

NN31050.88-04

stora

88-04

Bodemslib en waterkwaliteit
Inventarisatie van onderzoek

(t)

BIBLIOTHEEK
STAD DEN HAAG

stora

postbus 80200, 2508 GE den haag
88-04

☎ 070-512710

stichting toegepast onderzoek reiniging afvalwater

Bodemslib en waterkwaliteit

Inventarisatie van onderzoek

8 JUNI 1988



	INHOUD	1 - 2
	Ten geleide	3
1	SAMENVATTING	5 - 6
2	INLEIDING EN DOEL	7
3	WATERBODEMVERVUILING	8 - 10
3.1	Aard en omvang	8 - 9
3.2	Normen o.q. criteria	9 - 10
3.3	Normeringsstructuur	10
3.4	Speciebergging door waterschappen	10
4	RELATIE SEDIMENT-WATER-BIOACCUMULATIE	11 - 17
4.1	Inleiding	11
4.2	Accumulatie van organische microverontreinigingen in organismen vanuit het sediment	11
4.3	Adsorptie-desorptie	12 - 15
4.3.1	relatie tussen opgeloste en geadsorbeerde stof	12
4.3.2	correlatie met partitietcoëfficiënt en bioconcentratiefactor	13 - 14
4.3.3	wiskundige formulering	14 - 15
4.4	Bioaccumulatie	15 - 17
4.4.1	procesgegevens	15
4.4.2	wiskundige modellering	15 - 17
4.5	Conclusies	17
5	EFFECTEN OP DE WATERKWALITEIT	18 - 26
5.1	Inleiding	18
5.2	Gesignaleerde effecten	18 - 20
5.3	Kennis per stof	20 - 21
5.4	Aquatische toxiciteit	21 - 26
5.4.1	toxiciteitstesten	21 - 22
5.4.2	sublethale effecten	23
5.4.3	specifieke chemische effecten	23 - 25
5.4.4	chemische verspreiding en afbraak	25 - 26
5.4.5	risico-bepaling	26
6	BEHEERSMAATREGELEN	27 - 29
6.1	Preventie van lozingen	27
6.2	Behandeling van baggerspecie	27 - 28
6.3	Behandeling van waterbodems ter plaatse	28
6.4	hoge gronden - lage gronden	28 - 29
	TOEGELIJD ONDERZOEK IN HET WATERKWALITEITSBEHEER	30
7.1	Regionaal waterkwaliteitsbeheer	30
7.2	Rijkswaterstaat	30

8	LEEMTES IN KENNIS EN BEHOEFTE AAN ONDERZOEK	31 - 34
8.1	Leemtes gesignaleerd in de literatuur	31 - 32
8.2	Behoeftte aan onderzoek	32 - 34
8.2.1	operationeel onderzoek	33 - 34
8.2.2	fundamenteel onderzoek	34
8.3	Onderzoekprogrammering	34
9	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	35 - 37
9.1	Conclusies	35 - 36
9.2	Aanbevelingen	36 - 37
10	LITERATUUR	38 - 40
	BIJLAGEN:	42 - 56
	1. Afkortingen van instituten en organisaties	42
	2. Afkortingen van chemische begrippen en verbindingen	43
	3. Overzicht van onderzoek door regionale waterbeheerders	44 - 47
	4. Overzicht van onderzoek door Rijkswaterstaat	48 - 56

Ten geleide

Door desorptie van verontreiniging kunnen vervuilde waterbodems de kwaliteit van het bovenstaande water beïnvloeden, met gevolgen voor het aquatische ecosysteem en de bestemming die aan dat water kan worden toegekend.

Dit rapport geeft een overzicht van de problematiek, de kennis en het lopend onderzoek op bovengenoemd gebied. Ook wordt ingegaan op lacunes in dat onderzoek, die voor het waterkwaliteitsbeheer van belang kunnen zijn.

Het rapport werd in opdracht van het algemeen bestuur van de STORA* opgesteld door het Koninklijk Ingenieurs- en Architectenbureau Haskoning in het kader van de voorbereiding van het STORA-meerjarenprogramma voor oppervlaktewateronderzoek in de periode 1988-1992. Bij de uitvoering van zijn werkzaamheden werd Haskoning namens de STORA begeleid door een commissie bestaande uit dr.ir. A. Hieltjes (voorzitter), dr. W. Bruggeman, ir. J.W. Corver, ir. J.M.J. Leenen en dr.ir. H.H. Siebers.

Den Haag, maart 1988.

De directeur van de STORA

drs. J.P. Noorthoorn van der Kruijff

*

De Onderzoekadviescommissie, die tot dit project adviseerde, bestond uit:
prof.ir. A.L.J. Van (voorzitter), drs. J.P. Noorthoorn van der Kruijff (secretaris) en
irs. J. Boschenloo, ir. W. den Engelse, prof.dr. P.G. Jolir, ir. A.E. van Gilsen, ir. J.L.
de Graaf, dr.ir. P.J. Huiswaard, drs. S.P. Flapwijk, prof.ir. J.H. Fop, ir. G.J. Meijer,
ir. J.P. Laveland, dr.ir. D.K. Scholte Oling, ir. R.M. Schellekens en ir. M. Tjebbens
(leden).

1 SAMENVATTING

De vervuiling van waterbodems van binnenwater, kust- en zeewater is een gevolg van het toenemend gebruik van chemicaliën in de samenleving ("chemificatie"). Ten dele is de problematiek af te bakenen door fysisch geografische eenheden, zoals de stroomgebieden van Rijn, Maas en Schelde, of kleinere regionale eenheden (natuurlijke afwateringsgebieden en polders). De oorzaken en problematiek van de vervuiling zijn echter niet beperkt tot het chemicaliëngebruik binnen deze gebieden, maar worden mede bepaald door toevoer uit de atmosfeer, gebiedsvreemd oppervlaktewater en grondwater.

Het sediment speelt een zeer belangrijke rol bij de effecten van de "chemificatie" op water en bodems. Van belang daarbij is welke adsorberende eigenschappen aan het sediment kunnen worden toegekend in verband met een mogelijke binding van nutriënten, zware metalen en organische micro-verontreiniging, en hoe de verdeling is tussen de minerale fractie en de organische fractie.

De positie van het al dan niet vervuilde sediment speelt in het watersysteem eveneens een rol. Er zijn erosiegebieden, waar structureel meer sediment tot afstroming komt dan bezinkt, en sedimentatiegebieden, waar structureel meer sediment bezinkt dan wordt meegevoerd. Ook zijn er gebieden waar dit evenwicht wisselt, of waar op langere termijn evenwicht is tussen erosie en sedimentatie. Deze laatste gebieden zijn bijzonder kwetsbaar voor verontreiniging van de waterbodem, doordat de verspreiding van verontreiniging samenhangt met bezinking en opwoeling van het slib.

In de praktijk kan een groot aantal factoren het beeld van deze uitwisselingen en bindingen sterk compliceren. Deze factoren worden beïnvloed door de variatie in het milieu van de diverse aquatische ecosystemen; daarnaast beïnvloeden zij elkaar. Factoren van primaire aard betreffen de hoeveelheden milieuverontreinigende stoffen (emissies), waarmede het milieu belast wordt, alsmede de aard en samenstelling van sediment en zwevende stof. Daarnaast zijn er factoren van secundaire aard, zoals de pH, de redox-potentiaal, de temperatuur, de hardheid en het chloridegehalte. Deze factoren zijn voorzover zij niet door redoxpotentiaal en chloridegehalte gedekt worden, van ondergeschikt belang. Met name deze secundaire factoren bepalen onder veldomstandigheden de binding van verontreinigende stoffen aan het sediment.

Uit veel onderzoek blijkt, dat de effecten van verontreinigingen vooral tot stand komen via opname uit de opgeloste fase, waarin de meeste stoffen biologisch beschikbaar zijn en bio-accumulatie via de voedselketen optreedt. Het lot van slecht in water oplosbare stoffen, zoals PAK's, wordt bepaald door competitie tussen het weefsel van organismen, de vrije plaatsen aan adsorberend sediment en de vrije uittocht naar de atmosfeer. Ook andere vormen van organische micro-verontreiniging, zoals organochloorverbindingen, PCB's, HCB's, en minerale olie kunnen aan sediment worden gebonden. Dit geldt evenzeer voor zware metalen als cadmium, kwik, lood, chroom, koper, zink en nikkel, alsmede voor arseen. Het sediment bindt niet rechtstreeks toxische verbindingen als ammonia, nitriet, zwavelwaterstof en cyanide. Deze stoffen kunnen wel door kringloopprocessen uit het sediment worden vrijgemaakt.

Het is bekend dat stoffen zoals PCB en HCB accumuleren in het vetweefsel van aal. Bij verbetering van de waterkwaliteit ziet het er naar uit, dat zowel metalen als organische microverontreinigingen worden nageleverd door het sediment, terwijl dit niet geldt voor PCB's.

In dit onderzoek wordt geconcludeerd dat het terugdringen van verontreiniging door diffuse bronnen en grensoverschrijdend oppervlaktewater voor het regionaal waterkwaliteitsbeheer van groot belang is. Voor het beoordelen van waterbodempervuiling worden grens-, streef- en richtwaarden aanbevolen. Omdat deze normen en criteria nog ter discussie staan, is er onzekerheid ten aanzien van het te voeren beleid voor lokaal verontreinigde waterbodems.

Ten aanzien van de relatie sediment-water-bioaccumulatie bestaan er sterke aanwijzingen, dat organische microverontreinigingen, zolang zij zich in de geadsorbeerde fase bevinden, nauwelijks gevaarlijk zijn voor levende organismen. De adsorptie van organische microverontreinigingen is echter in principe reversibel. Opname van toxische stoffen uit sediment door aquatische organismen vindt voornamelijk plaats door nalevering (desorptie) van het verontreinigd sediment aan de waterfase. Deze nalevering kan plaatsvinden via diffusie vanuit verontreinigd poriënwater in de bodem naar het oppervlaktewater, maar ook via opwoeling van verontreinigd bodemmateriaal gevolgd door uitwisseling van toxische stoffen in het oppervlaktewater zelf. In ondiepe wateren met een losse slihbodem, die sterk beïnvloed worden door stroming of golfslag, zal dit laatste proces van veel groter belang zijn. Diffusief transport is slechts doorslaggevend voor vrij mobiele verontreinigingen, zoals herbiciden, vluchtige organische verbindingen (benzeen, tri, fenol, bromide, quats en bromacil: zie Corwin (5)), maar niet voor sterk gebonden stoffen als PCB's, PAK's, HCB en andere organochloorbestrijdingsmiddelen, die juist voor de waterbodems van belang zijn.

Op dit moment kan geen antwoord worden gegeven op de vraag wanneer om kwaliteitsredenen moet worden gebaggerd. Dit zal vooral afhangen van de verontreinigingsgraad en de mate waarin de bodem in contact staat met het aquatisch ecosysteem via opwoeling of biologische activiteit in het sediment. Er bestaat overigens grote behoefte aan methoden om verontreinigd sediment selectief te verwijderen of doelmatig in situ te reinigen.

Over het resultaat van praktische maatregelen bestaat onzekerheid door leemtes in kennis, o.a. met betrekking tot de voedselrelaties, de geo-hydrologische processen, de invloed van omgevingsfactoren, de bijdrage van diffuse bronnen en de kinetiek van de micro-biologische reacties.

Bij de programmering van onderzoek is het van belang aansluiting te zoeken bij de activiteiten van de Programmacommisies Basiskennis Bodemonderzoek (PCBB) en Techniekontwikkeling Bodemonderzoek (PCTB).

Wanneer de puntlozingen van afvalwater zijn gesaneerd, zal de kwaliteit van het oppervlaktewater niet alleen worden bepaald door overstortingen en diffuse lozingen, maar ook door de verontreiniging in de waterbodem. Een deel van de verontreiniging, die in de lange tijd vóór de sanering is geloosd, is immers na bezinking in de waterbodem opgeslagen.

Een verontreinigde waterbodem kan gedurende lange tijd nutriënten, zware metalen en microverontreinigingen naleveren, en beïnvloedt daardoor de kwaliteit van het bovenstaande water. Dit heeft uiteraard gevolgen voor de ecologie van het aquatische systeem en de bestemming die aan de diverse oppervlaktewateren wordt toegekend, speciaal voor de termijn waarop deze gerealiseerd kunnen/moeten worden.

De waterbodem zal daarom in toenemende mate de zorg van de waterkwaliteitsbeheerder vragen. Dit leidt tot vragen naar de mogelijkheden van de diverse mogelijkheden om de kwaliteit van deze bodem te verbeteren, zoals onderhoud van watergangen. De invloed van deze ingrepen op de waterkwaliteit en het aquatische systeem is niet altijd duidelijk.

Doelstelling van deze studie is het inventariseren van leemten in de kennis van de invloed van waterbodems op de kwaliteit van het bovenstaande water, in fysisch/chemische en biologische zin.

In deze studie komen aan de orde:

- het evalueren van relevant onderzoek, voornamelijk op basis van recente overzichten;
- het bij de waterkwaliteitsbeheerders op dit aandachtsgebied lopend en afgesloten onderzoek naar aard, omvang en doel;
- leemten in kennis.

De indeling van het rapport is als volgt:

Na de introductie tot de problematiek (hoofdstuk 3), volgt in hoofdstuk 4 en 5 een bespreking van resultaten van relevant onderzoek, gericht op respectievelijk de relatie sediment-water-bioaccumulatie en de effecten op de waterkwaliteit. Hoofdstuk 6 behandelt beheersaspecten en in hoofdstuk 7 wordt het onderzoek door de regionale waterkwaliteitsbeheerders en Rijkswaterstaat besproken. Daarbij wordt verwezen naar bijlage 3 (regionale waterkwaliteitsbeheerders) en bijlage 4 (Rijkswaterstaat). Leemtes in kennis en behoeften aan onderzoek worden vermeld in hoofdstuk 8. Het rapport sluit af met conclusies en aanbevelingen.

3 WATERBODEMVERVUILING

3.1 Aard en omvang

In februari 1987 is door de Regering de notitie "De vervuiling van de waterbodem" (33) aan de Tweede Kamer aangeboden. Hierin is aangegeven dat verontreinigingen in grensoverschrijdend oppervlaktewater en emissies uit punt- en diffuse bronnen verantwoordelijk zijn voor de verontreiniging van de waterbodem in Nederland.

Circa 20 % van het Nederlandse grondgebied (exclusief de Noordzee) staat permanent of incidenteel onder water. Ongeveer de helft hiervan zijn zoete oppervlaktewateren (binnenwateren). Het resterende deel bestaat uit zoute estuaria en de Waddenzee.

Als gevolg van de lozingen van industrieel en huishoudelijk afvalwater en de diffuse belasting van het oppervlaktewater is het zwevend materiaal vervuild met zware metalen, organische micro-verontreinigingen en olie. Deze zwevende stof zet zich plaatselijk af op de waterbodem. De kwaliteit van de waterbodems in rijkswateren wordt voornamelijk bepaald door het zwevend materiaal zoals dit met Rijn, Maas en Schelde Nederland binnenkomt. De kwaliteit van niet-rijkswateren wordt bepaald door lokaal belastende bronnen, alsmede door de kwaliteit van het ingelaten water (in meer of mindere mate voorbezonken).

Naar schatting bevindt zich in de Nederlandse rijkswateren thans circa 100 miljoen m³ vervuild slib dat is verontreinigd met circa 100.000 ton zware metalen, organische micro-verontreinigingen, zoals gechloreerde koolwaterstoffen, PCB's, PAK's en circa 150.000 ton minerale olie. Ook wordt het voorkomen van uiterst giftige stoffen, zoals PCDD's en PCDF's in waterbodems gemeld (2) en (1). Laatstgenoemde vervuiling zou van diffuse oorsprong zijn vanwege de uitstoot van vuilverbrandingsinstallaties en de uitspoeling van bestrijdingsmiddelen uit de landbouw. Bestrijdingsmiddelen kunnen met PCDD's en PCDF's verontreinigd zijn. Ook de uitspoeling van koper, fosfaat en nitraat uit de landbouw draagt bij tot de diffuse vervuiling, evenals de emissie door het verkeer (lood).

In de beleidsvoorbereidende sfeer wordt het van groot belang geacht genoemde bronnen duidelijk naar aard en omvang te onderscheiden (17). Wat betreft een aantal zware metalen is er wel enig inzicht, tabel 1.

