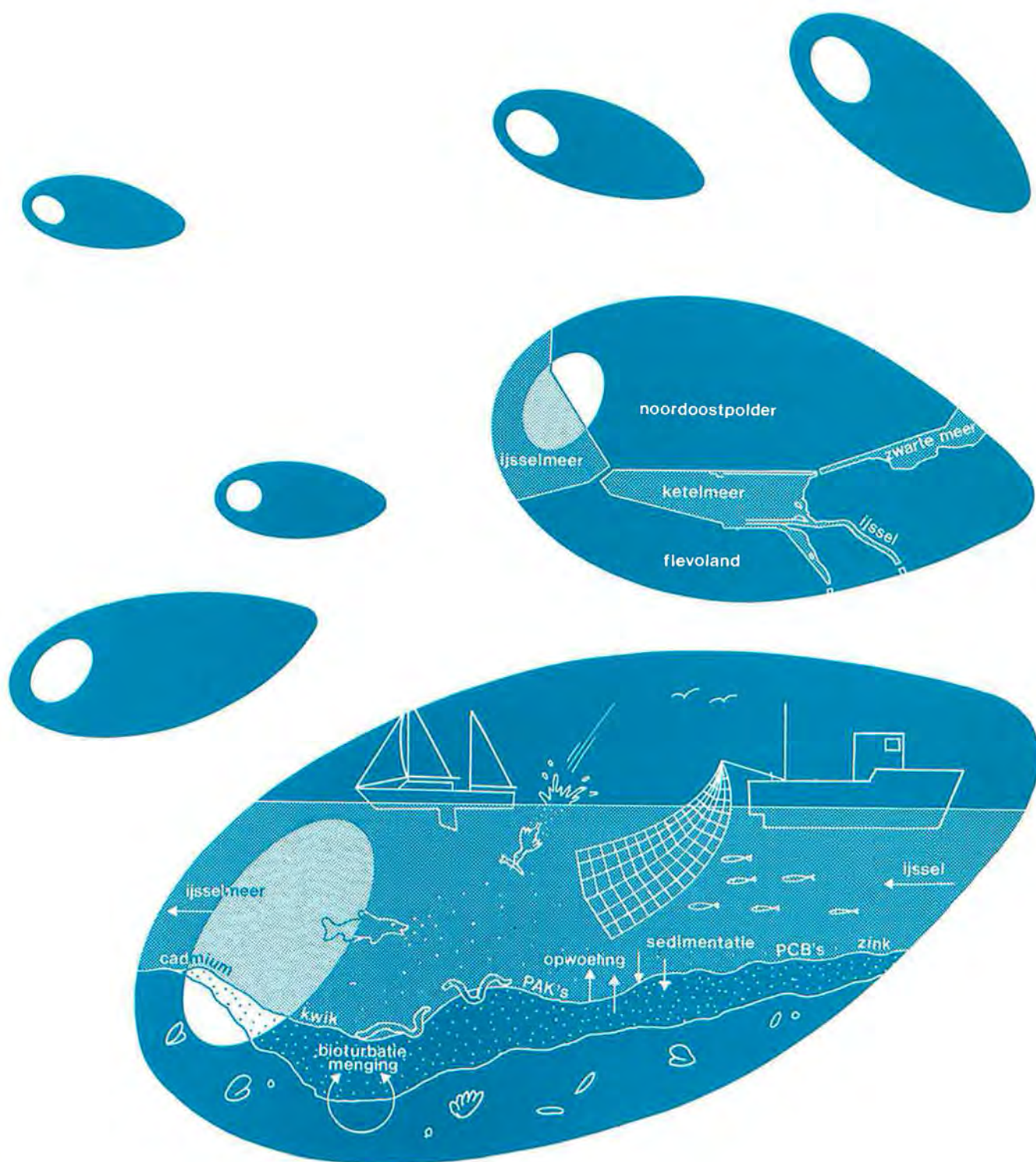




Integraal waterbeheer Ketelmeer saneringsonderzoek waterbodem Ketelmeer





Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Directie Flevoland

Integraal waterbeheer Ketelmeer saneringsonderzoek waterbodem Ketelmeer

Lelystad, maart 1992
ISBN 90-369-1095-1
Flevobericht 338

Postbus 600
8200 AP Lelystad

Smedinghuis
Zuiderwagenplein 2
Tel. (03200) 99111
Telex 40115
Telefax (03200) 34300

Verantwoording

Dit rapport wordt uitgebracht door Rijkswaterstaat, directie Flevoland. Het hierin gerapporteerde onderzoek is begeleid door de Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Deze projectgroep is door de Hoofdingenieur-directeur van Rijkswaterstaat directie Flevoland ingesteld om:

- door onderzoek meer kennis en inzicht te verkrijgen van de verschillende aspecten van het watersysteem Ketelmeer;
- met behulp van verkregen inzichten het integraal waterbeheer van het Ketelmeer beter gestalte te geven.

In de projectgroep zijn vertegenwoordigers opgenomen van een aantal betrokken Rijkswaterstaatsdiensten en andere overheidsinstanties (zie bijlage 1).

Omdat in de huidige situatie de verontreiniging van de waterbodem een cruciale factor is voor het functioneren van het Ketelmeer, is het onderzoek in eerste instantie vooral daarop gericht. Dit heeft geresulteerd in het voorliggende saneringsonderzoeksrapport (conform de Leidraad Bodembescherming), als vervolg op het eerder afgeronde nader onderzoeksrapport.

De onderzoeken met betrekking tot een aantal deel-aspecten van het saneringsonderzoek zijn in aparte deelrapporten van de projectgroep gerapporteerd.

Het voorliggende rapport geeft van dit alles een samenvattend overzicht en schetst de aanpak van het saneringsonderzoek. Eén en ander resulteert in een voorstel voor een gefaseerde sanering van de Ketelmeerbodem.

INHOUD

blz

SAMENVATTING	7
1 INLEIDING	9
1.1 Aanleiding en kader	9
1.2 Doel en inhoud van dit rapport	9
1.3 Verdere procedure van dit rapport	10
2 INVENTARISATIE VAN MOGELIJKE SANERINGSMETHODEN VOOR DE KETELMEERBODEM	11
2.1 Inleiding	11
2.2 Reiniging in de bodem zelf (in situ)	12
2.3 Ontgravingstechnieken	13
2.4 Scheiden en reinigen van ontgraven specie	15
2.5 Berging van ontgraven specie	16
2.6 Isolatiemethoden	16
3 BESCHRIJVING VAN DE SANERINGSALTERNATIEVEN	23
3.1 Inleiding	23
3.2 Het alternatief van voortzetting van het huidige beheer, de 'nul-optie'	24
3.3 Het beheer- of isolatiealternatief	24
3.4 Het verwijderingsalternatief	26
4 BEOORDELINGSCRITERIA	33
4.1 Inleiding	33
4.2 Aard en omvang van de verontreiniging	33
4.3 Risico's van verspreiding	35
4.4 Risico's voor volksgezondheid of milieu	37
4.5 Aantasting van de functies	39
4.6 Beheersbaarheid en controleerbaarheid	40
4.7 Kosten	41
5 AFWEGING EN KEUZE	45
5.1 De methode	45
5.2 De toegekende gewichten	45
5.3 Resultaten van de afweging	47
5.4 Keuze	50
6 VOORSTELLEN VOOR REALISERING	53
6.1 Inleiding	53
6.2 Voorbereiding	53
6.3 Fasering	53
6.4 Financiering	55
LITERATUURLIJST	57
LIJST VAN FIGUREN EN TABELLEN	59
BIJLAGE	61

Samenvatting

Het saneringsonderzoeksrapport is een vervolg op het rapport "Een eerste inventarisatie van de waterbodempkwaliteit van het Ketelmeer" (oktober 1988) en op het rapport "Nader onderzoek naar de waterbodem van het Ketelmeer" (januari 1992).

Het eerstgenoemde rapport geeft aan dat de waterbodem van het Ketelmeer ernstig verontreinigd is. In het tweede rapport wordt geconcludeerd, dat sanering nodig en urgent is en dat saneringsonderzoek dient te worden gestart.

In het saneringsonderzoeksrapport wordt eerst een algemeen overzicht gegeven van saneringsmethoden en -technieken (hoofdstuk 2). Voor de waterbodem van het Ketelmeer blijkt in principe een baggertechniek beschikbaar. Van de verschillende reinigingstechnieken blijkt alleen scheiding van Ketelmeersediment door middel van hydrocyclonage technisch tot de mogelijkheden te behoren. Het hiermee bereikte effect, uitgedrukt in volumewinst, is echter marginaal, zodat eenmaal ontgraven specie (grotendeels) in een speciedepot geborgen dient te worden. Van de isolatietechnieken is alleen afdekking aan de bovenzijde in principe toepasbaar.

In hoofdstuk 3 worden naast het referentie-alternatief (nul-optie) twee alternatieven voor sanering ontwikkeld. Het ene alternatief gaat uit van zo goed mogelijke isolatie van de verontreiniging, het andere van verwijdering van het vervuilde slib (baggeren en bergen). Binnen deze alternatieven wordt een aantal varianten beschreven, die onder meer verschillen in oppervlakte van het te saneren gebied.

In hoofdstuk 4 worden de alternatieven en varianten getoetst aan een aantal criteria: aard en omvang van de verontreiniging, risico's van verspreiding, risico's voor volksgezondheid of milieu, aantasting van de gebruiksfuncties, beheersbaarheid en controleerbaarheid en kosten.

In hoofdstuk 5 komt de afweging van de alternatieven en varianten aan de orde. Deze afweging vindt plaats door middel van vergelijking aan de hand van de bovengenoemde criteria. Om verschillen in waardering (bijv. milieubelang, financieel belang) tot uitdrukking te kunnen brengen, wordt gewerkt met wisselende gewichten per criterium. De afweging resulteert in het voorstel de Ketelmeerbodem te saneren door middel van baggeren, met uitzondering van het oostelijk zandgebied en de voormalige zandwinputten. Het gaat hierbij om een hoeveelheid van ruim 10 miljoen m³ (in situ) vervuilde specie. De kosten van deze operatie zullen, inclusief berging, liggen in de orde van 300 miljoen gulden.

In hoofdstuk 6 tenslotte worden voorstellen gedaan voor een gefaseerde uitvoering. Het meest urgent is sanering van de vaargeul en van de gebieden bij Ketelhaven en Schokkerhaven. Deze eerste stap zou, na realisatie van het speciedepot, plaats kunnen vinden in de jaren 1995 - 1998. In 1996/1997 kan definitief besloten worden over sanering van de overige delen, waarbij de ervaringen van de eerste uitvoeringsfase kunnen worden betrokken.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en kader

In de zomer van 1990 is door de Ministers van Verkeer en Waterstaat en van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer het Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren 1991-2000 [1] aan de Tweede Kamer aangeboden. In dit programma wordt een overzicht gegeven van locaties in de rijkswateren, waarvan de waterbodembodem ernstig verontreinigd is.

Eén van deze locaties is het Ketelmeer. Hier zijn gedurende de afgelopen decennia grote hoeveelheden verontreinigd slib afgezet, met name afkomstig uit het geïndustrialiseerde achterland van de Rijn.

Dit rapport is een vervolg op het rapport "Een eerste inventarisatie van de waterbodembodemkwaliteit van het Ketelmeer" [2] en op het rapport "Nader onderzoek naar de waterbodembodem van het Ketelmeer" [3].

Het eerstgenoemde rapport geeft aan dat de waterbodembodem van het Ketelmeer ernstig verontreinigd is. In het tweede rapport wordt geconcludeerd, dat sanering nodig en urgent is en dat saneringsonderzoek dient te worden gestart.

Het onderhavige rapport geeft aan op welke wijze de sanering van de Ketelmeerbodem kan worden uitgevoerd en wordt een afweging en een keuze gemaakt.

De drie rapporten tezamen passen in de structuur, zoals voor de bodemsanering beschreven in de Leidraad Bodembescherming [4]: oriënterend onderzoek, nader onderzoek, saneringsonderzoek.

1.2 Doel en inhoud van dit rapport

Uitgangspunten bij het bodemsaneringsbeleid zijn de begrippen multifunctionaliteit en duurzame ontwikkeling. De waterbodembodem van het Ketelmeer dient weer in een zodanige toestand te komen, c.q. te worden gebracht, dat dit meer in de toekomst zo goed mogelijk de functies kan uitoefenen, die daaraan door het beleid worden toegekend. Met het oog daarop dienen de bestaande, ernstige risico's voor de volksgezondheid of het milieu zoveel mogelijk te worden weggenomen.

Sanering is alleen zinvol als de aanvoer van verontreinigingen op een zodanig laag peil ligt en blijft, dat geen nieuwe onaanvaardbare verontreiniging op de saneringslocatie ontstaat.

In het Nader Onderzoeksrapport [3] is aangegeven, dat de kwaliteit van het door de IJssel aangevoerde zwevend stof in 1995 en volgende jaren in klasse 2 zal vallen. Daarna zal deze kwaliteit langzaam verder verbeteren. Echter ook op de langere termijn is de doelstelling multifunctionaliteit (klasse 1) in dit gebied aan het uiteinde van het Rijnstroomgebied niet voor 100 % haalbaar. Wel is in het Ketelmeer een waterbodembodemkwaliteit haalbaar, die vergelijkbaar is met de kwaliteit van de omliggende gebieden Randmeren en IJsselmeer (klasse 1 à 2).

In het Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren [1] wordt ten aanzien van dit punt het volgende gesteld: "Wanneer daadwerkelijk tot sanering wordt overgegaan, kan de situatie per saneringsgeval zodanig zijn, dat het doel van een multifunctionele bodembodem niet (volledig) kan worden bereikt. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn in sedimentatiegebieden, indien de lokale achtergrondgehalten de referentiewaarden te boven gaan".

Dit houdt in dat voor de Ketelmeerbodem saneringsmaatregelen beoordeeld zullen worden op het bereiken van de toetsingswaarde (bovengrens klasse 2).

In dit rapport wordt eerst een overzicht gegeven van toepasbare saneringsmethoden en -technieken. Nagegaan wordt welke daarvan voor de waterbodembodem van het Ketelmeer geschikt zijn (hoofdstuk 2). Vervolgens komt een drietal alternatieven aan de orde. Twee van deze alternatieven zijn samengesteld uit de saneringsmethoden, die in hoofdstuk 2 geschikt werden bevonden. Het ene alternatief gaat uit van zo goed mogelijke isolatie van de verontreiniging, het andere van verwijdering van het vervuilde slib (baggeren en bergen). Binnen deze alternatieven wordt ook een aantal varianten beschreven. Daarnaast is als alternatief meegenomen de zogenoemde nul-optie, waarbij niets aan de verontreiniging wordt gedaan (hoofdstuk 3).

De drie alternatieven en hun varianten verschillen in effectiviteit van de sanering, in beheersbaarheid en controleerbaarheid van de verkregen oplossing en in kosten. Deze verschillen zijn van belang voor de beoordeling van de diverse oplossingen aan de hand van criteria. De beoordelingscriteria worden

beschreven en de mate, waarin de alternatieven en varianten daaraan voldoen, wordt zo goed mogelijk in kaart gebracht (hoofdstuk 4).

Daarna komt de afweging van de alternatieven en varianten aan de orde. Deze afweging vindt plaats door middel van vergelijking aan de hand van de in hoofdstuk 4 vermelde criteria. Om verschillen in waardering (bijv. milieubelang, financieel belang) tot uitdrukking te kunnen brengen, wordt gewerkt met wisselende gewichten per criterium. De afweging resulteert in een voorstel voor een saneringsoplossing (hoofdstuk 5).

Tenslotte komen de fasering en financiering van de voorgestelde saneringsoplossing aan de orde (hoofdstuk 6).

1.3 Verdere procedure van dit rapport

Dit rapport vormt de basis voor een beslissing over de wijze van sanering van de Ketelmeerbodem. Omdat het Ketelmeer rijkswater is, wordt deze beslissing genomen door de Minister van Verkeer en Waterstaat. Voordat de Minister de beslissing neemt, worden eerst de betrokken besturen in de gelegenheid gesteld hun visie te geven en wordt dit rapport tevens in de inspraak gebracht.

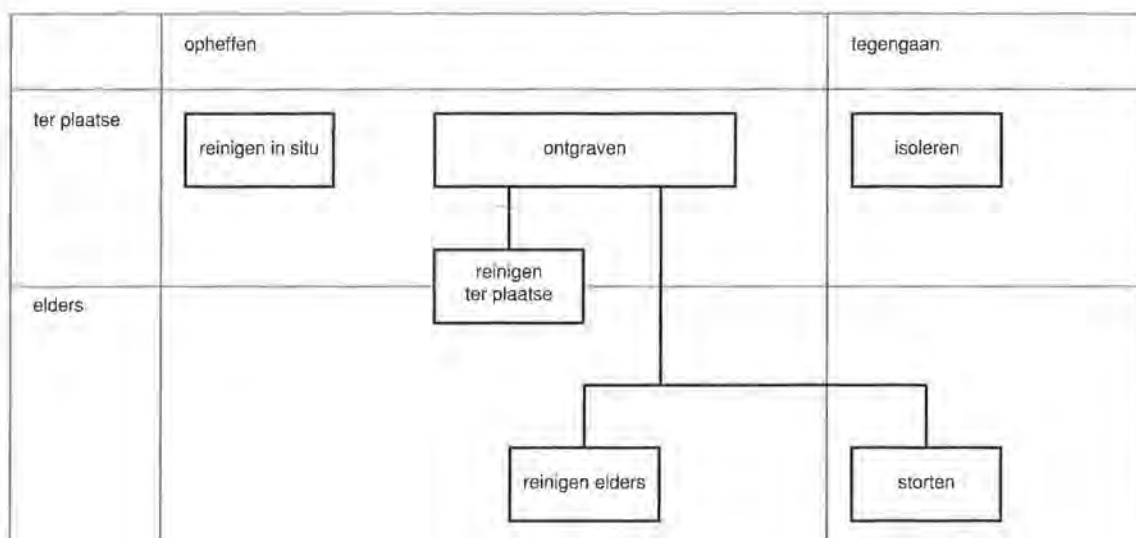
2 Inventarisatie van mogelijke saneringsmethoden voor de Ketelmeerbodem

2.1 Inleiding

Sinds de jaren tachtig is er vanuit de droge bodemsanering een groot scala aan bodemsaneringsmethoden en -technieken ontwikkeld. Eind jaren tachtig is deze ervaring aangevuld met een bescheiden ontwikkeling van het reinigen van de waterbodems [5,6].

Dit hoofdstuk gaat in op de verschillende methoden, waarbij de systematiek van de Leidraad Bodembescherming zal worden gevolgd. Figuur 1 geeft een overzicht van de in aanmerking komende methoden en van de relaties daartussen.

De Leidraad Bodembescherming [4] geeft een duidelijke prioriteit aan het verwijderen van de verontreiniging uit de bodem door reinigen (opheffen). Is dit om milieuhygiënische redenen niet zinvol of om technische en/of financiële redenen onmogelijk, dan moet gezocht worden naar een geschikte methode om de verspreiding van en de mogelijkheid tot contact met de verontreiniging zo veel mogelijk te beperken (tegengaan).



Figuur 1. Globaal overzicht bodemsaneringsmethoden en -technieken, naar [4].

Voor het opheffen van de verontreiniging van een vervuiling zijn er in principe twee mogelijkheden, te weten:

- reiniging in de bodem ("in situ");
- ontgraving en vervolgens reiniging ter plaatse ("on site") of elders.

Het principe van in situ technieken is dat de bodem intact wordt gelaten. De verontreiniging wordt losgeweekt uit het sediment en vervolgens óf in de bodem afgebroken, óf door middel van een geschikt transportmiddel naar de oppervlakte gebracht om daar verder te worden verwerkt.

Bij reiniging ter plaatse (on site) wordt in tegenstelling tot het in situ reinigen de bodemstructuur wel verbroken door ontgraving. Vervolgens wordt de verontreiniging ter plekke losgemaakt en gescheiden van het sediment en afgebroken of verwerkt. Het gereinigde sediment kan daarna direct worden teruggestort of hergebruikt.

Dezelfde reinigingstechnieken als bij reiniging ter plaatse kunnen ook elders worden toegepast. Het enige verschil is, dat bij reiniging ter plaatse het verontreinigde slib niet getransporteerd hoeft te worden en in het geval van elders reinigen wel.

Bij al deze methoden is het doel herstel van de multifunctionaliteit van de bodem. Dit houdt in, dat de grond in principe tot de referentiewaarde, c.q. de algemene milieukwaliteit dient te worden gereinigd (zie in dit verband echter de nuancering, die voor de Ketelmeerbodem is gegeven in paragraaf 1.2).

Indien reinigen in de bodem zelf (in situ), ter plaatse (on site) of elders niet mogelijk is, zijn er twee mogelijkheden om de gevolgen van de verontreiniging tegen te gaan:

- ontgraven en elders storten;
- ter plekke isoleren.

Voor het ontgraven van een verontreinigde bodem onder water komen vooral die baggertechnieken in aanmerking, waarbij verspreiding van verontreiniging zoveel mogelijk wordt voorkomen (milieu-vriendelijke baggertechnieken).

Storten houdt in het tijdelijk of definitief opbergen van de verontreinigde grond. De stortplaats dient te voldoen aan criteria met betrekking tot isolatie, beheersing en controle (IBC-criteria).

Als methoden om de verontreiniging ter plekke te isoleren komen zowel civieltechnische (bijv. afdekking) en geohydrologische (beheersing van de grondwatersituatie) methoden, als immobilisatie (binding van de verontreiniging aan bodemdeeltjes) in aanmerking. Omdat in het Ketelmeer van nature slib wordt afgezet, zal ook isolatie door natuurlijke afdekking worden besproken. Daarnaast zullen de mogelijkheden van een slibvang worden nagegaan.

Ook bij isolatie ter plekke dient zoveel mogelijk te worden voldaan aan IBC-criteria.

Dit hoofdstuk behandelt successievelijk de hierboven genoemde groepen methoden en technieken. Daarbij wordt ingegaan op toepasbaarheid van de verschillende methoden op de sanering van de waterbodem in het algemeen en die van het Ketelmeer in het bijzonder.

