren 1990-2000 [V&W, 1989a] uitgebracht. Voor in totaal meer dan honderd grote en kleine lokaties, is in totaal een minimale hoeveelheid van 22 miljoen m³ sanerings-specie (kwaliteit boven de signaleringswaarde) geraamd. Conform de Leidraad Bodembescherming bij de Interimwet Bodembescherming is als uitgangspunt voor aanwijzing van een potentiële te saneren lokatie het criterium ernstig gevaar voor volksgezondheid of het milieu gebruikt. In het programma is de tijdsplanning en kostenschätzung voor het nader onderzoek en het saneringsonderzoek aangegeven. De kosten van het nader onderzoek zijn geschat op circa 26 miljoen gulden. De kosten voor sanering bedragen minimaal 500 miljoen gulden waarbij is uitgegaan van de (toekomstige) beschikbaarheid van grootschalige bergingslokaties. Nader onderzoek en de eventuele sanering van de afzonderlijke lokaties zal zoveel mogelijk per watersysteem plaatsvinden.

De hoeveelheid baggerspecie in de regionale wateren met een kwaliteit slechter dan de signaleringswaarde wordt geraamd op circa 9 miljoen m³. De kosten van verwijdering hiervan worden geschat op ongeveer 550 miljoen gulden. Oorzaak van deze, in vergelijking met de kosten van verwijdering uit de Rijkswateren, relatief hoge prijs per m³ is de veel kleinere schaal van het uit te voeren baggerwerk, langere transportafstanden en dergelijke. De kosten van het nader onderzoek en het saneringsonderzoek worden geschat op circa 35 miljoen gulden.

5.2.1 Leidraad bodemsanering

De Wet verontreiniging oppervlaktewateren bevat het preventieve instrumentarium voor de waterbodembodem (voorkomen van vervuiling). De Wet Bodembescherming (nu nog Interimwet Bodemsanering) bevat het curatieve instrumentarium (sanering). Over het wetsvoorstel tot uitbreiding van de Wet Bodembescherming met een regeling inzake de sanering van de waterbodembodem is inmiddels advies uitgebracht door de Raad van State, zodat naar verwachting begin 1990 behandeling in de Tweede Kamer zal kunnen plaats vinden.

Een belangrijk instrument bij de uitvoering van de Interimwet Bodemsanering is de Leidraad bodemsanering [VROM, 1988b]. De Leidraad bodemsanering is ingedeeld in drie delen: een bestuurlijk juridisch deel, een technisch - inhoudelijk deel en een financieel - administratief deel. In verband met de genoemde inbouw in de Wet Bodembescherming (Wbb) en recente ervaringen en technische ontwikkelingen wordt door het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer gewerkt aan de herziening van de Leidraad. Het is hierbij de bedoeling om in samenwerking met het ministerie van Verkeer en Waterstaat de Leidraad tevens geschikt te maken voor het onderzoek en sanering van de waterbodembodem. Naar verwachting kan eind 1990 een ook op de waterbodembodem afgestemde Leidraad tegemoet worden gezien. Aangezien op de hoofdlijnen de technisch - inhoudelijke aanpak waarschijnlijk niet drastisch zal veranderen, is deze in paragraaf 5.2.2. nader toegelicht.

5.2.2 Technisch - inhoudelijke aanpak

Bij de beslissing of een waterbodembodem gesaneerd moet worden, wordt de systematiek uit het technisch - inhoudelijke deel van de Leidraad gehanteerd. Bij het Saneringsprogramma waterbodembodem rijkswateren 1990 - 2000 is deze systematiek dan ook toegepast. Het technisch - inhoudelijk deel van de leidraad omvat 3 hoofdstukken:

- milieuhygiënische beoordeling van de verontreiniging;
- aanpak van de bodemverontreiniging;
- belangen van betrokkenen.

Met betrekking tot de milieuhygiënische risico's is het criterium 'ernstig gevaar voor de volksgezondheid of het milieu' van wezenlijke betekenis bij de voorbereiding van de saneringsbeslissing. In de leidraad worden bij de beoordeling een drietal aspecten onderscheiden, die - letterlijk - als volgt zijn omschreven:

- de aard en de concentratie van de verontreinigde stoffen, die een indruk geven van de mate van verontreiniging en de mogelijke effecten daarvan;
- de lokale verontreinigingssituatie, die van belang is voor de mate en de mogelijkheid tot verspreiding en contact;
- het gebruik van de bodem, dat bepalend is voor de huidige mate van blootstelling en de daaraan verbonden huidige risico's.

De leidraad omvat drie niveau's, de waarden A, B en C. Niveau A geldt als referentiewaarde, niveau B als criterium waarvoor onder bepaalde voorwaarden op korte termijn nader onderzoek nodig is. Niveau C is te beschouwen als het criterium, waarboven saneringsonderzoek c.q. sanering op korte termijn moet worden uitgevoerd.

Voor het saneringsbeleid voor de waterbodem zijn twee concentratieniveau's van belang: het niveau van de algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000) en de signaleringswaarde waterbodem. Indien de concentraties beneden de kwaliteitsdoelstelling 2000 ligt, wordt sanering niet nodig geacht. De signaleringswaarde is qua werking vergelijkbaar met de C-waarde voor de droge bodem. Overschrijding van de signaleringswaarde betekent dat onderzoek naar sanering urgent is.

Ook indien de concentraties in de waterbodem beneden de signaleringswaarde liggen en boven de doelstelling 2000 is het niet uitgesloten dat de risico's zodanig ernstig zijn dat sanering nodig is. De risico's zijn veelal sterk afhankelijk van de lokale situatie. In het algemeen wordt in situaties waar de signaleringswaarde niet wordt overschreden aan het saneringsonderzoek minder prioriteit gegeven.

In het algemeen zal pas tot sanering worden overgegaan indien de lokale lozingen gesaneerd zijn en de kwaliteit van het aangevoerde slib van voldoende kwaliteit is. Uitzonderingen zijn gevallen waar door sanering een zeer aanmerkelijke risicoreductie kan worden bereikt. Anders dan bij de droge bodem zijn de verontreinigde waterbodems veelal niet als geïsoleerde 'plots' te beschouwen. Het verspreidingsrisico voor waterbodems kan uitstel van de sanering van ernstig verontreinigde waterbodems onverantwoord maken.

Bij de aanpak van de waterbodemsanering onderscheidt de Leidraad Bodemsanering vijf stappen, waarvan de eerste twee ter voorbereiding van het saneringsprogramma zijn bedoeld, en de drie volgende stappen tot het daadwerkelijke saneringsprogramma behoren:

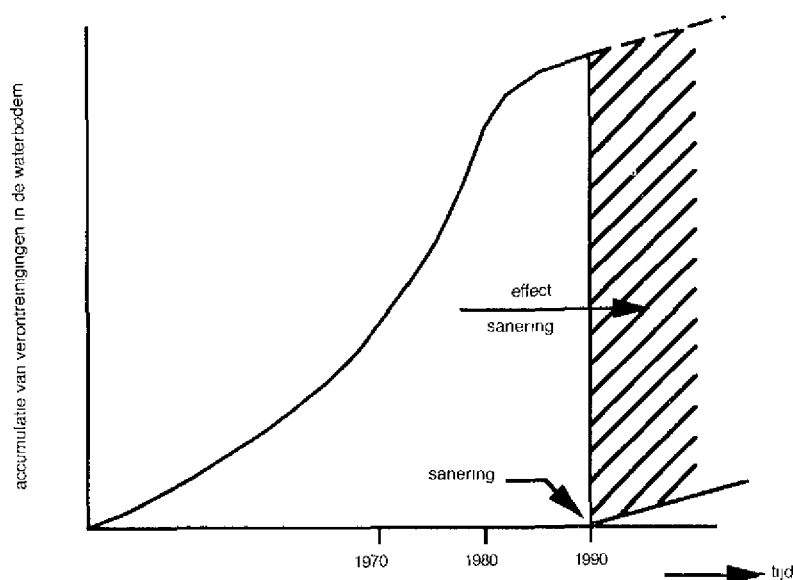
- inventarisatie van gegevens;
- oriënterend onderzoek;
- nader onderzoek;
- saneringsonderzoek;
- sanering.

Met de inventarisatie van gegevens wordt beoogd een eerste indicatie te krijgen van de aard en de lokatie van de verontreinigde waterbodems. De

inventarisatie omvat ook de eventueel beschikbare indicatieve, historische, bodemkundige en geohydrologische gegevens. Voor de Rijkswateren heeft deze inventarisatie reeds plaats gevonden. Voor de regionale wateren wordt de inventarisatie dit jaar afgerond.

Het oriënterend onderzoek beoogt te resulteren in een globaal inzicht in de aard, plaats van voorkomen en concentraties van de verontreinigende stoffen in de waterbodem. Op grond van een globale risico-analyse dient de urgentie voor nader onderzoek te worden vastgesteld. Zijn een of meerdere concentraties hoger dan de signaleringswaarde dan is nader onderzoek op korte termijn urgent. Voor de rijkswateren zijn de resultaten van het oriënterend onderzoek vastgelegd in het Saneringsprogramma waterbodem rijkswateren 1990-2000.

In het nader onderzoek moet antwoord verkregen worden op de vraag of er sprake is van een ernstig risico voor mens of milieu. Als dit het geval is, dan dient zo spoedig mogelijk het saneringsonderzoek te worden gestart. Een letterlijke omschrijving van het criterium is in de aanvang van deze paragraaf gegeven



Figuur 5.11 Effect verwijdering verontreiniging waterbodempakket Bron: RWS

De opzet van het saneringsonderzoek en de presentatie ervan dienen zodanig te zijn, dat een vergelijking van de mogelijke saneringsvarianten op milieuhygiënische, technische en financiële aspecten mogelijk is. Bij de uitwerking en de beoordeling van de alternatieven speelt een aantal aspecten een rol, zoals effectiviteit van een saneringsmethode (milieurendement), tijdsduur van de sanering, milieu- en gezondheidsrisico's tijdens de uitvoering, (toekomstige) bestemming van de lokatie (en omgeving) en kosten.

Op basis van het saneringsonderzoek wordt een keuze gemaakt voor een saneringsvariant. De gekozen variant wordt uitgewerkt in een saneringsplan. In dit plan wordt de begroting, de tijdplanning, de noodzaak, de urgentie van de totale operatie en indien van toepassing de nazorg aangegeven.

De sanering van de waterbodem kan in beginsel op twee wijzen worden aangepakt:

- het verwijderen van de in de waterbodem aanwezige verontreiniging;
- het isoleren van de verontreiniging.

Het effect van het eerstgenoemde type sanering wordt geïllustreerd in figuur 5.11. Het effect is permanent van betekenis voor de lokatie zelf en van betekenis voor de omgeving (grondwater en benedenstroomse sedimentatiegebieden). In feite is dit type sanering te vergelijken met de sanering van een vervuillingsbron. Door de sanering wordt de (toekomstige) verontreiniging van grondwater en oppervlaktewater beperkt. De kwaliteit van de nieuwe toplaag is na de sanering afhankelijk van de kwaliteit van het aangevoerde slib, zie ook paragraaf 5.1.1.

Door de afzet van een schonere toplaag wordt de verspreiding van verontreinigingen in de waterbodem beperkt en zijn ook de risico's voor de bodemorganismen beperkt, doordat deze in hoofdzaak in deze toplaag van circa 10 cm voorkomen. Wanneer er geen bedreigingen voor het grondwater bestaan, kan verbetering van de kwaliteit van de toplaag voldoende zijn om ernstige risico's te voorkomen.

In 1990 zal een studie worden uitgevoerd om te komen tot een beslismethodiek voor de uitvoering van de waterbodemsanering. Daarin komen enerzijds de saneringsmogelijkheden aan de orde (technisch) voor verschillende lokaties, en anderzijds de beoordeling van de effectiviteit (reductie risico's voor mens en milieu en kosten). Hierbij wordt tevens nagegaan of het voor waterbodems wel praktisch is om de beantwoording van de vraag of men moet saneren, de "waarom" vraag, (nader onderzoek) zo strikt te scheiden van de "hoe" vraag (saneringsonderzoek).

5.2.3 Sanering eutrofe waterbodems

Een aparte categorie verontreinigde waterbodems zijn de met voedingsstoffen, (vooral) fosfaten, opgeladen waterbodems. De nalevering van de fosfaten uit de waterbodem kan in de voor eutrofiëring gevoelige wateren belangrijk bijdragen aan de telkens terugkerende, excessieve algenbloei. Deze overmatige algengroei leidt tot ernstige verstoring van het goed functioneren van het aquatisch ecosysteem. De watersystemen verarmen door de algenbloei sterk: vissoorten en andere diersoorten verdwijnen of worden gedecimeerd, waterplanten krijgen nauwelijks een kans en de fourageermogelijkheden voor vogels loopt sterk terug. Bovendien maakt de grote algenbloei de watersystemen onaantrekkelijk voor bepaalde functies, onder andere recreatie en bereiding drinkwater.

Sanering van waterbodems kan - naast reductie van lozingen - noodzakelijk zijn om blijvende negatieve effecten van eutrofiëring in de toekomst te voorkomen. Tot nu toe zijn nog geen criteria voor de sanering van waterbodems beschikbaar. Aan het in de Leidraad Bodembescherming gestelde criterium voor bodemsanering, namelijk dat er sprake moet zijn van een ernstig risico voor mens en milieu, is voor fosfaat en stikstof geen invulling gegeven. Ook is voor deze stoffen geen signaleringswaarde voor urgent onderzoek naar sanering afgeleid.

Een mogelijk criterium voor de sanering van eutrofe waterbodems is de netto nalevering vanuit de waterbodem nadat de externe fosfaatbelasting voldoende is gereduceerd. Uit gegevens van 14 ondiepe meren in Noord- en West-Europa is afgeleid bij welk fosfaatgehalte in het sediment gedurende meer dan 5 jaar na de sanering gemiddeld een netto nalevering vanuit het sediment optrad. Voor een bodem met 10 % deeltjes kleiner 2μ en een organisch stof gehalte van 10 % komt dit uit op 500 mg P/kg. Nader onderzoek naar dit criterium én een inventarisatie van de eventueel te saneren waterbodems is wenselijk.

Voor een groot deel van de Nederlandse wateren wordt genoemd gehalte van 500 mg/kg vermoedelijk overschreden. Een eerste globale schatting op basis van een extrapolatie van gegevens van een beperkt aantal wateren komt uit op circa 650 km² waterbodems waar het genoemde criterium wordt overschreden. Of sanering ook daadwerkelijk zinvol is, hangt sterk af van de mate waarin de lozingen ter plaatse gereduceerd zijn en andere lokale factoren. Op grond daarvan is het waarschijnlijk slechts voor een beperkt deel van de waterbodems op korte termijn zinvol om tot sanering over te gaan. Een goede kostenschatting is op dit moment dan ook moeilijk te maken, maar uitgaande van wegbaggeren als saneringsmethode en van bagger- en bergingskosten van fl 20,- per m³ lopen de kosten op tot vele honderden miljoenen.

Een mogelijk alternatief voor baggeren is het behandelen van de bodem met ijzerzouten. De kosten hiervan bedragen een vijfde tot een tiende van baggeren [BOERS e.a., 1989]. In de Reeuwijkse plassen wordt met deze techniek een proef op praktijkschaal uitgevoerd

6 Specieproblematiek

In het voorgaande zijn de sanering van vervuilde waterbodems en verdere beperking van de verspreiding van verontreinigde specie als maatregelen genoemd om de waterbodempromblematiek te verlichten. Met het uitvoeren van deze maatregelen, wordt het reeds bestaande bergings- (en of verwerkings-) tekort met betrekking tot onderhoudsspecie nog eens vergroot. Om deze reden zal in dit hoofdstuk specifiek aandacht worden geschonken aan het speciebergings- en het specieverwerkingsprobleem.

6.1 Aanbod en bestemming van de specie

Het specie-aanbod bestaat uit de jaarlijkse hoeveelheid onderhoudsspecie (figuur 4.19) en de bij de waterbodemsanering vrijkomende specie. Een groot deel van de mariene onderhoudsspecie is relatief schoon en kan teruggestort worden in zee. Het restant aan te bergen of te verwerken baggerspecie bestaat uit:

- a) saneringsspecie;
- b) onderhoudsspecie uit het zoete gebied;
- c) onderhoudsspecie uit het zoute gebied die niet in aanmerking komt om verspreid te worden.

ad a) Geschat wordt dat met de sanering van de in bijlagen 2 en 3 genoemde lokaties circa 30 miljoen m³ specie vrijkomt. In deze bijlagen zijn de hoeveelheden per lokatie indicatief aangeduid. De kwaliteit van de specie is zodanig, dat voor vaak meer parameters de signaleringswaarde wordt overschreden. Deze specie moet verwerkt dan wel in een depot geborgen worden.

ad b) In het zoete gebied wordt in de rijkswateren jaarlijks circa 2 miljoen m³ onderhoudsspecie verwijderd. De kwaliteit van deze specie is onvoldoende om de specie te verspreiden en ligt meestal tussen de toetsingswaarde en de signaleringswaarde. De hoeveelheid baggerwerk in de regionale wateren is slechts bij benadering bekend maar zou in de orde kunnen liggen van 3 miljoen m³/jaar [PROVOOST, 1987].

Voor de specie in de zoete rijkswateren zou verwacht mogen worden dat door de reductie van de oppervlaktewaterverontreiniging, geleidelijk meer specie voor verspreiding in aanmerking zal komen door verbeterde kwaliteit (waarmee het geen 'probleem'specie meer is).

De in hoofdstuk 5 genoemde berekeningen voor de verschillende emissiescenario's leiden tot de in tabel 6.1 genoemde uitkomsten.

Tabel 6.1. Verspreidingsmogelijkheid specie op land (getoetst aan de referentiewaarde bodem). Bron: RWS

jaar scenario	2000				2020			
	2	3	2	3	2	3	2	3
plaats	ja	nee	ja	nee	ja	nee	ja	nee
Lobith		*		*		*		*
Ketelmeer		*		*		*		*
IJsselmeer		*		*		*		*
Eijsden		*		*		*		*
Hollandsch Diep		*		*		*		*
Haringvliet		*		*		*		*

scenario 2: 50% reductie in 1995

scenario 3: 50% reductie in 1995, 90% in 2005

Tabel 6.2. Verspreidingsmogelijkheid specie in zoet oppervlaktewater (getoetst aan de toetsingswaarde) Bron: RWS

jaar scenario	2000				2020			
	2	3	2	3	2	3	2	3
plaats	ja	nee	ja	nee	ja	nee	ja	nee
Lobith	*		*		*		*	
Ketelmeer	*		*		*		*	
IJsselmeer	*		*		*		*	
Eijsden		*	*			*		*
Hollandsch Diep		*		*		*		*
Haringvliet		*		*		*		*

scenario 2: 50% reductie in 1995

scenario 3: 50% reductie in 1995, 90% in 2005

Zoals uit de tabel blijkt, zal verspreiding op het land ook in de toekomst nagenoeg onmogelijk zijn. Beperkende parameters op lange termijn zijn met name cadmium, kwik, koper en zink.

Verspreiding van de specie in het oppervlaktewater zou volgens de berekeningen op een aantal plaatsen wel mogelijk worden. Hierbij moet echter aangetekend worden dat onderhoudsspecie vaak afkomstig is van plaatsen waar sprake is van vervuilende activiteiten. Deze plaatselijke vervuiling is in de berekeningen uitgemiddeld over een groot gebied en leidt dan tot een geringe vervuiling van een grote hoeveelheid specie. In werkelijkheid zal een geringere hoeveelheid specie sterker verontreinigd worden. De verwachtingen omtrent de werkelijke mogelijkheid om specie te verspreiden dienen daarom niet al te hoog gespannen te zijn.

ad c) Het aanbod aan zoute specie bedraagt ruim 45 miljoen m³ per jaar, waarvan een derde deel bestaat uit specie, die in de Westerschelde "rondgebaggerd" wordt. Van het resterende aanbod van 30 miljoen m³ wordt thans circa 5 miljoen m³ in depot geborgen. In het vorig hoofdstuk is aangegeven, dat beoogd wordt de belasting van de zee met aan baggerspecie gebonden verontreinigingen te reduceren tot 50 % van het niveau 1985.

Wanneer het Rijn Actie Programma (RAP) slaagt, is deze reductie bij benadering bereikt. In dat geval neemt de hoeveelheid tebergen specie niet toe. Wanneer het RAP niet voor alle parameters gerealiseerd wordt, betekent dit dat de reductie van de verontreiniging van de zee alleen bereikt kan worden door een kleinere hoeveelheid specie in zee te verspreiden. Dat deze situatie niet ondenkbaar is, wordt geïndiceerd door de resultaten van monstercampagnes in onder andere de Rotterdamse havens. De speciekwaliteit 1988 en 1989 geeft voor een aantal parameters geen verbetering te zien ten opzichte van de kwaliteit 1986. Treedt ook naderhand geen verbetering op, dan zal de doelstelling met betrekking tot de zee alleen gerealiseerd kunnen worden door in het uiterste geval de helft van de specie, die thans nog verspreid wordt, een andere bestemming te geven. Het betreft hier voor de gehele kust een hoeveelheid van 20 miljoen m³ per jaar, zodat in het laatste geval - een bovengrens - de te bergen hoeveelheid zoute specie toe zal nemen van 5 tot 25 miljoen m³ per jaar.