	1980	1985	1990	Diffuse bronnen situatie 1985	Rijn en Maas	
					1978	1983
kwik	0,6	0,3	0,3	0,2	20	11
cadmium	18	18	5	2,4	200	63
chromium	107	85	31	3,4	2600	1210
koper	48	22	17	73	1300	910
lood	107	24	20	378	1800	860
nikkel	47	26	21	12	1000	520
zink	604	144	98	290	10000	5900

Tabel 1. Belasting van het Nederlandse oppervlakte water met zware metalen in tonnen per jaar, IMP-water (17).

Deze waarden betekenen dat in circa 70 procent van de genomen monsters de achtergrondconcentratie wordt overschreden en wel met een factor 5 tot 20 voor chromium, koper en zink, met een factor 50 voor kwik en met een factor 100 voor cadmium (1).

Berbee (1) rapporteert dat de bijdrage van diffuse bronnen tot de verontreinigingsgraad van waterbodems vermoedelijk wordt onderschat. Een verdere kwaliteitsverbetering van bijvoorbeeld het water in de grote rivieren kan alleen bereikt worden indien, naast industriële lozingen, ook de diffuse bronnen in binnen- en buitenland worden aangepakt. Belangrijke diffuse bronnen zijn de depositie uit de atmosfeer (verkeer en industrie) en restlozingen door rwzi's, waarbij niet verwijderde stoffen o.a. afkomstig uit huishoudens kunnen leiden tot lokaal verontreinigde waterbodems.

De kwaliteit van de waterbodem moet bekend zijn om beleid te kunnen uitvoeren dat zich richt op bescherming van de waterbodem, de mogelijkheid tot verplaatsing, verspreiding (translocatie) en herstel (sanering) van waterbodems.

3.2 Normen o.q. criteria

Milieu-kwaliteitsnormen op streefwaardenniveau (immissie) moeten gebaseerd zijn op kennis van de effecten. De incidentele kennis van afzonderlijke stoffen is zeer ontoereikend om uitspraken over complexe veldsituaties te doen. Wel is het mogelijk, door het achterwege blijven van effecten in veldsituaties, een voorlopig standpunt in te nemen ten aanzien van normering, RWS-DGMH (25).

Daarnaast kunnen milieu-kwaliteitsnormen op het niveau van grenswaarden worden gesteld. Deze grenswaarden zijn normen die voor het emissiebeleid op de korte termijn van belang zijn. Hiertoe is nodig dat voldoende bekend is over de actuele kwaliteit en kwantiteit van de waterbodem en de belasting van het oppervlaktewater. Voor de rijkswateren is de informatie beschikbaar, voor de niet-rijkswateren is het beeld onvollediger. Via CUVWO-V zijn initiatieven ontwikkeld om gegevens van niet-rijkswateren centraal te verzamelen.

In welke mate sanering van ernstig verontreinigde waterbodems nodig zal zijn, moet beoordeeld worden op basis van de kennis van de effecten op het ecosysteem en kennis van de risico's voor de volksgezondheid.

3.3 Normeringsstructuur

In aansluiting op de normeringsstructuur van het IMP-milieubeheer (38) worden door RWS-DGMH (25) voorlopig drie kwaliteitsniveaus aangehouden, getypeerd als streefwaarde, richtwaarde en grenswaarde.

In het ideale geval zal de waterbodem en daarmee samenhangend de waterkwaliteit geen ongewenste effecten in het aquatisch milieu moeten geven, geen problemen voor de consumptie van waterorganismen mogen opleveren, droogvallende waterbodems (uiterwaarden, inpolderingen) geschikt moeten zijn voor alle typen gebruik en bestemming, en zal de berging van baggerspecie op het land of ergens anders in oppervlaktewater toelaatbaar zijn uit milieu-hygiënisch oogpunt. In dit geval voldoet de waterbodem aan de multifunctionele bestemming en de getalswaarden die aan die situatie verbonden zijn, heten de streefwaarden. Streefwaarden geven aan bij welke concentratieniveaus (immissie) geen ongewenste effecten meer optreden volgens de huidige inzichten. Aan de andere kant van de schaal onderscheidt men grenswaarden. Boven dat niveau is de verontreiniging onacceptabel en heeft teruggingen van de verontreiniging hoge prioriteit.

Voor nadere informatie en inhoudelijke invulling van normen en normstelling wordt verwezen naar het interimrapport van de werkgroep normering (25).

3.4 Speciebergiging door waterschappen

Gelet op de nota van de Unie van Waterschappen (34) moet worden vermeld dat speciebergiging uit kwaliteitsoogpunt valt onder de werking van artikel 11, eerste lid van de Waterstaatswet van 1900, het artikel dat de ontvangstplicht van baggerspecie door de aangelanden regelt. Er zijn evenwel omstandigheden denkbaar waarin het onverkort vasthouden aan de ontvangstplicht niet juist zou zijn. De nota noemt in dit kader ondermeer de kwaliteit van de specie, waardoor deze niet meer geschikt is om op het land gebracht te worden.

4 RELATIE SEDIMENT-WATER BIOACCUMULATIE

4.1 Inleiding

Organische microverontreinigingen en zware metalen bedreigen het aquatisch milieu. De aard van deze bedreiging is vooral een chronische. Milieuvreemde stoffen kunnen namelijk in organismen accumuleren, hetgeen met de term bioaccumulatie wordt aangeduid.

Bioaccumulatie in organismen kan leiden tot gebreken of onvermogen in de voortplanting en moet derhalve als een zeer serieus gevaar beschouwd worden. Van sommige stoffen is zelfs bekend dat ze vanaf lage naar hogere trofische niveaus een verhoging van de concentratie in de weefsels met zich meebrengen. Dit verschijnsel wordt biomagnificatie genoemd. De belangrijkste sturende parameter in de opname van een vreemde stof door een organisme is de blootstellingsconcentratie, ofwel de concentratie opgeloste stof in water, hierna aan te duiden met C_w . De concentratie C_w wordt door een groot aantal factoren beïnvloed. In de eerste plaats de totale ingebrachte hoeveelheid in het betreffende aquatisch systeem, maar daarnaast onder meer de hoeveelheid zwevende stof, het sediment, adsorptie- en desorptiesnelheden, temperatuur, de aard van het systeem zelf; gaat het bijvoorbeeld om een snelstromende rivier of een afgesloten meer zonder stroming.

In dit hoofdstuk wordt - op basis van een literatuuronderzoek op beperkte schaal - getracht de huidige kennis van de mechanismen die de relatie tussen sediment, water en bioaccumulatie beschrijven, samen te vatten met een accent op fysisch-mathematische aspecten.

4.2 Accumulatie van organische microverontreinigingen in organismen vanuit het sediment

Grote populaties micro-organismen, planten en dieren leven op of in de waterbodem. Veel van deze organismen leven van organisch materiaal in dit sediment. De mate waarin deze organismen de aan het sediment geadsorbeerde organische microverontreinigingen accumuleren heeft tot dusver relatief weinig aandacht gekregen.

Dit is merkwaardig omdat het een mechanisme zou kunnen zijn, waarmee de organische microverontreinigingen vanuit het sediment gemobiliseerd worden en in de aquatische voedselketen terecht komen.

Bioaccumulatie van organische microverontreinigingen in sediment-organismen zal ook een gezondheidsrisico voor de predatoren (inclusief de mens) met zich meebrengen. De weinige bestaande onderzoeksresultaten, die voornamelijk betrekking hebben op PAK's, geven aan dat de sediment geadsorbeerde PAK's slechts gedeeltelijk beschikbaar komen voor bioaccumulatie. Voor zover er enige bioaccumulatie vanuit het sediment gebeurt, kan het grotendeels worden toegeschreven aan de vrij opgeloste stof, die door desorptie vanaf de sediment-deeltjes in het interstitiële water gekomen is (24).

Men kan concluderen dat aan sediment of ander materiaal geadsorbeerde stof, slechts potentieel gevaarlijk is, in zoverre het via desorptie in oplossing kan gaan. Alleen in opgeloste vorm is de stof voor opname door organismen beschikbaar. Het adsorptie-desorptiemechanisme speelt derhalve een cruciale rol.

4.3 Adsorptie-desorptie

4.3.1 relatie tussen opgeloste en geadsorbeerde stof

Het adsorptie-desorptiemechanisme is een fysisch proces. Daarom zou dit proces even effectief moeten zijn bij zowel levende als dode organismen. Diverse onderzoeksresultaten (18) en (2) wijzen daar inderdaad op. Een algemeen gangbare methode om de adsorptie van een chemische stof aan een substraat te beschrijven is met een relatie die de evenwichtssituatie weergeeft tussen de concentratie opgeloste stof en de concentratie van de geadsorbeerde stof. Veel gebruikt wordt hiervoor de Freundlich-isotherm (11):

$$S = KC_w^n \quad \text{.....(1)}$$

waarin S de evenwichtsconcentratie is van de geadsorbeerde stof uitgedrukt in massa geadsorbeerde stof per massa substraat, C_w is de evenwichtsconcentratie opgeloste stof in water, K en n zijn empirische coëfficiënten die respectievelijk de intensiteit en de mate van niet-lineairiteit van de adsorptie voorstellen. Met logarithmische schrijfwijze wordt vergelijking (1):

$$\log S = \log K + n \log C_w \quad \text{.....(2)}$$

Op deze manier kan de isotherm lineair in een grafiek worden weergegeven, waarin n de tangens van de hellingshoek α voorstelt (fig. 1).

In de Freundlich-isotherm wordt uitgegaan van een constante verhouding substraat-water. Hogere substraatconcentraties neigen tot een proportioneel geringere adsorptie.

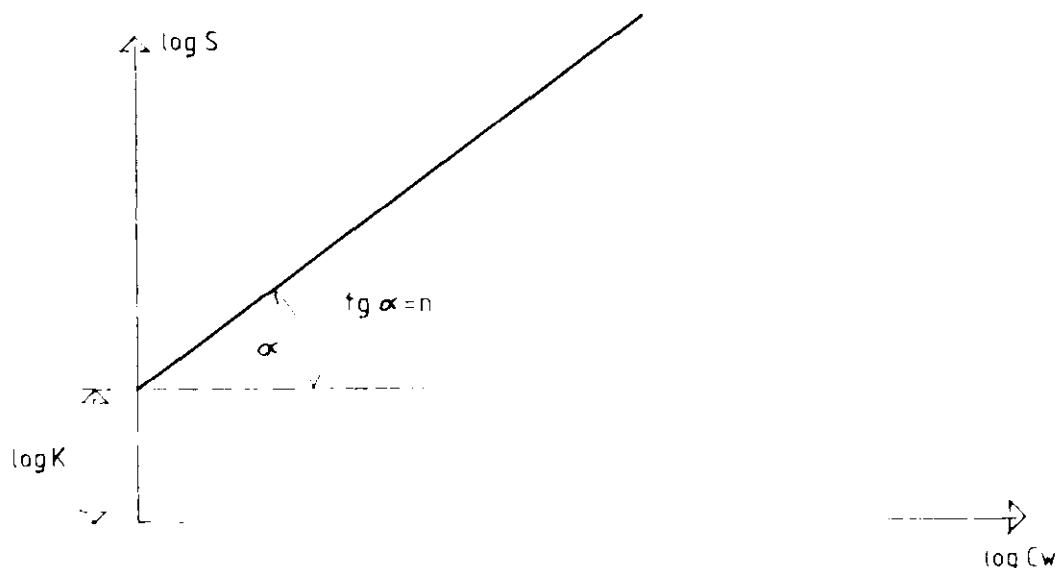


Fig. 1. Graphische weergave van de Freundlich-isotherm.

4.3.2 correlatie met partitiecoëfficiënt en bioconcentratiefactor

De helling n in de isotherm ligt doorgaans in de buurt van 1. Een verhouding van 1 betekent een lineaire evenredigheid tussen concentratie van de chemische stof in of op het organisme (c.q. substraat) en de concentratie in water:

$$S = KC_w \quad \text{.....(3)}$$

In dat geval wordt K een eenvoudige evenwichtsverdelingscoëfficiënt die mathematisch niet te onderscheiden valt van de zogenaamde partitiecoëfficiënt P , of een "steady-state" bioconcentratiefactor.

De partitiecoëfficiënt P geeft de verhouding aan tussen de opname van een chemische verbinding in een zeker substraat en water. Hiervoor wordt doorgaans de octanol-waterverhouding gebruikt. (Bijvoorbeeld: ongeveer 562.000 keer zoveel DDT zal in octanol accumuleren als in water). Men heeft gevonden dat de mate van adsorptie en bioaccumulatie doorgaans gecorreleerd is aan de partitiecoëfficiënt in een octanol-watermengsel. Van chemicaliën met zeer grote partitiecoëfficiënten is het meer waarschijnlijk dat ze bioaccumulatie vertonen dan chemicaliën met lage P -waarden.

Ter verduidelijking (11):

$$\text{partitiecoëfficiënt} = \frac{\text{concentratie in oplosmiddel 1 (bijv. octanol)}}{\text{concentratie in oplosmiddel 2 (= water)}}$$

$$\text{bioconcentratiefactor} = \frac{\text{concentratie in organisme}}{\text{concentratie in water}}$$

Adsorptie-isothermen met helling 1, betekenen dus zeker niet een eenvoudige fysische adsorptie, maar kunnen een veel algemener verdeelingsverschijnsel beschrijven. Het is bijvoorbeeld zo dat, hoewel de PCB-opname door marien plankton met een Freundlich-isotherm beschreven kan worden, de accumulatie zeker niet beperkt is tot adsorptie aan het oppervlak.

Voor sediment wordt de K -waarde dikwijls genormaliseerd naar de fractie organisch materiaal die erin voorkomt:

$$K_{oc} = \frac{K}{\text{fractie organisch materieel}} \quad \text{.....(4)}$$

Het adsorptie-desorptieproces voor lipofiele organische verbindingen verloopt snel (evenwichtssituatie bereikt binnen enkele minuten tot een paar uur) en is doorgaans omkeerbaar. Voor een aantal pesticiden is het verband onderzocht (7) tussen K_{oc} en de oplosbaarheid Z in water (als ppm.) of de octanol-water partitiecoëfficiënt P . Gevonden is:

$$\log K_{oc} = 3,64 - 0,55 \log S \quad \text{.....(5)}$$

en

$$\log K_{oc} = 1,377 + 0,544 \log P \quad \text{.....(6)}$$

Het blijkt dat de adsorptie het grootst is voor chemicaliën met een lage oplosbaarheid in water en met hoge P-waarden. In hetzelfde onderzoek (7) zijn ook bioconcentratiefactoren gecorreleerd met Z en P.

Dit resulteerde in:

$$\log bcf = 2,791 - 0,564 \log Z \quad \dots(7)$$

De richtingscoëfficiënten van vergelijking (5) en vergelijking (7) zijn praktisch gelijk, hetgeen wijst op "competitie" tussen aquatische organismen en sedimenten voor opname van dezelfde opgeloste chemicaliën.

4.3.3 wiskundige formulering

Nadat aan sediment geadsorbeerde chemicaliën door desorptie als opgeloste stof in het interstitiële water gekomen zijn, kunnen ze door diffusie in het bovenliggende oppervlaktewater komen en resulteren in een verslechtering van de waterkwaliteit. Bij dit diffusiemechanisme spelen de randcondities een belangrijke rol. Deze randcondities worden bepaald door het bovenliggende water. Er is bijvoorbeeld een belangrijk verschil tussen goed gemengde snelstromende rivieren, of slecht gemengde langzaam stromende. Tevens kan onderscheid gemaakt worden tussen rivieren enerzijds en meren of oceanen anderzijds. Het effect van de verschillende randcondities op het diffusiemechanisme kan goed geïllustreerd worden met het een-dimensionale diffusiemodel van Corwin (7). De partiële differentiaalvergelijking die de een-dimensionale diffusie in het interstitiële water van een chemische stof onder isotherme condities beschrijft, luidt:

$$\theta \frac{\partial C}{\partial t} + \rho \frac{\partial S}{\partial t} = D_p \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \mu_l \theta C - \mu_s C^s \quad \dots(8)$$

waarin θ de porositeit van het sediment, ρ de soortelijke massa van het sediment, D de diffusiecoëfficiënt in het interstitiële water, x de afstand (verticaal) en t de tijd voorstelt. De coëfficiënten μ_l en μ_s zijn de afbraaksnelheden van de chemische stof (NB. 1e orde reactie verondersteld) respectievelijk in de vloeibare en in de vaste fase. Voor de evenwichtsadsorptie wordt weer de Freundlich-isotherm gebruikt:

$$S = KC^n \quad \dots(9)$$

Differentiatie van vergelijking (9) en substitutie in vergelijking (8) resulteert in:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_p}{\theta R} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{1}{R} \left[\mu_l + \frac{n}{C} (\mu_s R - \mu_l) \right] C \quad \dots(10)$$

waarin R de nog te bepalen retardatiefactor voorstelt, gegeven door:

$$R = 1 + \frac{\rho}{\theta} K n C^{n-1} \quad \dots(11)$$

De factor R (retardatiefactor) werkt als een vertraging op het diffusiemechanisme. Indien K groot is, d.w.z. adsorptie groot, dan is R groot en de effectieve diffusiecoëfficiënt ($= \frac{D}{R}$) klein. Bij belangrijke waterbodemonverontreinigingen is dit steeds het geval, omdat snel diffunderende stoffen zich na verbetering van de waterkwaliteit weer snel uit de bodem losmaken. Stoffen met een geringe adsorptie coëfficiënt verspreiden zich dus snel over het watersysteem en accumuleren niet in de bodem.