2.2 Reiniging in de bodem zelf (in situ)

Bij deze technieken wordt de bodem intact gelaten en wordt de verontreiniging losgeweekt uit het sediment en vervolgens afgebroken of verwerkt.

De werkingsprincipes van deze technieken zijn gebaseerd op het breken van de band tussen de verontreinigde stof en het bodemdeeltje. De aard en sterkte van de band zijn per stof verschillend, het verbreken ervan derhalve ook. De meeste verbindingen tussen bodemdeeltje en verontreiniging verkeren in een fysisch-chemisch evenwicht met hun omgeving. In het natte milieu is dit het poriewater. Het bestaande evenwicht kan worden beïnvloed door:

- verdringing van de verontreiniging door een andere verbinding;
- concentratieverlaging van de component in het poriënwater;
- verandering van de ligging van het oorspronkelijk evenwicht door zuurgraad (pH) en/of temperatuursverandering;
- toepassing van een speciale extractie-vloeistof in plaats van water.

Organische verbindingen kunnen zowel aan de organische humeuze fractie of aan de fijne fractie (lutum) zijn gebonden. Afhankelijk van hun specifieke eigenschappen kunnen ze zich redelijk mobiel gedragen. Ondanks het feit dat deze organische verbindingen over het algemeen erg persistent zijn, zijn er micro-organismen, die deze verbindingen kunnen afbreken tot minder schadelijke componenten. De meeste van deze bacteriën zijn echter zuurstofminnend, terwijl de waterbodem groten-deels zuurstofarm of helemaal zuurstofloos (anaeroob) is.

Zware metalen kunnen door middel van zogenaamde electro-reclamatie of door middel van een zure extractie mobiel worden gemaakt en uit de bodem worden verwijderd.

Een waterbodem verkeert echter over het algemeen in een gereduceerde toestand (behalve een toplaag van hooguit enkele centimeters). De oplosbaarheden van de meeste zware metalen zijn bij dergelijke omstandigheden laag, omdat ze dan als sulfide aan het sediment zijn gebonden.

Verontreinigd riviersediment, zoals voorkomt in het Ketelmeer, bestaat uit een cocktail van verschillende stoffen (zowel zware metalen, als PCB's en PAK's). Een door een bepaalde maatregel bewerkstelligde evenwichtsverandering kan leiden tot het oplossen van een bepaalde stof, terwijl een andere stof in het mengsel daarop niet reageert of juist tegengesteld reageert. Dit maakt het in situ reinigen van dergelijk sediment tot een zeer gecompliceerde zaak. Op dit moment zijn hiervoor nog geen op de schaal van het Ketelmeer bruikbare technieken beschikbaar, en het is de vraag of deze op de langere termijn wel ooit beschikbaar zullen komen.

Al met al leidt dit tot de conclusie, dat dergelijke oplossingsmethoden (die in de droge bodemsanering op beperkte schaal toepassing vinden) voor de sanering van de waterbodem van het Ketelmeer niet toepasbaar zijn.

2.3 Ontgravingstechnieken

In de waterbodemsanering levert ontgraving meer en andere problemen op dan bij de droge bodemsanering. Het tijdelijk droogzetten van een saneringslocatie is hooguit in enkele speciale, kleinschalige gevallen mogelijk; voor het Ketelmeer is dat zeker niet het geval. Er zal dus in water moeten worden gewerkt, hetgeen zijn eigen specifieke eisen stelt. Eisen samenhangend met het saneringsdoel zijn:

- vermeden moet worden dat fijn verontreinigd slib zich in aanmerkelijke mate door omwoeling ten gevolge van het baggeren verspreidt;
- evenzo moet worden voorkomen, dat door mors weer een laag vervuilde specie op de bodem komt te liggen;
- er dient nauwkeurig en selectief te worden gebaggerd, zodat geen verontreinigde laag specie blijft liggen.

Door deze laatste eis kan tevens de hoeveelheid vrijkomende verontreinigde grond zo gering mogelijk worden gehouden, wat een gunstige invloed heeft op de kosten van verdere verwerking en/of deponie. Om dezelfde reden dient de verdunning van het opgebaggerde materiaal met water minimaal te zijn (maximale mengseldichtheid).

Voor het baggeren in het algemeen bestaat een groot aantal technieken. Iedere techniek heeft zijn specifieke voor- en nadelen, afhankelijk van: grootte van de locatie en te baggeren hoeveelheid, bodemgesteldheid, te baggeren laagdikte, transport-afstand en maximale mengseldichtheid.

In het rapport Onderzoek baggertechnieken en kosten voor sanering Ketelmeer [7] wordt een overzicht gegeven van mogelijk toepasbare baggertechnieken voor het saneren van de vervuilde waterbodem in het Ketelmeer.

Toetsing aan de bovengestelde criteria, rekening houdend met de situatie op het Ketelmeer, levert bij de huidige stand van de techniek twee meest geschikte typen baggermaterieel op. Dit zijn de schijfbodemcutter en de hydraulische kraan op de ponton (zie tabel 2.1).

Tabel 2.1 Overzicht van twee voor het Ketelmeer in aanmerking komende baggertechnieken in relatie tot criteria voor saneringsbaggeren [7].

selectiecriteria	schijfbodemcutter met leidingtransport	hydraulische grijperkraan met baktransport
nauwkeurigheid	10 cm overdiepte nodig;	20 cm overdiepte nodig;
selectiviteit (dunne lagen)	continu proces en sturing geschiedt op basis van actuele bodemligging;	discontinu proces en sturing geschiedt op basis van te voren opgestelde bodemligging op kaart;
vertroebelingstoename	naar verwachting zo goed als geen vertroebeling i.v.m. de lage verhaalsnelheid, lage draaisnelheid van de cutter en er is geen contact tussen gebaggerde specie en het water;	de grijperkraan maakt in feite veel vertroebeling bij het losmaken van de grond en contact met het water tijdens vert. transport; door gebruik slibscherm wordt vertroebeling beperkt; theorie is goed, praktijk is anders;
mors (schone bodem)	weinig mors a.g.v. rustig en continu zuigproces met leidingtransport en lage vertroebeling, naar schatting ca. 5 cm;	veel mors a.g.v. discontinu proces en extreme vertroebeling binnen slibscherm; bovendien mors door overslag en baktransport; naar schatting ca. 10 à 15 cm;
mengselconcentratie	door verdunning met water ontstaat een bulkfactor van 1.3;	door verdunning met water ontstaat een bulkfactor van ca. 1.1 voor bulkbaggeren en 1.15 voor selectief baggeren;
veiligheid	een gesloten veilig systeem met leidingtransport;	een onveilig systeem, open transport door water en lucht;
toepassingsmogelijkheden	in kleine vakken (jachthavens e.d.) minder geschikt;	geschikt voor kleine baggervakken;
betrouwbaarheid a.g.v. grof vuil	nog geen ervaring, vermoedelijk enige problemen;	minder gevoelig voor grof vuil
grondsoorten	geschikt voor alle slibsoorten, ook met hoge bezwijkwaarde; nog geen ervaring met klei-achtige grond;	geschikt voor harde klei-achtige grondsoorten, minder geschikt voor slap slib;

Op basis van deze gegevens wordt de schijfbodemcutter (figuur 2) aanbevolen voor saneringsbaggeren van grote oppervlakken op open water, terwijl voor het opschonen van havens de hydraulische kraan het meest geschikt wordt geacht. Op plekken, waar dikke lagen moeten worden verwijderd, kan grover materiaal worden ingezet: op het Ketelmeer wordt bijv. bij eventuele sanering van de volgeslibde zandwinputten inzet van een cutterzuiger geadviseerd.

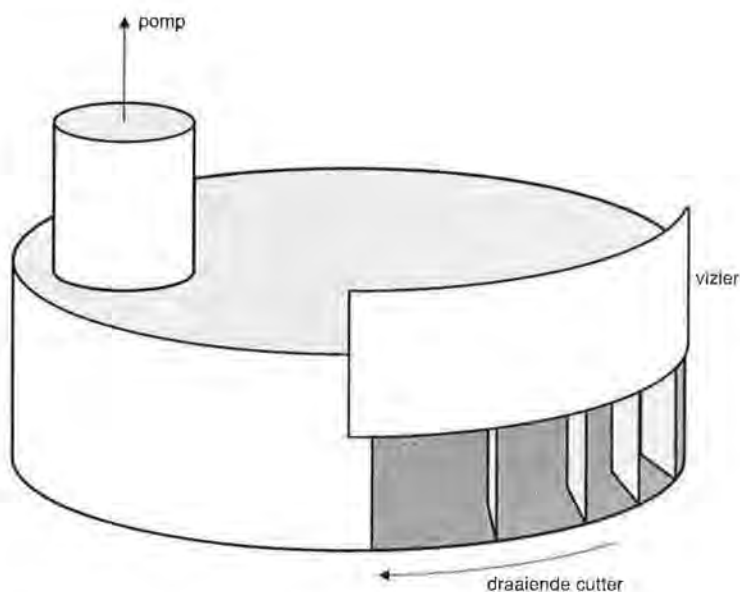
In het kader van het Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW) is een proef gedaan met een gemodificeerde schijfbodemcutter, waarbij nog beter aan de gestelde criteria kan worden voldaan. Bij deze proef (in een haven in Zierikzee) kon geen vertroebelingstoename ten gevolge van het baggeren worden geconstateerd, terwijl ook geen morslaag op de bodem achterbleef [6].

Geconcludeerd wordt dan ook, dat voor ontgraving van de verontreinigde Ketelmeerbodem in elk geval één techniek beschikbaar is (wellicht zullen uit lopend onderzoek naar milieuvriendelijke baggermethoden meer technieken beschikbaar komen). Bij deze conclusie worden nog de volgende kanttekeningen geplaatst [7]:

- de schijfbodemcutter dient nog te worden onderzocht op zijn gedrag bij de in het Ketelmeer voorkomende sedimentsamenstelling; wellicht zijn nog aanpassingen nodig;
- de bestaande schijfbodemcutter heeft een relatief lage dagproductie en dient daarom bij toepassing op (delen van) het Ketelmeer te worden opgeschaald.

Een specifiek probleem bij saneringsbaggeren van een groot gebied als het Ketelmeer is verder, dat door natuurlijke opwerveling verspreiding van verontreinigd slib kan optreden van nog ongesaneerde gebieden naar reeds geschoonde gebieden. Dit zou er in het ergste geval toe kunnen leiden, dat op bepaalde plekken een tweede keer zou moeten worden gebaggerd.

Om dit zoveel mogelijk te voorkomen, dient hiermee bij de opstelling van een concreet baggerplan rekening te worden gehouden. Dit kan bijv. door middel van een goede fasering, waarbij zoveel mogelijk rekening wordt gehouden met de overheersende stromingen in het meer.



Figuur 2. Werktekening van een schijfbodemcutter [8].

De ontgraven specie kan in principe ter plaatse gereinigd en teruggestort worden of naar elders vervoerd.

Het transport van de specie (bij verwerking elders en/of deponie) kan dan afhankelijk van de situatie worden uitgevoerd via een pijpleiding of met bakken. Milieuhygiënisch en uit een oogpunt van veiligheid verdient vervoer via een pijpleiding de voorkeur, omdat dit een gesloten systeem is. Daarbij is aandacht voor het vermijden van lekken noodzakelijk. Bij baggeren met een hydraulische kraan is

volledig transport via een pijpleiding niet mogelijk. In dit geval kan de specie het beste in gesloten bakken (elevatorbakken) worden overgebracht en getransporteerd. Onderlossers zijn nooit helemaal dicht, waardoor vervuilde specie tijdens het transport kan weglekken. Voor een beschrijving van de genoemde bagger- en transportapparatuur zie [7].

2.4 Scheiden en reinigen van ontgraven specie

Hieronder wordt zowel reiniging ter plekke (on site) als elders begrepen.

In theorie is een groot aantal reinigingstechnieken voor vuile grond mogelijk. In de praktijk blijkt, ook in de droge bodemsanering, het aantal technieken, dat daadwerkelijk toepasbaar is en tevens goede resultaten geeft, veel minder groot. Dit is mede afhankelijk van de soorten verontreiniging [4]. Zo is met zware metalen verontreinigde grond alleen (potentieel) reinigbaar, als het om zandig materiaal gaat. Voor organische microverontreinigingen zijn er wat meer mogelijkheden: hiervoor kunnen thermische technieken (verbranding) worden ingezet, terwijl er voor enkele groepen stoffen ook mogelijkheden zijn voor toepassing van chemische (extractieve) of biologische technieken.

Voor de waterbodem staat de ontwikkeling van reinigingstechnieken nog in de kinderschoenen. Na de eerste fase van het Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW, [6]) is geconcludeerd, dat op dit moment de enige op praktisch schaal uitvoerbare techniek hydrocyclonage is. Als veelbelovende technieken zijn verder uit dit onderzoek naar voren gekomen:

- biologische reiniging van de na hydrocyclonage resterende lichte fractie in een beluchtingsbassin;
- biologische reiniging van specie door middel van landfarming;
- schuimscheiding/flotatie en gravitatie behandeling van de na hydrocyclonage resulterende zware fractie.

Deze methoden gelden voor met polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) en/of olie verontreinigde specie. Toepassing op praktisch schaal hiervan vergt echter nog een aantal jaren onderzoek en ontwikkeling. Dit geldt des te meer voor behandeling van specie met een mengsel aan verontreinigingen, zoals de Ketelmeerspecie met zowel metalen als PAK's en polychloorbifenylen (PCB's). Voor het Ketelmeer zijn deze methoden dus niet relevant.

Een hydrocycloon is een apparaat dat scheidt op basis van de sedimentatiesnelheidsverschillen tussen de verschillende fracties. Daartoe wordt de gebaggerde specie eerst door middel van verdunning met water in suspensie gebracht. De zware fractie verzamelt zich onderin de cycloon en wordt daar afgevoerd, de bovenstroom bevat de lichtere fractie.

Hydrocyclonage is dus een vorm van fractiescheiding. Fractiescheiding kan met twee doelen worden toegepast:

- afscheiding van een voor hergebruik geschikte schone fractie, met als gevolg een verkleining van de hoeveelheid te verwerken/storten specie;
- het afscheiden van fracties, die voor bepaalde vormen van verwerking/reiniging in aanmerking komen.

Uitgangspunt voor fractiescheiding van verontreinigde bagger is dat de verontreinigingen zich selectief binden aan bepaalde korrelgroottefracties van het sediment. Doorgaans zullen verontreinigingen zich selectief binden aan de kleinere fracties (lichtere deeltjes), zoals het lutum en het organische materiaal. De grovere fracties (zwaardere deeltjes) zijn over het algemeen schoner.

De toepassing van hydrocyclonage op Ketelmeerspecie is in eerste instantie globaal bekeken met behulp van een simulatie-model [7]. Daarbij werd uitgegaan van de gemiddelde korrelgrootteverdeling van het Ketelmeersediment. Dit leidde tot de conclusie, dat bij een tweetraps-hydrocyclonage 36 % voor hergebruik geschikt zand kan worden afgescheiden.

Vervolgens is met behulp van de zogenoemde fingerprint-methode van Serasea (aanbevolen in [6]) nader onderzoek gedaan met sediment, dat vlak voor de monding van het Keteldiep is gesedimenteerd en dat wat meer zand bevat dan het gemiddelde Ketelmeersediment. De conclusie van dit onderzoek is, dat op droge-stof-basis ongeveer 40 % zand kan worden afgescheiden, waarvan de kwaliteit voldoet aan de normen voor niet-vormgegeven bouwstoffen uit het Ontwerp-Bouwstoffenbesluit van zomer 1991. Dit gedeelte is dus geschikt voor hergebruik [28].

De diverse fracties resterend slib (de bovenlopen van de hydrocyclonen) bevatten in alle gevallen een mengsel van allerlei verontreinigingen, zodat ze niet in aanmerking komen voor verdere reinigingsstappen. Dit overgebleven slib is uiteraard gemiddeld vuiler dan de oorspronkelijke specie.

Als op deze wijze zandafscheiding zou worden toegepast, zal dit voor het volume van de specie leiden tot 15% afname ten opzichte van het oorspronkelijke volume. Hiervoor dient echter eerst het ten behoeve van de hydrocyclonage toegevoegde water weer uit het slib te worden verwijderd. Een geschikte methode hiervoor [6] is de zogenoemde duovlokkings, waarbij door toevoeging van flocculant een snelle sedimentatie van het slib optreedt. Het aldus gesedimenteerde slib heeft vrijwel dezelfde consolidatie-eigenschappen als de totale specie. De geboekte volumewinst is dan vrijwel gelijk aan het volume zand, dat wordt verwijderd (dus 15 %). Dit geldt dan voor de ten opzichte van het overige Ketelmeerslib relatief zandige specie bij de Ketelmond. Voor andere delen van het Ketelmeer zal het resultaat lager liggen.

Geconcludeerd kan worden, dat van de verschillende reinigingstechnieken alleen scheiding van Ketelmeersediment door middel van hydrocyclonage technisch tot de mogelijkheden behoort. Het hiermee bereikte effect (hooguit 15 % volumewinst voor een bergingslocatie, maar bij een reële saneringsvariant zeker minder) is echter marginaal. Daarbij dient ook het milieurendement te worden betrokken. De kosten en moeite, niet alleen financieel maar ook milieuhygiënisch, die benodigd zullen zijn voor hydrocyclonage dienen te worden vergeleken met (bijvoorbeeld) het graven van extra bergingsvolume. In dit verband is ook de technische ontwikkeling op het gebied van hydrocyclonage van belang.

Dit alles overwegend, wordt op dit moment niet uitgesloten, dat voor specifieke hoeveelheden van het Ketelmeerslib wellicht hydrocyclonage kan worden toegepast. Omdat echter het resultaat van een dergelijke toepassing marginaal zal zijn, wordt er bij de ontwikkeling van saneringsvarianten in dit rapport geen rekening mee gehouden.

2.5 Berging van ontgraven specie

De mogelijkheden voor berging van verontreinigde specie in het Ketelmeergebied zijn momenteel onderwerp van een projectstudie annex milieu-effect-rapportage. In de eerste fase van deze studie is een groot aantal depotvarianten bekeken op milieu-effecten, natuur en landschap, IBC-criteria, gevolgen voor de gebruiksfuncties en kosten.

Deze fase heeft na afweging geresulteerd in een variant, die door de initiatiefnemer als meestbelovend wordt gezien. Het betreft een depot in de vorm van een eiland, met berging van specie in een daartoe eerst gegraven diepe put, waarbij de specie tot boven de grondwaterspiegel wordt aangebracht. Daarbij wordt (een deel van) de uit de put vrijkomende schone grond gebruikt om een ringdijk te maken. Als beste locatie voor een dergelijk depot komt het gebied tussen Ketelhaven en Schokkerhaven naar voren. De code-aanduiding voor deze variant is in het MER: Epb (Eilanddepot met berging in een put en boven water).

Voor verdere informatie over deze variant wordt verwezen naar de projectnota/MER [9].

In het onderhavige rapport zal, waar relevant, gebruik worden gemaakt van de gegevens van deze variant Epb.

2.6 Isolatiemethoden

2.6.1 Inleiding

Onder isolatiemethoden worden verstaan al die methoden waarbij het contact tussen verontreiniging en omgeving tot een minimum wordt teruggebracht. De feitelijke bron wordt hierbij dus ongemoeid gelaten en er wordt vooral gepoogd de effecten van de verontreiniging op de omgeving tot een minimum te beperken.

Dergelijke methoden vormen in milieuhygiënisch opzicht een tweede keus, omdat de multifunctionaliteit van de bodem niet wordt hersteld. Dit betekent, dat gebruiksbependingen voor het geïsoleerde gebied noodzakelijk zullen zijn, en dat blijvende aandacht moet worden geschonken aan beheer van

isolerende voorzieningen en controle van het omringende milieu [4]. Toch wordt isolatie in de praktijk veel toegepast, met name onder die omstandigheden waarbij ontgraving grote milieuhygiënische of technische problemen mee brengt, of indien verwijdering uit financieel-economisch gezichtspunt onaanvaardbaar is.

Verspreiding van de verontreiniging kan in principe worden verminderd door enerzijds het wegnemen van de potentiaal voor transport van de verontreiniging en anderzijds door het verhogen van de weerstand tegen transport. Er kunnen drie soorten methoden worden onderscheiden, te weten:

- civieltechnische isolatie-technieken; hiertoe behoren bovenafdekking en verticale afschermings-technieken;
- geohydrologische isolatie-technieken; deze bestaan uit een aangepast grondwaterbeheer, zodat verspreiding van verontreiniging met het grondwater wordt tegengegaan;
- fysisch-chemische isolatie-technieken, ook wel immobilisatie genoemd; hierbij wordt door injectie van chemicaliën de verontreiniging aan de gronddeeltjes gebonden.

Immobilisatietechnieken verkeren voor de droge bodem nog in een onderzoeksstadium. Voor immobilisatie van verontreinigingen in een waterbodem wordt wel geëxperimenteerd met immobilisatie van fosfaten; echter voor immobilisatie van organische microverontreinigingen of metalen is nog geen toepasbare techniek bekend. Immobilisatie ter plekke valt daarom als mogelijkheid af.

In de hiernavolgende paragrafen zullen de civieltechnische en geohydrologische isolatie-technieken aan de orde komen. Omdat het Ketelmeer sedimentatiegebied is van de IJssel, zal ook worden ingegaan op de mogelijkheden van natuurlijke afdekking. Tenslotte wordt behandeld de mogelijkheid van een "slibvang" ter beperking van de verspreiding van verontreinigd slib naar het IJsselmeer.

2.6.2 *Civieltechnische isolatie*

Hiertoe behoren bovenafdekking door middel van afsluitende lagen en verticale afscherming met behulp van diverse soorten damwanden.

Bovenafdekking bij landbodems

Deze bestaat in zijn eenvoudigste vorm uit een afdeklaag van schone grond, waardoor contact met en verspreiding van de verontreiniging naar de bovenzijde worden tegengegaan. In saneringsgevallen op het land, waarbij wordt uitgegaan van extensief gebruik door de mens of van beworteling door aangebrachte beplanting, kan dit uitgroeien tot een 1,5 à 2 m dikke "leeflaag".