6.2 Verwerking en berging

6.2.1 Verwerken van specie

Bij het verwerken van specie kan aan zeer uiteenlopende processen worden gedacht, variërende van eenvoudige fysische bewerkingen tot complexe chemische processen.

De eerste stap van het verwerkingsproces kan, indien er relatief veel zand in de specie aanwezig is, bestaan uit het scheiden van de specie in een zandfractie met een hoog droge stof gehalte en een waterige slibfractie. Dit is bijvoorbeeld mogelijk door middel van hydrocyclonage. Omdat de verontreinigingen in de regel aan de slibfractie gebonden zijn, is de zandfractie relatief schoon en de verontreiniging geconcentreerd in de slibfractie. Hydrocyclonage wordt vooral toegepast met het oog op volumevermindering van de verder te verwerken of te storten specie. Wil men een volumereductie voor berging bereiken, dan moet het deeltjespercentage kleiner dan 63 µm naar verwachting minimaal tussen de 30 en 60 % liggen [de WAAY, 1989].

Hydrocyclonage kan ook meer speciek gebruikt worden om een schone of minder vervuilde fractie te produceren in plaats van het enkel produceren van zand. Het milieurendement kan dan wellicht worden verbeterd, maar het betekent ook dat andere typen van hydrocyclonen (dan zandafscheiders) gebruikt moeten gaan worden. Onderzoek naar methoden, die meer gericht zijn op het produceren van een schone fractie, is lopende.

Door de toevoeging van water bij het hydrocyclonageproces, wordt het totale volume van de slibfractie in eerste instantie vergroot. Ook verslechteren de consolidatie eigenschappen van het in depot te brengen mengsel. Dit kan leiden tot de noodzaak van een groter depot c.q. een reductie van de per tijdseenheid te bergen hoeveelheid specie. Mechanische ontwatering, bijvoorbeeld met behulp van zeefbandpers, kan dan uitkomst bieden. Ook niet- gescheiden specie kan mechanisch ontwaterd worden om een volumereductie te bereiken, indien dit noodzakelijk is vanwege onvoldoende depotruimte.

In tabel 6.3 worden enige resultaten van praktijktoepassingen van hydrocyclonage gegeven. Concentratie van de verontreinigingen in de bovenloop (slibfractie) vindt plaats als E(ds) naar 100 % en E(x) naar 0 % gaat. Welke scheidingsefficiëntie in de praktijk gehaald kan worden, hangt af van het soort slib en de hydrocloon, die gebruikt wordt, zoals ook uit tabel 6.3 blijkt. Voordat in de praktijk hydrocyclonage wordt uitgevoerd, zou experimenteel (met een hydrocloon op lab-schaal) vastgesteld moeten worden welke scheidingsefficiëntie met het betreffende sediment verwacht mag worden.

Tabel 6.3 Resultaten hydrocyclonage in de praktijk. Bron: de WAAIJ, A.C., 1989

project	Barendrecht	Roosendaal	Nijkerk	Dordrecht
proces (*)	1	2	3	4
capaciteit (m³/h)	20	18	300	300
scheidingsdiam. (µm)	20	50-60	50-60	50-60
verontreiniging	metalen, olie	metalen, olie	PAK	PAK, metalen
E(ds)	50 %	20 %	70 %	60 %
E(x)	metalen olie PAK	15 % 1-5% 1 %	5-10%	10 % 5 %
concentratie in zand (mg/kg droge stof)				
PAK			1-3	0,4
Zink	170	60		150
Koper	30	20		40
Cadmium	1,8	0,2		0,9
olie		100		
volumereductie door hydrocycl./ontwateren				
	—	75 %	50%	—

1 - voorraadbassin, voorscheider, bufferbassin, hydrocyclonen

2 - hydrocycloon en zeefbandpers

3 - zeefbak, hydrocyclonen, slibtank, slibdepot

4 - als 3

E(ds) = scheidingsefficiëncy droge stof (% van de droge stof dat als onderloop (zandfractie) de cycloon verlaat)

E(x) = scheidingsefficiëncy verontreiniging (% van de verontreiniging die met de onderloop de cycloon verlaat)

Bij het verder verwerken van (deelstromen van) baggerspecie kan gedacht worden aan reinigen. Ervaringen met het reinigen van baggerspecie bestaan alleen op lab-schaal. Hoewel het reinigen van baggerspecie en het reinigen van droge grond verschillen, kan echter gebruik worden gemaakt van de ervaring, die er bestaat met het reinigen van terrestrische bodems. De reinigingstechnieken die mogelijk geschikt kunnen zijn voor het reinigen van baggerspecie zijn:

* voor de verwijdering van organische microverontreinigingen als olie en polycyclische aromatische koolwaterstoffen:

- behandeling in bioreactoren;
- behandeling in beluchtingsbassins van de slibfractie;
- landfarming (eventueel in combinatie met toevoegen van een chemische oxidator als waterstofperoxide);
- compostering;
- solvent extractie;
- thermische reiniging (verdampen of verbranden);
- schuimscheiding (eventueel ook voor zware metalen).

* voor de verwijdering van zware metalen:

- extractie met zuur of complexvormers;
- electroreclamatie;
- gravitatie scheiding;
- biologische extractie met thiobacilli.

De figuren 6.1 en 6.2 en de tabellen 6.4 t/m 6.8 geven de reinigingsrendementen weer van enkele van de bovengenoemde reinigingsmethoden (op lab-schaal). Waar baggerspecie vaak met meerdere probleemstoffen is verontreinigd, kan het nodig zijn om verschillende reinigingsmethoden samen te brengen in één proces. Hiervoor is verdere techniekontwikkeling noodzakelijk.

Tabel 6.4 Resultaten van behandeling van bovenloop na hydrocyclonage in een beluchtingsbassin. Bron: ANNOKKEE, in prep.

Proef no.	Frequentie uur/ 24 uur	Hoeveelheid lucht		Afbraak olie		Afbraak PAK	
		l/uur	l/24 uur	% na 27 dagen	% na 120 dagen	% na 56 dagen	% na 120 dagen
51	1	50	50	74	78	43	63
52	4	50	200	77	89	80	90
53	4	12,5	50	70	87	73	-
54	gehele dag	2,5	60	77	92	87	85
55 *	1	20	20	66 **	84 **		62 **

* Proef in kolom. De overige proeven in bekerglas.

** Na resp. 40 en 103 dagen

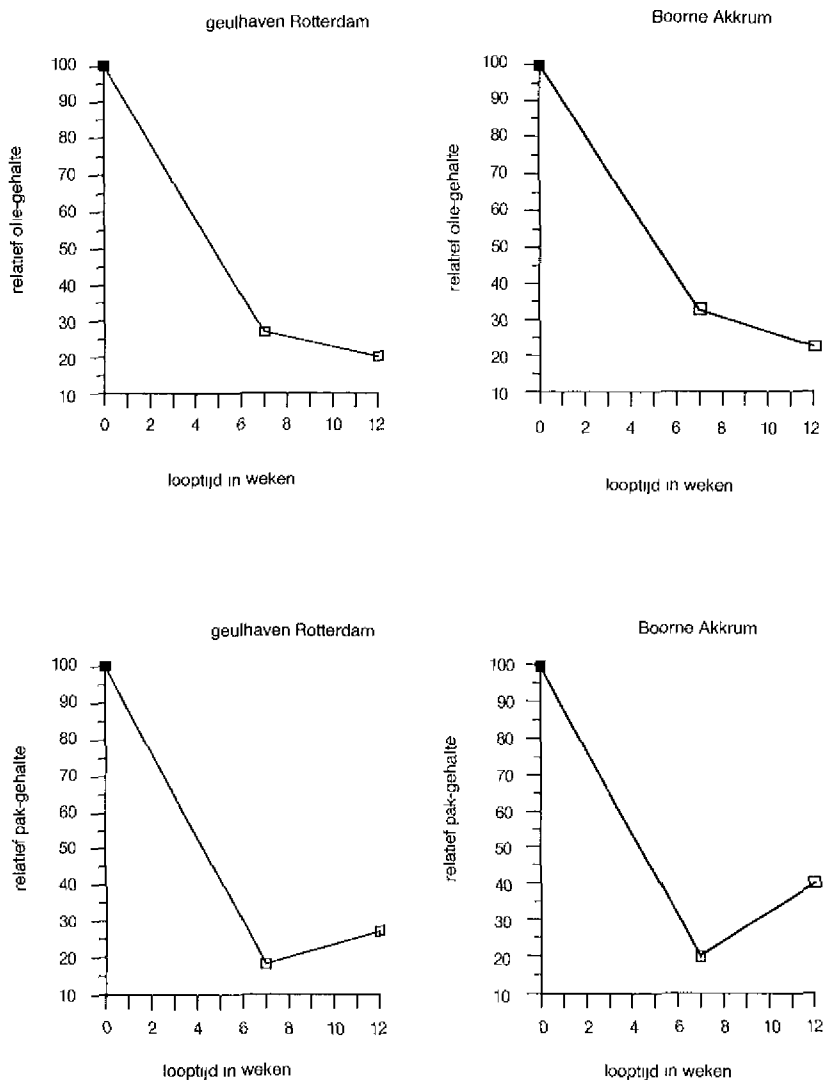
Tabel 6.5 Resultaten van gravitatiescheiding, solvent extractie, wassen en biodegradatie onder laboratoriumomstandigheden van 5 soorten baggerspecie op de verwijdering van PAK. Bron: van VEEN, 1987.

Reinigingseffect *	Geul-	Scheve-	Dordrecht	Dode-	Amstel-
haven	ingen	ningen		waard	Drecht Kanaal
Scheiden op dichtheid	60	58	78	10	69
Solvent extractie **	98	94	90	98	80
Wassen	56	48	82	42	56
Biodegradatie ***	92	50	82	20	26

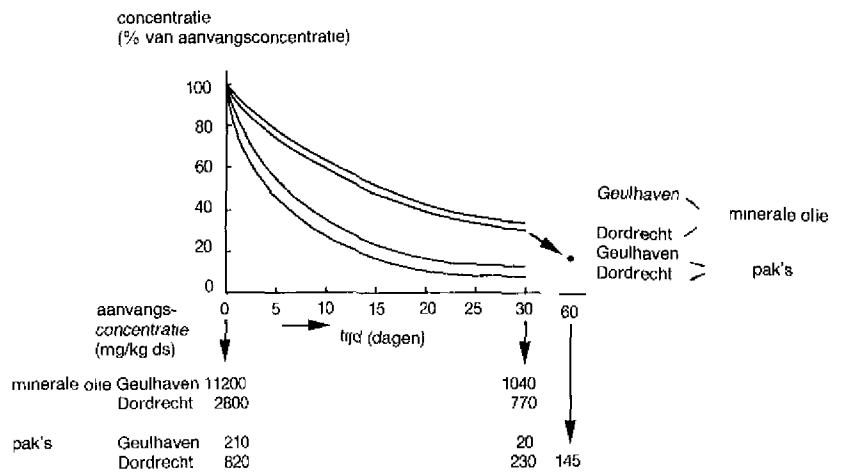
* $\text{Reinigingseffect} = \left(1 - \frac{\text{gehalte na reiniging}}{\text{gehalte voor reiniging}}\right) \cdot 100\%$

** Extractie met triethylamine

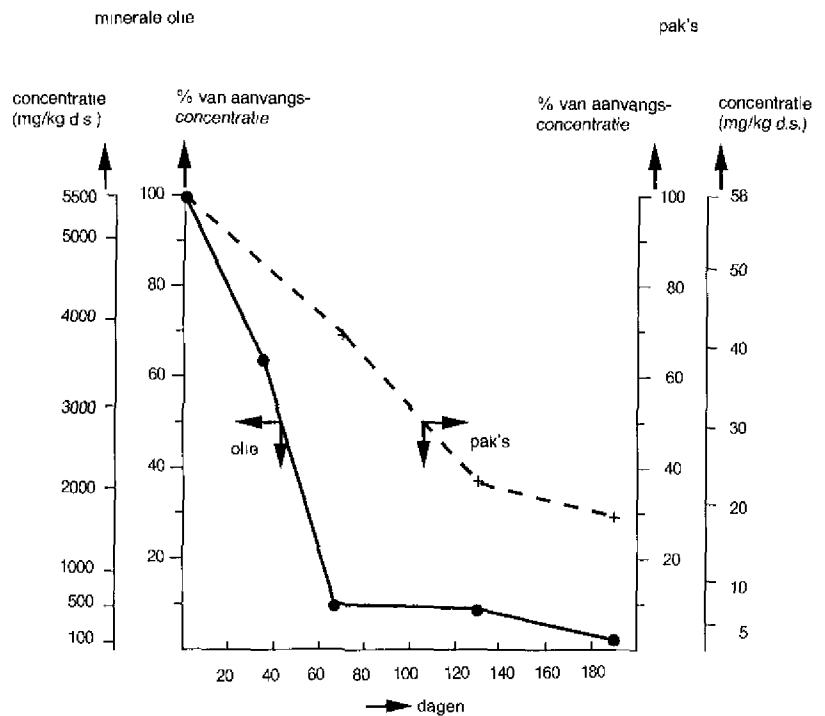
*** Reinigingseffect na 60 dagen in bioreactor



Figuur 6.1. Resultaten van compostering van baggerspecie uit de Geulhaven en uit de Boorne bij Akkrum. Afbraak percentages van olie en PAK's.
Bron: POLS, in prep



Figuur 6.2. Resultaat van speciebehandeling in een bioreactor
Bron: Van VEEN e.a , 1989.



Figuur 6.3 Resultaten van landfarming van onderloop na hydrocyclonage
Bron: ANNOKEE, in prep.

Tabel 6.6 Resultaten van uitloging van de grove fractie van baggerspecie bij verschillende dosering van de complex vormers EDTA en tetreen. Bron: ANNOKKEE, in prep.

Lokatie	Metaal	Uitloogrendement in procenten							
		EDTA dosering in g/kg droge stof				Tetreen dosering in g/kg droge stof			
		1	10	100	Uitloog duur in dagen	1	10	100	Uitloog duur in dagen
Dommel	cadmium	60	86	95	45	10	10	21	11
Juliana-kanaal	cadmium	58	88	90	28	1	23	41	28
Malburgerhaven	cadmium	20	66	75	38	16	17	36	38
	lood	5	54	83	38	8	8	19	38

Tabel 6.7 Resultaten van uitlogging van de grove fractie van baggerspecie met HCl. Bron: ANNOKKEE, in prep.

Lokatie	Metaal	Uitloogrendement in %			Uitloogduur in dagen
		pH 2	pH 3	pH 4	
Dommel	cadmium	> 91	86	81	108
Julianakanaal	cadmium	> 91	> 91	87	28
	nikkel	57			28
	zink	73			28
	koper	84			28
Malburgerhaven	cadmium	90	88	59	38
	lood	78	54	1	38
	nikkel	50			38
	zink	89			38
	koper	73			38

Een andere mogelijkheid tot verwerken van baggerspecie is het vastleggen van de verontreiniging door chemische immobilisatie of door een thermische behandeling bij zeer hoge temperaturen. De praktische toepassing van dit soort technieken stuit vooralsnog op een groot gebrek aan maatschappelijk acceptatie van de producten, waardoor de afzetmogelijkheden gering zijn. Er worden thans technieken onderzocht om de verontreiniging uit de baggerspecie terug te brengen tot niveau's die bijvoorbeeld overeenkomen met die van natuursteen.

Tabel 6.8 Resultaten van de Thiobacillus-uitloging (10% slib suspensie in de bovenloop). Bron: ANNOKKEE, in prep.

Lokatie	Metaal	Concentratie metaal in mg/kg d.s.		Verwijdering in %
		Onbehandeld	Behandeld	
Dommel	cadmium	5,8	< 1	83
Julianakanaal	cadmium	10,6	< 1	< 91
	lood	160	64	60
	zink	590	109	82
Malburgerhaven	cadmium	16	3,2	80
	lood	4528	5300	0
	zink	1600	445	72
	nikkel	52	28	46

Voor de reiniging van baggerspecie lijken dus in beginsel diverse technieken mogelijk. Zowel voor organische microverontreinigingen als zware metalen lijken uit proeven reductiepercentages van 80 à 90 % haalbaar. Nader onderzoek is nodig om toepassing op grotere schaal tegen acceptabele kosten mogelijk te maken. Tenslotte wordt in dit verband nog opgemerkt dat omtrent het feitelijke milieurendement van de meeste reinigingstechnieken nog veel onduidelijk is. Er kunnen reststoffen ontstaan, die opgewerkt, verwerkt of gestort moeten worden. Bovendien kan een "cocktail" aan verontreinigingen in de baggerspecie, hetgeen vaak het geval is, leiden tot erg hoge reinigingskosten.

In een milieu-effectrapportage over verwijdering en berging van verontreinigde baggerspecie zal aan de gehele keten van baggeren tot bergen expliciet aandacht worden besteed aan de milieugevolgen van elke stap. Op grond hiervan en gegevens over de ontwikkelingen van technische mogelijkheden en kosten kan de toekomstverwachting voor het reinigen nader worden bepaald.

Geconcludeerd kan worden, dat de technieken voor scheiding van slib en zand, hoewel niet voor alle sedimenten toepasbaar, operationeel zijn. Ontwikkelingen op het gebied van hydrocyclonage zijn gericht op het produceren van één of meerdere schone fracties met andere cyclonen dan zandscheiders. Ontwateren van sediment is ook operationeel, terwijl reinigingstechnieken (of processen) nog in ontwikkeling zijn.

De kosten voor hydrocyclonage liggen in de orde van fl. 5 à 10 per m³ en van ontwateren fl. 10 à 25 per m³. Van reinigen mag worden verwacht, dat afhankelijk van de soort techniek, de kosten tussen de fl. 50 à fl. 250 per m³ komen te liggen.

6.2.2 Berging in depots

Bij berging in depots kunnen onderscheiden worden 'tijdelijke opslag' en 'definitieve stort'. Tijdelijke opslag kan nodig zijn als een definitieve bestemming niet onmiddellijk beschikbaar is. Voor baggerspecie kan dit bijvoorbeeld betekenen tijdelijke opslag in afwachting van een definitief depot of in afwachting van reinigen of de ontwikkeling van een geschikte reinigingstechniek.

Gezien de stand van zaken bij de reinigingsmogelijkheden moet er voor de korte en middenlange termijn van worden uitgegaan dat reinigen slechts in uitzonderlijke gevallen en tegen relatief hoge kosten en dus op kleine schaal plaats zal kunnen vinden. In het navolgende ligt daarom het accent op berging in depots als eindbestemming.

De berging van verontreinigde specie moet geschieden onder gecontroleerde en of geïsoleerde condities en wel op een zodanige wijze, dat voldaan wordt aan criteria ten aanzien van Isoleren, Beheersen en Controleren (de zogenaamde IBC-criteria).

In [RWS, 1989c] en [KROOT e.a., 1988] wordt ingegaan op de mogelijkheden om baggerspecie in een depot te bergen en de voorwaarden die aan een dergelijke berging gesteld moeten worden.

Enkele resultaten van deze studie zijn opgenomen in tabel 6.9 en 6.10 en worden hierna verder toegelicht.