Voor de PAK's, PCB's en HCB's zijn K en R van gelijke orde van grootte, dat wil zeggen circa 10^5 .

4.4 Bioaccumulatie

4.4.1 procesgegevens

In de vorige paragraaf is aangegeven hoe de relatie is tussen de adsorptiecapaciteit van een chemische stof in een bepaald sediment uitgedrukt als K_{oc} (de adsorptiecoëfficiënt, genormaliseerd naar de fractie organisch materiaal) en de oplosbaarheid Z , of de partitiecoëfficiënt P . Uit onderzoek is gebleken dat de adsorptie toeneemt naarmate de sedimentdeeltjes kleiner worden. De aard van het sediment heeft dus een grote invloed op de voor opname door een aquatisch organisme beschikbare chemische stof. Bij bodemdieren is gevonden dat de bioaccumulatie het grootst was bij blootstelling aan sediment met de kleinste organische fractie en de grootste afmetingen van de deeltjes (13). Zwevende stoffen en adsorbens-verbindingen als humuszuren zouden eenzelfde effect moeten hebben op reductie van bio-accumulatie als reductie van de blootstellingsconcentratie C_w . Dit geldt voor (hydrofobe) verbindingen.

Dit is onder meer bevestigd door onderzoek waarbij gevonden is dat DDT-concentraties in vis in hypereutrofe meren lager waren dan in dezelfde vissoort in nabijgelegen en qua DDT-toevoer vergelijkbare oligotrofe meren (36). De verschillen in plankton-biomassa en organische-stofgehalte in water en sediment kunnen dit resultaat verklaren.

Zowel de toxiciteit als het bioaccumulatievermogen van een chemische stof worden enorm beïnvloed door de snelheid van eliminatie door het organisme zelf. Bij de vertebraten kan deze eliminatie via verschillende wegen gebeuren, waaronder transport door de huid of ademhalingsoppervlak, de gal en excretie via de urine. Biotransformatie tot meer polaire metabolieten is ook een belangrijke manier van eliminatie. Deze metabolieten kunnen andere eliminatieroutes en -snelheden hebben dan de oorspronkelijke stof.

Nog twee andere processen van eliminatie kunnen in bepaalde situaties belangrijk zijn, nl. eliminatie via verharing en via het leggen van eieren, of het krijgen van jongen.

4.4.2 wiskundige modellering

Een wiskundige beschrijving van bioaccumulatie berust wederom op een massabalans. De eenvoudigste benadering is die waarbij het organisme als één compartiment wordt beschouwd (fig. 7a). De opname van de chemische verbinding vanuit het water wordt als de enige toevoer beschouwd. Deze opname wordt dan evenredig verondersteld met de blootstellingsconcentratie in het water, C_w . Voor de snelheid van afbraak,

c.q. eliminatie wordt ook een 1e-orde reactie aangenomen. Van de residuen in het organisme wordt verondersteld dat ze alle in een gemeenschappelijke opslag zitten, waar ze gelijkelijk beschikbaar zijn voor eliminatie. Ook is aangenomen dat het volume van het compartiment constant is (geen groei).

Dan wordt de massabalans:

$$\begin{aligned} \frac{dC}{dt} &= \text{opname} - \text{verlies} \\ &= k_u C_w - k_e C \end{aligned} \quad \text{.....(12)}$$

Waarin: C = concentratie (in $\mu\text{g/g}$) van de chemische stof in de weefsels van het organisme.
 C_w = de concentratie in water
 k_u = opnamesnelheidsconstante
 k_e = eliminatiesnelheidsconstante.

Met dit model wordt voor de "steady state" bioconcentratiefactor gevonden:

$$\text{bcf} = \frac{C_{ss}}{C_w} = \frac{k_u}{k_e} \quad \text{.....(13)}$$

waarin C_{ss} de concentratie in het organisme onder "steady state" condities.

De eliminatiesnelheidsconstante k_e kan het best geverifieerd worden door reeds blootgestelde organismen over te brengen naar niet verontreinigd water. Ze hoeven niet in "steady state" te zijn als de eliminatiefase begint. Een grafische weergave van de afname in C , op logaritmische schaal, uitgezet tegen de eliminatietijd, levert de waarde van k_e op uit de gradiënt van de lijn:

$$\ln C = \ln C_0 - k_e t \quad \text{.....(14)}$$

waarin C_0 de beginconcentratie is bij de start van de eliminatiefase.

Deze directe methode heeft verschillende voordelen:

- met een simpele lineaire regressie kan een lijn door de meetpunten getrokken worden, met bijbehorend betrouwbaarheidsinterval voor de gradiënt;
- als de eliminatiefase niet aan een rechte lijn voldoet met een meetbare gradiënt, dan voldoet het model met één compartiment blijkbaar niet, en moeten andere modellen onderzocht worden.

Het bioaccumulatiemodel kan uitgebreid worden om ook de overdracht van een milieuvreemde stof door de aquatische voedselketen te simuleren, via verschillende trofische niveaus, zoals (1) fytoplankton, (2) zoöplankton, (3) kleine vis, (4) grote vis. De concentratie van de stof op elk niveau wordt bepaald door de bioconcentratiefactor voor dat niveau, plus de bijdrage via consumptie van het direct daaronder gelegen niveau. Indien de bijdrage via consumptie voldoende efficiënt is om de eliminatie vanuit het lichaam te overtreffen, dan treedt biomagnificatie op, dat wil zeggen dat de concentraties van de

stof hoger worden, naarmate het trofische niveau hoger is. Onderzoek heeft aangetoond (33) dat dit waarschijnlijk zal optreden bij organische stoffen met een partitiecoëfficiënt voor octanol-water van circa 10^5 of meer, zoals HCB en PCB's.

4.5 Conclusies

Op basis van het geraadpleegde materiaal omtrent de relaties tussen bodemslib, waterkwaliteit en bioaccumulatie kunnen enige belangrijke conclusies worden getrokken:

1. Er zijn sterke aanwijzingen dat microverontreinigingen in de geadsorbeerde fase risico's inhouden voor levende organismen via uitwisseling met de waterfase.
2. Een gegeven hoeveelheid toxische stof wordt minder gevaarlijk voor levende organismen naarmate de adsorptie van deze stof aan de bodem sterker is (bijvoorbeeld indien het bodemslib een grotere organische fractie bevat en/of uit kleinere deeltjes bestaat).
3. Indien het bodemslib een hoge geadsorbeerde concentratie van een toxische stof bevat, betekent dit niet automatisch dat het aquatisch milieu hiervan schade behoeft te ondervinden. Als de affiniteit van de stof tot het dragermateriaal groot is, zal de concentratie opgeloste stof (de blootstellingsconcentratie) klein kunnen zijn.
4. Verschillende chemische stoffen kunnen totaal verschillende adsorptie-desorptiekenmerken hebben. Uit de aan Corwin (5) ontleende voorbeelden blijkt, dat het juist de stofkarakteristieken zijn die bepalen, welke de uiteindelijke concentraties in de waterfase zullen zijn, die gelden als blootstellingsconcentraties voor de organismen.
5. Verspreiding van zware metalen en (in waterbodems accumulerende) organische microverontreinigingen (PCB's, HCB, PAK's) vindt voornamelijk plaats via slibtransport. De stoffen kunnen echter via uitwisseling met de waterfase in lage concentraties beschikbaar komen voor aquatische organismen.
6. De modellering van de concentratie van een stof berust altijd op een massabalans. De realiteit zal beter benaderd worden, naarmate meer termen of processen, die onderdeel uitmaken van die massabalans, worden meegenomen. Dit houdt bijvoorbeeld in dat men toevoer- en afvoerstromen in een aquatisch milieu moet kennen.
7. Afhankelijk van de hoeveelheid organismen die aan een bepaalde stof blootstaan, zou bioaccumulatie als proces in de massabalans van die stof kunnen worden meegenomen. Echter zelfs indien dit proces als onderdeel van de totale massabalans volledig ondergeschikt is, kunnen de bioconcentraties toch hoog zijn.

5 EFFECTEN OP DE WATERKWALITEIT

5.1 Inleiding

In recente beleidsnota's van OSW (14) en de RMMO (26) is tot uitdrukking gebracht dat er grote hiaten zijn in de kennis en ervaring met betrekking tot het beoordelen van effecten van waterbodenvervuiling op de waterkwaliteit. Dit geldt zowel voor de effecten op het aquatisch ecosysteem als voor de effecten op de volksgezondheid.

5.2 Gesignaleerde effecten

Bij een bespreking van beschikbaarheid en effecten van microverontreinigingen op aquatische organismen merkt Van Leeuwen (2) op, dat waar toxicologen de vraag stellen wat de effecten van een stof op een organisme zijn, ook de omgekeerde vraag van groot belang is: "Wat doet een organisme met een stof?". Omdat populaties organismen explosief kunnen groeien en daarbij tegelijkertijd in staat zijn om hun omgeving te wijzigen, spelen naast chemische en fysische factoren, ook biologische factoren een grote rol bij het bepalen van effecten. De biologische beschikbaarheid van een stof varieert in tijd en in ruimte, van stof tot stof en van soort tot soort. In dit verband wordt door Van Leeuwen (2) uitgesproken dat het twijfelachtig is, of beschrijvende correlatiestudies, gebaseerd op veldgegevens m.b.t. concentraties van microverontreinigingen in sediment en concentraties in met zorg geselecteerde organismen, wel ooit tot betekenisvol resultaat zullen leiden. Voor de vaststelling van de effecten van sedimentvervuiling zal chemisch en toxicologisch laboratoriumonderzoek naast veldonderzoek noodzakelijk zijn. Hierbij kan systematisch onderzoek naar stoffeigenschappen niet worden ontbeerd, zoals ook aangeduid in het IMP-Milieubeheer 1985-1989 (38).

Bruggeman, Kerkhoff en Wegman (2) stellen dat de verspreiding van toxische en persistente microverontreiniging in het aquatisch milieu voor een belangrijk deel wordt bepaald door het transport van sediment en zwevend materiaal.

Stoffen zoals HCB, PCB's en PAK's worden evenals zware metalen en fosfaat opgeslagen op plaatsen waar sediment beruikt. De mate waarin dit gebeurt, hangt af van de fysische-chemische eigenschappen van de betreffende verontreinigende stof (met name de hydrofobiteit) en de samenstelling van het sediment. Vooral het percentage organisch materiaal in het sediment is van belang. De vraag is nu, of deze verontreiniging organismen in het water kan beïnvloeden en tot welke effecten dit leidt. In het algemeen zijn lage PCB-concentraties in de waterfase moeilijk te meten. Verontreinigende lage PCB-gehalten worden echter aangetroffen in consumptie-aal, waarbij een positieve correlatie tussen het voorkomen van PCB in aal en PCB in sediment werd gevonden. Op dit moment ontbreekt ons nog de kennis om te zeggen hoe deze correlatie tot stand komt, of via een directe correlatie en absorptie vanuit de waterfase, of via een indirecte correlatie met de bodem. Dit betekent, dat niet goed bekend is hoe het aquatisch ecosysteem op vermindering van belasting met deze verontreinigingen zal reageren.

Andere onderzoekers zoals Salomons (2) wijzen op het grote belang van omgevingsfactoren zoals de redox-potentiaal, het chloridegehalte, de pH, de temperatuur, de hardheid, de conductiviteit en het zuurstofgehalte. Uit hun onderzoek naar met name zware metalen wordt de vervuiling in drie categorieën gesplitst:

- de beschikbare fractie, d.w.z. de ionogene fractie opgelost in poriënwater en oppervlaktewater;
- de potentieel beschikbare fractie, die pas vrij komt als externe omstandigheden zich wijzigen;
- de inerte fractie, ingebouwd in de mineralen die pas vrij komt door geologische processen.

In deze gedachtengang is de schematisering van figuur 8 van belang waarbij voor een nadere definitie van de fluxen kon worden verwezen naar de RMNO-nota (26).

Deze fluxen worden niet alleen bepaald door fysische en chemische processen, maar ook door biologische activiteit. Deze zogenaamde bioturbatie, die zowel tot opname als tot afgifte van verontreinigde stoffen kan leiden, wordt beschreven door Södergren (30) voor PCB's in de sediment-waterrelatie in Zweedse meren.

Er is dus een terugkoppeling tussen organisme en vervuiling, die het bijzonder moeilijk maakt eenduidige vuistregels voor de effecten van waterbodenvervuiling op organismen aan te geven.

Ook bij de accumulatie van nutriënten zoals fosfor in de waterbodem spelen biologische factoren een rol. Vele onderzoeken (2, 8) beschrijven hoe de accumulatie van fosfor aan de waterbodem de positieve effecten van saneringsmaatregelen ten aanzien van de externe fosfaatbelasting teniet kan doen, indien het sediment bij lagere concentraties in het oppervlaktewater, weer fosfor gaat naleveren. In meren met een hoge fosforafgifte door de bodem is daarom niet te verwachten dat vermindering van de externe fosforbelasting op korte termijn tot vermindering van de algenbloei zal leiden. Dit kan een reden zijn om waterbodems te saneren.

Stoffen kunnen niet alleen het biologisch leven in het water aantasten, hetgeen tot uitdrukking komt in het doodgaan of verdwijnen van vissen of hun voedselorganismen. Stoffen kunnen ook schade toebrengen aan de volksgezondheid door de ophoping van bepaalde stoffen in visserijproducten of door voorkomen in het drinkwater. Hagel (1) van het RIVO heeft recent aangeduid hoe moeilijk het is een verband te leggen tussen het voorkomen van verontreiniging en het wegblijven, ziek worden of uitsterven van vissoorten. Waar het echter stoffen betreft, die via de voedselketen, eindpredatoren zoals de zeehond bereiken, is dit een duidelijk signaal dat ook de mens bedreigd wordt. Het ophopen van verontreiniging in bepaalde visserijproducten is daarbij het mechanisme waarmee deze dreiging vorm kan krijgen. Het meeste onderzoek in Nederland is daarbij gericht geweest op het voorkomen van persistente organochloorverbindingen in rode aal.

Dit onderzoek toont aan dat HCB en PCB accumuleren in het vetweefsel van rode aal. De cijfers voor HCB (in tegenstelling tot PCB) tonen na 1981 echter een duidelijke daling. Hierbij kan nog opgemerkt worden dat PCB's en HCB's zich via het water in het vetweefsel van aquatische organismen ophopen.

Aal is de vetste vissoort en bevat als zodanig de meeste PCB's en HCB's. De aal kan dus goed als indicatororganisme gebruikt worden voor het volgen van de waterkwaliteit. De door Hagel (1) gerapporteerde resultaten wijzen er op, dat de waterbodemverontreiniging met HCB in de grote rivieren vrij snel omkeerbaar is. De snelle daling in de HCB gehalten wordt vermoedelijk veroorzaakt door de relatief hoge vervluchting en geringere binding aan bodemmateriaal (vergeleken met PCB's). Onderzoek van Kerkhoff (RIVO), toonde aan dat eenmaal geaccumuleerde hogere PCB's niet aantoonbaar meer verwijderd worden uit het visweefsel.

Wat betreft de anorganische microverontreiniging, zoals het kwik gemeten in snoekbaars uit het IJsselmeer, is geconstateerd dat de gehalten in het weefsel een duidelijke daling tonen. Deze daling is echter duidelijk minder spectaculair dan de daling die geconstateerd is in de totale kwikvracht van de rivier. Het ziet er dus naar uit dat kwik uit de verontreinigde waterbodem wordt nageleverd waardoor de daling in het kwikgehalte van de snoekbaars wordt vertraagd. Te denken valt aan een verouderingsproces van de waterbodem, waarbij een herverdeling van het kwik op de bodemdeeltjes optreedt of een herverdeling van het bodemmateriaal over grotere diepten tot enkele tientallen centimeters.