Dergelijke lagen laten echter gemakkelijk neerslagwater door naar het vervuilde pakket, dat vervolgens aan de onderzijde als verontreinigd water kan uittreden. Om dit te beheersen worden ook wel folies of slechtdoorlatende lagen (bijv. bentoniet) toegepast. Ook combinaties van een leeflaag en een slechtdoorlatende laag worden toegepast. Daarbij is dan onderin de leeflaag een drainagelaag nodig om het neerslagoverschot af te voeren.

Afdeklagen bij waterbodems

Voor een waterbodem is afdekking met een schone laag grond in de praktijk van de waterbodemsanering alleen in enkele specifieke gevallen toegepast (chemische brandplaats Diemerzeedijk, op zeer ondiep water; Lateraalkanaal in Limburg als afdekking van een speciéstort [10]). Daarnaast is er, buiten de bodemsanering, ervaring met het aanbrengen van lagen grond onder water, ook in gevallen met slappe sliblagen.

Van groot belang is hierbij, net als bij het baggeren, dat opwerveling en verspreiding van verontreinigd slib wordt tegengegaan. Daarnaast zal rekening moeten worden gehouden met een zekere menging van het onderste deel van een aan te brengen grondlaag met de oorspronkelijke top laag; dit zal met name optreden, als relatief grof materiaal (bijv. zand) wordt aangebracht op een slappe sliblaag met veel fijn materiaal. Dit kan worden opgelost door hetzij afdekgrond van een fijne gradering aan te brengen, hetzij een zekere overmaat aan afdekgrond te gebruiken. Een overmaat is ook nodig om te zorgen, dat overal afdekking optreedt.

Van belang hierbij is, welke IBC-eisen aan een dergelijke afdeklaag gesteld worden. De eisen, zoals gesteld aan bovenafdichtingen bij vervuilde landbodems (leeflaag), zijn hier niet zonder meer van

toepassing: daarbij wordt uitgegaan van direct menselijk contact met de bodem en van de aanwezigheid van beworteling.

Voor de waterbodem lijkt de belangrijkste "normale" invloed op een afdeklaag te bestaan uit bioturbatie, omwoeling van de toplaag door bodemdieren. De laag waarover dit plaats vindt is in het algemeen niet dikker dan 10 cm.

Daarnaast zijn risicofactoren diepstekende scheepvaart (kans, dat de bovenste bodemlaag plaatselijk wordt "omgeploegd"), omwoeling door recreanten (surfers) en recreatievaartuigen en hoge windsnelheden (storm). Het eerste risico kan worden vermeden door de scheepvaart sterk aan banden te leggen of zelfs geheel te verbieden. Omwoeling door de recreatie zal alleen in ondiepe delen van het meer en bij stranden van belang kunnen zijn. Op deze plekken zullen ook voor deze gebruiksvorm beperkingen nodig zijn. De risico's van andere menselijke invloeden (bijv. bevissing met fuiken) worden niet zodanig groot geacht, dat hiervoor extra eisen nodig zouden zijn.

Voor de windfactor is voor het Ketelmeer een "worst-case" inschatting gemaakt [11]. Hieruit is gebleken, dat een zware storm, gecombineerd met een hoge IJsselafvoer, een sterke netto-erosie in het Ketelmeer kan opleveren. Deze netto-erosie vindt vooral plaats in het oostelijke en centrale deel van het meer en kan oplopen tot meer dan 60 % van de jaarlijkse netto-sedimentatie. Het betreft (gemiddeld) geen grote laagdiktes: enkele mm's tot hooguit 1 cm. De boven genoemde laagdikte zal dus door een zware storm slechts in geringe mate worden aangetast.

Voor de lange termijn zijn risicofactoren: wijzigingen in de rivierafvoer, klimatologische veranderingen en een veranderend sedimentatie- en erosiepatroon. Eén en ander is moeilijk in te calculeren; deze risicofactoren dienen te worden meegenomen in de afweging van saneringsoplossingen (zie paragraaf 4.2).

Afdekking met folie

Met het aanbrengen van een folie op een waterbodem, om indringing van oppervlaktewater in de vervuilde sliblaag en het grondwater te voorkomen, bestaan geen ervaringen. Op grote wateren als het Ketelmeer zal een dergelijke toepassing zeker op grote problemen stuiten:

- opwerveling van slib doordat bij het afzinken van de folie het onder de folie aanwezige water wordt weggedrukt;
- het lekvrij laten aansluiten van de foliebanen en de controle daarop.

Om de folie op de bodem te houden is een bovenbelasting nodig, die opdrijven/flappen ten gevolge van stroming, golven e.d. tegengaat.

In het geval van het Ketelmeer zou het bij toepassing van een dergelijke afdekking gaan om in vergelijking met landbodemsaneringsgevallen zeer grote oppervlakten, hetgeen zeer hoge kosten zou betekenen.

Geconcludeerd wordt, dat dit voor de Ketelmeerbodem geen toepasbare oplossing is.

Verticale afscherming

In de droge bodemsanering worden hiervoor diverse typen damwanden c.q. schermwanden toegepast. Technisch is het bij bepaalde typen schermwanden mogelijk tot diepten van meer dan 50 m te gaan. Dergelijke grote diepten zijn vooral van belang in gevallen, waarbij verspreiding van de vervuiling plaats vindt via het diepe grondwater, hetgeen vaak voorkomt in inzijgingssituaties.

De inzijging vanuit het Ketelmeer naar het grondwater bereikt diepten van enkele honderden meters. Toepassing van de diepste damwanden zou dus maar een deel van de verspreiding via het grondwater tegen kunnen houden.

Ook hier geldt, dat voor een groot gebied als het Ketelmeer het aanbrengen van damwanden zeer hoge kosten geeft: alleen de materiaalkosten voor een diepe schermwand van cementbentoniet bedragen per strekkende meter al f 5.000,- à f 8.000,-.

Ook hier is de conclusie, dat een dergelijke techniek bij de Ketelmeerproblematiek niet toepasbaar is.

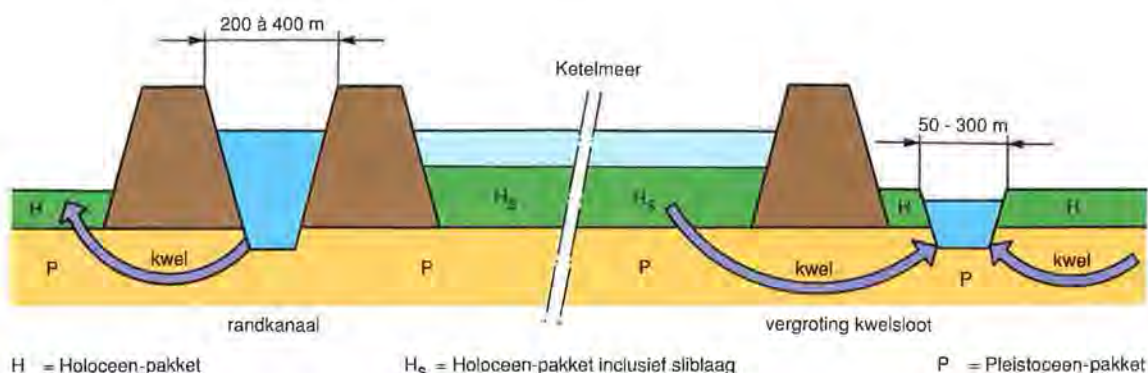
2.6.3 Geohydrologische isolatie

Onder geohydrologische isolatie worden alle methoden verstaan die tot doel hebben het grondwaterstromingspatroon te beheersen en daarmee de verspreiding van verontreinigingen tegen te gaan. De geohydrologische situatie van het Ketelmeer is zodanig, dat er tussen het Ketelmeer en de omliggende polders een groot potentiaalverschil bestaat (circa 5 m). Het gevolg is een relatief grote

kwelstroom naar de omliggende gebieden vanuit het Ketelmeer. Op de langere termijn (enkele honderden jaren) zal dit leiden tot verontreinigde kwel in de omliggende polders [12].

Mogelijkheden tot beïnvloeding van het grondwaterstromingspatroon zijn in principe:

- vergroting van de stijghoogte in de omliggende polders in de directe nabijheid van het Ketelmeer, waardoor inzijging in de Ketelmeerbodem wordt tegengegaan; dit kan in principe op twee manieren:
 - * door de aanleg van randkanalen langs de dijk met een waterpeil op Ketelmeerniveau en een diepte tot in het pleistoceen;
 - * door het aanbrengen van een groot aantal persputten;
- verdieping van de bestaande kwelsloten tot in het pleistoceen, waardoor de kwelstroom als het ware op deze kwelsloten wordt geconcentreerd; dit water zou vervolgens gezuiverd kunnen worden alvorens het uit te malen.



H = Holoceen-pakket

H_s = Holoceen-pakket inclusief sliblaag

P = Pleistoceen-pakket

Figuur 3. Schematische dwarsdoorsnede Ketelmeer en aanliggende polders met enkele geohydrologische isolatie-mogelijkheden.

In alle gevallen gaat het om grootschalige maatregelen, die ook grootschalige effecten hebben.

Met het grondwaterstromingsmodel MODFLOW is berekend, dat de genoemde randkanalen/sleuven een breedte van 200 à 400 m zouden moeten hebben om voldoende infiltratiecapaciteit te verkrijgen. Om deze infiltratiecapaciteit in stand te houden, zal de bodem van de kanalen niet mogen dichtslibben en voortdurend moeten worden opgeschoond.

In de puttenvariant zouden ongeveer 400 persputten aan weerskanten van het Ketelmeer nodig zijn met een infiltratiecapaciteit van 500 m³ per dag per put. Om verstopping van deze putten te voorkomen, moet het infiltratiewater gezuiverd worden van slib e.d.

De stijghoogte in de aangrenzende poldergebieden zou in beide gevallen flink stijgen, waardoor de kwel met 100 à 150 % toeneemt ten opzichte van de huidige situatie.

Bij verdieping van de kwelsloten kan in principe een groot deel van de kwel uit het Ketelmeer worden afgevangen, mits in de kwelsloot een lager peil dan in de omringende polders wordt gehanteerd en er (dus) continue wordt bemalen. De kwelsloot dient een flinke breedte te krijgen (50 tot 300 m). Door één en ander zal de inzijging in het Ketelmeer met 35 à 50 % toenemen. Echter ook in de aangrenzende poldergebieden zal wegzijging gaan optreden. In de diepe bemalen kwelsloot wordt vanuit de hele omgeving water aangetrokken, zodat de totale hoeveelheid kan oplopen tot drie maal de wegzijging uit het Ketelmeer. Deze hoeveelheid zal vervolgens wellicht een zuivering moeten ondergaan (als ze al niet door verdunning voldoende schoon is!).

De aanlegkosten van dergelijke maatregelen liggen al snel in de orde van enkele honderden miljoenen tot een miljard gulden. Daarbij is nog geen rekening gehouden met de (eeuwigdurende) beheerskosten van dergelijke systemen. Om deze redenen wordt dit soort maatregelen niet als reële mogelijkheid gezien.

2.6.4 Isolatie door natuurlijke afdekking

Het door de IJssel aangevoerde slib is het afgelopen decennium een stuk schoner geworden en voldoet voor een groot aantal stoffen momenteel aan kwaliteitsklasse 2: schoner dan de toetsingswaarde. Omdat een belangrijk deel van dit aangevoerde slib in het Ketelmeer bezinkt, leidt dit in grote delen van het meer tot het schoner worden van de top laag. De snelheid waarmee dit plaats vindt is afhankelijk van de verhouding tussen bezinking (of: sedimentatie) en (her)opwoeling (of: resuspensie) van slib. Waar de sedimentatie groter is dan de resuspensie, zal een top laag ontstaan, die op den duur gemiddeld ongeveer de kwaliteit van het aangevoerde IJsselslib krijgt.

De gemiddelde ophoging van de Ketelmeerbodem ten gevolge van dit proces bedraagt ongeveer 1 cm per jaar [13]. Het oostelijk deel heeft te maken met een lichte erosie. Verder treedt erosie op ten westen van Ketelhaven, bij de Ketelbrug en in de vaarroute Keteldiep-Ketelbrug, dit laatste ten gevolge van de scheepvaart. Sterke sedimentatie (gemiddeld 15 cm per jaar) vindt plaats in de voormalige zandwinputten. In het middengebied en de randgebieden treedt een relatief geringe sedimentatie op.

Voor een kunstmatig aangebrachte afdeklaag wordt uitgegaan van een dikte-eis van 10 cm (zie paragraaf 2.6.2). Tegen deze achtergrond biedt een natuurlijke afdekking in bepaalde delen van het Ketelmeer wellicht ook mogelijkheden.

Naast een dikte-eis is hiervoor ook een eis nodig voor de kwaliteit van de afdeklaag: deze mag niet minder zijn dan de kwaliteit van het door de IJssel aangevoerde slib (dus: klasse 2 of schoner). Als peiljaar zal 1995 worden gehanteerd.

Versnelde natuurlijke afdekking

In gebieden waar wel natuurlijke afdekking plaats vindt, maar deze niet snel genoeg gaat, dienen de mogelijkheden van versnelling van het afdekkingsproces te worden bekeken.

In de wateren in de omgeving van het Ketelmeer, zoals de Veluwerandmeren, komt specie vrij bij onderhoudswerkzaamheden aan vaarwegen etc. Deze specie zal, wat betreft de gehalten aan microverontreinigingen, in het algemeen de kwaliteit van de huidige door de IJssel aangevoerde specie benaderen of overtreffen. Of dit ook voor de gehalten aan nutriënten geldt, zou nader bekeken moeten worden.

Om het afdekkingsproces te versnellen kan overwogen worden deze specie in het Ketelmeer te storten. Dit zal alleen effect hebben voor gebieden, waar ook van nature al sedimentatie plaats vindt. Erosiegebieden kunnen op deze wijze niet worden afgedekt. Dit geldt ook voor gebieden, waar vroeger sedimentatie heeft plaats gevonden, maar waar deze naderhand is gestopt.

Een dergelijke maatregel zal alleen zin hebben, als de jaarlijkse hoeveelheid in dezelfde orde van grootte ligt als de jaarlijks door de IJssel aangevoerde hoeveelheid slib of daarvan een substantieel deel uitmaakt. Uit inventarisatie van onderhoudsbaggerwerk blijkt echter, dat de jaarlijks vrijkomende hoeveelheden gering zijn (100.000 m^3 bij een jaarlijkse IJsselafvoer van circa 400.000 m^3). Bovendien wordt deze schone specie in de huidige praktijk bij voorkeur gebruikt voor natuurbouw in de herkomstgebieden zelf.

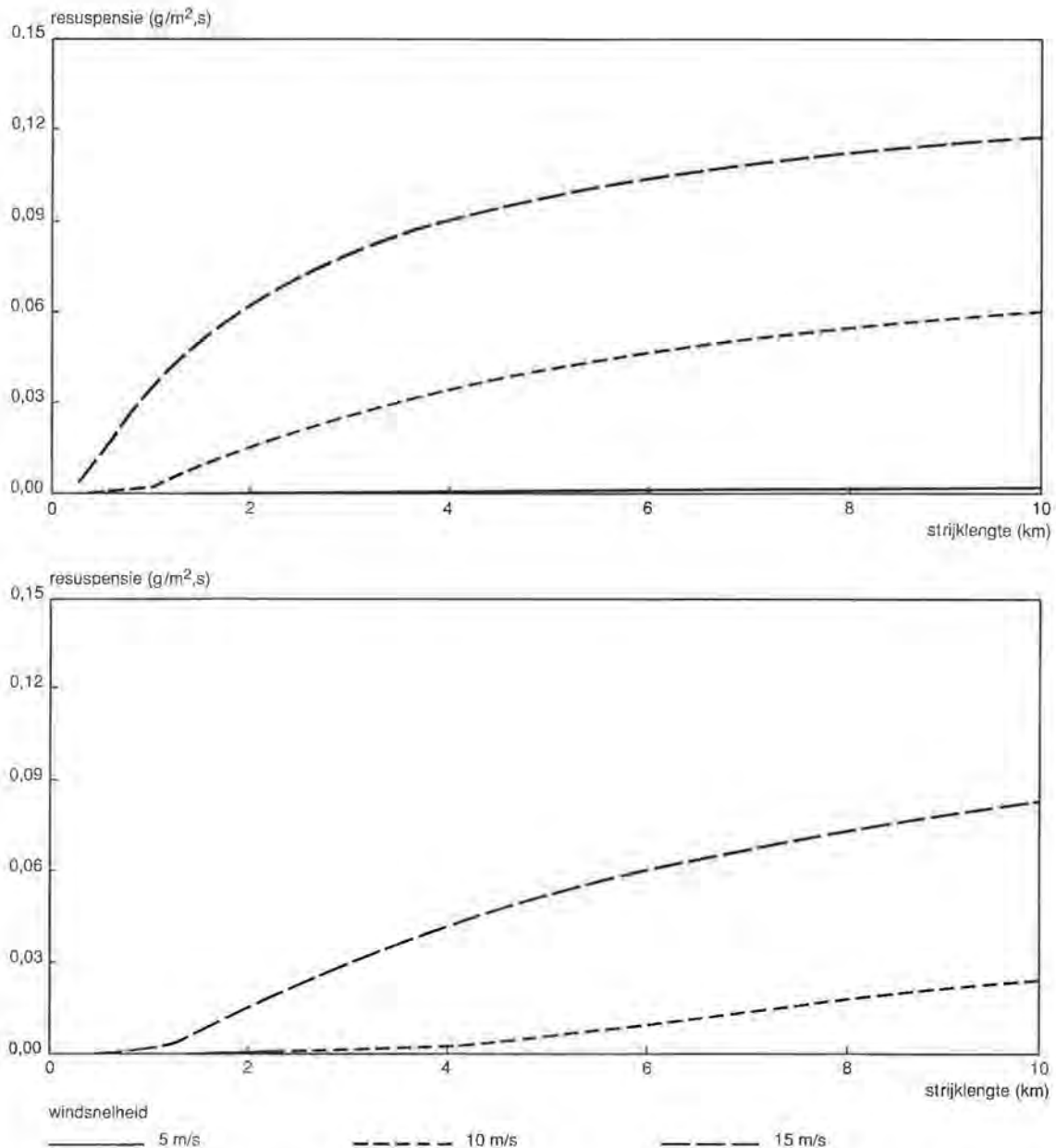
Sedimentatiebevordering door windbeperking

Zoals bleek uit de simulatieresultaten van het slibtransportmodel STRESS, is de wind een belangrijke factor in het sedimentatie- en resuspensieproces [11].

In de huidige situatie blijft 50 tot 60 % van het door de IJssel aangevoerde slib in het Ketelmeer achter. In theorie kan dit bijna 100% worden, als de windfunctie wordt uitgeschakeld: de resuspensie zou dan vrijwel nihil worden.

Beperking van de windinvloed is te bereiken door vermindering van de strijklengte waardoor de golfwerking aanzienlijk wordt teruggebracht. In figuur 4 zijn voor 2 en 4 m diepte de resuspensiefluxen berekend. Het blijkt dat bij dieptes groter dan 2 m de resuspensie nul is bij een maximale strijklengte van een kilometer.

Op deze wijze kan dus de van nature optredende afdekking worden versneld of kan een gebied, waar erosie optreedt, worden omgezet in een sedimentatiegebied. Daarbij moet er wel voor gewaakt worden, dat door wijziging van het gehele sedimentatie- en erosiepatroon niet elders nieuwe erosiegebieden ontstaan.



Figuur 4. Het verband tussen strijklengte en resuspensie bij een diepte van 2 m (boven) en 4 m (onder), voor drie verschillende windsnelheden [13].

Vermindering van de strijklengte kan zowel worden bereikt door de aanleg van strekdammen of eilanden, als door toepassing van drijvende constructies. Om effectief te zijn, dienen dergelijke elementen op niet al te grote onderlinge afstand (maximaal 1 km) te worden aangebracht.

Naast dammen of eilanden is een mogelijkheid voor het verminderen van de golfwerking om delen van het meer te bedekken met concentraties waterplanten. Aangezien de diepte te groot is om waterplanten te laten wortelen moet gedacht worden aan drijvende waterplanten. Er zou in deze gevallen een geschikte drijvende matrix moeten worden ontworpen die de waterplanten houvast geeft.

Een nadeel van dit soort drijvende constructies is, dat een stevige verankering in de bodem nodig is, waardoor risico's voor aantasting van de toplaag ontstaan. Tevens zouden beperkingen nodig zijn voor de gebruiksfuncties scheepvaart en recreatie.

Er zal nog veel onderzoek nodig zijn om de mogelijkheden van deze constructies in de praktijk te testen. Het op de korte termijn grootschalig toepassen van dergelijke drijvende constructies op het Ketelmeer wordt niet haalbaar geacht. De toepassing van strekdammen is wellicht een reëlere optie.

2.6.5 Slibvang

In de huidige situatie wordt het IJsselmeer belast met slib, dat bij de Ketelbrug het Ketelmeer verlaat. Dit slib bestaat deels uit IJsselslib en deels uit slib, dat - via resuspensie - afkomstig is van de bodem van het Ketelmeer. Door deze laatste factor worden in het Ketelmeer opgeslagen verontreinigingen verspreid naar het IJsselmeer.

Naar de mogelijkheden van een slibvang om deze verspreiding van verontreinigd slib naar het IJsselmeer te beperken, is gekeken in een studie van Landbouw Universiteit Wageningen (LUW) [11]. Het naar het IJsselmeer getransporteerde materiaal bestaat over het algemeen uit fijne deeltjes, die maar langzaam bezinken. Om deze fijne fractie te laten sedimenteren zal een diepe put van een vrij grote omvang noodzakelijk zijn, op een locatie direct ten westen van de Ketelbrug.

Uit berekeningen van LUW blijkt, dat een bezinking van 100 % onhaalbaar is. Dit heeft te maken met de lage bezinksnelheid, maar ook met de vrij korte verblijftijd van het water: een groot deel van de slibdeeltjes is de put al voorbij gestroomd alvorens te kunnen bezinken. Ook als genoeg zou worden genomen met een geringer slibvangpercentage, zal nog een zeer grote put nodig zijn: voor een slibvang van 75 % is een putoppervlak van 4.000 hectare nodig (oppervlak Ketelmeer is 3.800 hectare). Om een dergelijke put te maken, zou bij een minimaal benodigde diepte van 10 m (anders treedt weer resuspensie op) circa 240 miljoen m³ zand verwijderd moeten worden!