Tabel 6.9 Effectenmatrix voor de beïnvloeding door zware metalen.
Bron: KROOT e.a., 1988.

optie	1	2	3	4	5	6	7
effecten							
grondwater							
- oppervlak	0	+	+	+	-	+	+
- transport	0	+	+	+	+	+	+
oppervlaktewater							
- oppervlak	0	+	+	+	*	*	*
- transport	0	+	++	++	*	*	*
drainagewater	0	*	*	*	-	-	*

0 = gelijk

+

++ = sterk positief ten opzichte van de nulsituatie

- = negatief ten opzichte van de nulsituatie

* = effect speelt niet

Opties:

- 1- nuloptie (het laten liggen van verontreinigde waterbodems);
- 2- berging in diepe putten onder water;
- 3- berging in putten met afdeklaag, of hoge netto sedimentatie;
- 4- berging in eilanden onder de grondwaterspiegel + afdeklaag;
- 5- Berging in eiland boven de grondwaterspiegel;
- 6- Berging op land boven de grondwaterspiegel;
- 7- Berging op land onder de grondwaterspiegel met afdeklaag

Tabel 6.10 Effectenmatrix voor beïnvloeding door organische microverontreinigingen.
Bron: KROOT e.a., 1988

optie situatie	1				2			3			
	a	b	c	d	a	b	c	a	b	c	d
parameters											
laag gechloreerde verbindingen en lage PAK's	0	+	0	-	0	0	0	0	+	-	-
rest org. micro's	0	0	0	-	0	0	0	0	0	0	-

- slechter dan nuloptie (laten liggen van de waterbodem)
- + beter
- 0 gelijk

- 1- berging in een eiland en wel v.w.b :
 - a) gereduceerde specielaag (specie onder water)
 - b) geoxideerde specielaag (specie boven water)
 - c) grondwater
 - d) sloten
- 2- berging in een put en wel voor de onder a, b en c genoemde aspecten
- 3- berging op land waarbij de aspecten a t/m d in het geding zijn

Vanuit een baggerspeciedepot vindt onvermijdelijk een transport van verontreiniging plaats naar het grondwater [V&W, 1989c, KROOT, 1988, ICW, 1988, POSTMA, 1988]. Dit komt doordat verontreiniging van de specie loslaat en in het poriënwater oplost. Het op deze wijze verontreinigde poriënwater zal onder invloed van infiltratie (regenwater, grondwater) uit het depot treden. Ook kan er onder invloed van concentratieverschillen diffusief transport van verontreiniging optreden. De mate waarin deze transporten plaatsvinden is afhankelijk van een groot aantal factoren zoals:

- de aard van de beschouwde verontreiniging;
- de mate waarin de specie in het depot geconsolideerd (ingeklonken) is;
- de ligging van het depot ten opzichte van de (grond)waterstand;
- de geohydrologische situatie rond het depot;
- voorzieningen in het depot om uittreden van verontreinigd poriënwater en of infiltratie te beperken.

Verwacht zou kunnen worden dat het transport van verontreiniging vanuit een depot naar het (grond)water ook afhankelijk is van de mate van verontreiniging van de in het depot geborgen specie. Een analyse toont echter aan dat de verontreinigingsgraad niet of nauwelijks bijdraagt aan een beperking van het risico op bodem- en of grondwaterverontreiniging. Voor het bergen van zwaar verontreinigde specie, bijvoorbeeld Wet chemische afvalstoffen (WCA-)specie hoeven dan ook geen extra voorzieningen in het depot getroffen te worden.

Voor wat betreft de aard van de te bergen verontreinigingen moet onderscheid gemaakt worden naar zware metalen en naar organische microverontreinigingen.

De mate waarin zware metalen in het poriënwater oplossen (precipiteren) is vooral afhankelijk van de aard van het materiaal en de redoxpotentiaal. In een sterk gereduceerd milieu (zuurstofloos) zullen de meeste zware metalen (met uitzondering van chroom en arseen) als slecht oplosbare sulfiden

neerslaan. Dit betekent dat de concentratie in het poriënwater dan zeer laag is en onafhankelijk is van het gehalte van de zware metalen in de specie. Chroom precipiteert, waarbij de concentratie in het poriënwater bepaald wordt door het (geringe) oplosbaarheidsproduct van het gevormde precipitaat, in dit geval chroomhydroxide.

Arseen wordt onder gereduceerde omstandigheden geadsorbeerd aan organische stof.

Onder geoxydeerde omstandigheden neemt de mobiliteit van zware metalen toe. Voor chroom blijft de mobiliteit echter gelijk, terwijl de mobiliteit van arseen onder deze omstandigheden afneemt.

Organische microverontreinigingen vertonen primair adsorptie aan organische stof. De mate van adsorptie is daarbij onafhankelijk van de pH en de redoxpotentiaal. Er heerst evenwicht tussen de concentratie in het poriënwater en de concentratie in de specie.

Zoals reeds is aangegeven treden verontreinigingen uit het depot doordat verontreinigd poriënwater het depot verlaat of doordat diffusief transport plaatsvindt op basis van een concentratiegradiënt. Deze processen kunnen honderden of duizenden jaren in beslag nemen, een aspect waarmee bij de risicobeoordeling rekening moet worden gehouden.

Ten aanzien van het uittreden van verontreinigd water moet onderscheid gemaakt worden naar de situatie waarin de baggerspecie nog niet geconsolideerd is en naar die waarin dit wel het geval is.

Wanneer de specie nog niet (volledig) geconsolideerd is, hetgeen tientallen jaren kan duren, vindt door het inklinkingsproces uitpersing van poriënwater plaats.

Daarna zal door aanvoer van water van elders een stroming door het depot geïntroduceerd worden, die tot gevolg heeft dat het verontreinigde poriënwater verdrongen wordt en vervangen wordt door het aangevoerde water. De oorzaak van de wateraanvoer kan verschillend zijn. Bij een depot boven het maaiveld zal neerslag in het depot infiltreren. Een deel van de neerslag zal verdampen of door begroeiing opgenomen worden; het overschot zal echter door het depot naar de ondergrond sijpelen (percoleren).

Bij een depot onder de (grond)waterspiegel kan een stroming van water door het depot plaatsvinden. De mate waarin dit geschiedt, is afhankelijk van de ter plaatse voorkomende grondwatergradiënten en de doorlatendheid van het depot en zal doorgaans gering zijn.

Diffusief transport kan een rol spelen wanneer de verontreinigingsgradiënt groot is. Bij een depot onder water of in of op een watervoerend pakket spelen diffusieprocessen in feite altijd een belangrijke rol.

Bij een depot boven maaiveld treedt diffusief transport vooral op wanneer tussen de onderzijde van het (vuile) depot en het (schone) watervoerend pakket een vochthoudende laag aanwezig is.

Zoals uit het voorgaande is aangegeven, zullen verontreinigingen uit het depot treden en het grondwater verontreinigen. De mate waarin dit gebeurt, is onder andere afhankelijk van de situatie in het depot. Qua hoofdvarianten kunnen hier onderscheiden worden berging boven het maaiveld en berging onder water. Het spreekt vanzelf dat ook combinaties mogelijk zijn. Voor deze gevallen is zowel het gestelde met betrekking tot berging boven maaiveld als berging onder water van toepassing.

Bij een depot boven het maaiveld zullen onder gereduceerde omstandigheden chroom en organische microverontreinigingen het grondwater verontreinigen. Wanneer het depot in geoxideerde situatie geraakt, kan eveneens een verontreiniging met andere zware metalen optreden.

Bij een depot onder de grondwaterspiegel, zal verontreiniging van het grondwater met chroom en organische microverontreinigingen plaatsvinden.

In beide gevallen zal verontreiniging met arseen plaatsvinden wanneer sprake is van gereduceerde omstandigheden. Bij een depot boven het maaiveld kan op termijn een geoxideerde situatie ontstaan, waarin de verontreiniging met arseen sterk vermindert.

De genoemde verontreiniging van het grondwater is zodanig groot dat in feite onder alle omstandigheden isolerende voorzieningen in enigerlei vorm noodzakelijk zijn. Alleen wanneer er sprake is van tijdelijke opslag (tot 100 jaar), dan is er onder gereduceerde omstandigheden sprake van zulke geringe risico's, dat een aanvullende isolatie achterwege kan blijven.

Bij een definitief depot boven het maaiveld is een isolatie aan de onderzijde veelal niet nodig, wanneer de stroming door het depot naar beneden in voldoende mate beperkt wordt. *Hiertoe dient een bovenafdeling aangebracht te worden om de doorvoer van neerslag te beperken.* Een dergelijke afdichting kan bestaan uit een folieconstructie die iedere 50 jaar vervangen moet worden of uit een zand/bentonietafdeling, waarbij een zekere lek wordt geaccepteerd.

Bij een definitieve berging onder de grondwaterspiegel, op of in een watervoerend pakket, *is de stroming door het depot afhankelijk van de lokale geohydrologische situatie.* Wanneer de onderzijde van het depot wordt gelegd op een slecht doorlatende laag, dan zal zowel het advectief als het diffusief transport gering zijn. Wanneer een dergelijke oplossing in een gegeven situatie niet mogelijk is, kan de put waarin de specie wordt geborgen, worden bekleed met bijvoorbeeld een organisch stofrijke kleilaag

Wanneer de resterende verontreinigingen voor een depot boven het maaiveld worden vergeleken met die uit een depot onder de grondwaterspiegel, dan lijkt een depot onder water een zeer goed alternatief voor berging boven maaiveld (zie tabel 6.3 en 6.4). Redenen hiervoor zijn:

- de zekerheid van het blijvend gereduceerde karakter van de specie bij berging onder water;
- bij berging onder water geen eeuwigdurende nazorg ten aanzien van een *bovenafdeling*;
- bij berging onder water een mogelijk geringere verontreiniging naar het grondwater onder overigens dezelfde omstandigheden, een en ander afhankelijk van de geohydrologische situatie.

De resterende verontreiniging wordt toelaatbaar geacht. Deze uitspraak is gebaseerd op een toetsing van de grondwaterkwaliteit onder het depot aan de grondwaterkwaliteitsdoelstellingen.

Voor een tijdelijk depot boven het maaiveld zonder aanvullende voorzieningen op de korte en middellange termijn (100 jaar) blijkt dat:

- de concentratie aan zware metalen in het poriënwater van de specie, met uitzondering van chroom en arseen, beneden de referentie-waarde liggen voor grondwater;
- de flux van chroom en (veelal) ook die van organische microverontreinigingen (ver) beneden de toelaatbaar geachte flux ligt;
- de flux van arseen weliswaar te hoog is, maar vergelijkbaar is met de flux in het geval de specie voldoet aan de referentiewaarde voor de bodem. Dientengevolge zal de arseenflux bij een depot geaccepteerd moeten worden.

Voor een definitief depot met aanvullende voorzieningen wordt de verontreinigingssituatie niet ongunstiger beoordeeld dan die van het hiervoor genoemde tijdelijke depot.

In de eerder genoemde landelijke milieu-effectrapportage zullen de in het voorgaande gegeven conclusies nader worden bekeken. In de bedoelde depotstudie is ook een toetsingskader ontwikkeld voor de beoordeling van de emissie's uit een depot naar bodem en grondwater. Over dit toetsingskader is door de Minister van VROM advies gevraagd aan de Technische Commissie Bodembescherming (TCB).

Om te voorkomen dat op veel plaatsen relatief geringe hoeveelheden baggerspecie gestort worden, wordt er naar gestreefd om tot een beperkt aantal grootschalige bergingsdepots te komen.

In de vierde Nota Ruimtelijke Ordening [VROM, 1988a] is aangegeven dat voor de specieberging in ons land, de ontwikkeling van (tenminste) een vijftal grootschalige depots noodzakelijk is. Deze depots zijn gedacht in het Rijnmondgebied (reeds gerealiseerd), het Ketelmeergebied, het Amsterdamse havengebied, in noord Limburg, het oostelijk deel van het benedenrivierengebied (Hollandsch Diep e.o.) en in de Westerschelde. Daarnaast mag verwacht worden dat ook in het Waddengebied de behoefte zal ontstaan aan depotcapaciteit, omdat verspreiding van het totale aanbod aan baggerspecie in dit kwetsbare gebied niet mogelijk zal zijn.

In tabel 6.11 wordt aangegeven wat het jaarlijks aanbod aan onderhoudsspecie is dat verspreid c.q. geborgen zou moeten worden, voor zowel de huidige situatie als de situatie 2010. De 'huidige situatie' is feitelijk niet aanwezig: door het ontbreken van depotcapaciteit wordt een deel van het onderhoudsbaggerwerk niet uitgevoerd. Ook is het niet uitgesloten dat in het verleden afgegeven vergunningen er toe leiden, dat specie verspreid wordt die naar de huidige inzichten feitelijk niet voor verspreiding in aanmerking zou mogen komen.

De aangegeven hoeveelheden betreffen de rijksspecie alsmede de specie die (voorheen) in rijkswateren (werd) gestort. De overige specie zal aan genoemde hoeveelheden toegevoegd moeten worden. Het is echter niet uitgesloten, dat regionaal voor het bergen van deze specie, een aantal kleinere depots ontwikkeld zal worden teneinde transportafstanden of overslag te beperken.

Tabel 6.11 Jaarlijks aanbod aan onderhoudsspecie in miljoen beun m³. Bron: RWS.

	1990		2010		2010	
	verspr	depot	verspr	depot	verspr *	depot*
Rijnmond	14,4	5,5	16,4	4,1	7,2	13,3
Noordzeekanaal	4,4	1,5	4,9	1	2,2	3,7
Ketelmeer	0,3	0,1	0,3	0,1	0,1	0,3
Holl. Diep e.o.	0	0,3	0	0,3	0	0,3
Noord Limburg	0	0,3	0	0,3	0	0,3
Westerschelde	14,5	2,8	15	2,3	7,2	10,0
Waddenzee e.o.	4,0	0,1	4	0,1	2	2,1
Totaal	37,6	11,1	40,4	8,2	18,8	29,9

* bij een aangescherpt verspreidingsbeleid in de zoute wateren

Genoemd aanbod aan onderhoudsspecie leidt tot een benodigde depotcapaciteit die in tabel 6.12 is aangegeven. Het spreekt vanzelf dat in de zoute

regio's de benodigde capaciteit sterk afhankelijk is van het te voeren verspreidingsbeleid op zee en van de mate waarin de kwaliteit van de specie verbeterd. Voor de Westerschelde is tevens rekening gehouden met het bergen van de specie, die door België wordt gebaggerd. Alvorens hier tot grootschalige depotaanleg over te gaan, is nader onderzoek noodzakelijk naar de gevolgen van het onttrekken van grote hoeveelheden sediment aan het estuarium.

Er wordt niet verwacht dat reiniging van vervuilde specie of het toepassen van scheidingstechnieken op een zodanige schaal plaats zal gaan vinden dat dit van wezenlijke invloed is op de hoeveelheid in depot te bergen specie.

In de tabel is tevens de hoeveelheid saneringsspecie aangegeven, die in de verschillende regio's mogelijk verwijderd moet worden en die niet tevens om nautische redenen verwijderd moet worden. Deze hoeveelheden zijn in de laatste kolom van de tabel gesommeerd met de hoeveelheden onderhoudsspecie, waardoor een indicatie verkregen wordt van de totaal benodigde depotcapaciteit in een regio. Voor de berekening van de depotvolumina is 1 beun-m³ gelijk gesteld aan 0,6 m³ depotvolume.

Tabel 6.12 Benodigde depotcapaciteit voor onderhoudsspecie voor 20 jaar en saneringsspecie in miljoen depot m³ Bron: RWS.

	onderhoudsspecie huidig aangescherpt verspreidingsbeleid		sanerings- specie	totaal
Rijnmond	60	110		60 - 110
Noordzeekanaal	15	30		15 - 30
Ketelmeer	1	2	5	5 - 10
Holl Diep e.o.	4	4	7	10 - 15
Noord Limburg	4	4		5
Westerschelde	30	80		30 - 80
Waddenzee e.o.	1	15		5 - 15
Totaal (afgerond)	115	250		130 - 260
reeds gerealiseerd				90
nog te realiseren				70 - 140

7 Financiële consequenties

In het voorgaande is gesproken over sanering van de verontreinigingsbronnen, sanering van de vervuilde waterbodem en de berging en of de reiniging van vuile baggerspecie.

Het uitvoeren van deze activiteiten vergt gedurende een lange reeks van jaren een aanzienlijke financiële inspanning. In dit hoofdstuk zal een indicatie worden gegeven van de kosten die met het saneren van de waterbodems en het uitvoeren van onderhoudsbaggerwerk gemoeid zullen zijn. Daarnaast zal een indruk worden gegeven van de mogelijke baten van een schone waterbodem.

7.1 Sanering waterbodem

De kosten van de sanering van de vervuilde waterbodemplaktes in ons land worden thans geraamd op globaal 1 miljard gulden. Deze raming is gebaseerd op inventarisaties met betrekking tot waterbodemplaktes waar de signaleringswaarde wordt overschreden. De inventarisaties zijn voor de rijkswateren uitgevoerd in 1988 en voor de regionale wateren in 1989. De resultaten van de inventarisaties zijn opgenomen in bijlage 2 en 3.

Ervaringen bij het ramen van de saneringskosten van vervuilde terrestrische bodems leren dat de kosten in een eerste inventisatieronde sterk onderschat kunnen worden. Aan de andere kant zijn de aangegeven kosten een bovengrens omdat aangenomen wordt dat in alle gevallen het nader onderzoek zal leiden tot de conclusie dat een zodanig risico voor de volksgezondheid en het milieu aanwezig is, dat tot sanering moet worden overgegaan.

In de kosten van sanering zijn de kosten van het baggeren, transporteren en het bergen van de specie in een depot begrepen. Bij de kostenraming voor het bergen in depot is uitgegaan van de mogelijkheid om de saneringsspecie in een groot aantal gevallen op relatief goedkope wijze in een grootschalig depot te bergen. Wordt reinigen van de specie noodzakelijk geacht, dan zullen de saneringskosten tot een veelvoud toenemen.

Waterbodem rijkswateren

De sanering van de waterbodem in de rijkswateren betreft globaal 20 miljoen m³ specie. De kosten van deze sanering worden geraamd op minimaal fl. 0,5 miljard. Bij de kostenschatting is uitgegaan van relatief goedkope, grootschalige bergingsmogelijkheden [V&W, 1989].

In deze kosten zijn ook de kosten begrepen van onderzoek dat voorafgaat aan de daadwerkelijke sanering, een en ander voor de in bijlage 2 genoemde lokaties conform de in tabel 7.1. aangegeven verdeling.

Tabel 7.1 Globale kosten voor onderzoek en sanering waterbodems in miljoenen guldens. Bron: V&W, 1989a.

	1990 t/m 92	1993 t/m 95	na 1995	Totaal
nader onderzoek	22	3	2	26
saneringsonderzoek en sanering	110	190	190	480
totaal (afgerond)	130	190	190	510

In de in de bijlage en de tabel opgenomen kosten zijn niet de kosten begrepen van een eventuele sanering van enkele grote bij het rijk in beheer zijnde vervuilde gebieden, te weten het Hollandsch Diep, het Land van Saaf-tinge en de uiterwaarden langs onze grote rivieren

Sanering van het Land van Saaf-tinge en de uiterwaarden is niet goed mogelijk. Sanering van een gebied als het Land van Saaf-tinge kan niet geschieden zonder vernietiging van de aanwezige natuurwaarden. Sanering van de uiterwaarden moet vanwege de uitgestrektheid van het gebied als niet-haalbaar worden beschouwd. In beide gevallen zal de afzetting van minder verontreinigd sediment tot een (zeer) langzame verbetering van de bodemkwaliteit moeten leiden.

Voor het Hollandsch Diep geldt dat de bodem thans wordt afgedekt met schoner sediment, waardoor de effecten van de aanwezige verontreiniging voor het ecosysteem beperkt worden. Nader onderzoek zal uit moeten wijzen of de verontreinigde slibpakketten een bedreiging vormen voor de grondwaterkwaliteit en of vanuit die optiek alsnog tot sanering van de waterbodem dient te worden besloten.

Waterbodem regionale wateren

In de regionale wateren wordt thans 9 miljoen m³ specie aangetroffen, waarvan de kwaliteit zodanig is dat de signaleringswaarde wordt overschreden. Met de sanering hiervan is een bedrag gemoeid van circa fl. 0,5 miljard

Wanneer de minimaal geschatte saneringskosten per kubieke meter in de rijks- en regionale wateren met elkaar worden vergeleken, dan blijken die in de regionale wateren globaal een factor 3 hoger te liggen. Dit vindt zijn oorzaak in het veel kleinschaliger karakter van de sanering in de regionale wateren en de hogere transportkosten.

Bijdragen van anderen

In de meeste gevallen heeft ook de vaarwegbeheerder baat bij een waterbodemsanering, omdat de kosten van het onderhoudsbaggerwerk door een sanering mogelijk gereduceerd zullen worden. Omgekeerd kan het voorkomen, dat de uitvoerder van een waterbodemsanering belang heeft bij het uitvoeren van door de vaarwegbeheerder uit te voeren onderhoudsbaggerwerk, omdat daarmee een deel van de sanering gerealiseerd kan worden. In de praktijk zal het daarom wenselijk zijn om, waar een beheerder uitvoering geeft aan zijn verantwoordelijkheid, andere belanghebbenden te verzoeken om een bijdrage in de te maken kosten. Per situatie zal in goed bestuurlijk overleg tot een voor partijen acceptabele kostenverdeling gekomen moeten worden.

Overigens spreekt het vanzelf dat steeds getracht wordt om de kosten van een sanering te verhalen op de veroorzakers van de vervuiling.

Met deze bijdragen is in eerdergenoemde raming geen rekening gehouden.