5.3 Kennis per stof

Diverse auteurs (2) en (1) vragen aandacht voor het toenemend chemicaliëngebruik in de maatschappij, een verschijnsel dat wel wordt aangeduid als "chemificatie". Het is een feit, dat vele chemicaliën na winning, synthese en distributie als eindbestemming de waterbodem vinden.

Waar toe dit leidt is niet op eenvoudige wijze aan te duiden, zoals geconstateerd in de vorige paragraaf.

Hoewel de feitelijke effecten van een stof bepaald worden door de eigenschappen van het substraat, milieufactoren en de organismen die er aan worden blootgesteld, is het zinvol de kennis over individuele stoffen optimaal te benutten.

In het IMP milieubeheer (38) wordt aandacht gevraagd voor basis-documenten, waarin op systematische wijze literatuurgegevens over stoffen worden verwerkt en gepresenteerd. Voor een aantal zogenaamde prioritaire stoffen zijn "basisdocumenten" verzameld (39).

Er zijn echter ook internationaal initiatieven ontstaan om de eigenschappen van potentieel toxische stoffen te registreren. Op het International Register of Potentially Toxic Chemicals (IRPTC) te Geneve zijn naast de eigenschappen van ruim 110 toxische stoffen geregistreerd. Deze gegevens zijn beschikbaar in samenwerking met overheden, onderzoeksinstituten en bedrijven naar alle uit de reïndustrialiseerde, als de ontwikkelingslanden.

Op deze gegevens vindt een strikte kwaliteitscontrole plaats, terwijl voortdurend aandacht wordt besteed aan beschikbaarheid, vertrouwelijkheid en betrouwbaarheid van de gegevens. Het raadplegen van deze informatie kan voor de Nederlandse waterbeheerder, die met risico-afweging voor waterbodenvervuiling te maken heeft, van belang zijn.

5.4 Aquatische toxiciteit

Aquatische toxicologie is een relatief nieuwe, zich nog ontwikkelende wetenschap die is ontstaan uit de zorg voor de veiligheid en het behoud van het aquatische milieu. Hoewel de problematiek complex is, kan op basis van moderne Amerikaanse literatuur een overzicht worden gegeven, (24).

5.4.1 toxiciteitstesten

Acute-toxiciteitstesten zijn een basismiddel om snel tegen relatief lage kosten een reproduceerbare schatting te maken van de toxiciteit van testmateriaal. Het zijn onmisbare methoden voor de aquatische toxiciteit, vooral bruikbaar voor onderzoek van grote aantallen chemicaliën, of het evalueren van de relatieve gevoeligheid van verschillende organismen voor dezelfde stof. Acute-toxiciteitstesten worden beschouwd als de eerste stap naar inzicht in toxische effecten van stoffen in het aquatisch milieu, (24).

De beperking van acute toxiciteitstesten is, dat ze geen informatie geven over sublethale of cumulatieve effecten. Ook zeggen de acute-toxiciteitstesten niets over potentiële chronische toxiciteit. Deze en andere beperkingen zijn van groot belang bij het opzetten van testprogramma's.

ELS-toxiciteitstesten op vissen in hun eerste levensfase (Early Life Stage toxicity tests) zijn voorbeelden van een zich snel ontwikkelende techniek, waarbij de MATC (Maximum Acceptable Toxicant Concentration) voor de meeste zout- en zoetwatervis binnen een factor 2 wordt bepaald. In 83 % van de onderzochte gevallen bleek de MATC, die geschat werd via ELS-toxiciteitstesten, identiek aan de MATC van de veel kostbaardere testen over langere levensperiodes. Dit schijnt zowel voor individuele stoffen als voor mengsels te gelden, waarbij de ELS-toxiciteitstest veelbelovend lijkt voor onderzoek aan giftige mengsels of complexe effluënten, (24).

Chronische toxiciteitstesten zijn een bruikbaar middel om het potentieel nadelige effect van chemicaliën op aquatische organismen aan te tonen, onder zorgvuldig beheerste omstandigheden, waarbij de dosis-effectrelatie kan worden geëvalueerd. Onderkend moet echter worden, dat chronische toxiciteitstesten laboratoriumstudies zijn en dat resultaten niet rechtstreeks naar het aquatisch milieu geëxtrapoleerd kunnen worden. Daarvoor is het essentieel natuurlijke omgevingsfactoren te kennen, die de concentratie, de biologische beschikbaarheid, de verdeling en de eventuele afbraak van de stof bepalen. Voor gebruik van resultaten van chronische toxiciteitstesten is dus een risico-schatting nodig, gebaseerd op de praktijksituatie, (24).

Resultaten van acute- en chronische- toxiciteitstesten worden in toenemende mate statistisch bewerkt. Meest gebruikelijk voor acute-toxiciteitstesten is het berekenen van de LC50. De LC50 is de Mediane Lethale Concentratie, de concentratie van een stof in water, waarbij geschat wordt dat 50 % van de testorganismen gedood wordt. Hierbij kan ook de duur van de blootstellingsperiode worden betrokken, bijvoorbeeld 24 of 96 uren. Amerikaanse literatuur beveelt als betere methode "isotonic regression" aan voor het bepalen van de maximaal aanvaardbare toxicant-concentratiewaarde, (24).

Er zijn vele biotische factoren, zoals de soortensamenstelling, maar ook abiotische factoren zoals de temperatuur, die de toxiciteit van stoffen in de aquatische omgeving bepalen. Sommige stoffen, zoals minerale olieprodukten geven een relatief geringe spreiding in LC50, indien getoetst aan grote groepen organismen. Bij andere stoffen, zoals sommige zware metalen en organofosfaat-insecticiden, kan per soort de "tolerantie" sterk verschillen.

Juvenile levensfasen zijn vaak gevoeliger dan volwassen vissen wat betreft chronische toxiciteit. Echter in acute toxiciteit ontlopen juvenile en volwassen vissen elkaar weinig. Slechte voeding geeft een verminderde tolerantie tegen gifstoffen, maar visziekten blijken minder van invloed. Soms kan een vissoort een zekere tolerantie opbouwen tegen bepaalde gifstoffen, (24).

De watertemperatuur heeft een onvoorspelbaar effect op de giftigheid. Het kan zowel tot grotere, gelijke of kleinere toleranties leiden. Lage zuurstofconcentraties beïnvloeden nauwelijks de lethale concentraties van gifstoffen, terwijl sublethale effecten evenmin beduidend worden versterkt. Daarentegen kan de pH de giftigheid van sommige stoffen sterk beïnvloeden. Meestal is de ongedissocieerde vorm het meest giftig en kan een verandering van de pH met één eenheid de giftigheid in veelvoud doen toe- of afnemen.

Dit geldt bijvoorbeeld voor ammonia, cyanide en waterstofsulfide. Hun lethale effect kan nauwkeurig voorspeld worden op basis van chemische veranderingen. De meeste metalen reageren bij aanwezigheid van vrije ionen giftiger, dan bij aanwezigheid van ongedissocieerde componenten. Het zoutgehalte oefent een geringe invloed uit op de toxiciteit, evenals totale hardheid. Veel zware metalen geven in zacht water veel grotere lethale effecten dan in hard water. Bijvoorbeeld de toxiciteit van koper wordt in hoge mate bepaald door de pH en de totale hardheid. De aanwezigheid van adsorberende oppervlakten kan lethale en sublethale effecten geheel doen verdwijnen. Met andere woorden, door de adsorberende eigenschappen van bodemslib wordt de acute toxiciteit gereduceerd, (24).

Voor mengsels van giftige stoffen kan de toxiciteit door middel van indexen worden geëvalueerd, waarmee algemene termen zoals synergisme of antagonisme, worden vervangen door getallen, (24).

Voorts wordt gewezen op het belang van toxiciteitstesten op aquatische micro-organismen. Er kunnen door giftige stoffen ernstige storingen optreden in kringloopprocessen, zoals de nitrificatie of de fotosynthese, waardoor als geheel aquatische levensgemeenschappen gevaar lopen, (24).

5.4.2 sublethale effecten

Een lethale concentratie veroorzaakt dood door directe actie en het ophouden van alle zichtbare tekenen van biologische activiteit. Een sublethale concentratie ligt onder de lethale concentratie, die directe dood veroorzaakt. Blootstelling aan sublethale concentraties kan minder opvallende effecten geven in gedrag, stofwisseling of het weefsel van organismen, (24).

Uit de literatuur zijn verscheidene gedragstesten bekend die sublethale stress van aquatische organismen signaleren bij blootstelling aan chemische stoffen. Het is bij de meeste aquatische organismen echter zeer moeilijk om langs bio-chemische of fysiologische weg sublethale effecten vast te stellen, zoals dat wel het geval is bij zoogdieren, (24). Dit geldt ook voor de histopathologie, de leer van de structuur van het abnormale weefsel. Hoewel veel experimenteel werk wordt verricht, staat dit vakgebied nog in de kinderschoenen, (24).

5.4.3 specifieke chemische effecten

Specifieke effecten kunnen worden toegekend aan pesticiden, zware metalen, PAK's, ammonia, nitriet en nitraat.

Het gebruik van organochloorverbindingen zal afnemen, terwijl andere synthetische organische verbindingen meer als pesticiden gebruikt gaan worden. Ook zal meer van "cocktails" gebruik gemaakt worden ten koste van het gebruik van pesticiden met één actieve stof. Het toxiciteitsonderzoek van pesticiden moet hierop inspelen. Het feitelijke risico van pesticidengebruik wordt in toenemende mate door milieufactoren, zoals temperatuur, pH, fotosynthese, toepassingsmethode en stofwisselingssnelheid bepaald.

Het toxiciteitsonderzoek van pesticiden richt zich in toenemende mate op langeretermijneffecten en sublethale effecten. Het meest actueel is nog steeds de risico-afweging van chemisch afval, dat verontreinigd is met pesticidenresiduen, vooral in kwesties zoals "translocatie" (d.w.z. verplaatsen van de ene naar de andere plaats), (24).

Over het effect van zware metalen op het aquatisch milieu is veel gepubliceerd, vooral over de lethale concentraties op individuele soorten, de biologische beschikbaarheid en de opname in het lichaam via geconsumeerde soorten. Gevestigde criteria voor de toxiciteit van metalen zijn acute mortaliteit, groeivertraging en slechtere voortplanting met grotere sterfte onder juvenilen. Hoewel veel klinische technieken beschikbaar zijn om de aanwezigheid van metalen in weefsel vast te stellen, zijn er maar weinig diagnostisch voor aquatische organismen. Een uitzondering is het meten van loodabsorptie in vis via een bepaalde enzymactiviteit. Er is echter weinig bekend van de gezonde respons van aquatische organismen, zodat men weinig vergelijkingsmateriaal heeft om stress t.g.v. zware metalen vast te stellen. Er wordt vooral aangedrongen op onderzoek van de kinetiek van opname, opslag, onttrekking en afgifte van metalen in de weefsels van aquatische organismen.

Over het effect van zware metalen op populaties onder veldomstandigheden is weinig bekend. Waarschijnlijk beïnvloedt zware metalen de diversiteit van levensgemeenschappen en vitale processen, zoals de stikstofkringloop, de primaire en de secundaire productie, (24).

Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's) worden gevormd door een grote verscheidenheid van processen, waaronder natuurlijke synthese, bewerking van aardolie en aardolieproducten, alsmede onvolledige verbranding van organisch materiaal. Fossiele brandstoffen zoals veen, steenkool en petroleum zijn relatief rijk aan PAK's. In ruwe en in geraffineerde olie komen zeer complexe PAK's voor. Pyrolyse van organische stof tussen temperaturen van 400 en 2000°C resulteert in het ontstaan van een grote verscheidenheid aan PAK's.

Er zijn zeer veel routes waardoor PAK's in het aquatisch milieu kunnen komen. Voor de hand liggende routes zijn afzetting van steenkoolstof, uitspoeling van veenmoerassen of olievervuiling van water. Deze laatste route treedt het vaakst op.

PAK's die door pyrosynthese met roet in de atmosfeer komen, bereiken door droge en natte depositie weer het land of het wateroppervlak. De regenval kan deze PAK's uiteindelijk weer in het aquatisch milieu brengen. Industrieel en huishoudelijk afvalwater zijn meestal rijk aan PAK's.

Slechts een fractie van de PAK's wordt door rzzi's verwijderd. Wereldwijd schat men dat jaarlijks 230.000 metrische ton PAK's in het aquatisch milieu komt, hoofdzakelijk door olievervuiling, depositie en neerslag. Primair wordt deze vervuiling aangetroffen in gebieden met concentraties van industrie en bevolking, zoals delta's, riviermondingen en kustwateren. Door hun lage oplosbaarheid worden PAK's nauwelijks in water aangetroffen. PAK's worden snel geadsorbeerd aan organische of anorganische particulaire deeltjes in het water en afgezet in het bodemsediment dan wel geaccumuleerd in weefsel van aquatische organismen. PAK's-concentraties in weefsels van aquatische organismen kunnen ordegrottes hoger zijn dan in water, maar deze concentraties blijven kleiner of gelijk aan concentraties in het sediment. Verscheidene processen bevorderen de natuurlijke afbraak van PAK's in het aquatisch milieu, zoals verdamping, foto-oxydatie en afbraak door de stofwisseling van aquatische bacteriën, schimmels en dieren. Aquatische dieren nemen PAK's meestal gemakkelijker op uit het water, dan uit voedsel of sediment. Aan het sediment geadsorbeerde PAK's hebben een zeer geringe biologische beschikbaarheid. Bodemorganismen hebben zelden hogere PAK's concentraties dan het sediment waarin ze leven. De meeste aquatische dieren breken de PAK's af tot meer polaire stofwisselingsproducten. Zelfs soorten die deze eigenschap missen, hebben het vermogen geaccumuleerde PAK's snel af te geven als zij in een PAK-vrije omgeving worden geplaatst. Dientengevolge treedt er weinig bio-magnificatie van PAK's op. De acute toxiciteit van PAK's voor aquatische organismen ligt tussen circa 0,2 - 10 ppm. Sublethale effecten worden waargenomen binnen concentraties van 1 - 100 ppm. Daarbij worden vaak membraanfuncties verstoord.

Sommige tussen-stofwisselingsproducten van PAK's zijn zeer carcinogeen (kankerverwekkend), mutageen (beïnvloeden erfelijke eigenschappen) of teratogeen (beschadigen de nageboren van het dier).

Voorbeelden van kankerachtige vergroeiingen van aquatische organismen ten gevolge van PAK's zijn beschreven (24).

Ammonia en nitriet zijn belangrijke watervervuilers en beide stoffen zijn zeer giftig voor vis en aquatische invertebraten (ongewervelde dieren). Nitraat is een verwant bestanddeel maar niet beduidend giftig.

Acute toxiciteit van ammonia wordt beïnvloed door de pH, opgeloste zuurstof, temperatuur, wisseling van concentratie, voortgaande gewinning aan ammonia, calcium, zoutgehalte en de aanwezigheid van andere stoffen. Of deze factoren de chronische toxiciteit beïnvloeden is niet onderzocht. De acute toxiciteit van nitriet wordt beïnvloed door de pH, het chloride- en het kalkgehalte. Er is meer onderzoek nodig naar langetermijneffecten van nitriet (24).

5.4.4 chemische verspreiding en afbraak

Voor het onderzoek naar lotgevallen en paden zijn de chemie, de bio-accumulatie, de bio-transformatie en de modellering van afbraakprocessen belangrijke aspecten.

Voor toxiciteitsonderzoek aangepakt kan worden, moet het analytisch-chemisch protocol zeer grondig worden voorbereid. Dit geldt in het bijzonder voor de wijze van bemonstering, de monstervoorbereiding en de methoden die gevolgd moeten worden om verontreiniging of verlies van te onderzoeken stoffen door absorptie, precipitatie of vervluchtiging te vermijden. Zware metalen kunnen met Atoom Absorptie Spectrofotometrie in grafiët-ovens zelfs onder het niveau van microgrammen per liter bepaald worden. Hoge zoutgehalten van marine- of verteerde weefsels vragen om matrix-modificaties. Diverse metalen waaronder cadmium, lood en koper kunnen ook met voltametrische methoden (anodische stripping) worden bepaald, hoewel met diverse uitzonderingen en aanpassingen moet worden rekening gehouden. Vele organische microverontreinigingen kunnen eveneens worden bepaald in het ppt-ppb-bereik. Gewoonlijk is daarvoor extractie en concentratie vooraf nodig (ppt = nanogram/l; ppb = microgram/l).