Eén en ander leidt tot de conclusie, dat slibvangen geen reële isolatie-mogelijkheid vormen.

3 Beschrijving van de saneringsalternatieven

3.1 Inleiding

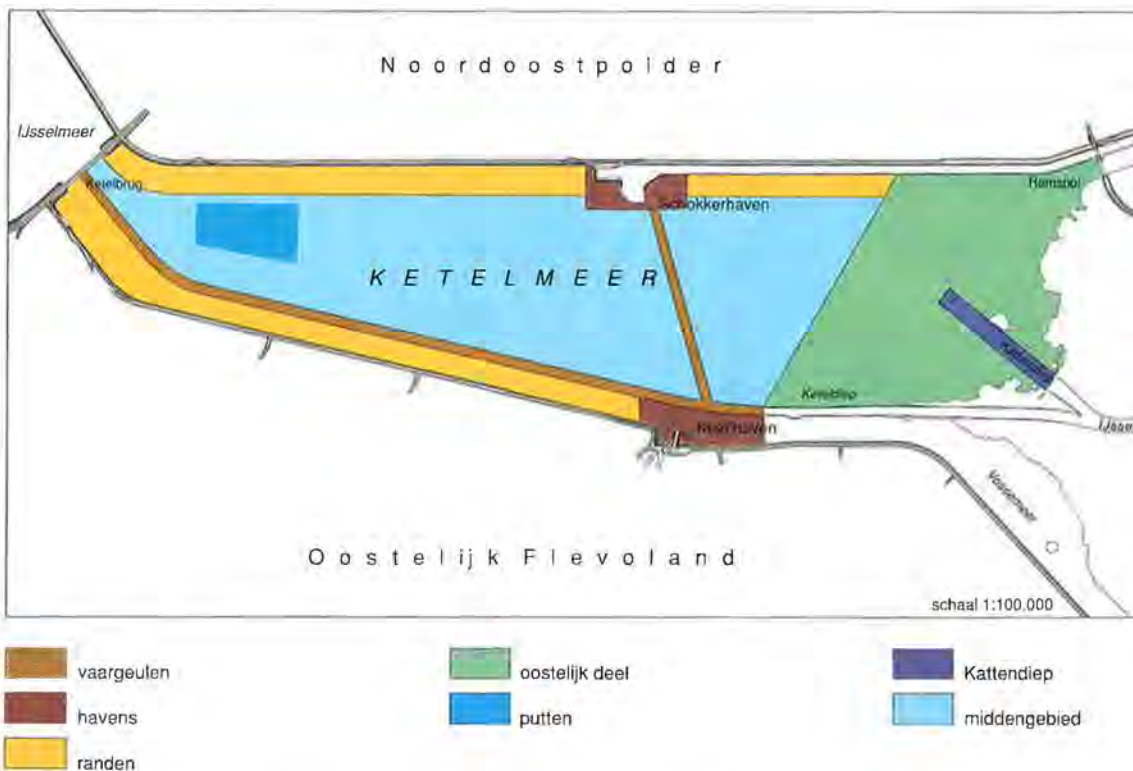
In dit hoofdstuk wordt een aantal saneringsoplossingen omschreven. Hierbij worden de toepasbare methoden uit hoofdstuk 2 als bouwstenen gebruikt voor de samenstelling van concrete saneringsopties voor de waterbodem van het Ketelmeer.

Er wordt onderscheid gemaakt tussen saneringsalternatieven (hoofdoptlossingsrichtingen) en saneringsvarianten (mogelijkheden binnen een alternatief). Bij de uitwerking van deze alternatieven en varianten wordt aandacht besteed aan de omvang van de sanering en hoe deze kan worden uitgevoerd.

Er zijn drie verschillende alternatieven onderscheiden. Het eerste is de zogenoemde "nul-optie", het referentie-alternatief zonder enige ingreep. Het tweede alternatief is het beheer-alternatief (isolatie) en het derde is het verwijderingsalternatief (baggeren en bergen). Binnen deze alternatieven worden afhankelijk van de mogelijkheden verschillende varianten uitgewerkt.

Combinatievarianten (bijv. deels isoleren/deels verwijderen) worden hier niet meegenomen, maar zullen, indien kansrijk, aan de orde komen bij de resultaten van de afweging (paragraaf 5.3.4).

Bij al deze alternatieven en varianten wordt uitgegaan van uitvoering van het Rijn Aktie Plan. Dit betekent dat voor de aanvoer van verontreinigingen door de IJssel rekening wordt gehouden met een halvering van de emissies in het Rijnstroomgebied in 1995 t.o.v. 1985. Er wordt van uitgegaan, dat eventuele sanering vanaf 1995 kan starten. De kwaliteit van het aangevoerde zwevend stof zal dan volgens de huidige verwachtingen in klasse 2 vallen, hetgeen in de Ketelmeersituatie aanvaardbaar wordt geacht (zie paragraaf 1.2).



Figuur 5. Overzichtskarta van het Ketelmeer met de gekozen gebiedsindeling.

Het totale bij het saneringsonderzoek in ogenschouw te nemen gebied betreft het gebied, waar de verontreinigde IJsselmeer-laag (IJm-afzetting, [13]) aanwezig is.

In het oostelijk deel van het Ketelmeer is de IJsselmeer-afzetting afwezig. Dit gebied bestaat uit zandig materiaal, waarin geringe hoeveelheden fijn slib aanwezig zijn. Volgens het normeringssysteem van de Derde Nota Waterhuishouding valt de bodem van dit deelgebied (met uitzondering van de

uitmonding van het Kattendiep) in klasse 2 à 3. Ten westen van de Ketelbrug is wel IJsselmeer-afzetting aanwezig, maar ook deze valt in klasse 2 à 3.

De uitmonding van het Kattendiep bevat plaatselijk wel slib van klasse 4. De hier aanwezige hoeveelheid verontreinigd slib dient nog te worden bepaald, maar zal naar verwachting gering zijn. Het al dan niet meenemen hiervan heeft weinig invloed op de beschrijving van de saneringsmogelijkheden en de keuze daaruit.

Omdat binnen het Ketelmeer verschillen bestaan in omvang, ernst, verspreiding en effecten van de vervuiling, is het meer opgedeeld in een aantal deelgebieden. In figuur 5 en tabel 3.1 wordt een overzicht gegeven van deze deelgebieden. Hierin wordt per deelgebied een aantal karakteristieken gegeven om het gebied zo goed mogelijk te definiëren.

De ligging en exacte begrenzing van deze gebieden is indicatief.

Tabel 3.1 Overzicht van enkele belangrijke karakteristieken van de onderscheiden deelgebieden van het Ketelmeer.

gebied	vaar- geulen	ha- vens	ran- den	oostelijk deel	Katten- diep	put- ten	midden- gebied
oppervlak (ha)	95	215	760	890	30	125	1685
dikte IJm-laag (dm)	var.	5-15	5-10	0-1	var.	30-50	2-5
hoeveelheid vuile specie (milj.m ³)	1,0	1,3	4,2	0	?	5,6	3,8
voornaamste functie	scheep- vaart	recre- atie	visse- rij	na- tuur	water- afvoer	voormal. zand- winning	water- sport
voornaamste milieu-eigenschap	resuspen- sie door schepen	erosie bij Ke- telhaven	sterke inzij- ging	zandig, licht verontr.	geroerd bodem- profiel	holoceen door- broken	geen bij- zonder- heden

3.2 Het alternatief van voortzetting van het huidige beheer, de 'nul-optie'

Dit alternatief vormt de referentie voor de overige alternatieven. Het uitgangspunt van dit alternatief is dat de ontwikkeling van het gebied zich volgens een natuurlijk verloop zal voltrekken, zonder wijzigingen in de huidige inrichting en het huidige beheer van het Ketelmeer zelf. Dit houdt ook in, dat geen onderhoud of verbetering van de scheepvaartroute plaats zal vinden. De scheepvaart zal hiervan toenemende beperkingen ondervinden, maar blijft wel toegestaan.

Daarbij wordt voor wat betreft de ontwikkeling van de aanvoer van verontreinigingen door de IJssel uitgegaan van uitvoering van het Rijn Aktie Plan (reductie van de emissies in het Rijnstroomgebied met 50 % in 1995 t.o.v. 1985).

In de praktijk zal bij dit alternatief de vervuilde sliblaag in een groot deel van de Ketelmeerbodem in de loop van de jaren worden afgedekt door een langzamerhand schoner wordende toplaag (zie ook bij paragraaf 2.6.4). Men zou dus voor die delen, waar dit optreedt, kunnen spreken van een natuurlijke isolatie, zij het dat deze eenzijdig is. Er vindt op deze wijze nl. geen isolatie plaats naar de kant van het grondwater.

3.3 Het beheer- of isolatiealternatief

3.3.1 Inleiding

Het belangrijkste doel van dit alternatief is, met zo weinig mogelijk ingrijpen in de Ketelmeerbodem, de verspreiding en de contactmogelijkheden of -kansen met het vervuilde slib tot een minimum te

beperken. Dit houdt dus in een zo goed mogelijke isolatie van het verontreinigde slib. Omdat dit niet combineerbaar is met de huidige scheepvaart, wordt er in dit alternatief vanuit gegaan, dat aan de beroepsvaart en diepstekende recreatievaart een diepgangsbepierking wordt opgelegd. Deze diepgangsbepierking dient vrij fors te zijn, omdat pas bij een kielspeling van 1 à 1,5 m geen resuspensie door de scheepvaart meer optreedt [14]. Uitgaande van de huidige diepte van 3,2 m (plaatselijk voor de Ketelmond) en een isolatielaag ter dikte van 0,3 m betekent dit een toegestane diepgang van 1,5 à 2 m.

In het voorgaande hoofdstuk werd aandacht besteed aan de mogelijkheden om door middel van (geohydrologische) isolatie-technieken de verspreiding naar het grondwater te verhinderen. Het bleek echter dat deze technieken voor het Ketelmeer een dermate grootschalige toepassing vergen en zulke hoge kosten met zich meebrengen dat het niet zinvol is ze verder in beschouwing te nemen (zie paragraaf 2.6.3).

Dit betekent, dat dit alternatief uitgaat van een eenzijdige isolatie.

Ook de toepassing van een effectieve slibvang, om de verspreiding van slib naar het IJsselmeer te voorkomen, blijkt niet realiseerbaar en zal hier niet verder worden behandeld. Zie hiervoor eveneens hoofdstuk 2 (paragraaf 2.6.5).

Eén en ander houdt in, dat dit alternatief met name bestaat uit een samenstel van maatregelen, die een zo goed mogelijke isolatie aan de bovenkant (de toplaag) bewerkstelligen. Hiervoor bruikbare middelen zijn (zie paragraaf 2.6): natuurlijke afdekking, aanbrengen van een kunstmatige afdeklaag en bevordering van de natuurlijke afdekking door beperking van de windinvloed.

Daarbij dient de afdeklaag te voldoen aan IBC-eisen, zoals aangegeven in de paragrafen 2.6.2 en 2.6.4: een laagdikte van minimaal 10 cm, met (bij natuurlijke afdekking) een kwaliteit die in 1995 voldoet aan klasse 2.

Met het slibtransportmodel STRESS en het slibkwaliteitsmodel IMPAQT zijn voorspellingen gedaan over de verhouding sedimentatie/resuspensie en de ontwikkeling van de kwaliteit van de toplaag [15,16]. Hiermee wordt voorspeld dat, bij uitvoering van het Rijn Aktie Plan, in 1995 de toplaag in het gehele middengebied in klasse 2 zal vallen. In de randzones langs de Noordoostpolder en Oostelijk Flevoland en in de vaarroute is de toplaag dan nog klasse 3 of zelfs 4 (dit laatste komt voor ten westen van Ketelhaven).

In deze laatste deelgebieden zullen dus aanvullende maatregelen getroffen dienen te worden.

Een samengesteld isolatiealternatief voor het gehele Ketelmeer ziet er uit als volgt:

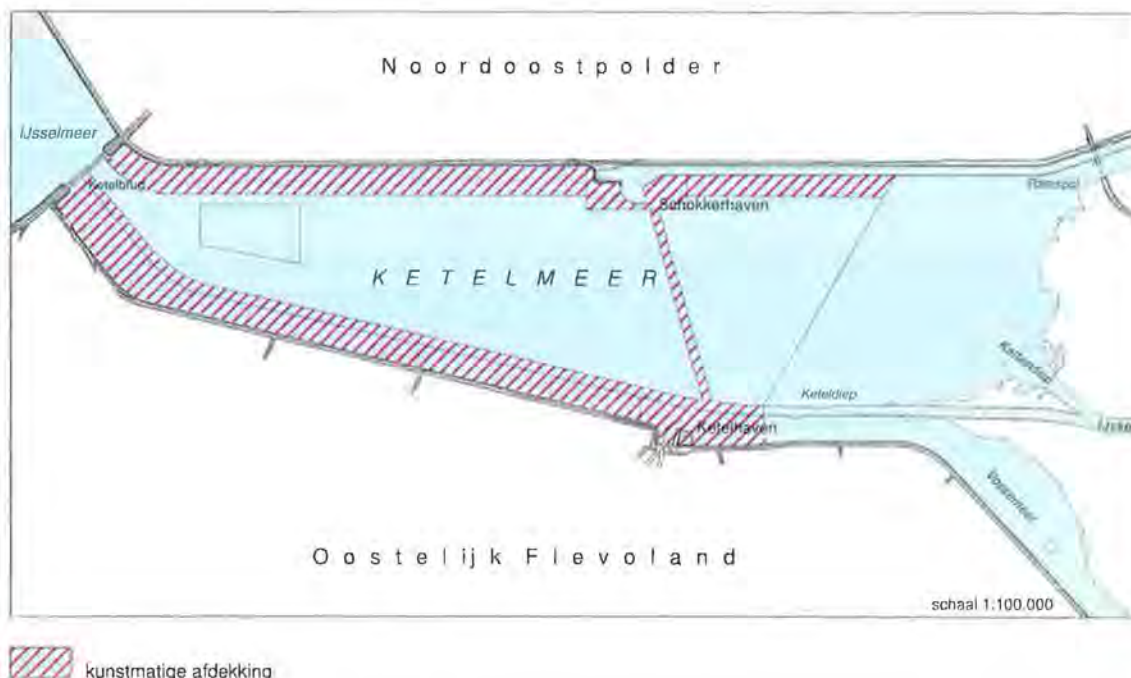
- natuurlijke afdekking van het middengebied met relatief schoon slib (kwaliteitsklasse 2), dat door de IJssel wordt aangevoerd;
- instelling van een diepgangsbepierking voor de beroepsscheepvaart en de diepstekende recreatievaart; gehanteerd wordt een maximale diepgang van 1,7 m;
- isolerende maatregelen langs de noord- en zuidoever (deelgebieden randen, havens en geulen); hiervoor zijn twee varianten:
 - * het aanbrengen van een kunstmatige afdeklaag in de vorm van een zandlaag: variant "afdekking";
 - * het aanbrengen van dammen, loodrecht op de meerdijk, op een onderlinge afstand van 1 km: variant "windbeperking".

3.3.2 Variant afdekking

In deze variant wordt in de deelgebieden randen, havens en geulen een kunstmatige afdekking toegepast (figuur 6).

Er wordt hier uitgegaan van het voorzichtig aanbrengen van een voldoende dikke laag zand, met voldoende stevigheid om wegspoelen tegen te gaan. Dit zal wellicht kunnen door het zand met behulp van een zanddoseringstvaartuig of met een diffusor op de bodem te spreiden. Om opwerveling tegen te gaan, dient bij voorkeur droog zand te worden gebruikt.

In de praktijk zal een deel van het aan te brengen zand, hoe voorzichtig ook aangebracht, zich met de bovenste sliblaag vermengen. Verder moet rekening worden gehouden met oneffenheden in de



Figuur 6. Variant afdekking.

bodem en met ongelijkmatigheden in de dosering. Om aan de eis van 10 cm schone laagdikte te voldoen, zal dus een zekere overmaat aan zand moeten worden toegepast. Er wordt daarom voorshands uitgegaan van een gemiddeld aan te brengen laagdikte van 30 cm zand. De precieze opbouw van een dergelijke laag en de wijze van aanbrengen dienen vooraf in een praktijkexperiment te worden onderzocht.

3.3.3 Variant windbeperking

In deze variant wordt in de deelgebieden randen, havens en geulen de sedimentatie bevorderd door vermindering van de strijklengte van de wind.

Dit kan het beste worden bereikt door de aanleg van strekdammen met een maximale onderlinge afstand van 1 km, die aansluiten aan de meerdijken. De dammen moeten voldoende ver het water insteken; daarvoor is een damlengte van 700 m benodigd. De dammen hebben een golfbrekende functie en hoeven daarom niet ver boven water uit te steken. Er wordt uitgegaan van een aanleghoogte van N.A.P. + 1 m; de uiteindelijke hoogte (na zetting) zal dan ongeveer N.A.P. + 0,6 m bedragen.

De dammen worden aangebracht zonder grondverbetering. Voor de opbouw is uitgegaan van een zandkern met daarop een kraagstuk en steenbestorting. Om het ontstaan van nieuwe erosie te voorkomen, wordt verder een vrij groot gebied (gemiddeld 10 hectare) rond de koppen van de dammen afgedekt met een laag zand. Dit kan op dezelfde wijze als beschreven in de vorige paragraaf.

3.4 Het verwijderingsalternatief

3.4.1 Inleiding

Dit alternatief omvat een aantal verschillende saneringsvarianten, die in principe kunnen variëren naar plaats en oppervlakte, naar baggertechniek en naar verwerkingwijze.

Naar de stand der techniek lijkt een schijfbodemcutter de meest geschikte milieubaggertechniek (zie paragraaf 2.3). Daarom is voor baggerwerkzaamheden uitgegaan van dit type baggerwerktuig, tenzij anders aangegeven. De overdiepte (extra diepte die moet worden gehanteerd om alle vervuilde

bodemslib te verwijderen) is minimaal 0,10 m. Het transport vindt plaats met behulp van pijpleidingen, tenzij anders aangegeven.

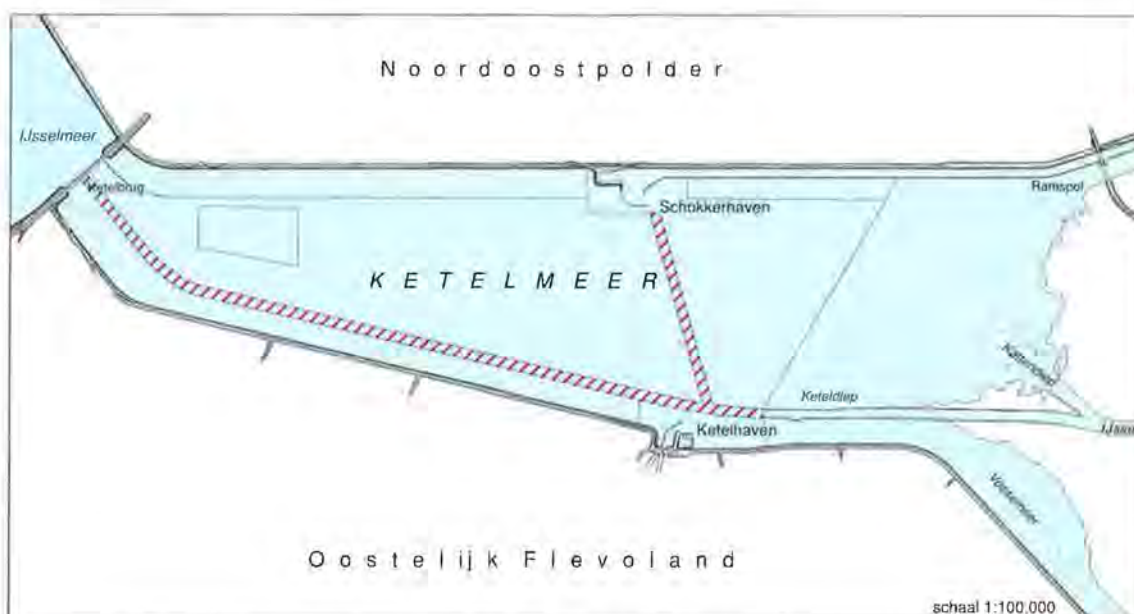
Voor de verwerkingswijze wordt, gezien de geringe mogelijkheden van hydrocyclonage, aangenomen dat alle vrijkomende specie wordt geborgen in een baggerdepot in het Ketelmeergebied. Hiervoor wordt uitgegaan van de in milieuhygiënisch opzicht meest veelbelovende bergingswijze en locatie uit de Milieu-effect-rapportage specieberging Ketelmeergebied [9]. Dit betreft een eiland-depot tussen Ketelhaven en Schokkerhaven, waarin de specie zowel binnen een omkading in een diepe put tot boven de grondwaterspiegel wordt geborgen: code aanduiding Epb, zie paragraaf 2.5.

De varianten binnen dit alternatief verschillen dus alleen naar plaats en oppervlak van het te baggeren gebied en, als gevolg daarvan, ook naar hoeveelheid te baggeren en te bergen baggerspecie. Voor de gebieden, die niet worden gebaggerd, wordt uitgegaan van voortzetting van het huidige beheer. Per variant wordt een korte motivatie achter het voor baggeren geselecteerde gebied gegeven en wordt volstaan met een omschrijving van het samenstel van ingrepen.

3.4.2 Sanering van de vaargeulen

De vaarroute over het Ketelmeer behoort tot de hoofdvaarwegen van Nederland. Jaarlijks wordt het Ketelmeer door ongeveer 17.000 beroepsschepen bevaren [17]. Het Ketelmeer is in principe geschikt voor schepen tot 2.000 ton. Hiervoor wordt gestreefd naar een onderhoudsdiepte van ongeveer 5 m -NAP. Deze diepte is echter in een groot deel van de vaarroute niet aanwezig, waardoor enerzijds blijvend opwoeling van verontreinigd slib plaats vindt en anderzijds de scheepvaart hinder ondervindt. Aanleg c.q. verdieping van een vaargeul is dus deels een saneringsmaatregel, deels een scheepvaartmaatregel.