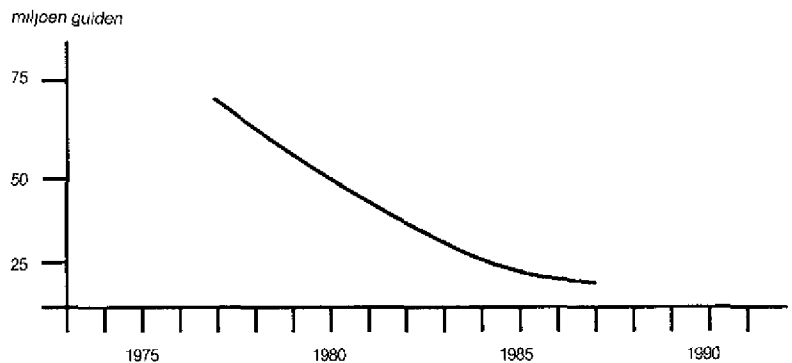
7.2 Onderhoudsbaggerwerk

De kosten van het onderhoudsbaggerwerk zijn de afgelopen 10 à 15 jaar aan sterke veranderingen onderhevig geweest. In figuur 7.1 zijn als voorbeeld de jaarlijkse bedragen gegeven die sinds 1976 door de Rijkswaterstaat zijn uitgegeven voor het onderhoudsbaggerwerk in het benedenrivierengebied. Geconstateerd kan worden dat er bij voortduring minder geld is uitgegeven.

Sinds 1975 daalden de prijzen van baggerwerk vooral door verbeterde baggertechnieken, waarbij met name in het sleepzuigwerk aanzienlijk hogere producties werden bereikt. Eind zeventiger jaren manifesteerde zich een overcapaciteit op wereldschaal in de baggersector, hetgeen tot lagere marges, dus lagere aanneemsommen aanleiding gaf. De laatste jaren is van een verdere volumereductie sprake. Deze wordt veroorzaakt door de financiële situatie van de opdrachtgevers en door het feit dat een aantal baggerwerken niet uitgevoerd kunnen worden door het ontbreken van een speciedepot. Het achterstallig onderhoud dat hierdoor ontstaat zal op termijn leiden tot de noodzaak om structureel meer financiële ruimte te scheppen.

Uit een in 1988 onder de Rijkswaterstaat-directies uitgevoerde enquête komt naar voren dat met de uitvoering van het volledige onderhoudsprogramma voor de rijkswateren (20 - 25 miljoen beun m³) een bedrag gemoeid zou zijn van fl. 40 miljoen per jaar, wanneer het kostenniveau uit voorafgaande jaren ongewijzigd gebleven zou zijn.

Door het besef dat baggerspecie niet meer in alle gevallen teruggestort kan worden in het oppervlaktewater of benut kan worden als ophoogmateriaal, worden inmiddels echter extra eisen gesteld aan het baggeren en vooral het bergen van de specie. Dit leidt tot een stijging van de kosten van het onderhoudsbaggerwerk. De Rijkswaterstaat-directies indiceerden in genoemde enquête dat de kosten van uitvoering van het volledige onderhoudsprogramma onder de huidige aangescherpte condities fl. 70 miljoen (prijspeil 1988) bedragen.



Figuur 7.1 Overzicht totale kosten onderhoudsbaggerwerk per jaar tussen 1977 en 1987 in het benedenrivierengebied. Bron: RWS.

In deze opgave is in een aantal gevallen uitgegaan van het bergen van specie tegen zeer hoge stortkosten in bestaande specifiek ingerichte voorzieningen. Wanneer rekening wordt gehouden met een toekomstige mogelijkheid om de baggerspecie in relatief goedkope grootschalige depots te bergen, kunnen de kosten van het jaarlijks onderhoudsbaggerwerk op termijn geraamd worden op fl. 50 miljoen per jaar (prijsspeil 1988). Opgemerkt dient te worden dat in de genoemde kosten de aanlegkosten van bergingsdepots verwerkt zijn.

De totale kosten van het uitvoeren van baggerwerk in de niet bij het rijk in beheer zijnde vaarwegen zijn onbekend. Wel is een schatting - afkomstig uit eerdergenoemde enquête - beschikbaar omtrent de kosten voor zover het baggerwerk in regionaal water betreft waarbij de specie in rijkswater werd of wordt gestort (25 miljoen beun m³/jaar).

De kosten van dit baggerwerk bedroegen eertijds fl. 90 miljoen per jaar. De huidige kosten worden geraamd op fl. 140 miljoen per jaar. Deze stijging wordt voornamelijk veroorzaakt door hogere bergings- en transportkosten. Ook hier wordt op langere termijn een lastendaling voorzien door de aanleg van grootschalige depots.

In tabel 7.2 wordt een vergelijking gemaakt tussen de 'klassieke' kosten van het onderhoudsbaggerwerk en de kosten die thans gemaakt moeten worden, wanneer een deel van de specie in speciaal daartoe ingerichte depots gebracht wordt zoals eerder aangegeven.

Tabel 7.2 Kosten onderhoudsbaggerwerk in miljoenen guldens. Bron: Opgave Rijkswaterstaat-directies (1988).

	klassiek	huidige situatie
rijk	40	70
regionaal (*)	100	140
totaal	140	210

* voor zover de specie in rijkswater werd of wordt gestort

Genoemde bedragen kunnen als ondergrenzen worden beschouwd

In hoofdstuk 5 is bijvoorbeeld aangegeven, dat het specieverbreidingsbeleid aangescherpt zal worden om de verontreiniging van het watersysteem verder te reduceren.

Wanneer ertoe wordt overgegaan om het verspreidingsbeleid zodanig aan te scherpen dat de helft van de klasse 1 specie niet meer verspreid mag worden, worden de aangegeven kosten over een periode van 20 jaar nog eens verhoogd met globaal 1 miljard gulden. Deze kosten zijn het gevolg van de aanleg en het beheer van circa 150 miljoen m³ extra depotruimte.

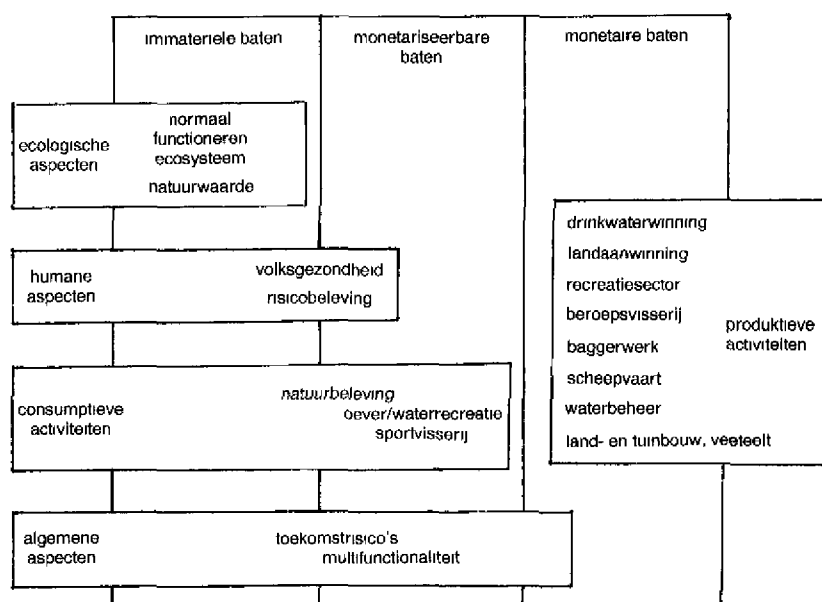
Ook is in de aangegeven ramingen uitgegaan van de mogelijkheid om specie in relatief goedkope grootschalige depots te bergen. Is dit niet mogelijk, moeten aanvullende inrichtingsmaatregelen worden getroffen of moet de specie verwerkt of gereinigd worden, dan zullen de kosten (van zowel het onderhoudsbaggerwerk als de waterbodemsanering) zeer aanzienlijk stijgen. Onderstaand wordt een overzicht gegeven van de kosten die met de verschillende opties gemoeid zijn. De kosten zijn gegeven per kubieke meter specie (beun m³).

Tabel 7.3 Globaal overzicht van kosten voor berging en verwerkmethode van specie. Bron: RWS

- storten in oppervlaktewater (domeinrechten)	vanaf f 1,— /m ³
- storten in een grootschalige lokatie (depot zonder isolatie)	f 2,— tot 20,— /m ³
- storten in een kleinschalige lokatie	f 20,— tot 100,— /m ³
- scheiden	f 5,— tot 10,— /m ³
- ontwateren	f 10,— tot 25,— /m ³
- (gedeeltelijk) reinigen	f 50,— tot 300,— /m ³

7.3 Baten

De baten van een *schone waterbodem* bestaan uit de positieve waardering door mensen van veranderingen in hun 'welvaart', die het gevolg zijn van een *schone waterbodem*. In veel gevallen betreft dit het teniet doen van de reeds besproken aantasting van maatschappelijke functies of het voorkomen van toekomstige aantasting daarvan.



Figuur 7.2 Monetariseerbaarheid van baten van sanering.
Bron: FEENSTRA e.a., 1989.

Bij het woord 'baten' denkt menigeen in eerste instantie aan geld. Niet alle voordelen zijn echter in geld uit te drukken. Te onderscheiden zijn:

- monetaire baten: extra inkomen of beperking van het verlies van inkomen voor producenten of consumenten;
- monetariseerbare baten: extra welvaart voor consumenten die wordt veroorzaakt door extra consumptie van niet op de markt verhandelde goederen, zoals milieugoederen of vaardiepte;

Tabel 7.4 Samenvatting van tien deelstudies en indicatie van landelijke baten.
Bron: FEENSTRA e.a., 1989

Batencategorieën	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	Indicatief voor:
Cases												
Dommel	***	**	?	*	O	**	O	?	-	**	**	Beken, kleine rivieren
Hollandsche IJssel	*	*	*	*	*	*	*	**	*	O	?	Grote vaarwegen excl. havens
Uiterwaarden	*	*	O	*	O	-	O	-	-	-	**	Oevers grote vaar- wegen
Amsterdamse grachten	*	*	*	*	O	*	*	-	**	**	-	Stadswateren
Delfland	*	?	-	?	-	?	-	-	-	**	*	Sloten en vaarten
Apeldoorns Kanaal	***	**	*	**	*	**	?	-	-	O	*	Kanalen en vaarten zonder scheepvaart
Rottemeren	*	*	?	*	**	**	**	?	-	*	-	Meren en plassen
Veluwemeer	**	**	O	*	**	**	**	?	O	-	-	Meren en plassen
Diemerzeedijk	*	O	?	O	*	O	-	O	-	-	-	Oevers van meren
Biesbosch en omgeving	***	**	O	**	*	*	O	*	O	-	-	Estuaria en rivier- delta's

A = normaal functionerend ecosysteem
B = natuurwaarde
C = volksgezondheid
D = natuurbeleving
E = oever- en waterrecreatie
F = sportvisserij
G = recreatiesector
H = beroepsvisserij
I = scheepvaart
J = waterbeheer
K = land- en tuinbouw, veeteelt

*** = omvangrijke baten
** = beperkte baten
* = geringe baten
O = geen baten
? = baten niet of nauwelijks te
ramen
- = niet van toepassing

c) immateriële (niet of zeer moeilijk monetariseerbare) baten; extra welvaart voor mensen door vermindering van bezorgdheid, stress of (angst voor) ziekte of dood. In deze categorie vallen ook ethische oordelen over de omgang van de mens met de natuur.

Uit bovenstaande moge blijken dat eigenlijk alleen de baten voor de productieve sectoren monetair zijn. De baten voor de consumenten en de baten in relatie tot natuur, volksgezondheid en risico's zijn hooguit monetariseerbaar (d.w.z. niet in echte marktwaarde aan te geven) of zelfs dat niet: de 'prijs' is onbekend. Dat zegt echter niets over het belang van die baten!

Tabel 7.5 Baten van sanering Bron: FEENSTRA e.a., 1989.

Batencategorieën	Indicatie	Absoluut in guldens
Immateriële baten		
— natuur	****	p.m.
— volksgezondheid	** ?	p.m.
— toekomstrisico's	*** ?	p.m.
Monetariseerbare baten		
— oever- en waterrecreatie	***	> 0,5 à 4 miljoen
— sportvisserij	**	?
— multifunctionaliteit	*** ?	?
Monetaire baten		
— drinkwatervoorziening	** ?	?
— landaanwinning	*** ?	?
— recreatiesector	** ?	?
— beroepsvisserij	*	?
— baggeren en baggerberging	***	300 à 400 miljoen
— scheepvaart	—	—
— waterbeheer	*	?
— land- en tuinbouw, veeteelt	**	?

- **** = zeer omvangrijke baten
 *** = omvangrijke baten
 ** = beperkte baten
 * = geringe baten
 — = geen of vrijwel geen baten
 ? = geringe zekerheid
 p.m. = pro memorie (immateriële baten)

De in hoofdstuk 4 genoemde effecten op natuur, mensen en maatschappij kunnen worden beschouwd als batencategorieën. In figuur 7.2 wordt een indeling gegeven naar de mate van monetariseerbaarheid ervan.

In [FEENSTRA e.a., 1989] zijn voor een tiental verontreinigde waterbodemplots de baten van sanering onderzocht. In tabel 7.4 worden de uitkomsten van de tien deelstudies samengevat. Tevens wordt aangegeven voor welke typen wateren de deelstudies in principe illustratief zijn.

Hoewel de resultaten zeker niet representatief zijn voor heel Nederland, geven zij wel een indicatie voor landelijk te verwachten baten. Deze indicatie wordt in tabel 7.5 gegeven.

De belangrijkste conclusie met betrekking tot de baten van de waterbodemsanering is dat deze baten vooral liggen in de verbetering van het ecologisch functioneren van de watersystemen. Deze baten zijn niet in geld uit te drukken.

8 Literatuur

ALPHEN, J. VAN, 1987.

Empirische slibbalans van de Nederlands - Belgische kustzone 1969-1986. RWS, directie Noordzee, notitie NZ-N-8719.

ANNOKKEE, *in prep.*

Reiniging in depot. RWS, Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO) in samenwerking met Dienst Binnenwateren/RIZA.

ARBEIDSINSPECTIE, 1989.

Werken met verontreinigde grond. P-blad 174. Directoraat Generaal voor de Arbeid, Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid.

BEURSKENS, J.E.M., G. SCHRAA, 1988.

Biologische omzettingen van organische microverontreinigingen in waterbodems. Verslag Studiedag Vereniging voor Milieuwetenschappen, Ede, 1988.

BEURSKENS, J.E.M., Th.E.M. TEN HULSCHER, L.E. VAN DE VELDE, 1988a.

Verspreiding van microverontreinigingen in IJssel, Ketelmeer en IJsselmeer. Projectgroep Ketelmeer, Directie Flevoland, Lelystad.

BOERS, P.C.M., W.A.D.D. WIJESORIYA, 1989.

Fosfaatfixatie met ijzer: een methode om de interne fosfaatbelasting te verminderen? In H₂O (22) 1989, nr. 16.

BOON, J.P., P.J.H. REIJNDERS, J. DOLS e.a., 1987.

The kinetics of individual PCB congeners in female harbor seals (*Phoca vitulina*), with evidence of structure related metabolism. *Aquat. Toxicol.* 10: 307 - 324.

BOWMER, C.T., E.M. FOEKEMA,, C. VAN DE GUCHTE, 1989.

The evaluation of contaminated fresh water sediments using model ecosystems. Part 1. TNO/MT, Dienst Binnenwateren/RIZA.

BRASCAMP, M.H., A.W. VAN DER HOEK, C.J. OTTEN, F.A.E.M. PAES, F.M. POST, 1988.

Kiezen met baggerspecie. Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO), RWS, Bureau Waterbodems, Directie Noordzee en Directie Benedenrivieren.

BROEKHUIZEN, S., 1987.

First data on contamination of otters in the Netherlands. IUCM Otter Specialist Group, bulletin 2; 27-32.

DEMON, J.M.H., A.L.M. VAN BROEKHUIZEN, 1989.

Bodemverontreiniging in de uiterwaarden. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA, Directie Gelderland. Nr. DBW/RIZA 89.027 / GLD 89/01.

BRUGGEMAN, W.A., B. DE BOER, D.J. DE VRIES, 1988.

Ontwikkeling in de waterbodempkwaliteit Verslag Studiedag Vereniging voor Milieuwetenschappen, Ede, 1988.

DHV, 1989.

Prognose van de waterbodempkwaliteit.

DIJKZEUL, A. 1982.

De waterkwaliteit van de Rijn in de periode 1970 - 1981. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA. Nr. DBW/RIZA 82 061.

DIRKSEN, S., T.J. BOUDEWIJN, L.K. SLAGER, R.G. MES, 1989.

Broedsucces van aalscholvers in relatie tot de vervuiling van het aquatisch ecosysteem. Ecoland, Dienst Binnenwateren/RIZA. Nota 89-02.

DONK, VAN, C. COLLE, 1988

Cercanen - dermatitis; een mogelijke complicatie bij toepassing van actief biologisch beheer in zwemwater. In H₂O (21) 24: p 696 - 699.

DRIEBERGEN, J., T. REITSMA, W.A. BRUGGEMAN, 1988.

Integraal waterbeheer Ketelmeer: een eerste inventarisatie van de waterbodempkwaliteit van het Ketelmeer. RWS, Directie Zuiderzeewerken in samenwerking met Dienst Binnenwateren/RIZA. ZZW nr. 1988 - 17.

DRIEL, W. VAN, W. SCHUURMANS, J.M.L. DEKKERS, W. DE VRIES, G. VOS, M.J.J. STIENEN, 1987

Zware metalen in oevergronden en daarop verbouwde gewassen in het stroomgebied van Maas, Geul en Roer in de provincie Limburg Deel 1: Algemene gegevens en samenvatting van de resultaten.

Deel 2: Documentatie van onderzoeksgegevens.

ECK, G.Th.M. VAN, H. VAN 'T SANT, E. TURKSTRA, 1985.

Voorstel referentiewaarden fysische-chemische waterkwaliteitsparameters Nederlandse zoute wateren. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (Directoraat Generaal voor de Milieuhygiëne) en Ministerie van Verkeer en Waterstaat (RWS, Deltadienst).

ECK, B. VAN, J. STRONKHORST, 1989.

Waterkwaliteit Westerschelde / Oosterschelde ten behoeve van de derde Nota Waterhuishouding. RWS, Dienst Getijdewateren. Notitie GWAO 89.1211.

EISMA, D, 1981.

Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. Nederlands Instituut voor onderzoek der zee (NIOZ).

FEENSTRA, J.F., O.J. KUIK, G. DE ZOETEN, J.B. VOS, S.W.F. VAN DER PLOEG, 1989.

Baten sanering waterbodems. Instituut voor Milieuvraagstukken. Nota R-89/03.

FRANSISCUS, 1986.

Suspended sediment problems in the brackish transition of the tidal Ems River. AIPCN - PIANC bull. 53, 1986

GENUCHTE, VAN, 1984.

Slib in de Waddenzee. RWS, directie Waterhuishouding en Waterbeweging, nota WWKZ 84.H.006.

GRONDMECHANICA, 1989.

Kleibekleding op onderwatertaluds van zandwinputten voor gebruik als baggerspeciedepot. Geotechnische haalbaarheidsstudie. Rapport CO-2999520/54, Grondmechanica, Delft.

GUCHTE, C. VAN DE, G. NIEBEEK, J. BOTTERWEG, 1988.

Chironomid's uptake of chlorobenzenes from contaminated sediments. Proc. 2nd. Int. TNO/BMFT Conf. on contaminated soil, Hamburg, FRG.

GUCHTE, C. VAN DE, P.G.N. KRAMERS, J.B.H.J. LINDERS, 1989.

Verontreinigde waterbodems - risico's voor de mens. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA en Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Concept-nota.

GUCHTE, C. VAN DE, 1989a.

Rijn Actieprogramma: ecotoxicologisch onderzoek in relatie tot beleidsdoelstellingen. Symposium Ecologisch herstel Rijn, Lelystad, 1989.

HIGLER, L.W.G., 1985.

Onderwaterbodems en de betekenis ervan voor het aquatisch ecosysteem. In: onderwaterbodem - rol en betekenis; proceeding symposium 28 en 29 mei 1985.

HUECK, E.H., VAN DER PLAS, 1988.

Zware metalen in aquatische systemen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

HULSCHER, Th.E.M., 1989.

Prognose van de gehalten van enkele microverontreinigingen in de waterbodem van het Volkerakmeer en Zoommeer. Dienst Binnenwateren/RIZA nota nr. 89.050.

IRC, 1987.

Actieprogramma Rijn. Internationale Commissie ter bescherming van de Rijn tegen verontreiniging.

ICW, 1988

Waterhuishouding in opslagdepots voor baggerslib. Instituut voor Cultuurtechniek en Waterhuishouding.

JACOBS, 1987.

Inleiding tot biologische kwaliteitsbeoordeling van onderwaterbodem in Nederland met behulp van nematofauna. Rapport vakgroep Nematologie LU Wageningen.