De technieken van monstervoorbereiding stellen hoge eisen aan vakbekwaamheid en ervaring. De belangrijkste meetmethoden zijn gaschromatografie (GC) en vloeistofchromatografie (LC). GC-detectie is vaak gevoeliger, maar vereist extractie, concentratie en soms omzetting van de te onderzoeken stof in een gasvormig derivaat. LC is minder gevoelig, maar is populair, omdat polaire componenten veelal kunnen worden bepaald zonder derivaatbereiding, (24).

Een klein aantal microverontreinigingen in het aquatisch ecosysteem vormt een milieurisico als gevolg van een grote toxiciteit of persistentie. Niettemin is het thans mogelijk van nieuwe stoffen de potentie tot bio-accumulatie te meten en in vele gevallen potentiële problemen met residuen te voorspellen, voordat ze zich manifesteren. Nieuwe organische stoffen kunnen geëvalueerd worden op hun partitiecöefficient en bio-degradatiesnelheid. Stoffen met een matige tot hoge partitiecöefficient kunnen worden getest op bio-concentratie en indien noodzakelijk op hun bio-accumulatiepotentie. Hierbij kunnen tal van wiskundige technieken worden gebruikt; het blijven echter theoretische, geschematiseerde benaderingen (24).

Studies (24) van de laatste jaren brachten aan het licht, dat vele vissoorten, even als zoogdieren en vogels, in staat zijn een verscheidenheid van stoffen te bio-transformeren.

Wat betreft de modellering biedt de systeemanalyse, de milieuchemie en de wiskunde goed gereedschap om de aquatische toxicologie en de ecotoxicologie tot ontwikkeling te brengen. Voorlopig zal er wel een grote discrepantie blijven bestaan tussen laboratorium- en veldresultaten.

5.4.5 risico-bepaling

Er is een sterke en groeiende behoefte aan in het veld gevalideerde methoden van risico-analyse (testen, protocols en modellen), die gebruikt kunnen worden voor beoordeling van gevolgen voor de gezondheid, het milieu, de sociale of de economische consequenties (24). Gezien de verschillende achtergrond van de bij dit proces betrokken wetenschappers en ongelijksoortigheid van problemen waarmee besluitvormers kampen, is er geen eenduidig basiskader voor risico-afweging. In het algemeen neigt men, als het om risico-afschatting van praktijksituaties gaat, tot veldwerk. Dit betekent vaak hoge kosten voor bemonstering en waarneming; zonder degelijk veldwerk evenwel valt een concrete vervuilingssituatie niet te beoordelen. Het opzetten van kosten-effectieve methoden is zeer zeker lonend, (24).

Daarnaast kan worden gewezen op bepaalde procedures die in gebruik raken in de VS, voor evaluatie van chemische veiligheid van chemicaliën voor het aquatisch milieu. Bio-monitoring van effluenten die potentieel toxisch kunnen zijn, speelt daarbij een rol, (24).

6 BEHEERSMAATREGELEN

Naast het gewone onderhoudsbaggerwerk (wegnemen en in depot zetten) worden als mogelijke beheersmaatregelen onderscheiden preventie van lozingen, behandeling van baggerspecie en behandeling van de waterbodem ter plaatse.

6.1 Preventie van lozingen

Preventie van verontreiniging ligt vooral op het terrein van de schone technologie en het aandachtstoffenbeleid. Het ligt niet op de weg van dit rapport hier nader op in te gaan. Het is voor de waterbeheerder wel van belang te weten waar de verontreiniging vandaan komt. In samenwerking met andere milieubeheerders zou de waterbeheerder kunnen proberen zwarte-lijststoffen terug te dringen.

6.2 Behandeling van baggerspecie

Omdat het oppervlaktewater wordt gebruikt als vaarweg, doorvoermiddel of bergingsreservoir zal een minimale waterdiepte gehandhaafd moeten worden. Deze minimale waterdiepte kan van plaats tot plaats verschillen.

Tot verwijdering van baggerspecie zou ook kunnen worden besloten als er een te groot verschil is tussen de kwaliteit van het water en de waterbodem. Dit geldt voor die gevallen waar potentiële gevaren tot acute risico's kunnen leiden.

In essentie is dit echter het aspect waar de wetenschap en de techniek op dit moment geen antwoord kunnen geven. Men weet niet wanneer er om kwaliteitsredenen zou moeten worden gebaggerd. Een ander aspect is dat waterbodems, die worden verwijderd ergens moeten worden gestort of geborgen. De beheerder moet dan locatiekeuzen maken voor het storten en bergen van de baggerspecie. Bovendien moet de waterbeheerder maatregelen treffen die verdere milieuverontreiniging voorkomen.

In gevallen dat de baggerspecie voldoet aan te stellen milieu-eisen zal de berging en afzet verlopen volgens gebruikelijke procedures. Hierbij zal niet de milieuproblematiek, maar de ruimtelijk ordening mogelijk voor nieuwe knelpunten kunnen zorgen. De terreinen die tijdelijk een eventuele bestemming tot baggerdepot kunnen verkrijgen, worden immers steeds schaarser.

In gevallen dat de kwaliteit van de baggerspecie conflicteert met te stellen milieu-eisen, zullen nieuwe methoden van bewerking, opslag en afzet gebruikt moeten worden.

Eén aanbevolen methode betreft het selectief of ecologisch baggeren, waarbij alleen een dunne laag vervuild bodemslib wordt afgezogen, het zogenaamde "dustpan zuigen". In andere gevallen wordt een mengsel van schonere en vuilere delen opgebaggerd. Dit mengsel kan door middel van onder andere hydrocyclonage worden gesplitst in fracties van verschillende korrel-grootte. Ook kan het dichtheidsverschil worden benut om de organische fractie te scheiden van de minerale fractie. In beide gevallen wordt getracht de relatief vervuilde fijne slibdelen en organische stof af te zonderen van de relatief schone grovere minerale fractie. Genoemde technieken verkeren echter nog in een experimenteel stadium (3), (6), (35), (36) en (1).

Een beproefde methode om grove en fijne fracties te splitsen is stortbedmanipulatie, terwijl door middel van een soort voorbezinking de organische fractie van de minerale fractie is te scheiden. Deze technieken werden met succes toegepast bij de wegenbouw in het lage deel van Nederland.

6.3 Behandeling van waterbodems ter plaatse

Er zijn situaties waarin kan worden getracht de waterbodem te reinigen ter plaatse. Deze situatie is vergelijkbaar met oplossingen die voor terrestrische bodemvervuiling gebruikt worden. Voorlopig gaat het om nog niet bewezen technieken, waarvoor onderzoek naar de technische en financiële haalbaarheid nodig is.

Onder meer betreft dit

- het concentreren en afleiden van slibstromen, soms in slibputten;
- het geforceerd doorspoelen voor verbetering van de waterkwaliteit;
- het in situ omzetten van vervuiling met bio-technologische methoden, waarvan er nog in ontwikkeling zijn;
- het isoleren van de bodem met schoon sediment, met of zonder toepassing van geo-textiel, drainage, ondertemaling en damwanden.

Indien er geen andere dan milieuhygiënische redenen zijn om bagger te verwijderen kan het zeer doelmatig en kosteneffectief zijn één van de hierboven genoemde technieken te beproeven. Door de vervuilde bagger-specie boven water te brengen, brengt men de problemen niet alleen aan het daglicht, men zal er ook meer in roeren dan gewenst is.

6.4 Hoge gronden - lage gronden

Uit de contacten met de regionale waterkwaliteitsbeheerder is gebleken dat er verschillen zijn in de waterbodemproblematiek in het hoge deel en het lage deel van Nederland.

In het hoge deel van Nederland worden vaak pleistocene zandgronden aangetroffen. Het terreinoppervlak heeft er meer reliëf en het afvoersysteem laat zich indelen in natuurlijke eenheden: de stroomgebieden. Deze stroomgebieden onderscheiden zich van elkaar door een topografische waterscheiding en binnen deze gebieden is er over het algemeen sprake van een eenduidig drainagestelsel.

Het water dat op deze systemen valt, stroomt via het afwateringssysteem het gebied uit. Dit geldt ook voor alle vervuiling uit diffuse en puntbronnen die zich door water laat opnemen (zwevend aan deeltjes of opgelost) en laat transporteren.

Het waterbodemregime in deze gebieden wordt gekenmerkt door het overheersen van erosie boven sedimentatie, lagere pH's, lagere chloridegehalten en voorkomen van relatief minder bindende bestanddelen dan op de holocene klei- of veenbodems van wateren op de lage gronden van Nederland. De waterlopen in hogere delen hebben een sterk drainerend effect op de omgeving. Omdat hier ook veel diffuse bronnen aanwezig zijn (bemesting, verzuring) kan er een aanzienlijke vervuilingbijdrage verwacht worden vanuit het treatment gebiedwater.

De grondwaterstand in hoge gebieden is laag en bodemvervuiling kan in deze gebieden via het oppervlak tot grotere diepte doordringen en het grondwater vervuilen.

De lage gronden van Nederland zijn veelal jong en van holocene oorsprong. Dikwijls bestaat de bodem uit klei of veen, tenzij door ontgroningen de pleistocene zandgrond is blootgelegd. Kenmerkend voor het waterbodemregime is het overheersen van sedimentatie van fijnere delen boven erosie, de lage stroomsnelheden, de hoge pH en de hoge chloridegehalten. Deze beide laatste factoren beïnvloeden het complexerende vermogen van de waterbodem. Het hydraulisch /hydrologisch regime in de lage delen is volstrekt anders dan op de hoge gronden. Het terreinoppervlak is vlak. Hydrologische eenheden zijn afgeleid van de waterhuishoudkundige infrastructuur. De natuurlijke regenval en verdamping hebben maar een beperkte invloed en leiden niet tot grote verplaatsing van water en sediment. De grondwaterstand in de lage gebieden is hoog. Vaak overheerst kwel boven wegzijging. De kwelstroom kan als diep grondwater een lange weg hebben afgelegd van hoge naar lage gronden. In die situatie zal het kwelwater zeer schoon zijn. Deze kwelstroom kan ook oppervlakkig zijn, direct uit het aangrenzend oppervlaktewater met een hogere waterstand. Waterbodemvervuiling wordt in deze situatie snel manifest via het kwelwater.

7 LOPEND ONDERZOEK IN HET WATERKWALITEITSBEHEER

7.1 Regionaal waterkwaliteitsbeheer

Per regionale waterkwaliteitsbeheerder werd in de periode van februari t/m april 1987 een inventarisatie verricht van lopend en afgesloten onderzoek naar de waterbodempervuiling. Het merendeel van dit onderzoek heeft een ad-hoc karakter. Onderzoek in het kader van baggerprojecten is hiervan een voorbeeld. Enkele waterbeheerders voeren ook routinematig onderzoek uit, daarbij soms aansluitend bij provinciale plannen.

In het algemeen wordtesignaleerd dat wettelijke toetsingscriteria ontbreken. Enkele waterbeheerders toetsen baggerspecie aan richtlijnen uit de Interimwet Bodemsanering, zoals ook gehanteerd in (34). Een overzicht van het onderzoek bij de regionale waterbeheerders wordt gegeven in bijlage 3.

7.2 Rijkswaterstaat

Door Rijkswaterstaat wordt op grote schaal onderzoek ten behoeve van de waterbodempervuiling geïnitieerd, uitgevoerd of gecoördineerd. Een recent overzicht van projecten (31) wordt gegeven in bijlage 4.

Als hoofdtaken ziet Rijkswaterstaat de inventarisatie, de normering en de sanering. In grote lijnen stelt Rijkswaterstaat dat er veel bekend is over de relatie tussen bodemslib en waterkwaliteit, via literatuur, modelonderzoek en schudproeven (2), (15), (16), (23), (27), (28) en (29). Waar er vooral een tekort aan kennis is, betreft het de beoordeling van effecten van waterbodempervuiling. Noch de effecten op het grondwater (volksgezondheid), noch de effecten op de organismen van de toplaag (aquatisch ecosysteem), kunnen op dit moment goed worden geschat.

De aanpak van de waterbodempervuiling wordt door problemen gehinderd:

- a Er kunnen geen prioriteiten worden gesteld bij de sanering van verontreinigde locaties, omdat adequate methoden van risicobepaling ontbreken.
- b Al zouden de prioriteiten worden vastgesteld, dan ontbreken verantwoorde saneringsmethoden (baggeren, scheiden, reinigen).

8 LEEMTES IN KENNIS EN BEHOEFTE AAN ONDERZOEK

8.1 Leemtes gesignaleerd in de literatuur

In (26) worden de volgende leemtes in kennis gesignaleerd:

- Van de voedselrelaties in watersystemen is naar verhouding weinig bekend over de bodemfauna, met name in grotere meren. Deze kennis is van belang voor het begrip van het voedselweb, of de voedselketen.
- Van de geohydrologische processen die het macro-transport bepalen, is relatief weinig bekend over macro-transporten door grondwater.
- Wat betreft de uitwisselingsprocessen tussen oppervlaktewater en waterbodem (sedimentatie, erosie, bioturbatie en fluxen), is het experimenteel kwantitatief onderzoek naar de effecten van de bioturbatie op de mobiliteit van verontreinigingen, en omgekeerd van verontreinigingen op de bioturbatie, nog pas kort op gang gekomen. Voor de door concentratie-gradiënten bestuurd fluxen tussen bodemslib en water geldt, dat deze gradiënten op hun beurt gestuurd worden door de biologische afbraak van gesedimenteed materiaal. Dit complexe mechanisme is modelmatig reeds tot in een hoge mate van detail beschreven. Onder veldomstandigheden is over het verloop van deze processen echter te weinig bekend.
- Wat betreft de processen op moleculair niveau (adsorptie en desorptie, opname en afgifte, en afbraak en omzetting van stoffen door micro-organismen) is er onvoldoende kennis over de kinetiek van anaërobe afbraakprocessen (de gisting of fermentatie). Ook de mobiliteit of immobiliteit van milieuvreemde stoffen wordt door deze processen gestuurd. Daarbij is nader inzicht gewenst in de mate waarin deze processen de zuurgraad, de redox-potentiaal en de organische matrix bepalen. In de organische matrix kunnen milieuvreemde stoffen worden geabsorbeerd, inclusief nutriënten, zoals fosfaat. Ook hier is het inzicht in de bacteriële processen en de successie van verschillende soorten die daarbij een rol spelen, nog volstrekt onvoldoende. Het gaat daarbij om complexe verschijnselen, zoals de wisselwerking tussen aërobe en anaërobe fosformineralisatie en de gevolgen van veranderingen van de fysisch-chemische hoedanigheid in het grensvlak sediment/water. Factoren zoals pH, redox-potentiaal en temperatuur zijn mede sturend voor het mineralisatieproces.
Hierbij wordt gewezen op werk in Zweden (8), waar de restauratie van meren grote aandacht heeft. De ontwikkelde simulatiemodellen hebben tot nog toe echter een speculatief karakter, omdat de kinetiek van de anaërobe afbraak onvoldoende wordt begrepen, laat staan de samenhang met elkaar wederzijds beïnvloedende uitwisselingsprocessen. De wiskundige simulatietechniek stelt de onderzoeker echter in staat veronderstelde processen of mechanismen op hun dynamisch gedrag te toetsen.

Daarbij is de wiskundige modelleer (niet lineair gekoppelde differentiaalvergelijkingen) veel verder gevorderd dan de experimentele kennis en ervaring. Experimenteel zal men eerst de deelprocessen in de "vingers" moeten krijgen. Vervolgens zal men onder geconditioneerde omstandigheden het samenspel van die processen in geschematiseerde omgeving moeten bestuderen. Tenslotte zal men deze samenhang in een dynamische omgeving moeten leren meten.

- Van het gedrag van de organische microverontreiniging in samenhang met de natuurlijke afbraak van organische stof, is te weinig bekend. Dit geldt in het bijzonder voor waterbodems met een verschillende belasting met organische stof, sulfaat en nitraat. Een vraag is hoe de binding tussen organische microverontreiniging en de organische stof zal verlopen, indien de waterbodem droogvalt of als bagger op het land wordt gezet.
- Over het adsorptie - desorptiegedrag van waterbodems onder invloed van milieu-omstandigheden is te weinig bekend. Daarbij gaat het in grote lijnen om de invloed van vochtgehalte (nat - droog), pH en redox-potentiaal. Daarbij moet men zich tot nog toe behelpen met adsorptie - desorptiemodellen, die beïnvloed worden door hysteresis-effecten. Dit wil zeggen dat de opname en de afgifte van stoffen door het substraat volgens verschillende mechanismen verlopen. Zolang men deze verschijnselen niet of slechts gebrekkig kan verklaren en reproduceren, wordt de kennis over adsorptie - desorptie als leemte aangekondigd.