In deze variant wordt een vaargeul aangelegd en/of verdiept tussen de monding van het Keteldiep en de Ketelbrug evenwijdig aan de zuidelijke dijk, 500 m daarvandaan. Verder is een zijgeul opgenomen van deze vaargeul naar Schokkerhaven (figuur 7). De ligging van deze geulen is indicatief. Een definitieve tracékeuze zal eerst in de loop van 1994 plaatsvinden.



 sanering vaargeulen

Figuur 7. Sanering vaargeulen.

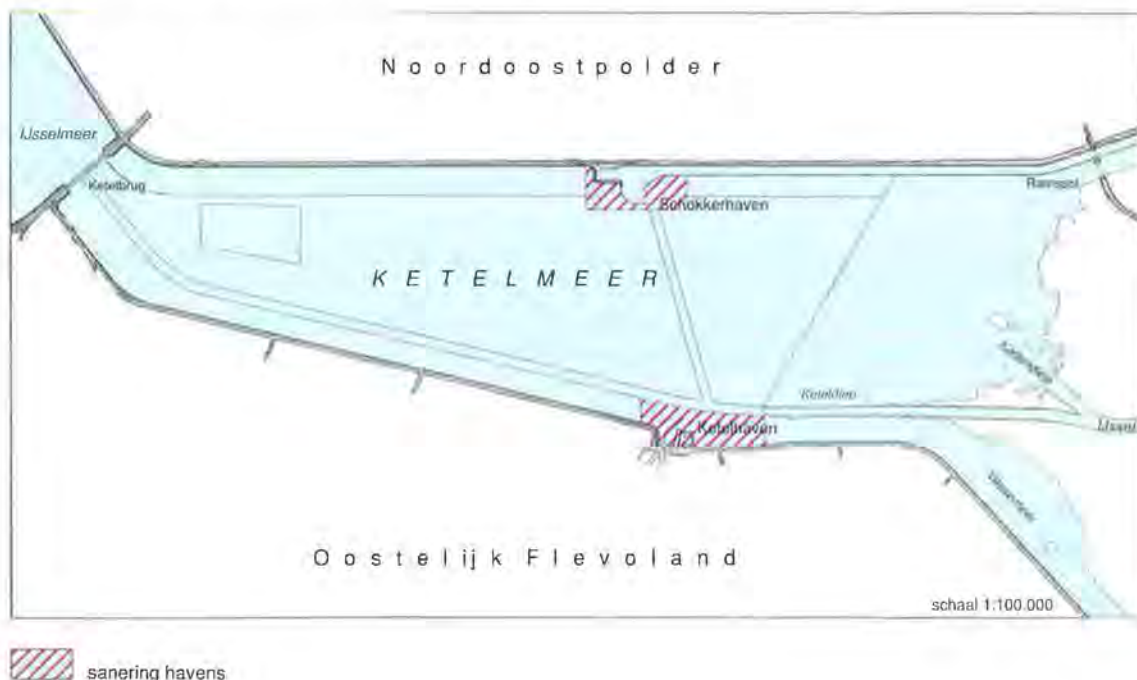
De breedte van beide geulen is op 120 m gesteld. Beide geulen tesamen beslaan een oppervlakte van 95 hectare. Het volume verontreinigde specie bedraagt 1 miljoen m^3 (inclusief overdiepte 1,25 miljoen m^3).

Daarnaast dient circa 1,7 miljoen m^3 (in situ) relatief schone Zuiderzee-afzetting te worden verwijderd; deze wordt in plaats van de schijfbodemcutter met een sleephopperzuiger gewonnen, hetgeen een grotere overdiepte betekent (aantal schone m^3 inclusief overdiepte 2,7 miljoen).

3.4.3 Sanering omgeving van Ketel- en Schokkerhaven

Beide havens beschikken reeds over een aantal recreatieve voorzieningen en hebben een centrale functie in de recreatieve ontwikkeling van het gebied, zoals die in het beleid voor het Ketelmeer is aangegeven. Door het saneren van deze gebieden kunnen deze functies verder worden versterkt en uitgebreid.

Direct ten westen van Ketelhaven ligt bovendien een gebied, waar de toplaag bestaat uit de meest verontreinigde specie, zonder dat sedimentatie van schoner materiaal plaats vindt (erosiegebied). Ook vindt vanuit dit gebied een relatief snelle verspreiding via het grondwater plaats. In deze variant zou dit gebied worden schoongebaggerd (figuur 8).



Figuur 8. Sanering havens.

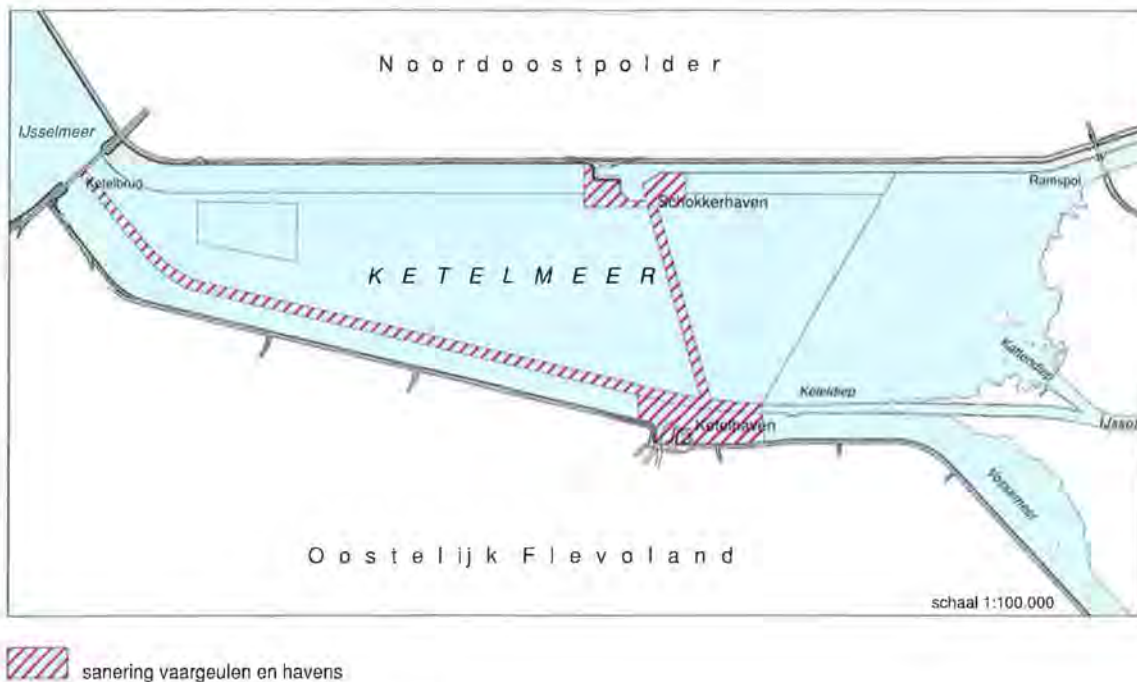
Het in deze variant te baggeren gebied beslaat een oppervlak van 100 hectare bij Ketelhaven en 112,5 hectare bij Schokkerhaven. De gemiddelde dikte van de sliblaag wordt geschat op respectievelijk 1 m en 0,50 m. Er is hier 1,3 miljoen m^3 verontreinigde specie aanwezig (inclusief overdiepte 1,8 miljoen m^3).

De manoeuvreerbaarheid in de havens is beperkt zodat ervan uit wordt gegaan, dat binnen de havens met een hydraulische kraan met gesloten vizierbak en met toepassing van slibschermen wordt gebaggerd [7]. De minimale overdiepte is hierbij 0,20 m. Het verontreinigde volume bedraagt ongeveer 0,3 miljoen m^3 (is bij bovengenoemde 1,3 miljoen m^3 inbegrepen).

3.4.4 Sanering havens en vaargeulen

Dit is een combinatie van de beide bovengenoemde varianten (zie figuur 9).

De in deze variant te verwijderen hoeveelheid verontreinigde specie bedraagt 2,3 miljoen m³ (inclusief overdiepte circa 3 miljoen m³).



Figuur 9. Sanering vaargeulen en havens.

3.4.5 Sanering van de randen van het Ketelmeer

Sanering van de randen van het meer is als een van de baggervarianten nader uitgewerkt, omdat langs de randen de dikste lagen vervuild slib aanwezig zijn. Bovendien vindt vanuit deze gebieden via het grondwater relatief snel transport van de verontreinigingen plaats naar de aangrenzende polders.

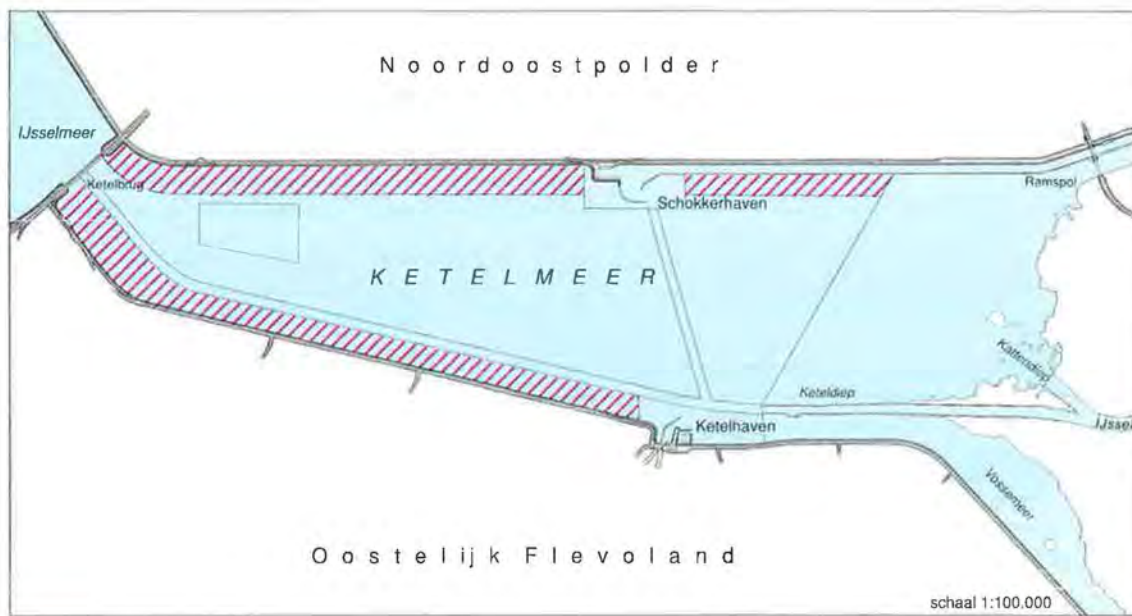
In deze variant worden de dikke slibpakketten aan de randen van het Ketelmeer verwijderd (figuur 10).

Uitgegaan is van een oeverstrook ter breedte van 500 m aan weerszijden van het meer. De zuidelijke rand bevat 3,1 miljoen m³ verontreinigde specie (inclusief overdiepte 3,5 miljoen m³); de noordelijke rand bevat 1,1 miljoen m³ verontreinigde specie (inclusief overdiepte 1,5 miljoen m³). Het totale te baggeren volume komt daarmee op 5 miljoen m³.

3.4.6 Sanering van het gehele Ketelmeer uitgezonderd de zandputten en het oostelijk deel

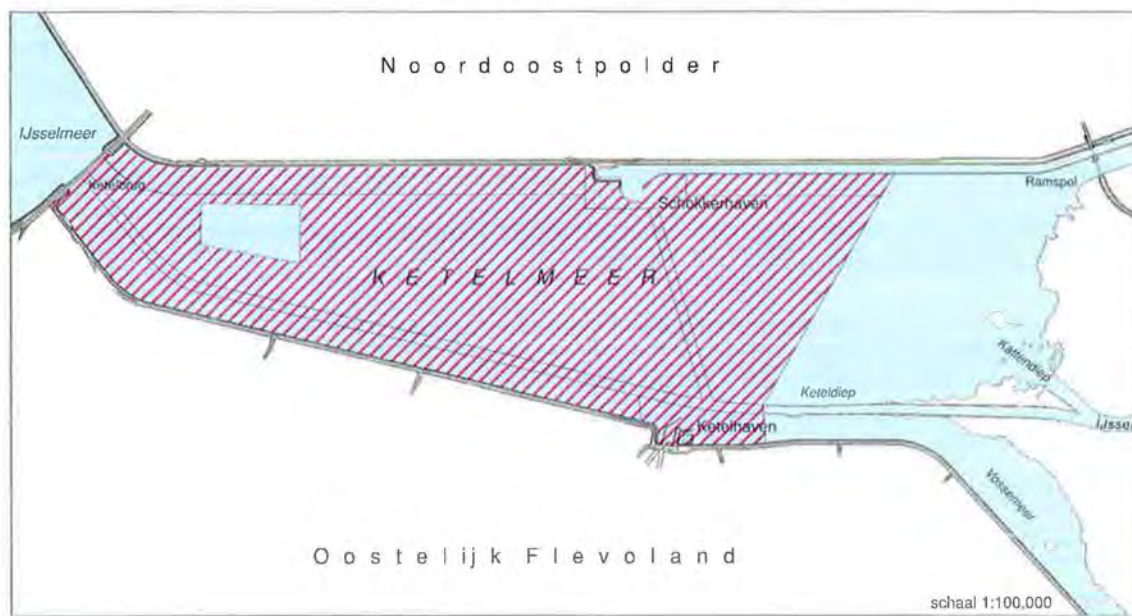
De uitzondering van de voormalige zandwinputten heeft te maken met het feit dat de milieu-effecten daarvan op de omgeving (onder meer voor resuspensie en uitloging) waarschijnlijk veel kleiner zijn dan van de overige gebiedsdelen. Daarom wordt dit gebied in deze variant ongemoeid gelaten en in de volgende variant (zie paragraaf 3.4.7) wel meegenomen.

Bij deze variant wordt dus behalve de vaargeulen, havens en randen ook het middengebied, waar relatief dunne sliblagen aanwezig zijn, schoongebaggerd (figuur 11).



 sanering randen

Figuur 10. Sanering randen.



 sanering Ketelmeer exclusief putten en oostelijk deel

Figuur 11. Sanering gehele Ketelmeer met uitzondering van oostelijk deel en voormalige zandwinputten.

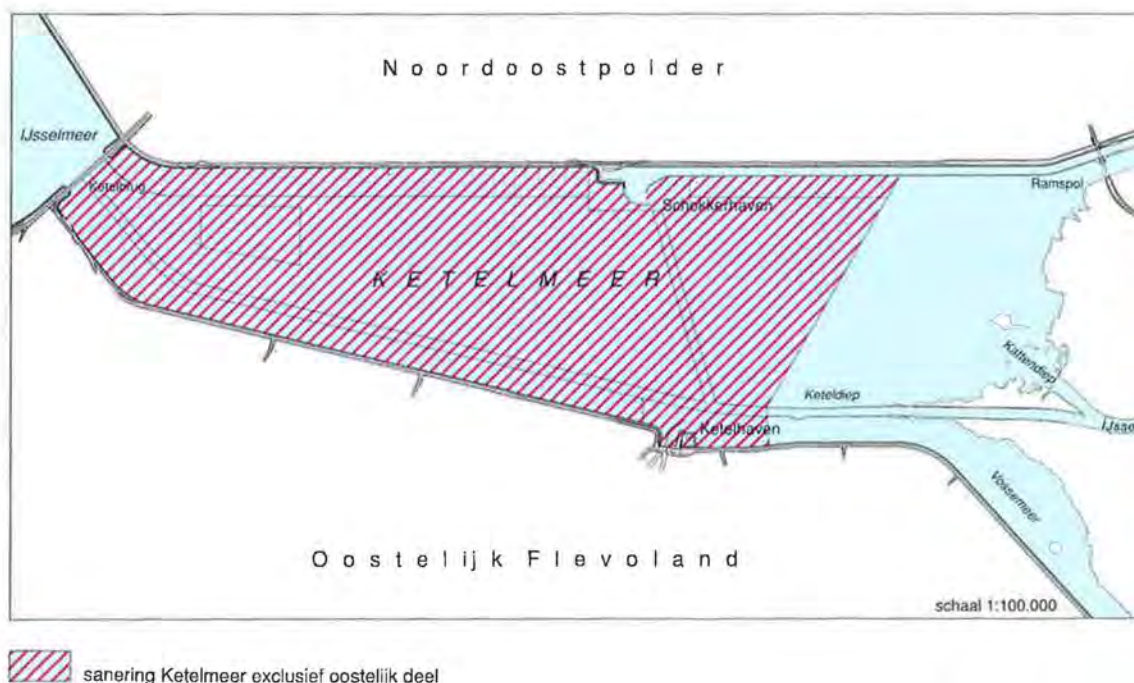
De totale hoeveelheid verontreinigde specie bedraagt 10,3 miljoen m^3 (inclusief overdiepte 11 miljoen m^3). Dit is exclusief de hoeveelheid schone specie onder uit de vaargeulen (zie paragraaf 3.4.2).

3.4.7 Sanering van het gehele Ketelmeer met uitzondering van het oostelijk deel

In deze variant wordt al het verontreinigde slib weggebaggerd, waarbij ook de voormalige zandwinputten worden meegenomen (figuur 12).

Het baggeren van de putten kan met een gewone cutter-zuiger worden uitgevoerd. Hier is circa 5,6 miljoen m^3 verontreinigde specie aanwezig. Geschat wordt dat er, inclusief overdiepte, 8,4 miljoen m^3 slib verwijderd zal worden [7].

De totale hoeveelheid slib, inclusief overdiepte, die dan uit het hele Ketelmeer vrij komt, bedraagt 19,4 miljoen m^3 . Dit is weer exclusief de hoeveelheid schone specie onder uit de vaargeulen.



Figuur 12. Sanering gehele Ketelmeer met uitzondering van het oostelijk deel.

4 Beoordelingscriteria

4.1 Inleiding

De hiervoor beschreven alternatieven en varianten dienen met elkaar te worden vergeleken aan de hand van een aantal criteria. Het gaat om de volgende groepen criteria, die grotendeels zijn ontleend aan de Leidraad Bodembescherming [4]:

- aard en omvang van de verontreiniging;
- risico's van verspreiding;
- risico's voor volksgezondheid of milieu;
- aantasting van de gebruiksfuncties;
- beheersbaarheid en controleerbaarheid;
- kosten.

De eerste vier groepen zijn dezelfde, die ook in het Nader Onderzoek zijn gehanteerd. Bij de vergelijking van de saneringsalternatieven gaat het erom te bezien of en in hoeverre de sanering positieve veranderingen teweeg brengt (risicoreductie, vermindering van functie-aantasting, etc.), oftewel hoe effectief sanering is.

Beheersbaarheid en controleerbaarheid zijn belangrijke beoordelingsaspecten voor de kwaliteit van de verschillende saneringsoplossingen. Deze criteria zijn zowel van belang bij alternatieven, waarbij (een deel van) de sliblaag blijft liggen, als waarbij de specie in een depot wordt gebracht.

Verder zal aandacht worden besteed aan de kosten van de ingreep. Dit geeft informatie over de doelmatigheid van de investering.

Om ze te kunnen toepassen moeten deze (groepen van) criteria eerst verder worden toegespitst en voldoende concreet worden geformuleerd. Daarbij wordt tevens als eis gesteld, dat de te formuleren criteria onderscheidend vermogen hebben ten aanzien van de te evalueren alternatieven.

Per saneringsvariant wordt aan elk criterium een waarde, een "score" toegekend. Deze score geeft aan hoe groot het effect van de beoogde maatregelen per criterium is.

De te hanteren criteria zijn deels kwantitatief, deels kwalitatief. Bij een kwantitatief criterium worden de scores in cijfers weergegeven, bijv. oppervlakte vervuild gebied in hectares. Bij een kwalitatief criterium worden de scores weergegeven als plussen of minnen (+ / -).

Voor de invulling van een aantal kwantitatieve scores wordt gebruik gemaakt van voorspellingen, die tot stand zijn gekomen met behulp van wiskundige modellen. Deze modellen zijn altijd vereenvoudigingen van de werkelijkheid, waardoor de uitkomsten niet absoluut geïnterpreteerd mogen worden. Wel geven de uitkomsten een redelijke inschatting van de richting van een ontwikkeling; daarom kunnen ze voor de vergelijking van de verschillende alternatieven zinvol worden gehanteerd. In gevallen, dat voorspelde resultaten onrealistisch blijken, wordt daarnaast gebruik gemaakt van informatie uit veldonderzoek.

4.2 Aard en omvang van de verontreiniging

Voor de aard en de omvang van de verontreiniging is de chemische kwaliteit van de bodem in de verschillende delen van het Ketelmeer de ingang. Zowel het oppervlak van de (vervulde) top laag als het totaal aanwezige (vervulde) volume kan als criterium dienen om de alternatieven te vergelijken.

Bij het karakteriseren van de kwaliteit van de top laag gaat het om de gehalten van een groot aantal stoffen. Het is echter ondoenlijk voor alle stoffen voorspellingen te doen; van veel stoffen is er ook te weinig kennis van de parameters, die nodig zijn om goede prognoses te kunnen maken. Daarom is volstaan met het doorrekenen van enkele gids-verontreinigingen. Gekozen zijn een tweetal zware metalen, cadmium (Cd) en kwik (Hg), en een tweetal organische microverontreinigingen, benz(a)pyreen (BAP) en PCB-153. Deze stoffen zijn relatief toxisch en/of mobiel en hebben een hoge mate van representativiteit.