JAPENGA, J., W.J. WAGENAAR, A.J. DE GROOT, 1988.

Historisch overzicht van de belasting van uiterwaarden met organische microverontreinigingen 1958 - 1982. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid en Waterloopkundig Laboratorium. Nr. T 225.

JANUS, J.A., M.E. VAN APELDOORN, A.G.A.C. KNAAP, 1988.

De mogelijke effecten op de huid van de in waterbodems aanwezige verontreinigingen bij blootstelling in de recreatieve situatie. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne in opdracht van RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA. RIVM, rapportnr. 678803-001.

KARICKHOFF, S.W., D.S.BROWN, T.A. SCOTT, 1979.

Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. Water Res. 13, pagina's 241 - 248.

KERKUM, F.C.M. VAN, G. VAN URK, 1989.

Dichtheid biomassa en misvormingen van chironomus-populaties in het Ketelmeer in drie opeenvolgende jaren. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA. Nota 89.072.

KOOY, L.A. VAN DE, 1988.

Rekenmethode ten grondslag aan de ecotoxicologische waarde voor water en waterbodem en de signaleringswaarde waterbodem op basis van ecotoxicologische gegevens. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA. Notitie 88.031x.

KROOT, M.P.J.M., H.N. KERDIJK, N.M. DE ROOIJ, 1988.

Opties voor berging van baggerspecie. Waterloopkundig Laboratorium. Rapport T9453.

LAC, 1986.

Signaalwaarden voor de gehalten van milieukritische stoffen in grond met het oog op landbouwkundige gebruiksmogelijkheden van verontreinigde bodem. Landbouw Advies Commissie Milieukritische Stoffen. LAC nr. 86.1.

MARQUENIE, J., A.D. VETHAAK, 1988.

Effecten van verontreinigingen in zoutwater ecosystemen. Verslag Studiedag Vereniging voor Milieuwetenschappen, Ede, 1988.

MISDORP, R., R. DULITS, 1988.

Gehaltes aan zware metalen in de bodem van de Westelijke Waddenzee in 1987. RWS, Dienst Getijdewateren. Nota GWWS-88.001.

MKO, 1987.

Minimalisering kosten onderhoudsbaggerwerk: een inventarisatie van een gezamenlijk onderzoeksproject van de gemeente Rotterdam en Rijkswaterstaat.

MOLEGRAAF, P, 1987.

Schatting van de aanvoer van aan slib gebonden metalen vanuit de Noordzee naar de Waddenzee voor het jaar 1985. RWS, Dienst Getijdewateren, notitie GWWS 87.235.

OTTERLOO, R.H. VAN, J.W. VAN BERGHEM, J.W.M. KUYPERS E.A., 1987.

De waterbodem van het Noordelijk deltabekken. RWS, Directie Benedenrivieren.

REIJNDERS, 1987.

Environmental impact of PCB's in the marine environment. Int. Conf. on Environmental protection of the North Sea, 24 - 27 march 1987, London.

PIETERS, H., 1988.

Onderzoek naar het kwikgehalte in pos en spiering afkomstig uit het IJsselmeer, Markermeer en Ketelmeer. RIVO, Ijmuiden, rapport nr. MO 88-204.

PLOEG, S.W.F. VAN DER, J.F. FEENSTRA, O.J. KUIK, G. DE ZOETER, J.B. BOS, 1989.

Baten sanering waterbodems (samenvatting). Instituut voor Milieuvraagstukken. Nr. R-89/04.

POLS, H.B., in prep.

Toepassing van microbiologische activator bij biologische reiniging van met PAK's en olie verontreinigde grond en waterbodems. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA.

POORTER, L.R.M. DE, 1989.

Effecten van verontreinigde sedimenten op bioturbatie en reproductie van aquatische Oligochaeta. LUW/DBW-RIZA rapportnr. 8911, Lelystad.

POSTMA, L., R.J. DIEPENDAAL, A. HENDRIKS, N.M. DE ROOY, 1988.

Verspreiding van stoffen vanuit waterbodems of depot naar het grondwater. Rapport T 565, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

PROVOOST, K.J., 1987.

Op weg naar schone waterbodems. Voordracht symposium regionale waterbodempromblematiek op 16 oktober 1987.

RANG, M.C., C.E. KLEIN, C.J. SCHOUTEN, 1985.

Bodemverontreiniging met zware metalen in het wintergebied van de Maas. In: Geografisch tijdschrift 1985 - 5.

ROZEMA, J., M.L. OTTE, 1988

Zware metalen in sediment en vegetatie van uiterwaarden en ander buitendijkse gebieden met bijzondere aandacht voor het Noordelijke delta-bekken. In 'Effecten van verontreinigde waterbodems op aquatische ecosystemen'. Verslag Studiedag Vereniging voor Milieuwetenschappen, Ede 1988.

RWS, 1985.

Identificatiesysteem baggerspecie benedenrivierengebied. RWS, Directie Benedenrivieren.

RWS, 1988a.

Baggerspecie en waterbodempromblematiek, stand van zaken. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA, nota nr. 88.034.

RWS, 1988b.

Het verspreiden van baggerspecie in de Noordzee. Interne notitie. RWS, Dienst Getijdewateren.

RWS, 1988c.

De waterbodem van de Biesbosch. RWS, Directie Benedenrivieren.

SALOMONS, W., A.J. DE GROOT, 1978.

Pollution history of trace metals in sediments, as affected by the Rhine river. In: Environmental Biogeochemistry and Geomicrobiology (Ed W.E. Krumbein). Volume I, 149-164. Ann Arbor Science.

SALOMONS, W., 1982.

Voorlopige base-line voor Cd, Zn, Ni, Cu, en Cr in Nederlandse sedimenten. Rapport R 1703, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.

SCHÄFER, A., 1986.

Zware metalenbalans als bijdrage voor de nota 'De vervuiling van de waterbodems'. Interne notitie Dienst Binnenwateren/RIZA.

SCHOLTEN, M.C.T., J.M. MARQUENIE, G.W.N.M. VAN MOORSEL, C.H.R. BROUWER, H. VAN HET GROENEWOUD, 1988.

Interimrapportage SEDEX. TNO-rapport, MT/TNO.

SCHOLTEN, M.C.T., G. HOORNSMAN, Z. SHAO, 1989.

Actieve biologische monitoring met driehoeksmosselen 1988: gevolgen van cadmiumlozingen in de Maas. TNO-rapport nr. R89/175

SMIT, H., J.J.P. GARDENIERS, 1986.

Hydrobiologische onderzoek in de Maas, een aanzet tot biologische monitoring van grote rivieren. In H2O (19), 1986, nr. 14.

STEYAERT, F EN D. VAN MALDEGEM, 1987.

Research on mud transport in the Westernscheldt (poster). RWS, Dienst Getijdewateren. Delta symposium door Delta-instituut, mei 1987 te Terneuzen.

STORTELDER, P.B.M., W. KOOPER (RED), 1988.

Effecten van verontreinigde waterbodems in aquatische ecosystemen. Verslag Studiedag Vereniging van Milieuwetenschappen, Ede, 11 mei 1988.

STORTELDER, P.B.M., M.A. VAN DER GAAG, L.A. VAN DER KOOY, 1989.

Kansen voor waterorganismen. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA, nota nr. 89.016.

URK, G. VAN, F.C.M. VAN KERKUM, S.M. WIERSMA, 1985.

Bodemfauna in verontreinigde onderwaterbodems. H2O (18) 24: p. 509 - 513.

URK, G. VAN, F.C.M. VAN KERKUM, 1988.

Biologisch onderzoek van verontreinigde waterbodems. In: "Effecten van verontreinigde waterbodems op aquatische ecosystemen". Verslag Studiedag Vereniging voor Milieuwetenschappen, Ede, 1988.

VALK, F. VAN DE, H. PIETERS, R.C.C. WEGMAN, 1989.

Bio-acculation in yellow eel (*Anquilla anquilla*) and perch (*Perca fluviatilis*) from the Dutch branches of the Rhine-mercury, organochlorides compounds and poly-nuclear aromatic hydrocarbons. Publicatie RIVO. Nr. MO 89-205.

VEEN, H.J. VAN, 1987

Reiniging van waterbodems. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA in samenwerking met het Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO). DBW/RIZA, nota nr. 87.040.

VEEN, H.J. VAN, J.G.H. BROUWER, W. VAN MARREWIJK, 1989.

Reiniging van met PAK verontreinigde waterbodems. RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA in samenwerking met het Nederlandse organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek (TNO). DBW/RIZA nota nr. 89.043.

VELDSTRA, A.W.F., B.W. ZUURDEEG, 1989.

Nutrienten en PCA's in natuurlijk Rijnwater. GEOCHEM-research BV, Rijksuniversiteit Utrecht.

VISSER, W., J. TAAT, F.A. WESTSTRATE, M. LOXHAM, 1989.

Invloed van vervuilde waterbodem op de grondwaterkwaliteit. Grondmechanika Delft. Nr. CO-298700/34.

V&W, 1985.

Omgaan met water. Ministerie van Verkeer en Waterstaat

V&W, 1986.

De waterkwaliteit van Nederland; Indicatief meerjarenprogramma water 1985 - 1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1987

Het saneringsprogramma waterbodembodem 1988-1989. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1987a

De vervuiling van de waterbodembodem; verslag van de stand van zaken; plan van aanpak. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1988.

Eindadvies beoordeling saneringsplannen. Rapportage Beoordelingscommissie Sanering Waterbodembodem 1988-1989. Hoofddirectie van de Waterstaat, Den Haag.

V&W, 1989a.

Saneringsprogramma waterbodembodem rijkswateren 1990 - 2000. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1989b.

Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw en Visserij en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1989c.

IBC-criteria baggerspeciedepots. Ministerie van Verkeer en Waterstaat en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

V&W, 1990.

Voorlopige inventarisatie verontreinigde waterbodembodem in de regionale wateren. Ministerie van Verkeer en Waterstaat.

VROM, 1987.

Milieuprogramma voortgangsrapportage 1988 - 1991. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

VROM, 1988.

Milieuprogramma voortgangsrapportage 1989 - 1992. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

VROM, 1988a.

Vierde Nota over de ruimtelijke ordening. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

VROM, 1988b.

Leidraad bodembescherming, vierde aflevering. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

WAAIJ, A.C. DE, 1989

Toepassing van hydrocyclonage bij baggerwerkzaamheden kan besparing opleveren. In: H2O (22), nr 3 1989, p. 96 - 99.

WEIDEN, M.E.J. VAN DER, L.H.J. CRAANE, W. SEINEN,, M. VANDEN BERG, E.H.G. EVERS, R.M.M. KOOKE, K. OLIE, 1988

De biologische beschikbaarheid, enzyminductie en toxiciteit van sedimentgebonden PCDD's en PCDF's voor de karper (*cyprinus carpio*). RUU/UvA/DBW-RIZA rapport.

WL, 1985.

Waterkwaliteitsmodel Rijn. Modelleren gedrag en verspreiding microverontreinigingen. Haalbaarheid modellering zwevende stof. Waterloopkundig Laboratorium. Rapport R1056-03

ZSCHUPPE, K.H., J. JAPENGA, A.J. GROOT, 1988.

Metaalbelasting van sedimenten afkomstig van uiterwaarde langs Rijn en Maas. Instituut voor Bodemvruchtbaarheid en Waterloopkundig Laboratorium. Nr. T 225.

ZUIVERINGSSCHAP WEST-OVERIJSSSEL, 1988.

Onderzoek bestrijdingsmiddelen in de Noordoostpolder. Zuiveringschap West-Overijssel, Technologische Dienst

Lijst van tabellen

Nr.	Titel	Blz.
3.1	Gemiddelde afzetting van Noordzee sediment in de kustgebieden. Bron: RWS.	21
3.2	Globale, gemiddelde aanvoer van sediment (zand en slib) via de grote rivieren vanuit het buitenland. Bron: RWS	22
3.3	Gemiddelde, jaarlijkse sedimenttransporten (in tonnen droge stof per jaar). Bron: MKO, 1987, van GENUCHTEN, 1984, MOLEGRAAF, 1987, FRANSISCUS, 1986, STEYAERT e.a., 1987, van ALPHEN, 1987, EISMA, 1981.	23
3.4	Omrekening voor bagger van gewicht naar volume. Bron: RWS	23
3.5	Netto sedimentatie in situ m ³ per jaar. Bron: RWS.	24
3.6	Verontreinigd versus niet verontreinigd sediment. Bron: RWS	25
3.7	Slibtransport Rijn en Maas, periode 1974 - 1976 en 1984 - 1986. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	25
3.8	Slibbalans IJsselmeer. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA	27
3.9	Mediaanwaarden voor de verdelingscoëfficiënt K _d in de Rijkswateren over de periode 1983 - 1986. Bron: STORTELDER e.a., 1989.	29
3.10	Verdelingscoëfficiënten water / octanol (log K _{ow}) van de belangrijkste groepen van organisch microverontreinigingen die in de waterbodem accumuleren. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	31
3.11	Achtergrondgehalten in sediment, en de historische ontwikkeling van de zware metalen gehalten in het Rijnsediment in mg/kg (genormaliseerd voor verschillen in korrelgrootte: 50% < 16 µm). Bronnen: (a) SALOMONS e.a., 1978, (b) SALOMONS, 1982 en (c) van ECK e.a., 1985.	36
3.12	Gehalte aan PAK's in oud natuurlijk in µg/kg droge stof. VELDSTRA e.a., 1989.	36
3.13	Met de Rijn en Maas aangevoerde vrachten aan zware metalen (in ton per jaar). Bron: CBS, RWS, Dienst Binnenwateren/RIZA.	39

3.14	Verspreiding van de aanvoer van zware metalen via Rijn, Maas en directe lozingen op de Rijkswateren in vergelijking met de slibbalans. Bronnen: a) DIJKZEUL, 1982, b) SCHÄFER, 1986, c) RWS.	40
3.15	Gesedimenteerde verontreiniging sinds 1930 in de delta, exclusief Nieuwe Waterweg en kustgebied, afkomstig van Rijn en Maas in tonnen. Bron: RWS.	41
3.16	Overzicht beoordeling van de waterbodems naar klassen voor de Rijkswateren (exclusief het benedenrivierengebied), het benedenrivierengebied (Rijkswateren) en de regionale wateren in procenten. Bron: RWS.	44
3.17	Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodemgegevens van de rijkswateren (exclusief het benedenrivierengebied). Toetsing volgens interimnormering van RWS (1988). Bron: RWS.	45
3.18	Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodemgegevens van de rijkswateren in het benedenrivierengebied Toetsing volgens interimnormering van RWS (1988). Bron: RWS.	46
3.19	Overzicht van de resultaten van de toetsing van waterbodemgegevens van de regionale wateren. Toetsing volgens interimnormering van Rijkswaterstaat (1988). Bron: RWS.	47
3.20	Gemiddelde gehalten zware metalen van slib in de uiterwaarden van Rijn en Waal (standaardbodem). Bron: ZSCHUPPE e.a., 1988, WL, 1982	50
3.21	Gemiddelde gehalten zware metalen van slib in de uiterwaarden langs de Maas (standaardbodem). Bron: ZSCHUPPE e.a., 1988, WL, 1982.	50
3.22	Afname in vrachten Rijn en concentratie Wadbodem Bron: MISDORP e.a., 1988	57
4.1	Indicatie van mogelijke effecten op de menselijke huid bij blootstelling aan verontreinigde waterbodems. Bron: JANUS e.a., 1988.	60
4.2	Risico-concentraties van enkele waterbodemverontreinigingen voor opname van stoffen via de mond Bron: van de GUCHTE e.a., 1989.	61
4.3	De soortenrijkdom en uniciteit van de onderscheiden habitats Bron: SMIT e.a., 1986.	74
4.4	Mogelijke afbraak van microverontreiniging in het sediment. Bron: BEURSKENS e.a., 1988	76
5.1	Huidige en verwachte gehalten in zwevende stof van Rijn en Maas bij 50 % reductie van de lozingen ten opzichte van 1985 en de vereiste reductiepercentages om tussen- en einddoel te bereiken; voor organische microverontreiniging gebaseerd op meetgegevens 1988 Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA	86

5.2	Prognose waterbodempkwaliteit (toplaag) van de grote Rijkswateren bij 50 % reductie van de lozingen in de periode 1985 - 1995. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	90
5.3	Prognose waterbodempkwaliteit (toplaag) van de grote Rijkswateren bij 90 % reductie van de lozingen in de periode 1985 - 2005. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	91
5.4	Berekende gehalten in sediment in de Westerschelde. Bron: Dienst Getijdewateren.	101
5.5	Berekende gehalten in sediment in de Oosterschelde. Bron: Dienst Getijdewateren.	101
5.6	Bestemming van de onderhoudsspecie in 1988 (in miljoen beun m ³). Bron: RWS.	102
5.7	Jaarlijkse antropogene vrachten in baggerspecie in kg. Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.	103
6.1	Verspreidingsmogelijkheid specie op land (getoetst aan de referentiewaarde bodem) Bron: RWS.	110
6.2	Verspreidingsmogelijkheid specie in zoet oppervlaktewater (getoetst aan de referentiewaarde). Bron: RWS.	110
6.3	Resultaten hydrocyclonage in de praktijk. Bron: WAAIJ, A.C de, 1989.	112
6.4	Resultaten van behandeling van bovenloop na hydrocyclonage in een beluchttingsbassin. Bron: ANNOKKEE, in prep.	113
6.5	Resultaten van gravitatiescheiding, solvent extractie, wassen en biogradatie onder laboratoriumomstandigheden van 5 soorten baggerspecie op de verwijdering van PAK. Bron: van Veen, 1987.	113
6.6	Resultaten van uitloging baggerspecie met complex vormers bij verschillende concentraties loogmiddel. Bron: ANNOKKEE, in prep.	116
6.7	Resultaten van uitloging van baggerspecie met zuur HCl. Bron: ANNOKKEE, in prep.	116
6.8	Resultaten van de Thiobacillus-uitloging (10 % slib suspensie). Bron: ANNOKKEE, in prep.	117
6.9	Effectenmatrix voor de beïnvloeding door zware metalen. Bron: KROOT e.a., 1988.	118
6.10	Effectenmatrix voor beïnvloeding door organische microverontreinigingen. Bron: KROOT e.a., 1988.	119
6.11	Jaarlijks aanbod aan onderhoudsspecie in miljoen beun m ³ . Bron: RWS.	122
6.12	Benodigde depotcapaciteit voor onderhoudsspecie voor 20 jaar en saneringsspecie in miljoen depot m ³ . Bron: RWS.	123

7.1	Globale kosten voor onderzoek en sanering waterbodems in miljoenen guldens. Bron: V&W, 1989a.	126
7.2	Kosten onderhoudsbaggerwerk in miljoenen guldens. Bron: Op-gave RWS directies (1968).	128
7.3	Globaal overzicht van kosten voor berging en verwerkingsmethode van specie. Bron: RWS.	129
7.4	Samenvatting van tien deelstudies en indicatie van landelijke baten. Bron: FEENSTRA e.a., 1989	130
7.5	Baten van sanering. Bron: FEENSTRA e.a., 1989.	131

Lijst van figuren

Nr.	Titel	Blz.
2.1	Het watersysteem en de uitwisselingsprocessen van stoffen tussen de compartimenten.	16
3.1	Transport verontreinigd rivierslib (hoeveelheden zijn in miljoenen tonnen). Bron: RWS.	24
3.2	Relatie troebelheid en afvoer Rijn, gemeten bij Lobith. Bron: WL, 1985.	26
3.3	Fractie particulier gebonden organische micro-microverontreinigingen in oppervlaktewater: a) in oppervlakte water met standaard zwevende stof (30 mg/l) en standaard organische stof (20 %). Bron: RWS. b) bij toenemend zwevend stofgehalte met 20 % organische stof. Bron: RWS. c) bij toenemend percentage organisch stof en constant zwevend stofgehalte (30 mg/l). Bron: RWS.	28
3.4	Samenhang tussen brongericht en effectgericht beleid voor water en waterbodem. Bron: V&W, 1989b.	33
3.5	Analyse sediment uit de Rijn (in mg/kg droge stof). Bron: JAPENGA e.a., 1988.	37
3.6	Analyse uiterwaarden langs de Rijn (in mkg/kg droge stof. Bron: JAPENGA e.a., 1988.	37
3.7	Kwaliteit zwevende stof in de Rijn te Lobith en de Maas te Eijsden in mg/kg. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	38
3.8	De waterbodem in het benedenrivierengebied. Bron: RWS, directie Zuid-Holland.	42
3.9	Verontreiniging waterbodem Haringvliet, Hollandsch Diep, Nieuwe Merwede en Amer. Bron: van OTTERLOO e.a., 1987.	48
3.10	Stortlokaties in de uiterwaarden. DEMON e.a., 1989.	52
3.11	Verontreinigingsniveau per type gebied gebaseerd op de interimnormering. Bron: RWS.	54
3.12	Cadmiumgehalte in de waterbodem van Noordzee, Waddenzee en Westerschelde. Bron: RWS, Dienst Getijdewateren	55
3.13	PCB-153 gehalte in de waterbodem van Noordzee, Waddenzee en Westerschelde. Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.	56
3.14	Gehalte hexachloorbenzeen in de waterbodem van Noordzee, Waddenzee en Westerschelde. Bron: RWS, Dienst Getijdewateren.	57