Een praktische leemte is voorts, dat er relatief weinig inzicht is in de bijdrage van verontreinigingen die niet onder de Wet verontreiniging oppervlaktewateren vallen. Daarbij gaat het om diffuse bronnen zoals met name genoemd in het IMP Water 1985 - 1989 (17). Dit betreft verontreiniging vanuit de atmosfeer en droge depositie, verontreiniging vanaf verharde oppervlakken, met de neerslag meegevoerde verontreiniging, afspoeling en uitspoeling van landbouwgronden, verspreide niet gerioleerde bebouwing, scheepvaart, geveerde voedingsmaterialen, stortplaatsen, kwel en niet te vergeten de waterbodem zelf. Daarnaast spelen ook emissies uit industriële grondstoffen en producten een mogelijke rol. Men kan daarbij denken aan klein chemisch afval (oplosmiddelen, verf, fotochemicaliën, lege batterijen en kwikverontreiniging door tandartsen) en PCB bevattende olieafvalstoffen uit condensatoren en transformatoren, terwijl recentelijk de verontreiniging door PCDD's en PCDF's onder de aandacht is gebracht.

8.2 Behoefte aan onderzoek

De behoefte aan onderzoek op het gebied van watervervuiling is zeer groot, gezien het aantal projecten in voorbereiding of in uitvoering. Door de rijksoverheid wordt veel onderzoek gefinancierd en gefinancierd. Als vervolg op onder andere het rapport "Waterbodemvervuiling van de nedigeatlegendeelen van de rivier de Rijn" wordt door de universiteiten en instellingen onderzoek gedaan naar verontreinigde leemten.

Het onderzoek naar de waterbodempluiling voor het regionaal waterbeheer is meestal toegepast van aard. Waterbeheerders in de hoge gebieden van Nederland richten zich vooral op problemen die met vervuilingssincidenten te maken hebben. Deze problemen zijn vaak beperkt tot bepaalde locaties en te typeren als incidentele waterbodempluiling. Onderzoek en onderzoekbehoefte in deze gebieden zijn betrekkelijk ad hoc van aard.

Waterbeheerders in het lage deel van Nederland zien zich veel meer geplaatst tegenover een structurele problematiek, omdat de sedimentatie hier groter is dan de erosie, en de kwaliteit van het bodemslib te wensen over laat. Er vindt bij deze beheerders een geleidelijke overschakeling plaats van een ad hoc benadering naar een meer structurele benadering van de waterbodempluiling. Ook worden moeilijke en omvangrijke onderzoeksprojecten door regionale beheerders samen aangepakt (voorbeeld: berging van baggerspecie in diepe zandwinputten), (41). De rijksoverheid participeert in deze projecten, zodat kennisdoorstroming gegarandeerd lijkt.

Onderzoek door instituten en universiteiten, gefinancierd door tweede of derde geldstromen, zou in principe meer fundamenteel van aard moeten zijn. Er is immers een grote behoefte aan betere basiskennis op het gebied van adsorptie - desorptie, erosie - sedimentatie, bio-accumulatie, persistentie en toxiciteit. Er moet echter geconstateerd worden, dat veel werk aan instituten en universiteiten slechts een toegepast karakter heeft. Het gaat dikwijls om contractresearch die weliswaar is gericht op "beleidsrelevante zaken", maar niet bijdraagt tot vernieuwing van kennis.

Zowel de nationale als de regionale belangen zouden beter op lange termijn gediend kunnen worden door een meer stringent onderscheid te maken tussen toegepast en fundamenteel onderzoek voor de waterbodempluiling, bijvoorbeeld via richtlijnen en handleidingen.

8.2.1 operationeel onderzoek

Op korte termijn zijn de regionale waterbeheerders gebaat bij operationeel onderzoek. Daarbij gaat het vooral om het goed gebruik leren maken van aanwezige kennis en ervaring, bijvoorbeeld via richtlijnen en handleidingen.

Hoofdzaken in dit type onderzoek zijn de aard en omvang van de verontreiniging, de verontreinigde bodem en de bedreigde zones (oppervlakte- en grondwater). Belangrijk is ook de aard van de planten en dieren die leven in en op de waterbodempluiling en aangrenzende oever of oeverlanden, alsmede de vraag of het grondwater in de omgeving verontreinigd wordt of zal worden.

Het grote probleem bij de waterbodempluiling is, dat het heel moeilijk is onderscheid te maken tussen potentiële en acute gevaren. Indien zich zwarte-lijststoffen in het bodemslib bevinden, heeft men weliswaar een potentieel probleem. Het is echter aannemelijk dat dit probleem niet acuut wordt, zolang deze stoffen gebonden zijn aan de waterbodempluiling. Toxiciteitsonderzoek heeft namelijk aangetoond dat de effecten van zwarte-lijststoffen hoofdzakelijk via de opgeloste

CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Naar aanleiding van dit onderzoek kunnen de volgende conclusies en aanbevelingen worden gerapporteerd:

9.1 Conclusies

Over de voorkomende waterbodempluiming in Nederland (hoofdstuk 3) wordt geconcludeerd dat:

- verontreinigingen in grensoverschrijdend oppervlaktewater en emissies uit punt- en diffuse bronnen verantwoordelijk zijn;
- naast een verdere verbetering van het water in de grote rivieren, het van groot belang is voor het regionaal waterkwaliteitsbeheer dat de vervuiling uit diffuse bronnen wordt teruggedrongen;
- de atmosfeer (verkeer en industrie), en restlozingen door r.w.z.i.'s belangrijke diffuse bronnen zijn, waarbij niet verwijderde stoffen o.a. afkomstig uit huishoudens, kunnen leiden tot lokaal verontreinigde bodems;
- de voorgestelde normen en criteria gebaseerd op streef-, richt- en grenswaarden nog in discussie zijn.

Over de relatie sediment-water-bioaccumulatie (hoofdstuk 4) wordt geconcludeerd dat:

- sterke aanwijzingen bestaan dat microverontreinigingen in de geadsorbeerde fase slechts risico's inhouden voor levende organismen via uitwisseling met de waterfase;
- een toxische stof voor levende organismen minder gevaarlijk wordt naarmate de adsorptiecapaciteit van het bodemslib groter is, dus uit een grotere organische fractie en/of uit kleinere deeltjes bestaat;
- indien bodemslib een hoge geadsorbeerde concentratie van een toxische stof bevat, dit niet automatisch betekent dat het aquatisch ecosysteem hier schade van ondervindt; als de adsorptie groot is, zal de blootstellingsconcentratie in de opgeloste fase klein zijn;
- verspreiding van zware metalen en in waterbodems accumulerende organische microverontreinigingen (PCB's, HCB en PAK's) in het aquatische milieu voornamelijk plaatsvindt via slibtransport.
- concentratiemodellering altijd berust op massabalansen, die realistischer zijn naarmate de toevoer- en afvoerstromen beter worden benaderd;
- bioaccumulatie als proces in de massabalans van een stof kan worden meegenomen, afhankelijk van de hoeveelheid organismen die aan de stof blootstaan;
- afhankelijk van bioconcentratiefactoren de concentratie van een stof in organismen hoog kan zijn, zelfs als de stof een volledig ondergeschikte rol speelt in de massabalans.

Over de effecten van waterbodempervuiling op de waterkwaliteit (hoofdstuk 5) wordt geconcludeerd dat:

- PCB en HCB sterk accumuleren in vetweefsel van aal;
- de minder dan evenredige daling van het kwikgehalte in snoekbaars ten opzichte van de daling van het kwikgehalte in sediment wijst op nalevering van kwik uit de bodem door verouderings- en herverdelingsprocessen;
- de evenredige daling van het HCB-gehalte in rode aal ten opzichte van de vermindering van de HCB-belasting van de rivier er op wijst dat eventuele nalevering van deze stof door sediment niet tot langdurig verhoogde gehalten in vis leidt.
- kennis van stofeigenschappen een belangrijk hulpmiddel is voor de risico-afweging;
- tal van fysiologische en omgevingsfactoren de werkelijke effecten van een stof op de gezondheid van een aquatisch organisme bepalen;
- biomonitoring in situ nodig is om de acute en chronische toxiciteit en de beschikbaarheid van stoffen vast te stellen.

Over de beheersmaatregelen (hoofdstuk 6) wordt geconcludeerd dat:

- op dit moment geen antwoord kan worden gegeven op de vraag wanneer om kwaliteitsredenen gebaggerd moet worden;
- dringend behoefte bestaat aan het ontwikkelen van methoden voor het selectief verwijderen van verontreinigd bodemslib;
- behandelingsmethoden in situ in een experimenteel stadium verkeren;
- gezien de verschillen tussen hoge en lage gronden in aard en omvang van de waterbodempervuiling, gedifferentieerde beheersmaatregelen nodig zijn.

Ten aanzien van leemtes in kennis (hoofdstuk 7) wordt geconcludeerd dat deze met name een rol speelt voor:

- voedselrelaties in watersystemen;
- geohydrologische processen in de massabalans;
- invloed van omgevingsfactoren op uitwisselingsprocessen;
- processen op microbiologisch en moleculair niveau;
- afbraak van organische stof als substraat;
- kwantificering van diffuse bronnen;
- de anaërobe processen.

9.2 Aanbevelingen

Op grond van dit onderzoek worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- ten aanzien van de beheersmaatregelen moet voorrang worden gegeven aan het ontwikkelen van baggermethoden waarmee verontreinigd bodemslib selectief kan worden afgevoerd; in het bijzonder moet aandacht besteed worden aan het reguleren van de water/vaststofverhouding, de controle op sedimenten tijdens de uitvoering en de proceduretoetsing;

- leemtes in de kennis van verontreinigde waterbodems zullen niet alleen door toegepast onderzoek kunnen worden opgevuld. Er moet op genoemde punten veel meer aandacht aan fundamenteel onderzoek worden besteed.
- bij programmering van onderzoek met betrekking tot de waterbodempromblematiek is het van belang aan te sluiten bij de activiteiten van de Programmacommissie Basiskennis Bodemonderzoek (PCBB) en Techniekontwikkeling Bodemonderzoek (PCTB), die gefinancierd worden door de ministers van O & W, VROM, L & V en V & W.

10 LITERATUUR

1. Berbee, R.P.M. (1987), "Relatie tussen diffuse vervuillingsbronnen en onderwaterbodems", NSC-symposium 24 april te Rotterdam
2. Bergen, V.W.J. van de, Kerkhoff, M.A.T en Wegman, R.C.C., redactie (1985), "Onder waterbodems, rol en lot", Proceedings van symposium op 28 en 29 mei te Rotterdam.
3. Bresters, A.R. (1986), "Toepassing van verwerkingstechnologieën voor verontreinigde baggerspecie", Hydronamic BV.
4. Bruggeman, W.A., Martron, L.B.J.M., Kooiman, D. en Hutzinger O. (1981), "Accumulation and elimination kinetics of di-, tri- and tetrachlorobiphenyls by goldfish after dietary and aqueous exposure", Chemosphere 10:811-832.
5. Corwin, D.L. (1986), " A one-dimensional model of chemical diffusion and sorption in saturated soil and aquatic systems", J. Environ. Qual., Vol.15, no.2.
6. DBW/RIZA (1987), "Verwerking van baggerslib", nota 87.006
7. Eaton, J.G. Parrish, P.R. Hendricks A.C. (1980), "Relationship between water-solubility, soil sorption, octanol-water partitioning and concentration of chemicals in biota", Aquatic Toxicology pp.78-115 ASTM STP707, Philadelphia, Pa.: ASTM.
8. EWPCA (1985), "Lake pollution and recovery", international Congress, April 15 - 18, Rome, published by ANDIS.
9. Gschwend, P.M. en Wu, S. (1985), " On the constancy of sediment-water partition coefficients of hydrophobic organic pollutants", Environ. Sci. Tech. 19(1): 90-96
10. Halter, M.T., Johnson, H.E. (1977), "A model system to study the desorption and biological availability in hydrosols". In: Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation, edited by F.L. Mayer, J.L. Hamelink, pp.178-195. ASTM STP 634. Philadelphia, Pa.: ASTM.
11. Kruyt, H.R. en Overbeek J.Th.G. (1965), "Inleiding tot de fysische chemie", H.J. Paris, Amsterdam.
12. Lexmond, Th.M., Edelman, Th. en Van Driel, W. (1986), "Voorlopige referentiewaarden en huidige achtergrondgehalten voor een aantal zware metalen en arseen in de bovengrond van natuur, terrein en landbouwgronden", Vakgroep bodemkunde en plantenvoeding, LUW, Wageningen.
13. Lynch, T.R.(1979), "Residue dynamics and availability of 2, 4, 5, 2', 4', 5'-hexachlorobiphenyl in aquatic model ecosystems". Ph.D. Thesis, Michigan State University, Ann Arbor, Mich.

14. Ministerie van O & W (1986), "Speerpunt programma bodemonderzoek, nota en basisdocument", Zoetermeer.
15. Ministerie van V & W (1985), "De waterhuishouding van Nederland", Staatsuitgeverij.
16. Ministerie van V & W (1986), "Omgaan met water, naar een integraal waterbeleid".
17. Ministerie van V & W en VROM (1986), "De Waterkwaliteit van Nederland, Indicatief Meerjaren Programma Water 1985 - 1989", Staatsuitgeverij.
18. Paris, D.F., Steen W.C., Baughman, G.L. (1978), "Rate of physico-chemical properties of Aroclors 1016 and 1242 in determining their fate and transport in aquatic environments", Chemosphere 7:319-325.
19. Provinciale Waterstaat van Groningen (1985), "Sediment in Watergangen", Hoofdafdeling Milieuhygiëne.
20. Provinciale Waterstaat van Groningen (1986), "Baggerplan", Rapport van de Werkgroep Baggerplan.
21. Provinciale Waterstaat Utrecht (1987), "Inventariserend onderzoek problematiek baggerberging", Afd. Natte Waterstaat en Recreatie, Bureau Waterhuishouding.
22. Provincie Friesland, Hoofdgroep Waterstaat en Milieu (1987), "Kwaliteit oppervlaktewater Friesland 1984-1985"
23. Pulles, J.W. (1985), "Beleidsanalyse voor de waterhuishouding van Nederland PAWN", Hoofddirectie van de Waterstaat.
24. Rand, G.M. and Petrocelli, S.R., editors (1985), "Fundamentals of Aquatic Toxicology", Mc. Graw-Hill.
25. Rijkswaterstaat - DGMH, (1986), "Interimrapport van de werkgroep normering", Onderwaterbodemoeverleg RWS-DGMH.
26. RMNO (1985), "Onderwaterbodems, een aanzet voor een onderzoeksprogramma voor de onderwaterbodem", Publicatie RMNO no 17.
27. RWS (1984), "Identificatie baggerspecie Benedenriviergebied", Directie Benedenrivieren.
28. RWS (1984), "Identificatie klasse IV-baggerspecie in het benedenrivierengebied", Directie Benedenrivieren.
29. RWS (1987), "De waterbodem van het noordelijk deltabekken", Directie Beneden rivieren.
30. Södergren, A. (1986), "Uptake and accumulation of C¹⁴-DDT by chlorella sp. (chlorophyceae)", Oikos 19:126-138.