Als subcriteria zijn gekozen:

- het oppervlak van de Ketelmeerbodem in klasse 3 en 4, uitgaande van uitvoering van het Rijn Actie Programma (RAP), direct na uitvoering van de sanering (1995);

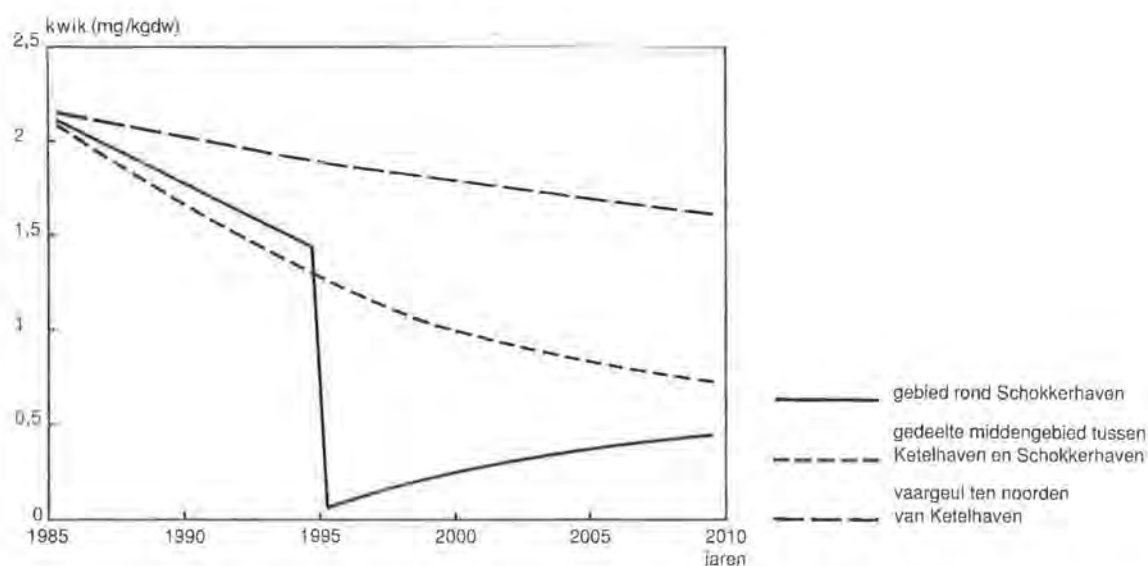
- de gemiddelde concentraties van de vier genoemde stoffen in de toplaag, uitgaande van uitvoering van het RAP; peilmoment vlak na de sanering (1995);
- idem, maar met als peiljaar 2010.

Bij het eerste subcriterium blijken vooral de gebieden langs de noord- en zuidrand van het meer een rol te spelen; het betreft de deelgebieden randen, havens en geulen. De bepalende stof is in de meeste gevallen cadmium.

Voor het tweede en derde subcriterium is bij de bepaling van de gemiddelden het deelgebied oost niet meegenomen, omdat dit buiten het saneringsonderzoek valt (zie paragraaf 3.1).

Het derde subcriterium levert extra informatie omtrent de invloed van de toekomstige ontwikkeling van de kwaliteit van de IJsselafvoer op de toplaagkwaliteit.

Voor de genoemde stoffen zijn m.b.v. het model IMPAQT [16,18] voorspellingen gedaan voor de ontwikkeling van de toplaag bij de verwijderingsvarianten. Figuur 13 geeft een voorbeeld voor enkele deelgebieden. Voor de isolatievarianten zijn de gegevens geschat. Als peiljaar voor de situatie vlak na sanering is het jaar 1995 genomen. In de modelberekeningen is de (theoretische) aanname gedaan, dat de sanering in dat jaar plaats vindt en geheel wordt uitgevoerd.



Figuur 13. Ontwikkeling van het kwikgehalte in de toplaag van drie deelgebieden bij sanering van het deelgebied havens, voorspeld met het model IMPAQT.

Het volume van de na sanering in het Ketelmeer achterblijvende verontreinigde sliblaag (rest-volume in de tabel) zal gehanteerd worden als maat voor de omvang van de verontreiniging. Dit volume is tevens een criterium voor het lange termijn (tientallen tot honderden jaren) risico, dat de verontreinigde sliblaag door klimatologische of riviermorfologische ontwikkelingen wordt aangesneden en opnieuw toplaag wordt. De kans, dat dit werkelijk optreedt, is moeilijk te schatten, maar kan het beste evenredig worden genomen met het totale volume nog aanwezig vuil slib.

De algemene milieukwaliteit (AMK) ligt voor deze stoffen op 2 mg/kg (cadmium), 0,5 mg/kg (kwik), 0,05 mg/kg (benz(a)pyreen) en 4 mg/kg. Tegen deze achtergrond kan voorzichtig het volgende worden gesteld:

- in 1995 (direct na sanering) wordt alleen bij de verwijderingsvarianten inclusief en exclusief putten aan de algemene milieukwaliteit voldaan;
- in 2010 wordt voor cadmium en kwik bij de verwijderingsvarianten inclusief en exclusief putten aan de AMK voldaan; voor cadmium is dit ook het geval bij de variant afdekking; voor benz(a)pyreen en pcb-153 wordt deze norm bij alle varianten overschreden.

Voorzichtigheid is nodig, want het blijven voorspellingen met een computermodel, die bovendien gelden als gemiddelde voor de gehele Ketelmeerbodem.

Tabel 4.1 Aard en omvang van de verontreiniging bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
Opp.toplaag kl.3/4 (ha)	1034	0	1034	975	817	758	276	0	0
Concentratie toplaag 1995:									
- cadmium (mg/kg)	6,81	3,17	6,81	6,45	5,87	5,52	4,46	0,00	0,00
- idem kwik	1,37	0,64	1,37	1,32	1,18	1,12	0,89	0,00	0,00
- idem benzapyreen	0,35	0,16	0,35	0,33	0,29	0,28	0,23	0,00	0,00
- pcb-153 (mg/kg)	16,3	7,7	16,3	15,7	13,9	13,3	10,7	0,0	0,0
Concentratie toplaag 2010:									
- cadmium (mg/kg)	2,37	1,66	2,37	2,14	2,28	2,03	2,00	0,73	0,73
- idem kwik	0,80	0,64	0,80	0,77	0,77	0,74	0,70	0,41	0,41
- idem benzapyreen	0,23	0,19	0,23	0,22	0,22	0,22	0,20	0,14	0,14
- pcb-153 (mg/kg)	10,6	9,0	10,6	10,4	10,2	10,1	9,5	6,6	6,6
Rest-volume (mlj.m ³)	15,9	15,9	15,9	14,9	14,6	13,6	11,7	5,6	0

4.3 Risico's van verspreiding

Hierbij zijn van belang de mogelijkheden van verspreiding naar het IJsselmeer en van verspreiding naar het grondwater en de kwelgebieden in de aanliggende polders.

4.3.1 Verspreiding naar het IJsselmeer

Voor de verspreiding van de verontreiniging naar het IJsselmeer kunnen zowel de verontreinigingsvracht als de concentratie in het water bij de Ketelbrug als criterium worden gekozen.

De vrachten zijn een maat voor de hoeveelheid vervuiling, die zich verspreidt. Ze kunnen tevens vergeleken worden met belastingen uit andere bronnen, waardoor het belang van de verspreiding wordt aangegeven.

De concentraties kunnen worden getoetst aan de normen van de Derde Nota Waterhuishouding, waarmee de ernst van de verspreiding kan worden gekarakteriseerd.

Als parameter is de stof cadmium gekozen, omdat deze zich het meest onderscheidend ontwikkelt tussen de verschillende alternatieven [18]. Voor de andere met het model IMPAQT doorgerekende stoffen (kwik, benz(a)pyreen, PCB-153) werken de verschillen tussen de alternatieven in dezelfde richting als cadmium, maar zijn ze relatief gering (deze geringe verschillen worden veroorzaakt door de relatief dominante invloed van de kwaliteit van de IJsselaanvoer).

Als subcriteria voor de verontreinigingsvrachten zijn gehanteerd:

- de jaarvrachten naar het IJsselmeer van cadmium, uitgaande van uitvoering van het RAP; peilmoment direct na uitvoering van de sanering (1995);
- idem, maar met als peiljaar 2010;
- idem, maar dan als percentage van de totale belasting van het IJsselmeer; peilmoment vlak na sanering (1995).

Als criterium voor de concentraties is gehanteerd:

- de concentratie van cadmium in de waterkolom in Ketelmeer-west, vlak voor uitstroming naar het IJsselmeer; peilmoment vlak na sanering (1995).

De vrachten en concentraties in het naar het IJsselmeer getransporteerde water zijn deels berekend met het model IMPAQT [18], deels geschat. Daarbij is geen rekening gehouden met de aanleg van een depot. Met name bij een groot depot (benodigd bij de varianten alles inclusief of exclusief putten) zal de slibvracht naar het IJsselmeer extra afnemen. Dit is gebleken uit berekeningen, die ten behoeve van het MER-speciebergings Ketelmeergebied gedaan zijn met het slibtransportmodel STRESS [19]. In werkelijkheid zullen hierdoor de verschillen tussen de varianten wat groter zijn dan in tabel 4.2 aangegeven.

De belastingen uit andere bronnen zijn afkomstig uit een beleidsanalytische studie t.b.v. de Derde Nota Waterhuishouding [20].

Tabel 4.2 Verspreiding cadmium naar het IJsselmeer in vrachten en concentraties bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
Jaarvracht cd									
- in 1995 (kg)	1163	855	958	1053	1098	982	1036	574	574
- in 2010 (kg)	829	711	747	743	821	731	809	623	623
Vracht cd in % van totaal (1995)	88	65	73	80	83	75	79	44	44
Concentratie cd bij Ketelbrug (µg/l)	0,059	0,045	0,050	0,055	0,057	0,052	0,052	0,032	0,032

4.3.2 Verspreiding naar het grondwater

Toetsingscriteria voor de verspreiding naar het grondwater kunnen worden ontleend aan de studies van het Waterloopkundig Laboratorium (WL) [12,21]. Daarbij is ervoor gekozen zoveel mogelijk gelijke criteria te stellen als gebruikt zijn bij de vergelijking van bergingsdepots in de Milieu-effect-rapportage speciebergings Ketelmeer [9].

Bij de vergelijking van de saneringsvarianten is voor iedere variant zowel de nog in het Ketelmeer aanwezige, als de in depot te bergen specie betrokken.

Voor de gegevens van de in depot te bergen specie wordt uitgegaan van de in milieu-hygiënisch opzicht meest belovende optie uit de Milieu-effect-rapportage speciebergings Ketelmeergebied [9]. Dit betreft een eiland-depot, met berging van specie zowel onder water (in een diepe put) als boven water (binnen een omringdijk): code aanduiding Epb, zie paragraaf 2.5.

Voor de vergelijking van de varianten zijn de volgende parameters gekozen:

- de snelheid, waarmee de nog aanwezige verontreinigde laag uitloopt; als praktische maat is hiervoor genomen het tijdstip, waarop de helft van de totale hoeveelheid dichloorbenzeen (in de sliblaag én in het depot) door uitloging naar het grondwater is verdwenen ("halfwaardetijd"); voor het nog in de sliblaag aanwezige DCB varieert dit tijdstip van circa 150 jaar (voor het referentie-alternatief) tot circa 2.500 jaar na nu (voor de variant, waarbij alleen nog specie in de voormalige zandwinputten zit); voor het depot ligt dit tijdstip in een zeer verre toekomst: circa 75.000 jaar na nu (geëxtrapoleerd met behulp van WL-gegevens); om beide in rekening te brengen is de "halfwaardetijd" van de totale hoeveelheid specie in en buiten het depot bepaald, rekening houdend met de specie-volumina binnen en buiten het depot;
- de oppervlakte, waarover in de kwelgebieden rond het Ketelmeer de concentratie dichloorbenzeen (DCB) groter wordt dan de referentiewaarde (0,02 µg/l); ook hierbij is rekening gehouden met eventueel in depot gebrachte verontreiniging; bij dit criterium is het zo, dat het grootste deel van het oppervlak met verontreinigde kwel ontstaat na enkele duizenden jaren (ten gevolge van uitloging uit de vervuilde sliblaag); een klein deel van dit oppervlak ontstaat pas na circa 25.000 jaar (ten gevolge van uitloging uit het depot);
- de maximale concentratie aan DCB, die in enig kwelgebied wordt gehaald; hiervoor blijkt de maximale concentratie ten gevolge van uitloging uit de vervuilde sliblaag bepalend te zijn; de concentratie ten gevolge van uitloging uit het depot is een factor 20 lager.

Het eerstgenoemde criterium is een maat voor de isolatie van de verontreiniging (hoe langzamer de uitlozing, hoe beter de vervuiling geïsoleerd is).

De twee andere criteria vormen een maat voor de verspreiding van de verontreiniging in relatie tot mogelijke effecten in de omgeving.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor de organische microverontreiniging dichloorbenzeen (DCB), die relatief mobiel is. Andere organische microverbindingen zijn overwegend minder mobiel en variëren in een range van 1 tot ongeveer 10 keer zo traag. Zware metalen ten slotte zullen, mits zij in gereduceerde toestand in het slib aanwezig blijven, in verwaarloosbare mate naar de omgeving uitspoelen.

Voor wat betreft de poriënwaterconcentraties aan DCB in de toplaag (de uitgangsconcentraties voor de verspreiding) is geen rekening gehouden met omzetting van hogere chloorbenzenen (tri-, tetra-, penta- e.d.) in dichloorbenzenen. Omdat dergelijke omzettingen wel optreden, zullen de DCB-concentraties in het poriënwater in de praktijk dus hoger kunnen worden. Anderzijds is ook geen rekening gehouden met afbraak van DCB zelf gedurende de lange periode van verspreiding.

Tabel 4.3 Verspreiding DCB via grondwater bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
50 % uitloog-tijd DCB (jaren)	154	154	154	164	167	179	207	36320	75000
Opp. kwelgebied met DCB>ref (km ²)	31,3	31,3	31,3	28,5	27,5	24,9	17,7	4,9	1,8
Max.conc. DCB in kwelgebied (µg/L)	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,55	0,55	0,03

4.4 Risico's voor volksgezondheid of milieu

4.4.1 Risico's voor de volksgezondheid

In het nader onderzoek is aangegeven, dat risico's voor de volksgezondheid voor wat betreft recreatie en drink- en landbouwwater niet konden worden aangetoond. Het betreft hier echter een beoordeling op een beperkt aantal bekende stoffen; risico's ten gevolge van andere, niet bestudeerde, stoffen zijn niet geheel uit te sluiten. In consumptievis zijn relatief hoge gehalten aan verontreiniging aangetoond, die echter de huidige consumptienormen niet meer overschrijden.

Risico's voor de volksgezondheid en de mate waarin deze verminderen (risicoreductie) vormen om deze redenen in beperkte mate een onderscheidend criterium voor de vergelijking van saneringsalternatieven. Dit criterium wordt met kwalitatieve scores weergegeven. Hierbij is rekening gehouden met de gemiddelde toplaagkwaliteit uit tabel 4.1 (van belang voor opname door consumptievis) en tevens met de mate, waarin recreatiegebieden door de verontreiniging kunnen worden beïnvloed.

Er zijn twee soorten varianten onderscheiden:

- 1) varianten met een relatief hoge gemiddelde cadmiumconcentratie in de bodem, waarbij geen sanering van voor oeverrecreatie interessante gebieden plaats vindt (er treedt geen risicoreductie op; score 0);
- 2) varianten met een relatief lage gemiddelde cadmiumconcentratie, waarbij gedeeltelijke dan wel gehele sanering van voor oeverrecreatie interessante gebieden plaats vindt (er is sprake van enige of sterke risicoreductie: + of ++).

Tabel 4.4 Risico(reductie) voor de volksgezondheid bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
risico's volksgez.heid	0	+	0	0	+	+	++	++	++

4.4.2 Risico's voor het milieu

Beschikbaarheid van de verontreiniging voor andere organismen dan de mens en effecten daarvan zijn aangetoond. Verwacht mag worden, dat saneringsmaatregelen daarin veranderingen zullen brengen. Echter is het door gebrek aan gegevens nog moeilijk om deze veranderingen kwantitatief te voorspellen. Voor wat betreft de accumulatie van stoffen kan worden gerekend met accumulatiefactoren, waarmee concentraties in de bodem worden omgerekend naar concentraties in organismen. Deze concentraties in organismen kunnen voor de verschillende alternatieven worden vergeleken. Dit criterium is echter recht evenredig met de oppervlakte en de kwaliteit van de vervuilde toplaag. Dit betekent dus dat toepassing ervan dezelfde onderscheidende werking heeft als de criteria m.b.t. de chemische kwaliteit van de toplaag. Extra informatie ontstaat alleen door de verkregen concentraties in organismen te toetsen aan daarvoor gestelde "normen". Op ecotoxicologisch gebied zijn er alleen normen op het niveau van de AMK [22]. Gekozen wordt daarom voor het uitdrukken van de in organismen voorspelde concentraties in dit normgetal.

Als organisme is hierbij de driehoeksmossel gekozen. Uit onderzoek in het Ketelmeer is gebleken, dat de driehoeksmossel een zeer belangrijke rol speelt in het voedselweb van dit meer [23]. De in de driehoeksmossel voorkomende concentraties kunnen worden voorspeld met behulp van het model CHEOPS [24]. In dit model zijn de voedselketens van het ecosysteem Ketelmeer schematisch weergegeven. Het model is geijkt met in organismen gemeten concentraties van verontreinigde stoffen. Voor berekeningen met dit model moeten concentraties van verontreinigingen in het water en de waterbodem worden ingevoerd. De stoffen, waarvoor dit mogelijk is, zijn dezelfde als voor het model IMPAQT (zie onder 4.2), nl. cadmium, kwik, PCB-153 en benz(a)pyreen. Er wordt hier echter alleen gebruik gemaakt van de gegevens voor cadmium en PCB-153. Voor de beide andere stoffen werken de verschillen tussen de alternatieven in dezelfde richting, maar zijn ze relatief gering.

Een andere mogelijkheid is te werken met accumulatie-risico's. Het risico, dat accumulatie optreedt, is evenredig met de oppervlakte vervuilde waterbodem, althans voor een organisme, dat zijn hele leven in het Ketelmeer doorbrengt (een stand-organisme); voor dergelijke organismen, bijv. de driehoeksmosselen en de muggelarven, is de contact-kans 1.

Voor de driehoeksmosselen is ook informatie beschikbaar over de dichtheden van voorkomen in de diverse onderdelen van het Ketelmeer [23]. Sanering van een gebiedsdeel met een hoge dichtheid zal meer invloed hebben op de accumulatie in deze soort dan sanering van een gebiedsdeel met weinig driehoeksmosselen.

De score voor het risico van accumulatie in driehoeksmosselen kan dus worden uitgedrukt in het aantal driehoeksmosselen, dat zich bevindt in vervuild gebied (klasse 3 en 4). De hiermee uitgedrukte verschillen tussen de varianten wijken overigens niet veel af van de verschillen in oppervlakte vervuild gebied, zoals gehanteerd bij de muggelarven.

Voor organismen, die slechts een deel van hun leven in het Ketelmeer doorbrengen en die dus een kleinere contact-kans hebben, moet het vervuilde oppervlak worden vermenigvuldigd met deze kleinere contact-kans. De verschillen tussen saneringsvarianten zullen voor dergelijke organismen dus kleiner zijn, ze brengen immers een deel van hun bestaan elders door. Organismen, die hiervoor in aanmerking komen, zijn de vissen baars en blankvoorn (contact-kans = 0,9) en de watervogels aalscholver, kuifeend en tafeleend (contact-kans = 0,25). Van deze organismen zijn geen gebiedsgerelateerde dichtheden bekend. De score voor het accumulatie-risico wordt voor dergelijke organismen dus bepaald met: oppervlak vervuild gebied x contact-kans.

Als oppervlakte vervuild gebied wordt hierbij gehanteerd de oppervlakte van de waterbodem in klasse 3 en 4, zoals opgenomen in tabel 4.1.

Tabel 4.5 Concentraties cadmium en PCB-153 in driehoeksmosselen, uitgedrukt in de AMK, en accumulatie-risico's voor enkele organismen bij de verschillende alternatieven en varianten (de scores gelden alle voor een tijdstip direct na sanering).

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
Concentr. in driehoeksmosel									
*AMK voor:									
- cd	11	6	11	10	9,5	9	9	6	6
- pcb-153	3,1	2,5	3,1	3,0	2,8	2,8	2,7	2,5	2,5
Accumulatie-risico voor:									
- driehoeksmosel (mjd stuks)	10,44	0	10,44	10,35	7,94	7,86	2,58	0	0
- muggelarve (ha)	1034	0	1034	975	817	758	276	0	0
- vissen (ha*0,9)	931	0	931	878	735	682	248	0	0
- vogels (ha*0,25)	259	0	259	244	204	190	69	0	0

4.5 Aantasting van de functies

Criteria kunnen allereerst worden ontleend aan de functies, die problemen ondervinden van de ongesaneerde situatie. Door verbetering van deze situatie zullen deze problemen in meerdere of mindere mate worden verminderd. Functies, die in de ongesaneerde situatie problemen ondervinden zijn de natuur, de recreatie, de beroepsscheepvaart en de zandwinning (zie nader onderzoeksrapport). Ook door het treffen van saneringsmaatregelen zelf kan, zij het tijdelijk, beïnvloeding plaats vinden van het huidig gebruik. Dit betreft de functies natuur, recreatie, visserij en scheepvaart.

Natuur en natuurontwikkeling

De verschillende saneringsalternatieven kunnen op de korte termijn gevolgen hebben door de ingreep zelf. Het gaat hierbij in eerste instantie om verstoring van rustende en voedselzoekende watervogels. Daarnaast zal de bodemfauna (deels) verdwijnen, hetgeen ook een vermindering van het voedselaanbod voor watervogels zal kunnen betekenen. Naar verwachting zal echter binnen hooguit enkele jaren herstel van de bodemfauna optreden [23].

Maat voor verstoring en tijdelijk voedselverlies is de oppervlakte, waar maatregelen worden uitgevoerd. Voor de afdekvariant is dit de kunstmatig af te dekken oppervlakte. Voor de variant windbeperking is de verstoorde oppervlakte de lengte van de aan te brengen dammen, vermenigvuldigd met een "werkbreedte" van 100 m, plus de af te dekken oppervlakte rond de koppen van de dammen. Voor de baggervarianten is dit de te baggeren oppervlakte.