4.1	Effecten van verontreinigde waterbodems voor planten, dieren en volksgezondheid. Bron: van de PLOEG e.a., 1989.	58
4.2	PCB-gehalte in rode aal afkomstig uit de Rijn bij Lobith, uit het Ketelmeer en uit het IJsselmeer en de norm voor het PCB-gehalte voor de consumptiea. Bron: RIVO, Dienst Binnenwateren/RIZA.	62
4.3	De kwaliteitsbeoordeling van verontreinigde waterbodems via complementaire categorieën parameters. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	65
4.4	Totaal gehalte van PCB's in aal en snoekbaars in vergelijking met de maximaal toelaatbare gehalten. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	66
4.5	Gehalten aan a) hexachloorbenzeen, b) pentachloorbenzeen en c) hexachloorbutadieen in aal, uitgedrukt in µg/kg vet. Bron: van de VALK e.a., 1989.	67
4.6	Trend in de gehalten aan a) hexachloorbenzeen, b) pentachloorbenzeen en c) hexachloorbutadieen in aal uit de Rijn bij Lobith, uitgedrukt in µg/kg vet. Bron: van de VALK e.a., 1989.	68
4.7	Effecten van verontreinigde waterbodems op muggelarven, waternvlooien en vissen gemeten in bioassays met poriewater. Bron: van de GUCHTE, 1989a.	69
4.8	Relatie tussen enerzijds de verontreinigingsgraad, en anderzijds de biomassa, de aantallen en de misvormingen bij muggelarven. Bron: van KERKUM e.a., 1989.	70
4.9	Wratziekte bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.	71
4.10	Huidzweren bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.	72
4.11	Levertumoren bij bot, percentage aangetaste vis. Bron: MARQUENIE e.a., 1988.	72
4.12	Aalscholvers in de Biesbosch. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	73
4.13	Invloed verontreiniging op de dichtheid van bodemorganismen. Bron: van URK e.a., 1988.	74
4.14	De oplading met cadmium van de waterbodems in Nederland. Bron: RWS.	75
4.15	Potentiële inrijtrajecten oppervlaktewateren. Bron: VISSER e.a., 1989.	77
4.16	Potentiële probleemgebieden met beïnvloeding van het grondwater door verontreinigd oppervlaktewater. Bron: VISSER e.a., 1989.	78

4.17	Berekende gemiddeld, minimum en maximum concentratie van dichloorbenzeen (1,2-DCB) onder een rivier met inzijging en een slibpakket van 2 meter bij uitloging van sediment met een aanvangsconcentratie van 0,3 mg/kg droge stof. Bron: VISSER e.a., 1989.	79
4.18	Berekende concentratie gradient van dichloorbenzeen aan de bovenzijde van het eerste watervoerend pakket bij uitloging van het rivierslib (2 m dikte) met een aanvangsconcentratie van 0,3 mg/kg droge stof. Bron: VISSER e.a., 1989.	79
4.19	De omvang van het onderhoudsbaggerswerk. Bron: RWS.	82
5.1	De gehalten aan a) cadmium, b) PCB-153, c) HCB en d) benzo(a)pyreen in de zwevende stof van het Ketelmeer en in de waterbodem in Ketelmeer en IJsselmeer, uitgaande van 50 % emissiereductie in het stroomgebied van Rijn en Maas in de periode 1985 - 1995. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	92
5.2	Simulatie van PCB-153 in de toplaag van het Ketelmeer- en IJsselmeersediment bij sanering van de waterbodem in het Ketelmeer, zonder en met 50 % emissiereductie in de periode 1985 - 2000. BRUGGEMAN e.a., 1988. Bron: Dienst Binnenwateren/RIZA.	93
5.3	Berekend cadmiumgehalte in zwevend stof (slib) in de Zuidelijke Noordzee voor scenario 1, situatie 1985 ($\mu\text{g/l}$). Bron: Dienst Getijdewateren.	96
5.4	Berekend cadmiumgehalte in zwevend stof (slib) in de Zuidelijke Noordzee voor scenario 2, reductie tot 50 % van het niveau 1985, situatie 2000 ($\mu\text{g/l}$). Bron: Dienst Getijdewateren.	96
5.5	Berekend cadmiumgehalte in zwevend stof (slib) in de Zuidelijke Noordzee voor scenario 3, reductie tot 10 % van het niveau 1985, situatie 2000 ($\mu\text{g/l}$). Bron: Dienst Getijdewateren.	96
5.6	Schematische voorstelling van de slibkwaliteitsontwikkeling in de Noordzeebodem bij verschillende tijdsschalen. Bron: Dienst Getijdewateren.	98
5.7	Cadmiumgehalte in het Noordzeeslib in $\mu\text{g/g}$. Bron: Dienst Getijdewateren.	99
5.8	HCB-gehalte in het Noordzeeslib in $\mu\text{g/g}$. Bron: Dienst Getijdewateren.	99
5.9	Massabalans cadmium voor de Waddenzee bij verschillende emissie-scenario's (in ton per jaar). Bron: Dienst Getijdewateren.	100
5.10	Massabalans HCB voor de Waddenzee bij verschillende emissie-scenario's (in ton per jaar). Bron: Dienst Getijdewateren.	100
5.11	Effect verwijdering verontreinigd waterbodempakket Bron: RWS.	106
6.1	Resultaten van compostering van baggerspecie uit de Geulhaven en uit de Boorne bij Akkrum. Afbraak percentages van olie en PAK's. Bron: POLS, H.B., 1989.	114

6.2	Resultaat van speciebehandeling in een bioreactor. Bron: van VEEN, e.a., 1989.	115
6.3	Resultaten van landfarming van bovenloop na hydrocyclonage. Bron: ANNOKKEE, in prep.	115
7.1	Overzicht totale kosten onderhoudsbaggerwerk per jaar tussen 1977 en 1987 in het benedenrivierengebied. Bron: RWS.	127
7.2	Monetariseerbaarheid van baten van sanering Bron: FEENSTRA e.a., 1989.	129

Overzicht bijlagen

Bijlage 1. Getalswaarden algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000).

Bron: derde Nota waterhuishouding, augustus 1989.

Bijlage 2. Saneringsprogramma waterbodembij rijkswateren 1990-2000.

Bron: Saneringsprogramma waterbodembij rijkswateren 1990-2000, juni 1989.

Bijlage 3. Voorlopige inventarisatie verontreinigde waterbodembij in de regionale wateren. Bron: V&W, 1990.

Bijlage 4. Hoeveelheden onderhoudsbaggerwerk bij rijkswateren. Bron: Rijkswaterstaat, Bureau Waterbodembij, 1989.

Bijlage 1. Getalswaarden algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000)

Algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000), toetsingswaarde en signaleringswaarde voor het zoete oppervlaktewater en waterbodembodem

water = totaalgehalte in water (in µg/l, tenzij anders vermeld)

bodem = gehalte in waterbodembodem (in mg/kg d.s.), omgerekend naar de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum), voor standaard zwevende materiaal (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de waarden voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan voor de bodembodem.

	NIEUW				OUD					
Parameters	M - lijst		I - lijst		voorlopige toetsings- waarde waterbodem	voorlopige signale- ringswrde waterbodem	basiskwaliteit		voorlopige toetsings- waarde waterbodem	voorlopige signale- ringswrde waterbodem
	water	bodem	water	bodem			water	bodem		
Algemene parameters										
kleur, geur, schuim, vast afval, troebelheid	het water mag niet zichtbaar of ruikbaar verontreinigd zijn						idem			
temperatuur (°C)	25						25			
zuurstof (mg/l)	5						5			
— echter										
— genormaliseerde beken	4						4			
— gestuwde boken/kanalen/wielen/ peilgaten										
— stadswateren/sloten	3						3			
zuurgraad (n, pH)	> 6,5						≥ 6,5			
	≤ 9,0						≤ 9,0			
doorzicht (z.n, meter)	0,4						0,5			
Nutriënten en eutrof. parameters										
T.-fosfaat (j,z,n mg P/l)	0,15						0,15			
T.-stikstof(z,n mg N/l)	2,2									
(Kj-N + NO ₃ + NO ₂)										
chlorofyl-a (n,z, µg/l)	100						100			
ammoniak (mg N/l)	0,02						10,02 nitraat + nitriet (n, mgN/l)			
Zouten										
chloride (n, mg Cl/l)	200						200			
fluoride (mg F/l)										
bromide (mg Br/l)	15									
sulfaat (mg SO ₄ /l)	8									
	100						100			
Radioactiviteits parameters										
(Bq/l, (1 Bq = 27 pCi))										
totale -activiteit (j)	0,1						0,1			
rest β-activiteit (j)	10						10			
tritium-activiteit (j)	200						200			
Bacteriologische parameters										
thermotolerante coli's (mediaan, MPN/ml)	20						20			
Biologische beoordelingssystemen	per watersysteem uitwerken *									

j = jaargemiddelde

n = afwijkingen van nature zijn toegestaan

z = zomergemiddelde waarde voor eutrofieringsgevoelige, stagnante wateren, april t/m september

* = deze uitwerking kan voor stagnante wateren geschieden volgens een systeem gebaseerd op Caspers en Karbe, en voor stromende wateren volgens eensysteem, dat recent in opdracht van de STORA is ontwikkeld

Algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000), toetsingswaarde en signaleringswaarde voor het zoete oppervlaktewater en waterbodembodem

water = totaalgehalte in water (in µg/l, tenzij anders vermeld)

bodem = gehalte in waterbodembodem (in mg/kg d.s.), omgerekend naar de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum), voor standaard zwevende materiaal (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de waarden voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan voor de bodembodem

	NIEUW				OUD					
Parameters	M - lijst		I - lijst		voorlopige toetsings- waarde waterbodembodem	voorlopige signale- ringswde waterbodembodem	basiskwaliteit		voorlopige toetsings- waarde waterbodembodem	voorlopige signale- ringswde waterbodembodem
	water	bodem	water	bodem			water	bodem		
Metalen										
cadmium	0.2	2			7.5	30	2.5	0.8	7.5	30
kwik	0.03	0.5			1.6	15	0.5	0.3	1.6	15
koper	3	35			90	400	50	36	90	400
nikkel	10	35			45	200	50	35	45	100
lood	25	530			530	1000	50	85	160	700
zink	30	480			1000	2500	200	140	1000	2500
chromium	25	480			480	1000	50	100	155	650
arsen			15	85	85	150	50	29	45	100
EOX										
					7.0	20.0	5	5.5 (med)	7.0	20.0
AOX										
							40 (med)			
som-PAK's										
							2 (med)			
PAK's										
benzo(a)antraceen				0.05	0.8	3		0.2	0.8	3
benzo(ghi)peryleen		0.05			0.8	3		0.2	0.8	3
benzo(a)pyreen		0.05			0.8	3		0.2	0.8	3
fenantreen		0.05			0.8	3		0.2	0.8	3
indeno(123cd)pyreen		0.05			0.8	3		0.2	0.8	3
pyreen				0.05	0.8	3		0.2	0.8	3
dibenzo(ah)anthraceen				0.05	0.8	3		0.2	0.8	3
anthraceen				0.05	0.8	3		0.2	0.8	3
benzo(b)fluorantheen		0.2			0.8	3		0.6	0.8	3
benzo(k)fluorantheen		0.2			0.8	3		0.6	0.8	3
chryseen				0.05	0.8	3		0.2	0.8	3
fluorantheen		0.3			2.0	7		1.2	2.0	7
som-PAK's (6 van Borneff)		0.6			4.5	17	0.1 (med)	2.3	4.6	17
Vluchtige halogeen koolwaterstoffen										
VOX	5						5 (med)			
1,3-dichloorpropeen			1							
trichlooretheen			2							
hexachloorethaan			1							
Chloorbenzenen										
dichloorbenzenen			2							
trichloorbenzenen			0.4	0.3						
tetrachloorbenzenen			0.2	0.3						
pentachloorbenzeen				0.3	0.3	0.5		0.003	0.02	0.5
hexachloorbenzeen		0.004			0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5

water = totaalgehalte in water (in µg/l, tenzij anders vermeld)

bodem = gehalte in waterbodem (in mg/kg d.s.), omgerekend naar de standaardbodem (10 % organische stof en 25 % lutum), voor standaard zwevende materiaal (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de waarden voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan voor de bodem

Parameters	NIEUW				OUD					
	M - lijst		I - lijst		voorlopige toetsings- waarde	voorlopige signale- ringswrde	basiskwaliteit		voorlopige toetsings- waarde	voorlopige signale- ringswrde
	water	bodem	water	bodem			water	bodem		
PCB's										
PCB 28		0.004			0.03	0.1		0.004	0.03	0.1
PCB 52		0.004			0.03	0.1	0.004		0.03	0.1
PCB 101		0.004			0.03	0.1		0.004	0.03	0.1
PCB 118		0.004			0.03	0.1				
PCB 138		0.004			0.03	0.1		0.004	0.03	0.1
PCB 153		0.004			0.03	0.1		0.004	0.03	0.1
PCB 180		0.004			0.03	0.1		0.004	0.03	0.1
som-PCB's (7)					0.2	0.4	0.007 (med)	0.02	0.2	0.4
Organochloor-bestrijdingsmiddelen										
aldrin + dieldrin				0.04	0.04	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
endrin				0.04	0.04	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
DDT + derivaten				0.01	0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
<i>α</i> -endosulfan + -sulfaat	0.01	0.01			0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
<i>α</i> -HCH					0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
<i>β</i> -HCH					0.02	0.5		0.003	0.02	0.5
<i>γ</i> -HCH	0.01	0.001			0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
heptachloor + -epoxide				0.02	0.02	0.5	0.01 (med)	0.003	0.02	0.5
chloordaan				0.02						
hexachloorbutadiëen			0.12	0.02	0.02	0.5		0.003	0.02	0.5
som-pesticiden					0.10	2.5	0.02 (med)	0.02	0.10	2.5
anionische detergenten 100 (med)							100 (med)			
non-kationische deterg							100 (med)			
Chloorfenolen										
dichloorfenolen			0.08							
pentachloorfenol	0.05	0.02					0.05 (med)			
w.v.-fenolen							5 (med)			
Chlooranilines										
som-anilines							1 (med)			

Algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000), toetsingswaarde en signaleringswaarde voor het zoete oppervlaktewater en waterbodern

water — totaargehalte in water (in µg/l, tenzij anders vermeld)

bodem — gehalte in waterbodern (in mg/kg d.s.), omgerekend naar de standaardbodern (10 % organische stof en 25 % lutum), voor standaard zwevende materiaal (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de waarden voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan voor de bodern

Parameters	NIEUW				OUD					
	M - lijst		I - lijst		voorlopige toetsings- waarde waterbodern	voorlopige signale- ringswrde waterbodern	basiskwaliteit		voorlopige toetsings- waarde waterbodern	voorlopige signale- ringswrde waterbodern
	water	bodem	water	bodem			water	bodem		
Organofosfor-bestrijdingsmiddelen *										
cholinesterase remming	0.5						0.5 (med.)			
dichloorvos			0.002							
triazofos			0.03							
azinfos-methyl			0.02							
azinfos-ethyl			0.05							
demeton			0.4							
fentroton			0.05							
parathion-methyl			0.2							
parathion-ethyl			0.02							
disulfoton			1.5							
trichlorfon			0.005							
cumafos			0.002							
diazinon			0.03							
fention			0.02							
foxim			0.2							
malation			0.03							
mevinfos			0.005							
pyrazofos			0.003							
oxydemethon-methyl			0.1							
Organotin-verbindingen										
tributyltin-verbindingen			0.01	1.5 µg/kg						
trifenyln-verbindingen			0.01	1.0 µg/kg						
Overige niet-gehalogeneerde verbindingen										
Fenolherbiciden										
dinoseb			0.02							
DNOC			0.3							
CARBAMATEN										
aldicarb			0.5							
oxamil			0.5							
carbendazim			0.3							
Dithiocarbamaten										
maneb			1.0							
thiram			0.02							
zineb			0.6							
metham-natrium			0.01							
benzeenhydroxide (fenol)			2							
minerale olie	1000				3000	5000	500		3000	5000
aniline			2							
NTA			200							

* Aanvullende eis omdat combinatie toxiciteit

gemeten gehalte van de stof

2 ————— ≤ 1 niet in rekening is gebracht
1 algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000)

Algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000), toetsingswaarde en signaleringswaarde voor het zoete oppervlaktewater en waterbodern

water = totaalgehalte in water (in µg/l, tenzij anders vermeld)

bodem = gehalte in waterbodern (in mg/kg), omgerekend naar de standaardbodern (10 % organische stof en 25 % lutum), voor standaard zwevende materiaal (20 % organische stof en 40 % lutum) liggen de waarden voor zware metalen en organische stof respectievelijk een factor 1,5 en 2 hoger dan voor de bodern

	NIEUW				OUD					
Parameters	M - lijst		I - lijst		voorlopige toetsings- waarde	voorlopige signale- ringswrde	basiskwaliteit		voorlopige toetsings- waarde	voorlopige signale- ringswrde
	water	bodem	water	bodem	waterbodem	waterbodem	water	bodem	waterbodem	waterbodem
Overige gehalogeneerde verbindingen										
Chloorphenoxy-azijnzuur herbiciden										
2,4-d			11							
mcpa			0,2							
mecoprop			0,1							
Triazines										
atrazine			0,1							
simazine			0,4							
Halogeennitro-aromaten										
trifluralin			0,2							
pentachloornitrobenzeen			0,4							
Pyrethroiden *										
cypermethrin				0,6						
deltamethrin				0,4						
permethrin				0,8						
bifentrin				1,6						
Aniliden										
propachloor			0,1							
Aromatische chloor-aminen										
linuron			0,1							
3,3-dichloorbenzidine			0,2							
Carboximiden										
captanfol			0,2							
captan			0,3							

* Aanvullende eis omdat combinatietoxiciteit

$$\sum \frac{\text{gemeten gehalte van de stof}}{\text{algemene milieukwaliteit (kwaliteitsdoelstelling 2000)}} \leq 1 \text{ niet in rekening is gebracht}$$

Bijlage 2. Saneringsprogramma waterbodemb Rijkswateren 1990 - 2000

Toelichting bij de tabel

De resultaten van de inventarisatie zijn samengevat in de hierna volgende tabellen en gegroepeerd naar watersysteem (rivieren, meren, kanalen en de zoute wateren).

Algemeen

1 Opgenomen zijn alleen de lokaties waar Rijkswaterstaat de waterkwaliteitsbeheerder is.

2 Onderzoek en sanering van de afzonderlijke lokaties zal zoveel mogelijk gebundeld per watersysteem plaats vinden.

3 Saneringen is pas voorzien wanneer de lokale lozingen gesaneerd zijn en het aangevoerde slib in het water van voldoende kwaliteit is. Als voorbeeld kan dienen dat de sanering van de bovenloop van de Rijn eerder wordt aangepakt dan de sanering van de Maas. 4 Alle bedragen zijn inclusief BTW.

5 Uitgangspunt is, dat de kosten zoveel mogelijk op de veroorzaker zullen worden verhaald.

Kolom 1.

In deze kolom zijn de mogelijke saneringslokaties genoemd.

Kolom 2.

Hier is een schatting aangegeven van de hoeveelheid verontreinigde specie. Deze hoeveelheid is indicatief en gebaseerd op de resultaten van een inventariserend onderzoek.

Kolom 3.

Aangegeven zijn kosten per periode voor uitvoeren van nader onderzoek.

Kolom 4.

Aangegeven zijn kosten per periode voor uitvoeren van saneringsonderzoek.

Kolom 5.

Uitgegaan is van de beschikbaarheid van een grootschalige berging in gebieden met groot aanbod van onderhouds- en saneringsspecie of minder grootschalige bergingen, bijvoorbeeld in diepe putten langs rivieren e.d.

Kolom 6.

Geraamde kosten voor sanering. Uitgaande van gegevens in kolom 2 en 5.

Kolom 7.

Geraamde kosten van saneringsonderzoek en sanering per periode uitgaande van de gegevens in de kolommen 2, 4 en 6.

Kolom 8.

Totaal geraamde kosten voor onderzoek en sanering.

Kolom 9.

Indien op een lokatie sprake is van mede belang van de haven- en of vaarwegbeheerder is dit hier aangegeven. De medebetrokkene zal een bijdrage in de saneringskosten moeten betalen.

Kolom 10.

Aangegeven is wie haven- en of vaarwegbeheerder is.