31. Stortelder, P.B.M. (1987), "Overzicht Waterbodemon terrestrische bodemonderzoek Rijkswaterstaat", 2de concept, Rijkswaterstaat DBW/RIZA
32. TOW (1986), "Ontwikkelingafwegingskader vervuilde onderwaterbodems", R2232/T128
33. Tweede Kamer (1987), "De vervuiling van de waterbodem", notitie van de minister van V&W.
34. Unie van Waterschappen (1985), "Speciebergings door Waterschappen", s'Gravenhage.
35. US Army Engineer Waterways Experiment Station (1980) "Publication index and retrieval system of dredged material research programme", Technical report DS-78-23, Office, Chief of Engineers, U.S. Army, Washington, D.C. 20314.
36. Vanderford, M.J. en Hamelink J.L., (1977) "Influence of environmental factors on pesticide levels in sport fish". Pestic. Monit. J. 11:138-145.
37. Veen, H.J. van, Gemert W.J.Th. van, en Hazewinkel, J.H.O., (1986) "Reiniging van onderwaterbodems", I²-procestechnologie-no2 41-44
38. VROM (1985), "Indicatief meejaren plan milieubeheer Leidschendam.
39. VROM (1986), "Discussie nota bodemkwaliteit", Leidschendam.
40. VTCB (1986), "Advies Bodemkwaliteit", VTCB-A86 / 02-I, Leidschendam.
41. Werkgroep Hydrobiologie Holland (1986), "Ecologische aspecten van het storten van bagger en zuiveringsslib in diepe plassen", PWS-Noord Holland, Overveen.
42. Zuiveringsschap Amstel en Gooiland (1986), "Kwaliteit onderwaterbodems in Amstel en Gooiland"

B I J L A G E N
= = = = =

BIJLAGE 1 AFKORTINGEN VAN INSTITUTEN EN ORGANISATIES

RMNO	=	Raad voor Milieu en Natuur Onderzoek
STORA	=	Stichting Toegepast Onderzoek Reiniging Afvalwater
RWS	=	Rijkswaterstaat
DGMH	=	Directoraat Generaal voor de Milieuhygiëne
CUWVO	=	Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlakte- water
O&W	=	Ministerie van Onderwijs en Wetenschappen
V&W	=	Ministerie van Verkeer en Waterstaat
IMP	=	Indicatief Meerjaren Programma
IRPTC	=	International Register for Potentially Toxic Chemicals
VN	=	Verenigde Naties
WL	=	Waterloopkundig Laboratorium
TOW	=	Toegepast Onderzoek Waterstaat
DBW	=	Dienst BinnenWateren
RIZA	=	Rijks Instituut Zuivering Afvalwater
UNEP	=	United Nations Environment Programme
RIVO	=	Rijks Instituut voor Visserij Onderzoek
DGMH	=	Directoraat Generaal Milieu Hygiëne
DWW	=	Dienst Waterhuishouding en Waterbeweging
EWPCA	=	European Water Pollution Control Association
EEG	=	Europese Economische Gemeenschap
SAMWAT	=	Samenwerking Waterbeheer
VU	=	Vrije Universiteit Amsterdam
LUW	=	Landbouw Universiteit Wageningen
RUU	=	Rijks Universiteit Utrecht
IB	=	Instituut voor Bodemvruchtbaarheid
MD	=	Meetkundige Dienst Rijkswaterstaat
CML	=	Centrum voor Milieukunde Leiden
BER	=	Direktie Beneden Rivieren
ECN	=	Energie Centrum Nederland
DGW	=	Dienst Getijde Wateren
ZZW	=	ZuiderZee Werken
RIVM	=	Rijks Instituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
TNO	=	Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
MT	=	Maatschappelijke Techniek

BEIJLAGE 2 AFKORTINGEN VAN CHEMISCHE BEGRIPPEN EN VERBINDINGEN

PAK's	=	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen
PCB's	=	Poly Chloor Biphenyl
HCB	=	Hexa Chloor Benzeen
PCDD's	=	Poly Chloro Dibenzo Dioxinen
PCDF's	=	Poly Chloro Dibenzo Furanen
LC	=	Liquid Chromatography
GS	=	Gas Chromatography
AAS	=	Atomic Absorption Spectrophotometry
PPT	=	Parts Per Trillion
PPB	=	Parts Per Billion
PPM	=	Parts Per Million
MATC	=	Maximum Acceptable Toxicant Concentration
LC50	=	Median Lethal Concentration
ELS	=	Early Life Stage toxicity tests
pH	=	zuurgraad

BILLAGEN 3 OVERZICHT VAN ONDERZOEK DOOR REGIONALE WATERBEHOUDINGS

- a Provincie Friesland
Wel structureel onderzoek, geen grote activiteiten. Bij vaak worden fenolen, minerale olie en benzene in sedimenten aangetroffen; een enkele keer lood, zink, arseen, koper, chroom, toluene, (22).
- b Provinciale Waterstaat Groninger
Sterke tot zeer sterke verontreiniging wordt aangetroffen in het Leekster Hoofdolep; het Lamsterolep bij Groningen; delen van het Hemkarsal, delen van het Wirschoerolep, het IJsseldijkkanaal en sloter bij Ouderkerk en Wirschoer. Voor de juiste beoordeling was een aanvullende deeltjesgrootte-analyse (verdelings-analyse) nodig. Gesignaleerd is dat algemeen aanvaarde criteria voor de berging van baggerspecie op het land ontbreken. Er zijn diverse rapporten uitgebracht, (20).
- c Provincie Utrecht
Terzake vindt ad-hoc onderzoek plaats. Baggerspecieën vanuit de kwartelduitsproei (bocht afsluiting, Tex) en afzet van bagger uit onderhoudswerkzaamheden ("ruisvrije bagger") wordt begeleid door analyseprogramma. Er vindt verder onderzoek plaats naar bergingslocaties voor baggerspecie (o.a. in 14 zandputten), (21).
- d Zuiveringschap Drenthe
Terzake worden analyses verricht en resultaten worden gerapporteerd. Onderzoek richt zich met name op waterbodems onder invloed van lozingspunten; onderzoek heeft een ad-hoc karakter.
- e Zuiveringschap West-Overijssel
Het Zuiveringschap heeft concrete ervaring met het sorteren van baggerspecie in zandwinputten. Routinematig onderzoekt men een aantal verdachte locaties. De problematiek van de berging van vervuilde bagger uit rijkswateren (Ketelmeer en Zwaarte Meer) is zeer actueel.
- f Waterschap Regge en Dinkel
Het Waterschap voert ad-hoc onderzoek uit in het stroomgebied, werkend van beneden- naar bovenstroomse locaties. Terzake signaleert het Waterschap behoefte aan richtlijnen, hoe te handelen bij overschrijding van streef-, richt- of grenswaarden.
- g Zuiveringschap Oostelijk Gelderland
Het Zuiveringschap Oostelijk Gelderland voert ad-hoc metingen uit naar micro-verontreiniging en zware metalen. Daarbij signaleert het de problematiek dat waterkwaliteitsbeheerders (b.v.a. onvoldoende zijn toegerust om bodem-fysische eigenschappen, zoals korrelgrootteverdeling van het silt, te bepalen. De problematiek van de baggerspecie voor gemeenten, waterschappen of rijkswaterstaat stelt het Zuiveringschap Oostelijk Gelderland voor een aantal nog niet opgeloste problemen (blijft beeld de berging van arseenhoudende klei uit een serie siltfak).

h Zuiveringsschap Veluwe
Terzake wordt van een ad-hoc programma meer en meer op een routinematig meetprogramma overgegaan, gericht op "strategische locaties". Een ernstig probleem is de bodem van het Apeldoornskanaal. Naast metingen van bodemverontreiniging is aandacht besteed aan het meten van algemene bodemkenmerken zoals korrelgrootteverdeling, aluminium-, ijzer- en kalkgehalten.

i Zuiveringsschap Amstel en Gooiland
Terzake heeft een inventariseerd onderzoek plaatsgevonden naar de eerste 20 cm bagger in het gebied. Momenteel wordt een actieprogramma gedeeltelijk reeds in uitvoering gebracht. Hierbij krijgt het opruimen van "historisch lozingsslib" voorrang.
In dit kader is de vervuilde bagger verwijderd uit het grachtenstelsel van Naarden, uit de Karnemelksloot en uit andere waterlopen in 's-Gravelande en Gooiland, (85). Hierbij is gebruik gemaakt van tijdelijke depot's in afwachting van geschikte zuiveringsmethoden en definitieve bergingslocaties.

Onderzoek van bagger vindt plaats volgens richtlijnen van de Provincie Zuid-Holland en toetsing vindt vooralsnog plaats aan richtlijnen krachtens de Interim Wet Bodemsanering (25). Knelpunten zitten vooral in de financieel-bestuurlijke afwikkeling (wie betaalt) en in de problematiek van de objectieve maatlat (hoe vuil is het in relatie tot de natuurlijke toestand). Als voorbeeld wordt de geëutrofiëerde bodem van de Kortenhoeftseplas genoemd.

j Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen
In samenwerking met de provincie wordt een routinematig onderzoek uitgevoerd met lange looptijd. Knelpunt is vooral ook de toetsing. Terzake wordt veel aandacht besteed aan de ecologische kwaliteitsbeoordeling van met name kleinere waterlopen.

Storten van bagger of havenslib in oppervlaktewater wil men in het algemeen niet bevorderen. Gegeven de procedurele aspecten is het wel vaak een voor de hand liggende oplossing. De procedurele problematiek is met nadruk aan de orde gesteld.

k Hoogheemraadschap van Rijnland
Het Hhs hecht er grote waarde aan eigen analysecijfers in zake de kwaliteit van de waterbodems te verzamelen. Hierbij krijgt de natuurlijke samenstelling sterke aandacht (korrelgrootteverdeling en organisch stofgehalte). In sommige plassen bestaat de bodem wel voor 99 procent uit organisch materiaal. De bestaande normen zijn daar in geen geval op extrapoleerbaar, al wordt onderkend dat de organische stof afhankelijk van milieu-omstandigheden, tenslotte afbreekbaar is.
Bagger die wordt verwijderd (41) wordt getoetst aan normen van de interim wet bodem sanering, krachtens richtlijnen van Provincie Zuid-Holland.

Het Hhs treedt op als vergunningverleener voor het storten van baggeropslag, o.a. in de Kaag, de Bruggen, de Nieuwe Meer, de Modde Nel, alle zandwinpitten gelegen in de roeden van Rijnland, zodat de bagger per schip kan worden aangevoerd.

Hierbij gaat het om een kleinschalig project, waar geen zuiveringsslib bij betrokken is.

- l Hoogheemraadschap van Delfland
Bemonstering van waterbodems en bagger heeft grote aandacht. Bagger die voor storten op andere locaties in aanmerking komt, wordt onderzocht conform de richtlijnen van de werkgroep Bagger van de Provincie.

Als knelpunten worden gesignaleerd het ontbreken van een adequate meet-eenheid en een adequate meet-methode, en richtlijnen voor het vinden van stortlocaties. Biologische waterkwaliteitsbeoordeling, vooral voor de kleinere watertypen (poldersloten) wil men verder bevorderen. Gewezen wordt ook op het probleem van de "oeverdeformatie". Hiermede wordt aangeduid dat het onderhoud van sloten in kleiveengebieden gemakkelijk tot landverlies of typische "zinkwallen" leidt.

- m Hoogheemraadschap van Schieland
Terzake is er nog niet sprake van een routinematig onderzoek, maar van een streven om karakteristieke lokaties eens in de drie jaren te bemonsteren. Men beoordeelt de kennis over de kleine watertypen als ontoereikend en men bepleit nader onderzoek naar ecologische karakteristieken in de lijn van CUVWO-5.

- n Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden
Men let specifiek op de invloed van slibdepots en vuilstorten op de omgeving. In het veenweidegebied volgt men met name de aanwas van de bagger.

Men heeft een 22-tal proefsloten onderzocht met een verschillend baggerverleden. Het onderzoek richtte zich ondermeer op fysisch-chemische parameters, de vegetatie en de macro-fauna. Bij de uitwerking zijn correlaties gezocht tussen baggerdikte, waterdiepte en de verhouding tussen deze parameters enerzijds en de aanwezige vegetatie en macrofauna anderzijds. Gebleken is dat de waterdiepte een uiterst belangrijke parameter is. Voorts richt men de aandacht op de inlaatpunten van gebiedsvreemd water.

- o Zuiveringsschap Rivierenland
Het ad-hoc programma richt zich op locaties waar sterke verontreiniging vermoed wordt (endosulfan, pentachloorfenol in de Bommelerwaard). In het verlengde van het milieuhygiënisch beleidsplan van de Provincie Gelderland beraadt men zich op een meer routinematige aanpak.

- p Gemeenschappelijke Technologische Dienst van Oost-Brabant
De Dommel is een zeer actuele problematiek. Om waterkwantiteitsredenen moet het watervoerend profiel worden vergroot. Daarmede wordt de overstroming van de oevers door Cd-houdend slib voorkomen. Het bodemslib zelf is klasse IV krachtens de WCA.

- q Waterschap /Zuiveringsschap Limburg
Het onderzoek is gericht op evident vervuilde locaties, zoals de bodem van afvoergoten van metallurgische bedrijven. Er is niet sprake van een routinematige benadering.

- r Hoogheemraadschap West-Brabant
In samenwerking met de inliggende waterschappen heeft men uitgebreide inventarisaties verricht. De situatie valt vergeleken met de Dommel-problematiek in Oost-Brabant wel mee. Men oriënteert zich ondermeer op het storten van slib uit de Stadsgracht van Breda in de diepere delen van de Mark.

Na de inventarisatie wil men de techniek van baggerberging nader bekijken, mede in het licht van de voornemens van Rijkswaterstaat inzake eventuele depositie van 0,5 miljoen m³ verontreinigd rivierslib.

- s Technologische Dienst Zeeuwse Waterschappen
Er is vrij veel informatie verzameld over de waterbodems in Zeeland. Door het zoute of brakke karakter van deze wateren, kunnen de voorlopige richtlijnen van RWS-DGMH niet worden toegepast. Terzake is samenwerking met de Landbouw Universiteit Wageningen (12) gezocht en zijn er aanbevelingen van de VTGB (Voorlopige Technische Commissie voor de Bodembescherming) verschenen (40).

BIJLAGE 4 OVERZICHT VAN ONDERZOEK DOOR RIJKSWATERSTAAT

Stortelder (31) geeft in een overzicht van alle door Rijkswaterstaat verrichte of gecoördineerde onderzoekswerkzaamheden met betrekking tot de waterbodem en terrestrische bodem. De onderwerpen die in het kader van deze studie van belang worden geacht, worden hierna kort samengevat.

1 Inventariserend onderzoek

Dit onderzoek kan worden verdeeld in onderzoek naar de kwaliteit van de baggerspecie en verkennend onderzoek naar de kwaliteit van waterbodems, die niet om nautische redenen gebaggerd hoeven te worden. Het onderzoek naar de kwaliteit van baggerspecie is noodzakelijk in verband met de vergunningverlening bij berging van baggerspecie. Vrijwel alle directies van Rijkswaterstaat voeren al enkele jaren onderzoek naar de kwaliteit van baggerspecie uit. Daarnaast is een aantal directies van Rijkswaterstaat begonnen met een verkennend onderzoek naar de kwaliteit van waterbodems. De gegevens die uit deze onderzoekingen voortkomen, zullen worden opgeslagen in een databestand.

2 Kennis van de bodem

Dit betreft zowel de opbouw van de basiskennis over de structuur en het functioneren van de waterbodem en terrestrische bodem, als de verspreiding en effecten van verontreinigingen. De projecten zijn onderverdeeld in een achttal thema's, A t/m H. In dit rapport wordt gerefereerd aan de originele codering (31).

A. Variabiliteit waterbodemkenmerken in ruimte en tijd.

Doel:

Het verwerven van inzicht in de variabiliteit van fysisch, chemisch en biologische kenmerken van de waterbodem in onderlinge samenhang.

Omschrijving:

Door de waterbodem in de grote Nederlandse wateren (rivieren, meren, estuaria en Noordzee) in fysisch, chemisch en biologisch (samenstelling van de bodemfauna) opzicht te karakteriseren wordt onderzocht hoe de samenstelling van de bodemfauna is en hoe deze samenhangt met fysische en chemische condities van de bodem en bovenstaande water. Door karakterisering op een aantal vaste plaatsen gedurende een groot aantal jaren kunnen trends in de toestand van de waterbodem geanalyseerd worden.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Biologisch Karakterisering Waterbodem

Ecologie Ketelmeerbodem

Microverontreiniging in sediment, zwevende stof en organismen in de grote rivieren en meren

Macrofauna Noordelijk Deltabekken

Natuurontwikkeling Volkerak/Zoommeer

Fauna zandhabitat Rijn

Relatie topografie-slibeigenschappen

Hydrologische aspecten van de waterbodem

Bestand contaminanten in waterbodems

Dioxines in sediment en biota

Habitat Maas

B Fysisch gedrag van slib

Doel van het onderzoek

Het leren kennen van fysische processen die de slibverspreiding veroorzaken, verspreiding in zowel horizontale als verticale zin. Het onderkennen van de relevante processen en de wiskundige modellering hiervan. Het vervaardigen van numerieke modellen waarmee de verspreiding gekwantificeerd kan worden.