Verder kunnen saneringsmaatregelen de mogelijkheden voor natuurontwikkeling, zoals aangegeven in diverse beleidsplannen, beïnvloeden. Deze plannen betreffen het oostelijk Ketelmeer en de oeverzone langs de Noordoostpolder. Saneringsmaatregelen in het oostelijk deel zijn niet voorzien. Saneringsmaatregelen langs de N.O.P. oever zullen positief werken op de mogelijkheden aldaar. Dit geldt zowel voor baggervarianten als voor de afdekvariant (++). Bij de variant "windbeperking" geldt dit niet, omdat hierbij de top laag nauwelijks schoner wordt dan bij het referentie-alternatief.

Recreatie

Voor de tijdelijke hinder voor de recreatie door de ingreep zelf, wordt als criterium gehanteerd de oppervlakte, waarover de ingreep plaats vindt. Dit gebeurt op dezelfde wijze als bij het criterium verstoorde oppervlakte bij de functie natuur.

Voor de invloed op de recreatie-ontwikkeling op langere termijn wordt gekeken naar het recreatieve beleid. Ontwikkeling van de recreatie in de vorm van aanleg van recreatieve infrastructuur wordt voorzien:

- in de omgeving van Ketelhaven en Schokkerhaven (havens e.d.);
- in de oversteek Ketelhaven-Schokkerhaven (eilanden);
- aan de zuidelijke oever ten oosten van de Ketelbrug (oeverrecreatie).

Naarmate saneringsmaatregelen meer van deze ontwikkelingen mogelijk maken, krijgen ze meer plussen. Het referentie-alternatief betekent een blijvende belemmering voor dit soort ontwikkelingen, omdat er in dat geval eerst ernstig verontreinigde specie zal moeten worden verwijderd, alvorens één of andere voorziening te kunnen aanleggen (0). Isolatie-varianten kunnen ook beperkingen meebrengen voor het huidige gebruik, omdat de isolatielaag niet mag worden aangetast (-).

Beroepsvisserij

Op het meer zijn enkele beroepsvissers actief, die op paling vissen. Dit gebeurt vooral met fuiken langs de randen van het meer. Eventuele saneringsmaatregelen langs de randen kunnen de uitoefening van dit beroep voor enige tijd hinderen. Deze hinder wordt gerelateerd aan de oeverlengte, die bij een sanering wordt betrokken. De totale bevisbare oeverlengte van het Ketelmeer is hierbij op 17 km gesteld. Bij de afdekvariant is deze gehele oeverlengte betrokken. Bij de variant "windbeperking" wordt per aan te leggen dammetje (15 stuks) een werkbreedte van 100 m aangehouden.

Beroepsscheepvaart

Deze vindt met name plaats over de hoofdvaarroute Keteldiep-Ketelbrug en verder tussen die route en Ketelhaven. Maatregelen, waardoor het mogelijk wordt achterstallig onderhoud op te heffen dan wel de vaarroute te verbeteren, worden positief (+) gewaardeerd. Bij de isolatievarianten verslechteren de ontwikkelingsmogelijkheden voor de scheepvaart dermate (forse diepgangbeperking), dat een negatieve score wordt toegekend (--).

Daarnaast kan bij sommige saneringsalternatieven tijdelijk enige hinder voor de scheepvaart optreden. Deze hinder is evenredig met de lengte van de geul, die door de werkzaamheden wordt beïnvloed.

Zandwinning

Bij bepaalde saneringsalternatieven is in de toekomst weer zandwinning mogelijk, bij andere alternatieven niet. De mogelijkheid om weer zand te kunnen winnen, doet zich voor bij sanering van het gehele middengebied van het Ketelmeer (+).

Tabel 4.6 Gevolgen voor de functies bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
Natuur									
Verstoorde opp. (ha)	0	1034	255	95	217	312	758	2755	2880
Ontwikkelingsmogelijkheden	0	++	0	0	0	0	++	++	++
Recreatie									
Tijd.hinder (ha)	0	1034	255	95	217	312	758	2755	2880
Ontwikkelingsmogelijkheden	0	-	-	0	+	+	+	+++	+++
Visserij									
Tijd.hinder (km oever)	0	17,0	1,5	0	3,4	3,4	13,6	17,0	17,0
Scheepvaart									
Tijd.hinder (km geul)	0	13,5	13,5	13,5	0	13,5	0	13,5	13,5
Ontwikkelingsmogelijkheden	0	--	--	+	0	+	0	+	+
Zandwinning									
Ontwikkelingsmogelijkheden	0	0	0	0	0	0	0	+	+

4.6 Beheersbaarheid en controleerbaarheid

De beheersbaarheid van de saneringsalternatieven is te omschrijven als:

- de mate waarin de te treffen maatregelen in stand gehouden kunnen worden;
- de mate waarin eventuele aantasting van de maatregelen kan worden hersteld.

De controleerbaarheid van de getroffen maatregelen betreft de mate waarin controle mogelijk is ten aanzien van verspreiding van stoffen. Mogelijke routes van verspreiding zijn het grondwater en het oppervlaktewater.

Deze criteria gelden in feite alleen bij isolerende maatregelen. Ze zijn behalve van de soort isolerende maatregel ook afhankelijk van de oppervlakte van de verontreinigde sliblaag, die wordt gesaneerd: hoe kleiner het gebied met een verontreinigde bodem, hoe gemakkelijker beheersbaar, en tevens hoe gemakkelijker traceerbaar, waar er iets mis is gegaan. Dit betekent, dat ook de beheersbaarheid en controleerbaarheid van in depot te brengen specie dient te worden meegenomen.

Om één en ander tot uitdrukking te brengen wordt te werk gegaan als volgt:

- aan de oppervlakten, die door baggeren zijn schoongemaakt, wordt aan de beheersbaarheid en controleerbaarheid een factor 1 toegekend (de specie uit deze gebieden is maximaal beheersbaar en controleerbaar in een depot geborgen);
- voor de oppervlakten, die worden "geïsoleerd", is de beheersbaarheid en controleerbaarheid gering: de verspreiding naar het grondwater is helemaal onbeheersbaar en die naar het oppervlaktewater is een stuk minder dan in een depot; aan dergelijke oppervlakten wordt daarom een factor 0,2 (voor kunstmatig en van nature afgedekte gebieden) toegekend; voor de gebieden tussen de dammetjes bij de variant "windbeperking" verbetert de beheersbaarheid en controleerbaarheid niet in vergelijking met het referentie-alternatief;
- aan de vervuilde oppervlakten (zie tabel 4.1), die niet worden gebaggerd en ook niet afgedekt, wordt een factor 0 toegekend.

Vervolgens worden de met de diverse factoren vermenigvuldigde oppervlakten per variant opgeteld. Tenslotte wordt de som per variant uitgedrukt in een verhoudingsgetal ten opzichte van de variant met alle specie in een depot (de beheersbaarheid/controleerbaarheid van deze laatste variant wordt op 1 gesteld).

Tabel 4.7 Beheersbaarheid en controleerbaarheid bij de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
Beheers/controleerbaarheid (=1 bij specie in depot)	0,13	0,2	0,13	0,16	0,2	0,23	0,39	0,96	1,0

4.7 Kosten

Hieronder vallen alle kosten die voor de verschillende alternatieven gemaakt dienen te worden. Dit betreft de uitvoeringskosten en de beheerskosten, zowel voor afdekking, verwijdering (baggeren) van specie, berging en mogelijke andere maatregelen. Verder worden ook de kosten meegerekend, die een direct gevolg zijn van beheersmaatregelen in het kader van de sanering, zoals extra vervoerskosten voor de scheepvaart.

Om vergelijking van de verschillende varianten mogelijk te maken, zijn de op diverse tijdstippen in de toekomst te maken kosten teruggerekend naar de Netto Contante Waarde per 1-1-1995 (NCW), het hier aangenomen jaar van sanering. Bij deze berekening is uitgegaan van een discontovoet van 5,8 % en een inflatie van 3 %. Alle geraamde bedragen zijn inclusief BTW.

De kosten voor afdekking met zand zijn gebaseerd op de ervaringscijfers van het speciedepot in het Lateraalkanaal in Limburg [10]. Daarbij is uitgegaan van winning van zand uit het IJsselmeer ten westen van de Ketelbrug. Er is gerekend met een laagdikte van 30 cm over de gehele oppervlakte van de gebieden "randen", "havens" en "vaargeulen" (totaal 1.034 hectare; NCW per hectare f 175.000,-).

De kosten voor aanleg van dammen (variant "windbeperking") zijn gebaseerd op ervaringscijfers van Rijkswaterstaat, directie Flevoland. Er is uitgegaan van de aanleg van 15 dammen van 700 m lengte, tegen een strekkende-meter-prijs van f 3.000,- (NCW); hierin is ook het onderhoud verdisconteerd. Verder is uitgegaan van afdekking met zand van het gebied rond de kop van elke dam, om erosie te voorkomen. Hiervoor is een oppervlak van 10 hectare per dam aangehouden.

De toename van de vervoerskosten voor de scheepvaart is berekend aan de hand van gegevens van de Dienst Verkeerskunde [25]. Op grond hiervan bedragen de extra vervoerskosten bij de aangehouden diepgangbeperking tot 1,7 m (isolatievarianten) minimaal f 15 miljoen per jaar. Gekapitaliseerd vanaf 1995 betekent dit een Netto Contante Waarde per 1-1-95 van f 255 miljoen.

Bij de varianten met een gesaneerde vaargeul is de vaargeul uitgediept tot 5 m. Dit betekent een vervoerskostenvoordeel ten gevolge van brandstofbesparing van minimaal f 0,5 miljoen per jaar. De Netto Contante Waarde per 1-1-95 hiervan bedraagt f 8,5 miljoen. Dit bedrag is bij de betreffende varianten afgetrokken van de saneringskosten.

De baggerkosten en de kosten van specietransport zijn globaal bepaald in het rapport van de Bouwdienst [7]. Voor de bepaling van de transportafstand is uitgegaan van de ligging van een speciedepot tussen Ketelhaven en Schokkerhaven. De transportafstand bedraagt gemiddeld per te baggeren gebied:

- voor vaargeulen en havens: 2 km;
- voor randen en middengebied: 4 km,
- voor putten: 6 km.

De baggerkosten inclusief transport (NCW per 1-1-95) variëren van circa f 16,90 per theoretische in situ m³ voor de specie in de putten tot circa f 32,70 voor de dunne lagen in het middengebied [7].

De kosten voor berging zijn bepaald aan de hand van gegevens uit het MER-speciebergings Ketelmeergebied [9]. Uitgangspunt hierbij is realisatie van de meestbelovende depotvariant Epb. De kosten (NCW per 1-1-95) variëren van circa f 11,50 per theoretische in situ m³ voor een volume van 19 miljoen m³ tot circa f 23,50 voor een depotvolume van 2 miljoen m³. Voor bergingsvolumina, die niet in het MER zijn bepaald, zijn de kosten geïnterpoleerd.

Omdat in het MER nog geen rekening is gehouden met isolerende voorzieningen, zullen deze kostenschattingen aan de lage kant zijn.

De hoeveelheid bij sanering vrijkomende specie zal de grootte van het benodigde depot beïnvloeden en daarmee de bergingskosten per m³, ook voor specie van buiten het Ketelmeer. Hiermee is geen rekening gehouden.

Tabel 4.8 Geraamde kosten in miljoenen guldens (Netto Contante Waarde per 1-1-1995, incl. BTW) van de verschillende alternatieven en varianten.

criterium	referentie	isolatie		verwijdering (baggeren + bergen)					
		afdekking	windbeperking	vaargeulen	havens	havens plus geulen	randen	alles excl. putten	alles incl. putten
afdekking	0	181	26,3	-	-	-	-	-	-
dammen	0	-	31,5	-	-	-	-	-	-
baggeren/transport	0	-	-	20,7	27,4	48,1	89,2	204,4	339,5
bergen	0	-	-	33,6	39,2	50,4	67,2	123,2	184,8
scheepvaart	0	255	255	-8,5	-	-8,5	-	-8,5	-8,5
totaal (afgerond)	0	435	315	45	65	90	155	320	515

Er dient goede nota van te worden genomen, dat de bedragen in bovenstaande tabel zijn geraamd voor de onderlinge vergelijking van de alternatieven en varianten. Als absolute bedragen mogen ze niet worden gehanteerd. Enerzijds is geen rekening gehouden met kosten voor ontwerp, toezicht, monitoring en onvoorzien, terwijl ook de eventuele kosten van depot-isolatie niet zijn meegenomen.

Anderzijds zijn eventuele kostenverlagende effecten als gevolg van schaalvergroting van materieel niet verdisconteerd. Daarom moet gerekend worden met een marge van minimaal 50 % rond de in tabel 4.8 vermelde bedragen, zowel naar boven als naar beneden. In het volgende stadium van concrete uitwerking van de gekozen variant zullen nauwkeuriger ramingen moeten worden opgesteld.

5 Afweging en keuze

5.1 De methode

Dit hoofdstuk gaat in op de afweging van de verschillende alternatieven en varianten. Deze afweging vindt plaats door middel van vergelijking aan de hand van de criteria, zoals in het vorige hoofdstuk geformuleerd en ingevuld. Omdat een vrij groot aantal varianten moet worden vergeleken op een groot aantal criteria, wordt gebruik gemaakt van multi-criteria-evaluatie (MCE).

Er zijn diverse MCE-methoden, waarvan de zogenoemde EVAMIX-methode het meest geschikt is voor de onderhavige afweging, omdat hiermee zowel kwalitatieve als kwantitatieve criteria kunnen worden verwerkt. Deze methode is ook toegepast bij de afweging ten behoeve van het MER speciebergings Ketelmeergebied en wordt uitgevoerd met het computer-programma BOSDA (Beslissings Ondersteunend Systeem voor Discrete Alternatieven, [26]).

5.2 De toegekende gewichten

De afweging en keuze is afhankelijk van het belang, dat aan de verschillende criteria wordt toegekend. Verschillen in waardering tussen criteria kunnen in de MCE tot uitdrukking worden gebracht door aan de criteria verschillende weegfactoren of gewichten toe te kennen. Zo wordt bijv. een voorkeur voor een milieuvriendelijke oplossing uitgedrukt in een hoog gewicht voor de milieucriteria. Omdat de gewichten voor alle criteria samen 100% zijn, zal een hoog gewicht voor de milieucriteria een laag gewicht voor de overige criteria betekenen.

De toekenning van gewichten vindt plaats aan de zes groepen criteria, die zijn gehanteerd in hoofdstuk 4.

Eerst zijn **binnen** de groepen de gewichten verdeeld over de afzonderlijke criteria, als volgt (som per groep steeds 100 %):

- 1) - aard en omvang van de verontreiniging: de criteria m.b.t. de kwaliteit van de toplaag en het volume-criterium krijgen beide 50 %;
 - binnen de criteria m.b.t. de toplaag krijgt het subcriterium "oppervlakte van de toplaag in klasse 3 en 4" een gewicht van 30 %, omdat deze het meeste zegt over de effectiviteit van de sanering; de beide andere subcriteria (gemiddelde toplaagkwaliteit direct na sanering, resp. in 2010) krijgen elk 10 % (2,5 % per stof);
- 2) - risico's van verspreiding: de verspreiding naar het IJsselmeer en naar het grondwater krijgen beide een gewicht van 50 %;
 - de beide criteria t.a.v. de verspreiding naar het IJsselmeer (concentratie en vracht) worden gelijk gewogen, dus 25 % per criterium;
 - de subcriteria m.b.t. de vracht naar het IJsselmeer krijgen elk een derde deel van 25 % (8,33 %);
 - van de criteria t.a.v. de verspreiding naar het grondwater krijgt de uitlooptijd een gewicht van 30 %, omdat deze het meest zegt over de effectiviteit van de sanering, terwijl de twee andere criteria (oppervlakte verontreinigd kwelgebied en maximale concentratie in kwelgebied) beide 10 % krijgen;
- 3) - risico's voor volksgezondheid of milieu: de risico's voor het milieu krijgen een gewicht van 80 %, die voor de volksgezondheid 20%, omdat deze laatste een geringe rol spelen;
 - de gehalten in organismen, uitgedrukt in de AMK, krijgen een gewicht van 40 % (20 % per stof); ook de accumulatie-risico's krijgen een gewicht van 40 % (10 % per soort);
- 4) - aantasting van de gebruiksfuncties: de verschillende betrokken functies krijgen de volgende gewichten: natuur 30 %, recreatie 30 %, scheepvaart 30 %, visserij 5 %, zandwinning 5 %; recreatie, natuur en scheepvaart krijgen hoge gewichten, omdat hiervoor in beleidsplannen belangrijke ontwikkelingen zijn voorzien, die door saneringsmaatregelen sterk worden beïnvloed;
 - binnen deze functies is steeds 25 % toegekend aan de criteria voor de ontwikkelingsmogelijkheden, en 5 % voor de tijdelijke hinder c.q. aantasting;
- 5) - beheersbaarheid/controleerbaarheid: dit betreft één criterium zonder verdere onderverdeling: gewicht 100 %;
- 6) - kosten: ook hier is geen onderverdeling: gewicht 100 %.

Vervolgens zijn **tussen** de groepen onderling gewichten toegekend. Hierbij is gewerkt met verschillende gewichtensets, om zo de gevoeligheid van de uitkomst voor bestuurlijke voorkeuren in kaart te kunnen brengen. De volgende gewichtensets worden onderscheiden:

- 1) milieuset: hierbij krijgen alle milieucriteria tesamen (de eerste 4 groepen) een gewicht van 100 % (25 % per groep); de overige criteria worden dan niet meegenomen;
- 2) functieset: hierbij krijgen de functionele criteria een hoog gewicht, nl. 50 %; de kosten en de 4 groepen milieucriteria krijgen alle 10 %;
- 3) kostenset: hierin krijgen de kosten het hoogste gewicht, nl. 50 %; de functies en de 4 groepen milieucriteria krijgen alle 10 %;
- 4) evenredige set: hierin krijgen de 4 groepen milieucriteria samen 40 % (10 % per groep), en de kosten en de functies beide 30 %.

In tabel 5.1 worden de aldus ontstane gewichtensets samengevat.

Tabel 5.1 De gehanteerde gewichtensets.

Cluster	Criterium	Relatief gewicht	set 1	set 2	set 3	set 4
Aard en omvang van de verontreiniging		100,00	25,000	10,000	10,000	10,000
	Opp. toplaag	30,00	7,500	3,000	3,000	3,000
	Conc. Cd 1995	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. Hg 1995	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. Bap 1995	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. PCB 1995	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. Cd 2010	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. Hg 2010	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. Bap 2010	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Conc. PCB 2010	2,50	0,625	0,250	0,250	0,250
	Rest-volume	50,00	12,500	5,000	5,000	5,000
Risico's van verspreiding		100,00	25,000	10,000	10,000	10,000
	Jaarvr. Cd 1995	8,33	2,083	0,833	0,833	0,833
	Jaarvr. Cd 2010	8,33	2,083	0,833	0,833	0,833
	Vr. Cd % totaal	8,33	2,083	0,833	0,833	0,833
	Conc. Cd Ketelb.	25,00	6,250	2,500	2,500	2,500
	Gem. uitl.tijd	30,00	7,500	3,000	3,000	3,000
	Opp. kwelgebied	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
Risico's voor volksgezondheid en milieu	Conc. kwelgebied	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
		100,00	25,000	10,000	10,000	10,000
	Volksgezondheid	20,00	5,000	2,000	2,000	2,000
	Conc. Cd mossel	20,00	5,000	2,000	2,000	2,000
	Conc. PCB mossel	20,00	5,000	2,000	2,000	2,000
	Accum. mossel	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
	Accum. m.larve	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
	Accum. vissen	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
Aantasting van de gebruiksfuncties	Accum. vogels	10,00	2,500	1,000	1,000	1,000
		100,00	0,000	50,000	10,000	30,000
	Verst. opp.	5,00	0,000	2,500	0,500	1,500
	Natuur ontw.	25,00	0,000	12,500	2,500	7,500
	Recreatie hinder	5,00	0,000	2,500	0,500	1,500
	Recreatie ontw.	25,00	0,000	12,500	2,500	7,500
	Visserij hinder	5,00	0,000	2,500	0,500	1,500
	Scheepv. hinder	5,00	0,000	2,500	0,500	1,500
	Scheepv. ontw.	25,00	0,000	12,500	2,500	7,500
	Zandw. ontw.	5,00	0,000	2,500	0,500	1,500
Beheersbaarheid en controleerbaarheid		100,00	25,000	10,000	10,000	10,000
	Beh. en contr.	100,00	25,000	10,000	10,000	10,000
Kosten		100,00	0,000	10,000	50,000	30,000
	Kosten	100,00	0,000	10,000	50,000	30,000

set 1: milieu

set 2: functies

set 3: kosten

set 4: evenredig

5.3 Resultaten van de afweging

5.3.1 De volgorde per groep criteria

In tabel 5.2 zijn de resultaten voor de zes afzonderlijke groepen criteria vermeld. De uitkomsten hiervan zijn in het algemeen gemakkelijk af te leiden uit de scoretabellen in hoofdstuk 4. Dit geldt zeker voor de groepen beheersbaarheid/controleerbaarheid en kosten, omdat deze groepen uit slechts één criterium bestaan. Ook voor de groepen met meer criteria zijn de uitkomsten meestal goed te traceren uit de betreffende tabellen in hoofdstuk 4.