SANERINGSPROGRAMMA WATERBODEM RIJKSWATEREN 1990 - 2000										
Waterkwaliteitsbeheer RIJK		GROTE RIVIEREN							TABEL 1	
1	2	3		4	5	6	7	8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * f 1000 90-92 93-95 > 95		Sanerings- onderzoek * f 1000	baggeren sanering transport (2) * (5) bergen * f 1000 f / m³		Saneringsonderzoek & sanering * f 1000 90-92 93-95 > 95	Totaal- kosten sanering * f 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
Bovenrijn & Pannerdens kanaal	186							4400		
Spijk - strang	5		100	50	50	250		300	400	RWS
Lobith, Tolkamer - vluchthaven	75	100		50	50	3750	3800	3900	nautisch	RWS
Lobith - havens Kijfwaard	105		100	50	50	5250		PM	100	part
Angeren - scheepswerf Peters	1		PM	PM	50	50		PM	PM	RWS
Waal	255							4550		
Deest - scheepswerf	30		100	50	50	1500		PM	100	nautisch part
Dodewaard - scheepswerf	10		100	50	50	500		PM	100	nautisch part
Dodewaard - havenmond										
G K N	15		100	50	50	750		PM	100	koelwaterinl RWS
Beneden-Leeuwen - strang	50		100	50	50	2500		2550	2650	nautisch gem
Tiel - haven	60	100		50	50	3000	PM		100	gem
Heerwaarden - haven Koppel	20		100	50	50	1000		PM	100	part
Zaltbommel - scheepswerf										
de Waal	10		100	50	50	500		550	650	nautisch part
Zaltbommel - haven van Hattum	10		100	50	50	500		550	650	nautisch part
Brakel - haven	50		100	50	50	2500		PM	100	gem
Nederrijn en Lek	562							28200		
Toegangseul										
Rosandepolder	3		100	50	50	150		PM	100	nautisch RWS
Stuwcomplex Oriel	200	100		50	50	10000	10050		10150	nautisch RWS
Wageningen Rijnhaven	50	100		50	50	2500	2550		2650	nautisch gem
Stuwcomplex Amerongen	200	100		50	50	10000	10050		10150	nautisch RWS
Stuwcomplex Hagestein	100	100		50	50	5000	5050		5150	nautisch RWS
Diverse havens	9		PM	PM	50	450		PM	PM	(nautisch) div

1	2	3			4	5	6	7			8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * f 1000 90-92 93-95 > 95			Sanerings- onderzoek * f 1000	baggeren transport bergen f/m³	sanering (2) * (5) * f 1000	Saneringsonderzoek & sanering * f 1000 90-92 93-95 > 95			Totaal- kosten sanering * f 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
IJssel	302										9400		
Toegangsgeul bocht Gies- beek	50			100	50	50	2500			PM	100	nautisch	RWS
Doesburg - voorhaven	5		100		50	50	250		300		400	nautisch	waters gem
Doesburg - gemeentehaven	24		100		50	50	1200		1250		1350	nautisch	
Doesburg, IJsselbocht (Verblifa)	50			100	50	50	2500			PM	100		RWS
Steenderen - IJsselbocht	50			100	50	50	2500			PM	100	nautisch	RWS
Zutphen - toegang Houtha- ven	5			100	50	50	250			300	400	nautisch	RWS
Deventer - havens	25		300		150	50	1250		1400		1700	nautisch	gem
Inlaat centrale Harculo	50		100		50	50	2500		2550		2650	koelwaterinl	EPON
Toegangsgeul Ganzendiep	25	100			50	50	1250	1300			1400	nautisch	RWS
Kampen - havens	15		300		150	50	750		900		1200	nautisch	gem/part div
Diverse havens	3			PM	PM	50	150			PM	PM	(nautisch)	
Maas	182										11670		
Kmr 6.120	5		50		20	50	250		20	250	320		RWS
Kmr 14.430	5		50		20	50	250		20	250	320		RWS
Kmr 19.000	1		30		15	50	50		15	50	95		RWS
Kmr 44.000	1		30		15	50	50		15	50	95		RWS
Kmr. 66.900 Wessem P. Mau- ritsh	20	200			150	50	1000		650	500	1350	nautisch	gem
Kmr 78.500	10		100		15	50	500		15	500	615		RWS
Kmr 79.500 R'mond P													
Alex.h	60	400			200	50	3000		1700	1500	3600	nautisch	gem
Kmr 109.500	5		50		25	50	250		25	250	325		RWS
Kmr 110.750 Venlo Indus- trieh	20	200			200	50	1000		200	1000	1400	nautisch	gem
Kmr 153.200 Haven Heijen	20	200			50	50	1000		50	1000	1250	nautisch	RWS
Kmr 165.000	5		50		25	50	250		25	250	325		RWS
Lateraal Kan. Linne- Buggenum PLEM-h.	20	200			150	50	1000		1150		1350		PLEM
Lateraal Kanaal Linne-Bug- genum Toeleidingskanaal													
Heel, sluis	10		100		25	50	500			525	625		RWS

1	2	3			4	5	6	7			8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000			Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000			Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
		90-92	93-95	> 95				90-92	93-95	> 95			
Noordelijk deltabekken - Noord	750										26750		
Hollandsche IJssel	500	1000			500	40	20000	500	10000	10000	21500	nautisch	RWS
Rotterdam - Petroleumha- vens	250		200		50	20	5000		50	5000	5250	nautisch	gem
Noordelijk deltabekken - Zuid	7505										160900		
Nieuwe Merwede	3000	1000			500	20	60000	20500	30000	10000	61500		RWS
Amer	2000	700			300	20	40000	10300	20000	10000	41000		RWS
Hollandsch Diep (Oostelijk deel)	2000	700			300	20	40000	10300	20000	10000	41000		RWS
Div. lokaties langs Holl. Diep		350			150	20		150	PM		500	(nautisch)	RWS
Div. lokaties langs Haring- vliet		350			150	20		150	PM		500	(nautisch)	RWS
Biesbosch	500	700			300	30	15000	300	2500	12500	16000		recreatie
Afgedamde Maas	5	150			50	40	200		150	100	400		RWS

SANERINGSPROGRAMMA WATERBODEM RIJKSWATEREN 1990 - 2000													
Waterkwaliteitsbeheer RIJK		MEREN						TABEL 2					
1	2	3			4	5	6		7		8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * f 1000 90-92 93-95 > 95			Sanerings- onderzoek * f 1000	baggeren transport bergen f /m³	sanering (2) * (5) * f 1000	Saneringsonderzoek & sanering * f 1000 90-92 93-95 > 95		Totaal- kosten sanering * f 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg	
IJsselmeer C A	8083									90080			
Ketelmeer - diverse lokaties o a monding IJssel en vaargeul	8000	5000			1300	10	80000	21300 25000 35000	86300		nautisch en	RWS	
Schokkerhaven	10	60			30	10	100	130		190	waterafvoer nautisch	RWS	
Tinnelhaven	5	60			30	40	200	200		290		RWS	
Den Oever - Zuiderhaven	10	60			30	40	400	430		490	nautisch	RWS	
Urk, diverse havens	15	60			30	40	600	630		690	nautisch	gem	
Lammer toegang Margriet- sluis	20	100			30	40	800	830		930	nautisch	prov	
Makkum - industriehaven	6	60			30	40	240	270		330	nautisch	gem	
Medemblik - binnenhavens	10	60			30	40	400		430	490	nautisch	gem	
Enkhuizen - binnenhavens	7	60			30	40	280		310	370	nautisch	gem	
Markermeer	70									580			
Scharwoude - nabij schiet- baan	20	100			30	15	300	30	300	430		RWS	
Pampushaven	50	150			100	40	2000		PM	150		RWS	
Randmeren	34									1570			
Naarderbos - insteekhaven- tjes	4	30			30	40	160	190		220		gem	
Harderwijk - diverse havens	25	60			30	40	1000	1030		1090	nautisch	gem	
Elburg - binnenhaven	5	30			30	40	200	230		260	nautisch	gem	
Grevelingen	10									700			
Ouddorp - haven	5	75			25	50	250	150 125		350	nautisch	gem	
Brouwershaven - haven	5	75			25	50	250	150 125		350		gem	

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95	Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / t/m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95	Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebeïang	beheer haven of vaarweg
Veerse Meer	45						2450		
Wolphaartsdijk - havens	10	75	25	50	500	25 500	600	nautisch	part
Kortgene - haven	35	75	25	50	1750	25 1750	1850	nautisch	gem/ part
Zoommeer	55						3050		
Bergen op Zoom - Theodo- rushaven	20	75	25	50	1000	25 1000	1100	nautisch	gem
Tholen - haven	35	150	50	50	1750	50 1750	1950	nautisch	gem

SANERINGSPROGRAMMA WATERBODEM RIJKSWATEREN 1990 - 2000
KANALEN E.D.

TABEL 3

Waterkwaliteitsbeheer RIJK

1	2	3			4	5	6	7			8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95			Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95			Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
Julianakanaal	125										8050		
Maastricht - Beatrixhaven	30	400			200	50	1500	200	1500	2100		nautisch	gem
Buchten - berghaven	20	200			100	50	1000	100	1000	1300			RWS
Maasbracht - sluis (boven)	15	100			50	50	750	50	750	900			RWS
Maasbracht - voorhaven	20	200			100	50	1000	100	1000	1300			RWS
Maasbracht - industriehaven	20	200			100	50	1000	100	1000	1300			gem
Born - Franciscushaven	20	100			50	50	1000	50	1000	1150			gem
Zuid-Willemsvaart	25										1495		
Loozen - grens	10	60			30	50	500		530	590			RWS
Sluis 15 (boven)	10	50			30	50	500		530	590			RWS
Sluis 13 (boven)	5	50			25	50	250		275	325			RWS
Amsterdam-Rijnkanaal	250										9000		
Voorhavens Wijk bij Duurslede	80	150			50	25	2000	50	2000	2200		nautisch	RWS
Voorhavens Ravenswaaij	80	150			50	25	2000	50	2000	2200		nautisch	RWS
Voorhavens Tiel	80	150			50	40	3200	50	3200	3400		nautisch	RWS
Diverse lokaties	10	500			200	50	500	200	500	1200		nautisch	RWS/part
Vecht	150										6800		
Vecht (Noord-Holland)	150	600			200	40	6000	200	3000	3000	6800	nautisch	RWS

1	2	3			4	5	6	7			8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95			Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95			Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
Noordzeekanaal	1320										52900		
Noordzeekanaal en zijkanalen	400	1000			300	30	12000	300	6000	6000	13300	nautisch	RWS/gem
Amsterdamse havens en Binnen IJ	920	2000			800	40	36800	800	18400	18400	39600	nautisch	gem
Kanalen Zeeland	800										41400		
Kanaal Gent Terneuzen c.a	500	600			200	50	25000	200	25000	25000	25800	nautisch	RWS
Kanaal Sluis Brugge	50	150			50	50	2500	1300	1250	2700			RWS
Kanaal door Walcheren en Amekanaal	250	300			100	50	12500	6350	6250	12900		nautisch	RWS

SANERINGSPROGRAMMA WATERBODEM RIJKSWATEREN 1990 - 2000												
ZOUTE WATEREN, STELPOSTEN & TOTAALBEDRAGEN												
TABEL 4												
1	2	3			4	5	6	7		8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95			Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95		Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
Westerschelde	460									25100		
Verdronken land van Saeflinge		500			PM		PM			500		RWS
Hansweert - scheepswerf												
Reimerswaal	25	75			25	50	1250	25	1250	1350	nautisch	part
Terneuzen - oude veerhaven	10	75			25	50	500	275	250	600	nautisch	RWS
Breskens - jacht-, handels- en vissershaven	25	150			50	50	1250	675	625	1450	nautisch	RWS
Vlissingen - binnenhavens en verbrede kanaalmond	100	300			100	50	5000	2600	2500	5400	nautisch	RWS
Vlissingen - sloehavens	300	600			200	50	15000	7700	7500	15800	nautisch	havens
Oosterschelde	235									13000		
Plaat van Oude Tonge	100	300			100	50	5000	2600	2500	5400		RWS
Sik & haven van Viane	100	300			100	50	5000	2600	2500	5400		RWS/gem
Haven Flaauwers	5	75			25	50	250	25	250	350		gem
Wemeldinge - haven	5	75			25	50	250	250	250	350		RWS
Bruinisse - Oude haven	25					60	1500	1500		1500		gem
Noordzee	73									2125		
IJmuiden - Hoogoven- buitenhaven	60	300			100	20	1200	700	600	1600	nautisch	Hoogov's
Scheveningen - Tweede Binnenhaven	13				25	40	500	25	500	525	nautisch	gem
Waddenzee	105									4400		
Delfzijl - Zeehavenkanaal	75				50	50	3750	3800		3800		hs Delfz
Harlingen - Buitenhaven	30					20	600	600		600	nautisch	gem

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Watersysteem lokatie	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95	Sanerings- onderzoek * / 1000	baggeren transport bergen / m³	sanering (2) * (5) * / 1000	Saneringsonderzoek & sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95	Totaal- kosten sanering * / 1000	Medebelang	beheer haven of vaarweg
Stelpost									
Nadere inventarisatie en onderzoek havens e d							3000	(nautisch)	div
Totaal	Hoeveelheid raming m³ in situ * 1000 m³	Nader onderzoek * / 1000 90-92 93-95 > 95	Saneringsonderzoek & Sanering * / 1000 90-92 93-95 > 95				Totaal- kosten sanering * / 1000		
Totaalbedragen	21582	21475 2790 1500	107785	187875	186875				
		26035		482535		511570			

Bijlage 3. Sanering waterbodemb regionale wateren

Totale hoeveelheden specie boven de signaleringswaarde en geraamde saneringskosten per provincie

provincie	hoeveelheden specie in situ (x 1000 m³)	kosten sanering (x f 1000)
Groningen	490	24.400
Friesland	150	6.000
Drenthe	139	26.210
Overijssel	118	9.325
Flevoland	100	5.000
Gelderland	500	40.000
Utrecht	36	2.880
Noord-Holland	4.700	257.750
Zuid-Holland	1.650	123.750
Zeeland	133	9.825
Noord-Brabant	206	12.370
Limburg	606	32.580
Totaal	8 828	550.090

Totale hoeveelheden specie boven de signaleringswaarde en geraamde saneringskosten per soort watertype

soort watersysteem	hoeveelheden specie in situ (x 1000 m³)	kosten sanering (x f 1000)
Rivieren en beken	1.660	97.175
Kanalen en vaarten	2.769	168.175
Bebouwde gebieden en havens	1.154	79.115
Plassen	1.600	89.000
Polderwateren en watergangen	272	16.400
Diversen	1.373	100.225
Totaal	8.828	550.090

Totaalraming

Hoeveelheid specie: circa 9 miljoen m³ in situ

Kosten

Sanering	550
Nader onderzoek	25
Saneringsonderzoek	10
Totaal	585

kostenraming saneringsinspanning indien besloten wordt alle specie > signaleringswaarde te verwijderen en grootschalig te bergen

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m — zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m ³	kosten saneren per m ³ (range)	kosten saneren x / 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Groningen						
— kanalen en vaarten						* Meetresultaten zijn getoetst aan de leidraad voor droge bodems
— Eemskanaal	kwik	200	30	6 000	provincie	* De afgelopen 7 jaar zijn de meeste vaarwegen en grote watergangen indicatief onderzocht
— Stadskanaal CA	cadmium	120	70	8 400	gem'n & waters	
— Kieldiep	olie	5	100	500	gem Hoogezand	
— Bebouwde gebieden en havens						
— watergangen stad Groningen	kwik, PAK, olie, z m	140	50	7 000	prov & gem	
— Eextahaven	kwik	25	100	2 500	gem Scheemda	
Totaal		490		24 400		
Friesland						
— Diversa lokaties	diverse stoffen	150	(30-50) 40	6 000	diverse	* In 1989 is een vierjarige inventarisatieprogramma gestart, hieruit is nog geen informatie beschikbaar
Totaal		150		6 000		* De opgegeven totaalhoeveelheid specie is gedestilleerd uit wat nu globaal bekend is op basis van: — meldingen in kader Verord Baggerslib — onderzoek in kader IBS — routine onderzoek 15 vaste w b punten — inschatting verontreinigingen in m n stadswateren

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m³	kosten saneren per m³ (range)	kosten saneren x / 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Drenthe						
— Kanalen						* Nadere inventarisatie loopt nog * Voor de kostenraming is uitgegaan van berging bij VAM te Wijster, omdat nog uitzicht is op een grootschalige bergingslokatie. Hydrocyclonage en ontwatering zijn hierbij nodig
— Bargemeerkanaal, Emmen	chrom, koper, nikkel cadmium, Sb, olie	17	250	4 250	gemeente	
— Drentse Hoofdvaart	PAK	20	180	3 600	Rijkswaterstaat	
— Kanaal Coevorden-Zwinderen	nikkel	5	180	900	gemeente	
— Rodervaart, Roden	PAK, kwik, nikkel	4	180	720	gemeente	
— Bebouwde gebieden en havens						
— Stadsgrachten e.d.	PAK, z m	65	180	11 700	prov./gem./ws	
— Havens	PAK, olie, EOCL, zink	8	180	1 440	gemeente	
— Watergangen e.d.		20	180	3 600		
Totaal		139		26 100		
Overijssel						
— rivieren en beken						* Van stadswateren en diverse havens zijn thans nog onvoldoende gegevens bekend; hoeveelheden specie geraamd m.b.v. ervaringscijfers (10 à 20 % ligt boven de signaleringswaarde)
— Zwartewater	kwik	15	75	1 125	rijkswaterstaat	
— Diverse beken	kwik	19	100	1 900	diverse	
— kanalen en vaarten						
— Willemsvaart	chrom	8	75	600		
— Meppelerdiep	PAK	25	75	1 875	rijkswaterstaat	
— Div. lokaties	nikkel, koper, zink, PAK	6	75	45	diverse	
— Bebouwde gebieden en havens						
— Stadswateren	diverse	30	75	2 250	gemeenten	
— Diverse havens	diverse	15	75	1 125	niet-Rijk	
Totaal		118		9 325		

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m³	kosten saneren per m³ (range)	kosten saneren x / 1000	beheerder vaanweg / haven	opmerkingen provincies
Flevoland						
— Kanalen en vaarten						
— Diverse lokaties	PAK	100	50	5 000	provincie	<ul style="list-style-type: none"> * Het waterkwaliteitsbeheer berust sinds kort bij waterschappen * HS Flevorwaard heeft nog geen inventarisatie gestart * Op een aantal lokaties zijn hoge concentraties van bepaalde bestrijdingsmiddelen aangetoond, die niet in de normering zijn opgenomen. Deze waterbodems zijn hier niet opgenomen
Totaal		100		5 000		
Gelderland						
— Diverse lokaties	PCB, PAK z m	500	80	40.000	Diverse	<ul style="list-style-type: none"> * Resultaten uit gezamenlijk onderzoek van provincie zuiveringsschappen in 1988 tonen overschrijding van de signaleringswaarde bij 10 % van de monsters, terwijl dit bij bemonstering van de zuiveringsschappen (veelal in de regio waar verontreiniging wordt vermoed) 20 % is, aanname 20 % van specie overschrijdt de signaleringswaarde * Jaarlijks wordt circa 250.000 m³ specie gebaggerd, baggercyclus is 5 à 10 jaar, aanname 10 jaar
Totaal		500		40 000		
Utrecht						
— Rivieren en beken						
— Vecht		30	80	2 400	rijkswaterstaat	<ul style="list-style-type: none"> * In 1990 wordt begonnen met inventarisatie van de waterbodems. Tot nu toe is uitsluitend ad-hoc waterbodemonderzoek uitgevoerd (voornamelijk in de hier genoemde wateren).
— Kanalen en vaarten						
— Tienhovenskanaal, Zijde-wetering en Leidsche Rijn		6	80	480	ws/rws/prov/gem	
— Diverse lokaties		PM				
Totaal		36		2 880		