Omschrijving

Slib klit aan elkaar (flocculatie), verdwijnt uit de waterkolom (sedimentatie) of verschijnt weer in de waterkolom (erosie en resuspensie). Daarbij verplaatst het zich onder invloed van de zwaartekracht en de snelheidsvectoren van het water. Typische verplaatsingsverschijnselen zijn transport als suspensie, transport als dichtheidsstroom en transport als een laag "fluïd mud".

Uit de literatuur is bekend dat de verspreiding wordt beïnvloed door parameters zoals:

- slibconcentratie;
- zoutconcentratie;
- drukgradiënt (met name de fluctuatie hierin door golven);
- stroomsnelheid (zowel op macro-schaal als de fluctuaties op micro-schaal).

De wiskundige modellering van de processen op basis van deze parameters is nog niet uitgekristalliseerd. In het onderzoek wordt daarom getracht met de bestaande, nog niet volledig betrouwbare, kennis te komen tot numerieke modellen waarmee de slibverspreiding kan worden afgeschat. Anderzijds wordt door het uitvoeren van experimenteel onderzoek, zowel op laboratorium-schaal als prototype-schaal getracht de fundamentele kennis van de processen te vergroten, opdat de numerieke modellen verbeterd kunnen worden.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Fysische gedrag slib in getijdewateren

Sedimenthuishouding Volkerak/Zoommeer

Sediment bewegingsmodel IJsselmeer

Slibbalans Ketelmeer

C Stofstromen en massabalansen van microverontreinigingen: wiskundige modellen

Doel van het onderzoek

Het beschrijven en voorspellen van het gedrag, verspreiding en voorkomen van microverontreinigingen in het aquatische milieu met behulp van wiskundige modellen.

Omschrijving

De in het aquatische milieu aanwezige zware metalen en organische microverontreinigingen komen voor in opgeloste vorm in het water en poriënwater, gebonden aan zwevende stof, in de waterbodem en in organismen.

Bij de verdeling en mobiliteit is een groot aantal processen van belang zoals adsorptie en desorptie, afbraak, verdamping, bioaccumulatie, complexvorming en fixatie in de bodem. De relatieve betekenis en de snelheid van deze processen wordt enerzijds bepaald door de stoffeigenschappen en anderzijds door de specifieke condities in het veld, zoals pH, redoxpotentiaal, water- en slibbeweging, bioturbatie en aanwezige flora en fauna.

Met het onderzoek wordt beoogd om middels wiskundige modellen dit complex gedrag in natuurlijke systemen te analyseren, te beschrijven en te voorspellen. Toetsing vindt plaats aan de hand van veldmetingen.

De aandacht is vooral gericht op de oplading van de bodem in sedimentatiegebieden, uitwisseling tussen water en bodem, en accumulatie in bodemorganismen.

Het onderzoek moet leiden tot integrale modellen die toepasbaar zijn voor de diverse watersystemen in Nederland.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Modellering organische microverontreinigingen

Microverontreinigingen Volkerak/Zoommeer

Modellering zware metalen

Microverontreinigingen IJsselmeer

Invloed lozingen Noordzeekanaal

Verspreiding van stoffen door lozing in havens in Noordelijk Deltabekken

Lozingen in havens Noordelijk Deltabekken

Inbreng en verspreiding van stoffen Noordelijk Deltabekken

Verontreinigde waterbodem Noordelijk Deltabekken

Transport microverontreinigingen sedimentatiegebieden

D Gedrag van organische microverontreinigingen, zware metalen en radioactieve stoffen in sediment/watersystemen

Doel van het onderzoek

Identificering en kwantificering van fysisch-chemische en biologische processen die bepalend zijn voor de vastlegging van microverontreinigingen in de waterbodem en voor het eventuele vrijkomen daaruit, voor een beoordeling van mogelijke beheersmaatregelen.

Omschrijving

Uit inventariserend onderzoek in de periode 1976-1986 is gebleken dat in grote delen van de Nederlandse waterbodem onder invloed van aanvoer door de grote rivieren, atmosferische depositie en plaatselijke lozingen relatief hoge gehalten voorkomen aan zware metalen (o.a. cadmium, lood en koper), moeilijk afbreekbare organische microverontreinigingen (o.a. polycyclische aromatische koolwaterstoffen, polychloorbifenylen en organochloorpesticiden) en radionucliden (o.a. cesium-137).

In dezelfde gebieden worden eveneens verhoogde gehalten aan deze stoffen aangetroffen in aquatische organismen, in zwevend materiaal en opgelost in water.

Uit experimenteel onderzoek is gebleken dat de diverse soorten verontreinigingen van de waterfase uitgewisseld kunnen worden tussen de verschillende componenten van het aquatische milieu. Het verloop van deze uitwisselingsprocessen is echter sterk afhankelijk van de eigenschappen van de stoffen, de samenstelling van de milieucomponenten, biotische en (geo)chemische factoren en van de hydrodynamische condities. Bij een verminderde toevoer van verontreinigingen via de waterfase mag een gelijke afgifte (nalevering) door de onderwaterbodem onder bepaalde omstandigheden worden verwacht.

Evenzo zal afgifte van stoffen door verontreinigde baggerspecie na storting in zoet of zout oppervlaktewater onder bepaalde omstandigheden optreden. Binnen de projecten van deze cluster worden de processen van opname in de onderwaterbodem, mobiliteit in afgezet sediment en afgifte van verontreinigingen door de onderwaterbodem en sediment in suspensie onderzocht.

Het accent ligt daarbij op kwantificering van de snelheden van de diverse processen (ad- en desorptie, diffusie, microbiële afbraak, chemische reakties), beschrijving van een eventuele evenwichtsindeling afhankelijk van de stoffeigenschappen en de invloed van de milieukondities daarop (pH, redox, aanwezigheid van organisch materiaal, minerale samenstelling, biologische activiteit).

Het onderzoek in de eerste fase (tot medio 1988) is erop gericht een schatting te krijgen van ordes van grootte in de processen onder diverse condities, en om de onderzoeksmethoden te ontwikkelen.

In de daaropvolgende fase zullen de meest relevante processen gekwantificeerd worden door middel van lab- en veldexperimenten van uiteenlopende schaal en complexiteit. De resultaten zullen het inzicht in het gedrag van verontreinigingen in het aquatische milieu vergroten en dienen als voeding voor mathematische modellen die de factoren en massabalansen beschrijven ter evaluatie van beheersmaatregelen en mogelijke beheersmaatregelen.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Gedrag, eigenschappen en structuur mikroverontreinigingen
uitwisseling zware metalen water/bodem

Bioturbatie en mobilisatie in sediment

Gedrag radio-actieve stoffen

Samenstelling baggerspecie

Afbraak mikroverontreinigingen in sediment

Relatie lozing waterbodembodemkwaliteit

E Effekten van zware metalen en organische mikroverontreinigingen in water- bodems op het ecologisch functioneren

Doel

Aangeven hoe verontreinigde waterbodems ingrijpen op het functioneren van kwalitatief en kwantitatief belangrijke groepen organismen in aquatische systemen, alsmede het ontwikkelen en toepassen, zowel in laboratorium als veldsituaties, van ecotoxicologische toetsmethoden om effecten van verontreinigingen (incl. bioaccumulatie) te beoordelen c.q. te voorspellen. Dit om te komen tot een effectgericht afwegingskader met betrekking tot verontreinigde sedimenten en om een effectgerichte onderbouwing van de normstelling voor waterbodems te concretiseren.

Omschrijving

Gezien de versterkte aandacht voor de waterbodemproblematiek en gezien de noodzakelijk geachte incorporatie van ecotoxicologische effectstudies in beleidsafwegingen in dit kader is het dringend gewenst dat kwalitatieve én kwantitatieve informatie hieromtrent verzameld wordt.

Via literatuuronderzoek en biologisch veldonderzoek zal het functioneren van sediment-watersystemen geanalyseerd worden. In ecotoxicologische laboratorium- en veldexperimenten zullen dosis effectrelaties voor verschillende soorten organismen bestudeerd worden, waarbij met name ook aandacht gegeven zal worden aan bodembewonende organismen. Een belangrijke milieuchemische paragraaf is inherent aan dit type onderzoek: paden en lotgevallen van (met name prioritaire) stoffen zijn bepalend voor de mate waarin potentiële opname, accumulatie en toxische effecten op korte en lange termijn een rol spelen.

Daarnaast zullen onder andere gecombineerde blootstellingen, QSAR-studies en de integratie van effect-gegevens verkregen uit experimentele systemen van toenemende complexiteit, inzicht moeten geven in de toepassingsmogelijkheden van specifieke risico-analyse technieken. Faciliteiten om de vertaalslag van laboratorium naar de natuurlijke veldsituatie door middel van een tussenliggend niveau (mesocosm) daadwerkelijk ten uitvoer te brengen zijn essentieel en momenteel nog onderwerp van nadere studie.

Een en ander zal naar verwachting bijdragen tot een volwaardig afwegingskader (incl. normstelling) ten aanzien van geconstateerde verontreinigingen in waterbodems.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Ecotoxicologische effecten van gecontamineerd sediment (lab)

Ecotoxicologische effecten van gecontamineerd sediment (in situ)

Bioaccumulatie in sediment/water systemen

Effecten van verontreinigde waterbodems (literatuurstudie en evaluatie)

Effecten contaminatie op watervogels

F Rol van waterbodem in de stikstof- en fosfaathuishouding in relatie tot de voedselketen en stofstromen

Doel van het onderzoek

Het vergroten van de doelmatigheid van de eutrofiëringstestrijding door meer inzicht in de rol van de waterbodem in de stikstof- en fosfaathuishouding.

Omschrijving

In de ondiepe Nederlandse meren en plassen is de uitwisseling van nutriënten tussen water en waterbodem dermate intensief, dat een goede, gekwantificeerde beschrijving van de rol van de waterbodem onmisbaar is om het effect van eutrofiëringstestrijdende maatregelen zoals verlaging van de externe nutriëntenbelasting, doorspoelen en baggeren op de algengroei aan te kunnen geven en op te kunnen voorspellen.

In een beperkt aantal Nederlandse meren (o.a. Veluwemeer, Mondrechtse plassen en Brielse Meer) is onderzoek uitgevoerd naar de fosfaathuishouding met expliciete medebeschouwing van de rol van de waterbodem.

Het lopende en nog te ontamenen fosfaatonderzoek wordt hierop voort. Het richt zich in het bijzonder op essentiële onderdelen die nog onvoldoende uitgewerkt zijn, met name:

- de invloed van geresuspendeerd bodemmateriaal op de fosfaatafgifte aan het water;
- de invloed van mineralisatie in waterbodems op de fosfaatafgifte;
- de meting van de fosfaat-afgiftesnelheid;
- de biologische beschikbaarheid van te onderscheiden organische en anorganische fosfaatfrakties;
- de kwantitatieve beschrijving van de fosfaat uitwisseling tussen water en waterbodem.

Ten aanzien van de stikstofhuishouding zullen de mogelijkheden tot verdere benutting van de waterbodem als stikstof putbron (via denitrificatie) nader aandacht krijgen.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Ontwikkeling modellen bodem-water-uitwisseling

Mineralisatie

Fosfaathuishouding

Stikstofhuishouding

G Verontreiniging uiterwaarden en droogvallende buitendijkse gebieden

Doel van het onderzoek

Verkrijgen van inzicht in de verspreiding van microverontreinigingen, gerelateerd aan onder andere overspoelingsfrequentie en de effecten op natuur en landbouw.

Omschrijving

Uit eerder onderzoek is gebleken, dat het verspreidingspatroon van microverontreinigingen in uiterwaarden samenhangt met onder andere topografie in uiterwaarden en wijziging in samenstelling van de zwevende stof gedurende een hoogwatergolf: eerst zogenaamd "oorspronkelijk slib", later "erosie slib".

Bovendien speelt ook het verschijnsel "slibuitputting" een rol. In het Deltagebied blijkt een gradiënt in verontreiniging van buitendijkse gebieden te bestaan gaande van de Amer naar het Haringvliet. Duidelijk werd, dat de mobiliteit van verontreinigingen in het riviersediment gering is.

Wat betreft de biobeschikbaarheid van verontreinigingen kon aangetoond worden, dat naast het gehalte aan microverontreinigingen ook bodemeigenschappen zoals het organisch stofgehalte, de zuurgraad en de redoxtoestand een belangrijke rol spelen.

Het onderzoek is erop gericht greep te krijgen op de mechanismen, die de verspreiding van microverontreinigingen bepalen. Dit is met name van belang voor beschrijving van het verloop van stofstromen, waarbij uiterwaarden en andere buitendijkse gebieden voornamelijk als "put" fungeren.

Bestudering van de invloed van microverontreinigingen op organismen moet leiden tot het opstellen van dosis-effektrelaties. Organismen kunnen vervolgens dienen als indicator voor de bodemtoestand en zodoende gebruikt worden ten behoeve van monitoring.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Mikroverontreinigingen in uiterwaarden

Microverontreiniging buitendijkse gebieden Noordelijk Deltabekken

Onderzoek slib in uiterwaarden

Typologie waterbodems

Gedrag radio-actieve-stoffen

Effecten bemesting uiterwaarden

2 Maatregelen met betrekking tot de waterbodem

1 Reiniging waterbodem

Doel van het onderzoek

Ontwikkeling van methoden om baggerslib/waterbodems te verwerken.

Omschrijving

In 1982 is begonnen met dergelijk onderzoek. Een eerste resultaat is scheiding door middel van hydrocyclonen. Er zal aandacht besteed moeten worden aan verdere reiniging en aan de toepasbaarheid van deelstromen die ontstaan.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Onderzoek reiniging waterbodems

Toepasbaarheid deelstromen na hydrocyclonage

J Baggeren

Doel

Onderzoek naar methoden om door baggeren tot verbetering van de waterkwaliteit te komen.

Een relevant project in dit kader is:

Onderzoek slibhuishouding Veluwemeer

K Speciedepots

Doel van het onderzoek

Het nagaan van de gevolgen van storten van verontreinigde baggerspecie in natuurlijke of kunstmatige depots; het verkennen van mogelijkheden om verspreiding van verontreinigd sediment te beperken.

Omschrijving

Bij baggeractiviteiten komt er jaarlijks ca. 5 miljoen ton min of meer verontreinigd slib beschikbaar waar een stortlokatie voor gevonden moet worden. De storting vindt veelal plaats in diepe putten. Over de gevolgen daarvan voor het bovenstaande oppervlaktewater en het aangrenzende grondwater is nog relatief weinig bekend. Het onderzoek omvat studie naar de gevolgen van storten voor de waterkwaliteit, bodem en het ecologisch functioneren van het beïnvloede gebied, in afhankelijkheid van de kwaliteit van de baggerspecie en de lokale omstandigheden.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Modelinstrumentarium baggerspeciestort diepe putten

Slibvang Ketelmeer

Slibdepots Noordelijk beltakken

Onderzoek Amerikahaven

L Grondwaterreiniging bij bodemsanering

Doel van het onderzoek

Het vaststellen van de uit kostenoogpunt en slibtransport beste wijze van behandelen van diverse verontreinigde grondwaterbronnen die ontstaan bij bodemsanering.

Omschrijving

In opdracht van Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA en het Ministerie van VROM is in 1985 een inventarisatie uitgevoerd naar projecten betreffende de behandeling van verontreinigd grondwater bij bodemsanering. Op basis van deze inventarisatie is op 2 mei jl. een workshop gehouden. De workshop heeft geresulteerd in een aantal aanbevelingen inzake onderzoek en beleid. Een onderzoekprogramma is opgesteld en omvat vooralsnog de volgende onderwerpen:

- voorspelling grondwaterkwaliteit bij sanering;
- optimalisatie fys./chem. zuiveringstechnieken;
- biologische zuivering op lokatie;
- nieuwe zuiveringstechnieken;
- behandeling van verontreinigd grondwater in communale zuiveringsinrichtingen.

Een aantal projecten is reeds in uitvoering. Een verdere invulling en uitwerking van het onderzoekprogramma wordt voorbereid door een stuurgroep.

De onderzoeken moeten resulteren in concrete zuiveringssystemen waarbij tegen redelijke kosten op een milieuhygiënische verantwoorde wijze verontreinigde grondwaterstromen kunnen worden behandeld.

Relevante projecten in dit kader zijn:

Voorspelling influentconcentraties en onttrekkingsduur bij grondwatersanering.

Behandeling van grondwater verontreinigd met aromaten en PAK's uit verontreinigd grondwater in een aërobe biologische zuivering.

Behandeling van grondwater verontreinigd met aromaten en PAK's in een oxydatiebed en upflow aëroob filter.

Biologische behandeling van grondwater verontreinigd met hexachloorcyclohexaan.