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m³	kosten saneren per m³ (range)	kosten saneren x / 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Noord-Holland						* Het inventarisatie onderzoek voor de watergangen is beperkt tot de boezemwateren en de belangrijkste polderwatergangen (beïnvloeding van gemalen)
— Rivieren en beken						
— Zaan	PAK	1 275	(40-65) 55	70 125	gemeente/U S	
— Spaarne	PAK	110	(40-65) 55	6 050 900	gem /Rijnland gemeente	* De monsters zijn slechts in een enkel geval getoetst op PCB's.
— Kanalen en vaarten						
— Amstel - Drechtkanaal	cadmium, lood, PAK	650	(40-65) 55	35 750	prov /HS Amstel	
— 's Gravenlandsevaart, Gooisevaart & Oudehaven	PAK,chrom, nikkel,koper, zink,cadmium,lood,arsen	40	(40-65) 55	2 200	ws Drecht/Vecht	
— Kanaal Schagen - Kolhorn	PAK	110	(40-65) 55	6 050	prov /U S	
— Noordhollands Kanaal	PAK	200	(40-65) 55	11 000	rijkswaterstaat	
— Hoornsche Vaart	PAK	10	(40-65) 55	550	gemeente/U S	
— Ring van de Haarlemmermeer	PAK	430	(40-65) 55	23 650	prov /Rijnland	
— Bebouwde gebieden en havens						
— Grachten Amsterdam	z m , olie, PAK	600	(40-65) 55	33 000	gemeente	
— Binnenhaven Amsterdam	olie, PAK	50	40	2 000	gemeente	
— Plassen						
— Mooie Nél	PAK	25	(40-65) 55	1 375	Rijnland	
— Westereinderplassen	PAK	1.000	(40-65) 55	55 000	Rijnland	
— Polderwateren en watergangen						
— Diverse boezem- en polderwateren	nikkel, PAK	200	(40-65) 55	11 000	gem./prov./ws	
Totaal		4 700		257 750		

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m ³	kosten saneren per m ³ (range)	kosten saneren x f 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Zuid-Holland						* In januari 1989 is een rapport uitgebracht over de kwaliteit van de waterbodem in niet-Rijkswateren waar een zekere hoeveelheid specie verwacht werd
--- Kanalen en vaarten						
--- Oude Rijn	PAK	205	75	15 375	prov /ws	
--- Gouwe	PAK	30	75	2 250	prov /ws	
--- Kromme Aar	PAK	7	75	525	prov /ws	
--- Additioneel kanaal	PAK	40	75	3 000	prov /ws	
--- Heymanswetering	PAK, z m	34	75	2 550	prov /ws	
--- Stompwijkse Vaart	PAK	30	75	2 250	prov /ws	
--- Kromme Does en Does	PAK	190	75	14 250	prov /ws	
--- Oude Ade-Noord	PAK	38	75	2 850	prov /ws	
--- Paddegat	PAK	17	75	1 275	diverse	
--- Rotte, Zuidmeer, Irennebrug	PAK	30	75	2 250	ws	
--- Ringvaart Zuidplaspolder	PAK	5	75	375	ws	
--- Bebouwde gebieden en havens						
--- Den Haag stadwateren	PAK, z m, olie	40	75	3 000	gem /ws	
--- Stadgrachten Gouda	PAK, z m	30	75	2 250	ws	
--- Binnenhaven Numansdorp	PAK	11	75	825	gem./ws	
--- Oude haven van Brielle	PAK, lood	5	75	375	gem	
Plassen						
--- Rotte	PAK	30	75	2.250	ws	
--- Wijde Aa	PAK	125	75	9.375	ws	
Polderwateren en watergangen						
--- Diversen Delfland	PAK	9	75	675	prov /ws	
--- Diversen ZHEW	PAK	18	75	1 350	prov /ws	
--- Diversen Rijnland	PAK, z m	33	75	2 475	prov /ws	
--- Diversen	PAK	723	75	54 225	diverse	
Totaal		1 650		123 750		

per provincie lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z m = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m ³	kosten saneren per m ³ (range)	kosten saneren x f 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Zeeland						* Er is nog geen inschatting ge- maakt van de te verwachten hoeveelheden boven de sig- naleringswaarde in nog niet bemonsterde wateren
— Rivieren en beken						
— Spuikrook Schapenbout-Spui	PAK, arseen	64	75	4 800	rijkswaterstaat	
— Bronbeek	PAK, arseen	42	75	3 150	rijkswaterstaat	
— Kanalen en vaarten						
— Kanaal Goes - Goese Sas en haven Goes	PAK	15	65	975	gemeente	
— Polderwateren en watergangen						
— Watergang tussen Oostburg en Schoondijke tpv Klittebrug	PAK	7	75	525	waterschap	
— Vroogtj	PAK	5	75	375	waterschap	
Totaal		133		9 825		
Noord-Brabant						Reeds in 1987 is een inventa- risatierapport uitgebracht over de kwaliteit van de wa- terbodem * Voor de bepaling van de kost- prijs is uitgegaan van bagge- ren en vervolgens bergen in grootschalige depots (zonder enige voorbewerking zoals ontwateren)
— Rivieren en beken						
— Dommel, direct bovenstrooms RWZI Eindhoven	koper, cadmium, EOCL	5	55	275	ws	
— Zandleij, nabij Udenhout	fenanthreen	1	55	55	ws	
— Dode arm Dieze nabij spui- sluis Crevencoeur olie,	cadmium, zink, koper, PAK	25	55	1 375	rijkswaterstaat	
— Kanalen en vaarten						
— Zuid-Willemsvaart, diverse lokaties o.a. zwaaikommen	PAK	17	40	680	rijkswaterstaat	
— Wilhelminakanaal, div lok o.a. zwaaikommen, aansluitingen	cadmium, zink, koper	38	45	1 710	rijkswaterstaat	
— Drongelens Kanaal (Zandley)	3 chroom, nikkel, EOCL	5	45	225	rijkswaterstaat	
Bebouwde gebieden en havens						
— Leurse Haven	nikkel, PCB	55	70	3 850	gem Etten-Leur	
— Laaksche Vaart	nikkel, chroom, koper, PCB	60	70	4 200	rijkswaterstaat	
Totaal		206		12 370		

per provincie	lokatie aanduiding	bezwarende stoffen > signaleringswaarde (z.m. = zware metalen)	raming hoeveel- heid x 1000 m³	kosten saneren per m³ (range)	kosten saneren x f' 1000	beheerder vaarweg / haven	opmerkingen provincies
Limburg							
—	Rivieren en beken						<ul style="list-style-type: none"> * Alleen hoeveelheden zijn ge- raamd voor wateren die be- monsterd zijn * Maasplassen en grindwin- ningsprojecten laten vaak overschrijding van de signa- leringswaarde zien. Nader onderzoek zal moeten uitwij- zen of beïnvloeding van het watersysteem ook ernstig is
—	Tungelroyse beek, inclusief zandvang	cadmium, zink	60	80	4 800	ws	
—	Kanjet	zink, PAK	3	80	240	ws	
—	Molenbeek, Well	kwik	4	80	320	ws	
—	Ur, langs Julianakanaal	lood, PAK	2	80	160	ws	
—	Diverse beken	PAK, PCB, z.m.	5	80	400	ws	
—	Kanalen en vaarten						
—	Kanaal van Deurne, Meyel	PAK, DDT	12	(50-80) 55	660	ws WNL	
—	Noordervaart, Roggelse Dijk en Beringen	PAK, nikkel	100	50	5 000	rijkswaterstaat	
—	Plassen						
—	Div. Maasplassen	PCB, PAK, nikkel, arseen	420	50	21 000	diverse	
Totaal			606		32.500		

Bijlage 4. Hoeveelheden jaarlijks onderhoudsbaggerwerk.

- (a) Rijksspecie
(b) Regionale specie voorzover die in de Rijkswateren wordt of werd verspreid

Bron: opgave Rijkswaterstaat-directies 1988
Klasse-indeling volgens BER-identificatie

Opdrachtgever	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m ³ in middel van vervoer)		
	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal
Rijk			
RWS - Groningen	50		50
RWS - Friesland	433		433
RWS - Drentho		3	3
RWS - Overijssel	85	65	150
RWS - Flevoland	500	50	550
RWS - Gelderland		85	85
RWS - Utrecht		63	63
RWS - Noord-Holland	3 559	486	4 045
RWS - Noordzee	2.002	75	2.077
RWS - Zuid-Holland		15	15
RWS - Benedenrivieren	11.210	1.606	12 816
RWS - Zeeland	1.071	604	1.675
RWS - Noord-Brabant	10	15	25
RWS - Limburg		145	145
Totaal RWS	18.920	3.210	22.131
Ministerie van Defensie	500	500	
Staatsvisserijhavenbedrijf		40	40
Totaal Rijk	19.420	3.750	23.171
Staat België	11.500	1.500	13 000
Overige overheden	6.659	5 116	12 371
Particulieren	145	255	399
Totaal hoeveelheden	37.724	11.217	48 941

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Rijk	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
RWS - Groningen				
Toegangsgeul Delfzijl (Paapsand-sued)	50		50	ja
	50		50	
RWS - Friesland				
Toegangsgeul haven Harlingen	50		50	ja
Boontjes	15		15	ja
Havens Terschelling, Vlieland Ameland en Holwerd	104		104	ja
Veerbootroutes (incl. aanleg- plaatsen) naar				
- Vlieland	15		15	ja
- Terschelling	25		25	ja
- Ameland	174		174	ja
- Schiermonnikoog	50		50	ja
	433		433	
RWS - Drenthe				
Drentse Hoofdvaart		2.5	2.5	nee
		2.5	2.5	
RWS - Overijssel				
IJsselpand: Twenthekan -IJssel		25	25	nee
Twenthekanaal	25		25	nee
Zwarte Meer	30		30	nee
Zwarte Water		10	10	nee
Meppeler Diep		30	30	nee
Overijsselse Vecht	30		30	nee
	85	65	150	
RWS - Flevoland				
Ketelmeer - vaargeul		15	15	nee
Randmeren - vaargeulen	90	20	110	nee
IJsselmeer- havens & toegangen		15	15	nee
Markermeer/IJmeer - vaargeulen	60		60	nee
Havens Afsluitdijk (Zeezijde)	350		350	ja
	500	50	550	

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Rijk	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
RWS - Gelderland				
Douanehaven Lobith		1	1	nee
Vluchthaven Lobith		6	6	nee
Voorhaven Weurt: Maas-Waal kan.		10	10	nee
Vluchthaven Doornenburg		0.5	0.5	nee
Toegangsg./haven Rosandepolder		0.7	0.7	nee
Circulatiekom/Sluiskanaal Driel		25	2.5	nee
Toegangsg. Rijnh. Wageningen		2.5	2.5	nee
Circulatiekom/Sluiskanaal				
Amerongen		25	25	nee
Jachthaven-invaart Nieuwegein		0.6	0.6	nee
Voorm. schipbrugh. Vreeswijk		1	1	nee
Haven Ameide		1	1	nee
Toegangsg. rivierarm Giesbeek		5	5	nee
Toegangsg. Rivierarm De Steeg		0.6	0.6	nee
Haven Doesburg		2	2	nee
Toegangsg. rivierarm Steenderen		1.3	1.3	nee
Punt IJssel/Ketel- & Kattendiep		3	3	nee
		85.2	85.2	
RWS — Utrecht				
Voorhavens en circulatiekommen				
A'dam-Rijnkanaal/Lekkanaal		50	40	nee
Merwedekan. & gekan.Holl.IJssel		4	5	nee
Vaartse Rijn/Vecht/Cath. Singel		3	3	nee
Vecht (zie ook Noord-Holland)		5	5	nee
		63	63	
RWS — Noord-Holland				
Diverse havens Texel	24	10	34	ja
Wierbalg	50		50	ja
Den Oever				
Vissers- & Noorderhaven	80		80	ja
Den Helder				
Veerhaven & Nieuwe Diep		35	35	ja
Den Helder				
Koopvaardersbinnenhaven		11	11	nee
Den Helder, Bufferput Helsdeur		3	3	brak
Buitenhaven IJmuiden	3.400		3.400	ja
IJmuiden: Buitentoeleidingskan		20	20	ja
IJmuiden:				
Binnenhaven/sluizen/Velzerkom		20	20	ja
Binnen IJ		2	2	brak
Noordzeekanaal en zijkanalen		300	300	brak
Noordhollands Kanaal		20	20	nee
Vecht (zie ook Utrecht)	5	65	70	nee
	3 559	486	4.045	

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie			
	per jaar			
Rijk	(* 1000 m³ in middel van vervoer)			
	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
RWS - Noordzee				
Maasgeul en Eurogeul	2.000		2.000	ja
Haven Scheveningen	2	75	77	ja
	<u>2.002</u>	<u>75</u>	<u>2.077</u>	
RWS - Zuid-Holland				
Merwedekanaal		10	10	nee
Voorhavens Mwk. Gor. en Vianen		5	5	nee
		<u>15</u>	<u>15</u>	
RWS - Benedenrivieren				
Afgedamde Maas		20	20	nee
Amer		20	5	nee
Bakkerskil		40	40	nee
Bergsche Maas		20	20	nee
Biesbosch		8	8	nee
Boven Merwede		6	6	nee
Buitenhaven Stellendam		20	20	ja
Donge		5	5	nee
Europoort	11.000		11.000	ja
Hollandsch Diep		47	47	nee
Haringvliet		10	10	nee
Hollandsche IJssel		85	85	nee
Nieuwe Merwede		15	15	nee
Nieuwe Maas		400	400	brak
Noord		2	2	nee
Nieuwe Waterweg	110	900	1.010	ja
Oude Maas		10	10	brak
Slijkgat	100		100	ja
Wantij		8	8	nee
Zuiddiepje		5	5	nee
	<u>11 210</u>	<u>1.606</u>	<u>12 816</u>	

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Rijk	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
RWS - Zeeland				
Oosterschelde				
Buitenhaven Wemeldinge	30		30	ja
Zandkreek	6		6	ja
Vluchthaven Zijpe		10	10	ja
Bruinisse toegangseul	5		5	ja
Haven/kanaal Zierikzee	5		5	ja
Veerhaven Zijpe & Anna J.P.	13		13	ja
Westerschelde				
Veerhaven Perkpolder	60	10	70	ja
Veerhaven Kruiningen	60	20	80	ja
voorhaven Hansweert	200	100	300	ja
voorhaven Terneuzen	12	18	30	ja
Oostbuitenhaven Terneuzen	70	20	90	ja
Westbuitenhaven Terneuzen	200	150	350	ja
Breskens veerhaven & mond	260	100	360	ja
Handelshaven Breskens	50	50	100	ja
Buitenhaven Vlissingen	100	100	200	ja
Kanaal van Gent naar Terneuzen		25.5	25.5	nee
	1 071	603.5	1.674.5	
RWS - Noord-Brabant				
Rijkskanalen/Vaartwegen NB	10	15	25	nee
	10	15	25	

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie			
Rijk	per jaar			
	(* 1000 m³ in middel van vervoer)			
	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
RWS - Limburg				
Maas				
vluchthaven St. Pieter		5	5	nee
Sluis 20		1	1	nee
monding voedingskanaal		1.3	1.3	nee
haven stuw Borgharen			14	nee
zandvang Wessem			14	nee
sluis Linne		1	1	nee
sluis Heel		0.5	0.5	nee
sluis Roermond		1	1	nee
Belfeld		25	25	nee
Sambeek beneden		10	10	nee
Sambeek boven		15	15	nee
Vluchthaven Heijen		0.3	0.3	nee
voorhaven Heumen		0.5	0.5	nee
Grave boven de sluis		8	8	nee
Grave beneden de sluis		5	5	nee
Sluis Lith		10.5	10.5	nee
St. Andries Maaszijde		3	3	nee
haven Hedel		0.3	0.3	nee
Maas en Julianakanaal verspreid		10	10	nee
Julianakanaal				
Limmel beneden de sluis		3.6	3.6	nee
bocht Elsloo		2.5	2.5	nee
Born beneden de sluis		1	1	nee
overlaadhaven Buchten		0.5	0.5	nee
Zuid-Willemsvaart				
Boscherveld boven de sluis		2.4	2.4	nee
Boscherveld beneden de sluis			1.8	nee
voedingskanaal		11	11	nee
verbindingskanaal		5	5	nee
midden-Limburg		4	4	nee
		144.4	144.4	

Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Rijk	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
Overig				
Ministerie van Defensie				
Den Helder, Marinehaven	500	500	1 000	ja
Staatsvisserijhavenbedrijf				
IJmuiden		40	40	ja
Opdrachtgever:	gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
België	klasse I	klasse II/III/IV	specie totaal	zout
Westerschelde	10 000		10.000	ja
Zeeschelde (= België)	1.500	1.500	3.000	ja
	11 500	1 500	13.000	

Opdrachtgever:		gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Overige overheden	Lokatie	klasse	klasse	specie	zout
		I	II/III/IV	totaal	
Havenschap Delfzijl	Zeehaven Delfzijl	1.700	60	1 760	ja
Havenschap Eemshaven	Eemshaven	700		700	ja
prov. Groningen	Haven Lauwersoog	140		140	ja
gem. Harlingen	Haven Harlingen	900	45	945	ja
gem. Vlieland	jachthaven Vlieland	1		1	ja
gem. Schiermonnikoog	jachthaven Schiermonnikoog	3		3	ja
prov. Utrecht	Eem	20		20	nee
gem. Nijmegen	Gemeentehaven Nijmegen	3 3		3 3	nee
gem. Arnhem	Nieuwe haven Arnhem		15	15	nee
diverse gemeenten	diverse haven Noordzeekanaal		300	300	brak
gem. Amsterdam	Buiten IJ	25	35	60	nee
gem.	Scheveningen buitenhavens voorhaven en 1e en 2e binnenh.	200		200	ja
gem.	Wantij		6	6	nee
gem. Rotterdam	Europoort	1.100		1 100	ja
gem. Rotterdam	Botlek		2.600	2.600	ja
gem. Rotterdam	Stadshavens Rotterdam		1.600	1 600	brak
gem. Rotterdam	diverse havens Rotterdam		400	400	brak
gem. & vereniging	Oosterschelde (OS) havens Colijnsplaat	40		40	ja
gem.	OS havens Yerseke/Vers-wg	5		5	ja
gem.	OS havens St. Annaland	4		4	ja
gem.	OS: haven Stavenisse	4		4	ja
gem.	Westerschelde (WS) haven Walsoorden	4	11	15	ja
havenschap Terneuzen	WS: Braakmanh. Terneuzen	1 100	300	1 400	ja
gem.	WS: jachthaven Breskens	10	15	25	ja
havenschap Vlissingen	WS: Sloehaven c.a.	700	300	1 000	ja
gem./part.	WS: overige lokaties	3	7	10	ja
gem./part.	Veerse Meer haven		5	5	nee
gem./part.	Grevelingenmeer		5	5	nee
gem.	Zoommeer		5	5	nee
		6.659	5 712	12.371	

Opdrachtgever:		gemiddelde hoeveelheid baggerspecie per jaar (* 1000 m³ in middel van vervoer)			
Overige overheden	Lokatie	klasse	klasse	specie	zout
		I	II/III/IV	totaal	
el.bedr. EPON	Koelwaterinlaat EPON-centrale	100		100	ja
part./lagere o.v.	diverse (jacht)havens	5	15	20	nee
el.bedrijf	haven EPON Nijmegen		20	20	nee
el.bedrijf	haven GKN Dodewaard		17.5	17.5	nee
el. bedrijf	inlaat IJsselcentrale		2.5	2.5	nee
derden	scheepswerf Deest		3.5	3.5	nee
derden	industrialhaven Zaltbommel		7	7	nee
derden	ASM haven Arnhem		1.9	1.9	nee
derden	Rijnhaven Wageningen		2.5	2.5	nee
derden	haven Zutphen		4.6	4.6	nee
derden	havens Deventer		4	4	nee
derden	diversen		20.8	20.8	nee
Hoogovens	IJmuiden Hoogovenhaven		30	30	ja
Norfolk	Scheveningen Norfolk line bv	5		5	ja
derden	Afgedamde Maas		4	4	nee
derden	Amer		5	5	nee
derden	Beneden Merwede		6	6	nee
derden	Bergsche Maas		30	30	nee
derden	Biesbosch		3	3	nee
derden	Boven Merwede		15	15	nee
derden	Hollandsch Diep		2	2	nee
derden	Haringvliet		3	4	ja
derden	Hollandsche IJssel		1	1	nee
derden	Nieuwe Merwede		2	2	nee
derden	Nieuwe Maas		2	2	brak
derden	Noord		1	1	nee
derden	Oude Maas		45	45	brak
PZEM	WS: inlaat wf. Terneuzen	20		20	ja
PZEM	WS: centrale Borssele	15	5	20	ja
		145	254.3	399.3	

Overzicht basisrapporten derde Nota waterhuishouding

Beleidsanalyse: zoete wateren
Beleidsanalyse: zoute wateren
Beleidsanalyse: gebruiksfuncties
Beleidsanalyse: af- en uitspoeling meststoffen
Natuur-terrestrisch

Kansen voor waterorganismen

Natuur: zoete wateren
Ecologische structuur: natte as Friesland-Deltagebied
Natuur: zoute wateren
Ecologische ontwikkelingsrichtingen zoute wateren

Grondwater
A groundwater model of the Netherlands

Eutrofiëring
Emissies
Waterbodems
Diffuse verontreiniging

Economische aspecten
Financiering waterbeheer
Financiering waterbeheer: knelpunten

Colofon

Tekst	:	Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA
Omslag	:	Valin, Pollen, Thomas & Kleijn, Den Haag
Vormgeving	:	Koninklijke Vermande B.V., Lelystad
Druk	:	Koninklijke Vermande B.V., Lelystad