Tabel 5.2 Resultaten van de afweging met EVAMIX per groep criteria.

cluster aard en omvang verontreiniging		cluster risico's van verspreiding		cluster risico's voor volksgezondheid & milieu	
Volgorde	Scores	Volgorde	Scores	Volgorde	Scores
1:inc. put	0.20	1:inc. put	0.24	1:ex. put	0.12
2:ex. put	0.15	2:ex. put	0.16	inc. put	0.12
3:randen	0.02	3:afdek.	-0.01	3:afdek.	0.10
afdek.	0.02	4:randen	-0.04	4:randen	0.05
5:ha./gl.	-0.05	ha./gl.	-0.04	5:ha./gl.	-0.03
6:havens	-0.06	6:windbep.	-0.05	6:havens	-0.04
7:geulen	-0.08	7:geulen	-0.07	7:geulen	-0.10
8:ref.	-0.10	8:havens	-0.09	8:ref.	-0.12
windbep.	-0.10	9:ref.	-0.11	windbep.	-0.12

cluster functies		cluster beheersbaarheid en controleerbaarheid		cluster kosten	
Volgorde	Scores	Volgorde	Scores	Volgorde	Scores
1:ex. put	0.08	1:inc. put	0.22	1:ref.	0.12
inc. put	0.08	2:ex. put	0.20	2:geulen	0.10
3:randen	0.04	3:randen	0.00	3:havens	0.09
4:ha./gl.	0.02	4:ha./gl.	-0.05	4:ha./gl.	0.07
5:geulen	-0.00	5:afdek.	-0.06	5:randen	0.03
6:havens	-0.01	havens	-0.06	6:windbep.	-0.06
7:ref.	-0.03	7:geulen	-0.08	ex. put	-0.06
8:afdek.	-0.07	8:ref.	-0.09	8:afdek.	-0.13
9:windbep.	-0.11	windbep.	-0.09	9:inc. put	-0.17

Bij de groepen **milieucriteria** scoren steeds de verwijderingsvarianten, waarbij alle of bijna alle verontreinigde specie (in- of exclusief putten) wordt verwijderd, het hoogst. Derde in volgorde is de variant, waarbij de randen van het meer worden gebaggerd en/of de afdekkingsvariant. Bij de groep verspreiding en risico's voor volksgezondheid of milieu scoort de afdekkingsvariant beter dan de variant verwijdering randen. Dit komt doordat deze risico's met name samenhangen met oppervlakte-effecten, terwijl deze oppervlakte-effecten bij een effectieve afdekking grotendeels verdwijnen. Bij de groepen aard en omvang en beheersbaarheid/controleerbaarheid spelen naast de oppervlakte-effecten ook de grondwater-effecten mee, zodat hier de afdekkingsvariant gelijk met of lager dan de randenvariant eindigt.

Bij de groep risico's volksgezondheid of milieu scoren de verwijderingsvarianten in- en exclusief putten gelijk. Bij de groepen aard en omvang, verspreidingsrisico's en beheersbaarheid/controleerbaarheid scoort de verwijderingsvariant inclusief putten hoger dan de variant exclusief putten. Dit verschil is het gevolg van het feit, dat in de voormalige zandwinputten een flinke hoeveelheid specie blijft zitten (omvang); deze hoeveelheid specie in de putten verspreidt zich minder traag naar het grondwater

dan de specie in een depot (iets groter verspreidingsrisico), en is wat minder beheersbaar/controleerbaar.

Bij de groep **functies** scoren eveneens de verwijderingsvarianten in- of exclusief putten het hoogst (op gelijk niveau) en eindigt de randenvariant als derde. Bij deze groep eindigen beide isolatievarianten onderaan, omdat bestaand gebruik wordt aangetast (scheepvaart) en functie-ontwikkeling wordt belemmerd.

Een heel andere volgorde laten (uiteraard) de **kosten** zien: hier scoort de verwijderingsvariant inclusief putten het laagst, omdat deze het duurst is. De variant exclusief putten scoort ook laag, maar wel een stuk beter dan inclusief putten. Dit verschil is relatief groot, omdat in de putten een grote hoeveelheid specie (ruim een derde deel van het totaal) aanwezig is, waarvoor in het geval van deze variant geen verwijderings- en bergingskosten behoeven te worden gemaakt.

Het referentie-alternatief scoort het hoogst, omdat de kosten voor dit alternatief op nul zijn gesteld.

5.3.2 De volgorde per gewichtenset

In tabel 5.3 zijn de resultaten van de afweging voor de verschillende gewichtensets gegeven.

Tabel 5.3 Resultaten van de afweging met EVAMIX voor de gewichtensets.

Set 1: milieu		Set 2: functies		Set 3: kosten		Set 4: evenredig	
Volgorde	Scores	Volgorde	Scores	Volgorde	Scores	Volgorde	Scores
1:inc. put	0.19	1:inc. put	0.16	1:ex. put	0.10	1:ex. put	0.15
2:ex. put	0.16	ex. put	0.16	2:randen	0.07	2:randen	0.08
3:afdek.	0.02	3:randen	0.04	ref.	0.07	3:randen	0.06
4:randen	0.01	4:ha./gl.	-0.01	4:ha./gl.	0.06	4:ha./gl.	0.03
5:ha./gl.	-0.04	5:havens	-0.03	havens	0.06	5:havens	0.02
6:havens	-0.06	6:geulen	-0.05	geulen	0.06	6:geulen	0.00
7:geulen	-0.08	7:afdek.	-0.06	7:inc. put	-0.03	ref.	-0.00
8:windbep.	-0.09	8:ref.	-0.07	8:afdek.	-0.18	8:afdek.	-0.13
9:ref.	-0.11	9:windbep.	-0.15	9:windbep.	-0.20	9:windbep.	-0.20

Bij **gewichtenset 1** ("milieuset") zijn alleen de groepen milieucriteria meegewogen, de groepen functies en kosten wegen niet mee. Bij deze afweging eindigen de verwijderingsvarianten in- en exclusief putten - in deze volgorde - het hoogst. Omdat bij alle groepen milieucriteria deze verwijderingsvarianten het hoogst scoren (zoals gebleken in de vorige paragraaf), is dit ook te verwachten. De afdekkingsvariant en de variant, waarbij alleen de randen worden verwijderd, staan op de derde en vierde plaats en ontlopen elkaar niet veel.

Bij **gewichtenset 2** ("functieset") heeft de groep functies een zwaar gewicht gekregen, terwijl daarnaast de milieucriteria en de kosten meewegen. Ook bij deze afweging eindigen de verwijderingsvarianten in- en exclusief putten het hoogst, maar nu samen op een gelijk niveau. De mogelijkheden voor de functies verschillen namelijk nauwelijks bij het al dan niet wegbaggen van de verontreinigde specie uit de putten. Bij deze gewichtenset eindigt de verwijderingsvariant randen op de derde plaats.

Bij **gewichtenset 3** ("kostenset") hebben de kosten een zwaar gewicht gekregen, terwijl daarnaast de milieucriteria en de functies meewegen. Bij deze afweging komt een andere volgorde uit de bus dan bij de twee vorige. De verwijderingsvariant exclusief putten komt hierbij op de eerste plaats, terwijl de variant inclusief putten veel lager eindigt. Het relatief grote kostenverschil tussen deze beide varianten blijkt bij deze afweging een groot verschil in volgorde te veroorzaken. Alle andere verwijderingsvarianten scoren bij deze afweging beter dan de verwijderingsvariant inclusief putten. De afdekvariant scoort door de hoge kosten erg laag.

Bij **gewichtenset 4** ("evenredige set") hebben milieu, functies en kosten een ongeveer gelijk gewicht gekregen. De verwijderingsvariant exclusief putten eindigt ook hierbij bovenaan, terwijl de variant inclusief putten als tweede genoteerd staat. Ondanks het vrij zwaar meewegen van de kosten (30 %)

eindigen toch de relatief dure verwijderingsvarianten in- en exclusief putten boven de goedkopere varianten. Dit komt, doordat deze varianten voor milieu en functies positieve gevolgen hebben.

5.3.3 Gevoeligheidsanalyse

Om de betrouwbaarheid van deze resultaten na te gaan, is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd [27]. Hierbij is de gevoeligheid van de MCE-resultaten nagegaan voor

- variatie in de scores, zoals vermeld in de tabellen van hoofdstuk 4;
- variatie in de toegekende gewichten, zoals toegekend in paragraaf 5.2;
- de gekozen afwegingsmethode;
- de wijze van standaardisatie tijdens de afweging.

Bij de variatie in de scores is er vanuit gegaan dat elke score tot 20 % groter of kleiner kan zijn dan de feitelijk toegekende score. Bij de gevoeligheid voor de gewichten is van eenzelfde onzekerheidsmarge uitgegaan. Als alternatieven voor de gekozen EVAMIX-methode zijn vier andere methoden doorgerekend. Ten aanzien van deze drie punten bleek de gevoeligheid gering te zijn; de resultaten van de diverse afwegingen veranderen hierdoor niet.

De afwegingsresultaten blijken wel gevoelig voor de standaardisatie-methode. Standaardisatie wordt toegepast op de kwantitatieve scores (cijfers) om deze te kunnen vergelijken met de kwalitatieve scores (+ of -). Dit kan op verschillende manieren [27]. Het blijkt nu, dat de MCE-resultaten van de gewichtensets 3 en 4 gevoelig zijn voor de manier, waarop dit gebeurt. In deze sets wegen de kosten zwaar mee (in set 3: 50 % en in set 4: 30 %). De vrij grote kostenverschillen tussen de varianten leiden ertoe, dat de duurste varianten (waaronder de verwijderingsvarianten in- en exclusief putten) in deze sets minder goed worden beoordeeld, als gebruik wordt gemaakt van andere standaardisatie-methoden.

5.3.4 Combinatievarianten

Nu de resultaten van de diverse afwegingen bekend zijn, is nog eens bekeken, of er behalve de in de afweging betrokken varianten wellicht andere varianten zijn, die beter zouden kunnen scoren. Gezocht is naar combinatie-varianten, die zoveel mogelijk de positieve effecten van meerdere varianten combineren. Er zijn in principe twee soorten combinatievarianten:

- 1) combinaties van meerdere baggervarianten
- 2) combinaties van de isolatievarianten met een baggervarianten

Ad 1)

Van deze soort combinatievarianten is reeds een voorbeeld in de afweging betrokken, nl. de variant waarbij havens plus geulen worden schoongebaggerd. Deze variant scoort beter dan de varianten, waarbij havens of geulen afzonderlijk worden gesaneerd. Het is aannemelijk, dat dit ook voor andere combinatievarianten van deze soort zal gelden. Dit kan ook worden afgeleid uit de rangvolgorde van de verwijderingsvarianten: hoe groter het gebaggerde oppervlak, hoe hoger de variant scoort. Het meenemen van extra varianten van dit genre in de afweging is weinig zinvol.

Ad 2)

De isolatievarianten scoren in het algemeen laag. Een belangrijke rol hierbij spelen de hoge extra vervoerskosten (f 255 miljoen) voor de scheepvaart, die bij deze varianten optreden.

Dit laatste punt roept de vraag op naar de mogelijkheden van een combinatie van afdekking van de vervuilde gebieden (de beste isolatievariant) én baggeren van de vaargeul. Hierdoor zou het grote vervoerskostennadeel voor de scheepvaart verdwijnen (geen instelling van een diepgangsbepalking) en zelfs omslaan in een kostenvoordeel.

De totale kosten van deze combinatievariant zullen circa f 210 miljoen bedragen. De effecten voor het milieu en de functies zullen voor de meeste criteria ongeveer gelijk zijn aan die van de afdekvariant zelf; alleen op de deelcriteria "rest-volume" (tabel 4.1) en "ontwikkelingsmogelijkheden scheepvaart" (tabel 4.6) scoort deze variant beter. Voor de afweging per groep betekent dit, dat deze variant:

- bij de groep aard en omvang één plaats hoger zal eindigen dan de variant afdekking (3e plaats i.p.v. gedeelde 3e plaats);

- bij de groepen risico's verspreiding, risico's volksgezondheid/milieu en beheersbaarheid/controleerbaarheid op dezelfde plaats komt te staan als de variant afdekking (resp. 3e, 3e en 5e in volgorde);
- bij de groep aantasting functies hooguit één plaats hoger eindigt dan de variant afdekking (7e i.p.v. 8e plaats);
- bij de groep kosten twee plaatsen hoger eindigt dan de afdekkingsvariant (6e i.p.v. 8e plaats).

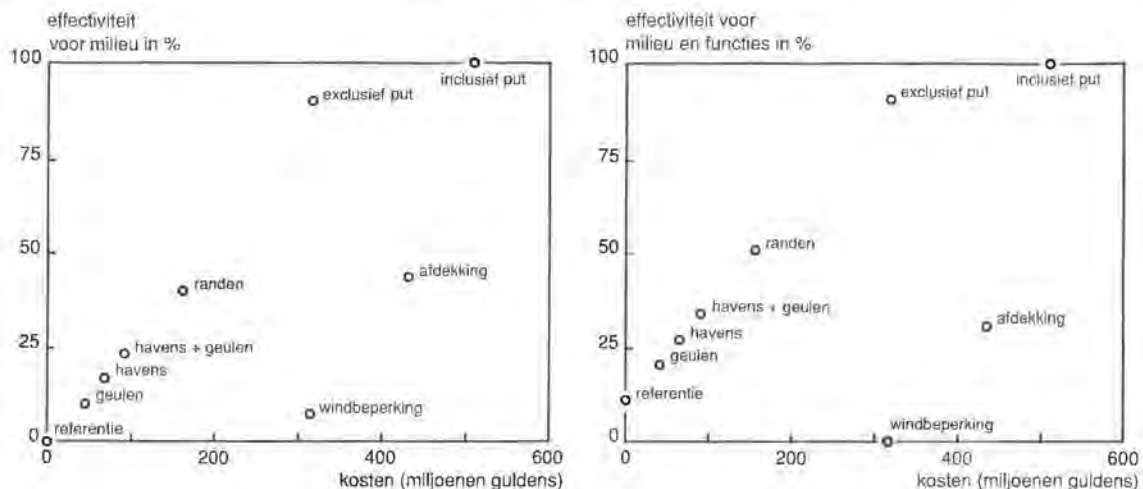
Voor de afweging per gewichtenset zijn de eindscores minder gemakkelijk te schatten. Gezien echter de geringe verschillen met de afdekkingsvariant binnen de groepen, zullen ook hier de verschuivingen ten opzichte van de afdekkingsvariant niet groot zijn. In elk geval zal in geen enkele gewichtenset deze combinatievariant in de buurt komen van de verwijderingsvarianten inclusief en exclusief putten, die dus het hoogst blijven scoren.

5.4 Keuze

Milieuhygiënisch en vanuit het functioneren van het Ketelmeer gezien blijken dus de varianten, waarbij het gehele Ketelmeer of het gehele meer exclusief de voormalige zandwinputten (beide met uitzondering van het oostelijk deel) wordt schoongebaggerd, de beste oplossingen te zijn (paragrafen 5.3.1. en 5.3.2).

Deze conclusie wordt door de gevoeligheidsanalyse grotendeels bevestigd; op één onderdeel echter, waar de kosten een rol spelen, blijkt de afweging methodisch tot onduidelijkheid te leiden (paragraaf 5.3.3).

Aanvullend zijn daarom de verschillende varianten ook bekeken op hun milieurendement. Milieurendement wordt hier omschreven als de verhouding tussen het bereikte resultaat (de effectiviteit van de oplossing) en de daarvoor te maken kosten. Eén en ander is weergegeven in figuur 14. In de linker grafiek is alleen het milieu meegewogen (gewichtenset 1: milieu 100 %), in de rechter grafiek zijn milieu en functies beide voor 50 % meegewogen (vergelijkbaar met gewichtenset 2).



Figuur 14. De verhouding tussen effectiviteit en kosten (milieurendement) van de saneringsvarianten.

Uit de grafieken kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- de qua effectiviteit beste varianten zijn in beide gevallen de verwijderingsvarianten in- en exclusief putten (het hoogst in de grafiek); van deze beide eindigt de variant inclusief putten op de hoogste plaats en - met klein verschil - de variant exclusief putten op de tweede plaats;
- de verhouding tussen effectiviteit en kosten - het milieurendement - is voor de meeste verwijderingsvarianten ongeveer gelijk (de punten in de grafiek liggen redelijk op één lijn); voor de verwijderingsvariant inclusief putten is deze verhouding echter een stuk ongunstiger dan voor de overige varianten (het bijbehorende punt ligt in de grafiek ver naar rechts).

De laatste conclusie geeft aan, dat het rendement van de verwijderingsvariant inclusief putten relatief ongunstig is. Dit wordt veroorzaakt doordat het leegbaggeren van de putten veel extra geld kost (kosten stijgen van ruim f 300 naar ruim f 500 miljoen), terwijl hierdoor de effectiviteit voor het milieu en de functies maar weinig toeneemt. Het verschil in effectiviteit is klein, omdat:

- het verontreinigde slib in de putten niet bijdraagt aan de verspreiding naar het oppervlaktewater en aan de risico's voor de volksgezondheid en het milieu: er vindt geen resuspensie plaats, doordat ze diep zijn en de toplaag van de putten is relatief schoon, omdat vrij snel afdekking met schoner wordend IJsselslib plaats vindt;
- het verontreinigde slib in de putten in geringere mate bijdraagt aan de verspreiding naar het grondwater dan het verontreinigde slib in het overige Ketelmeer: doordat de sliblaag in de putten veel dikker is dan in de rest van het meer, wordt de verontreinigde laag in de putten ten gevolge van consolidatie veel minder waterdoorlatend (in dit opzicht zijn de putten vergelijkbaar met een speciedepot met een grote storthoogte);
- de functies en de ontwikkelingsmogelijkheden van het Ketelmeer nauwelijks worden beïnvloed door de aanwezigheid van het verontreinigde slib in de putten.

De eindconclusie luidt, dat - bij een afgewogen beoordeling vanuit de oogpunten milieu, functies en kosten - het baggeren van de vervuilde Ketelmeerbodem met uitzondering van het oostelijk deel en de voormalige zandwinputten de gunstigste oplossing is.

6 Voorstellen voor realisering

6.1 Inleiding

Uitvoering van de voorgestelde saneringsvariant (het baggeren van de verontreinigde Ketelmeerbodem met uitzondering van het oostelijk deel en de voormalige zandwinputten) is een zeer grote operatie. Een dergelijk project vergt een goede voorbereiding.

In de voorbereidingsfase is aandacht nodig voor de uitvoeringswijze en de controle op de uitvoering. De uitvoering van een dergelijk project vergt ook een goede fasering. De fasering zal zowel vanuit milieuhygiënisch als vanuit technisch oogpunt optimaal dienen te zijn. Daarnaast is aandacht nodig voor de financiering.

In de onderstaande paragrafen wordt op deze zaken ingegaan.

6.2 Voorbereiding

Zoals aangegeven in paragraaf 2.3, zijn er in principe geschikte technieken voor het saneringsbaggeren aanwezig. Deze technieken moeten echter nog worden bekeken op hun gedrag bij de in het Ketelmeer voorkomende sedimentsamenstelling. Hiervoor wordt gedacht aan uitvoering van een baggerproef onder realistische omstandigheden.

Dit kan op het Ketelmeer zelf: in dit geval zijn de omstandigheden het meest realistisch, er zou dan ook geoefend kunnen worden met de benodigde veiligheidsmaatregelen, monitoring e.d. Er is dan wel een goede opslagmogelijkheid nodig voor het bij de proeven vrijkomende verontreinigde slib. Dergelijke proefnemingen kunnen ook in een ander gebied gedaan worden, mits de baggereigenschappen van het daar aanwezige slib vergelijkbaar zijn met die van het Ketelmeerslib.

Aan de hand van de resultaten van deze proeven kan worden beoordeeld, of aanpassingen aan het baggermaterieel nodig zijn.

Daarnaast moet ook opschaling van het baggermaterieel plaats vinden, omdat het bestaande milieuvriendelijke baggermaterieel een zo geringe produktie heeft, dat het baggeren van het in het Ketelmeer te saneren oppervlak te veel tijd in beslag zou nemen.

Tevens is ontwikkeling van een adequaat monitoringsysteem nodig; dit zowel om de gang van zaken tijdens het baggeren (opwerveling en verspreiding van verontreinigde slibdeeltjes) te kunnen controleren en bijsturen, als om achteraf na te kunnen gaan, of het saneringsdoel bereikt is (bodembemonstering). Onderzoek naar geschikte methoden voor monitoring kan bij de uitvoering van baggerproefnemingen worden meegenomen.

Uitvoering van de sanering hangt af van het gereedkomen van het speciedepot in het Ketelmeer. Voorbereiding en aanleg daarvan vergen enige tijd, zodat dit depot niet voor 1995 gereed zal zijn. Voorgesteld wordt de periode van 1992 tot 1995 te gebruiken om de uitvoering van de sanering voor te bereiden. Eén en ander dient te gebeuren in nauwe samenwerking met het bedrijfsleven.

6.3 Fasering

6.3.1 Milieuhygiënische aspecten

Vanuit milieuhygiënisch oogpunt dient de fasering zodanig te zijn, dat:

- a) de milieuhygiënische effectiviteit, datgene wat bereikt wordt voor het milieu en de functies, zo groot mogelijk is;
- b) de negatieve milieuhygiënische effecten gedurende de uitvoeringsperiode van de saneringsoperatie zo gering mogelijk zijn.

Ad a)

Om een optimale milieuhygiënische effectiviteit van de sanering te bewerkstelligen, is van belang dat de deelgebieden, waar door sanering het meest kan worden bereikt, het eerst worden aangepakt. Dit is afhankelijk van:

- de huidige milieuhygiënische problemen van de diverse deelgebieden;
- de mate waarin de mogelijkheden voor de gebruiksfuncties door sanering van de diverse deelgebieden worden vergroot.

De gebieden, die in de huidige situatie de grootste milieuhygiënische risico's geven, zijn de vaarroutes (opwerveling verontreinigd slib door de scheepvaart) en het gebied in de omgeving van Ketelhaven (erosie van vervuild slib). Vervolgens zijn de randgebieden van belang vanwege de daar optredende relatief sterke inzijging naar het grondwater.

Vanuit het functioneren van het Ketelmeer is het meest van belang sanering van de gebieden rond Ketelhaven en Schokkerhaven (ontwikkeling recreatie) en verder de scheepvaartroutes (verdere ontwikkelingsmogelijkheden). Vervolgens zijn van belang het gebied tussen Ketelhaven en Schokkerhaven (eilandaanleg) en de randgebieden (voorlandontwikkeling).

Eén en ander houdt in, dat vanuit dit oogpunt eerst de deelgebieden vaargeulen en havens (eerst Ketelhaven, dan Schokkerhaven) gebaggerd dienen te worden en daarna de zone Ketelhaven-Schokkerhaven en de randgebieden.

Ad b)

Bij saneringsbaggeren van een groot gebied als het Ketelmeer bestaat de kans, dat door opwerveling verspreiding van verontreinigd slib optreedt van nog ongesaneerde gebieden naar reeds geschoonde gebieden (zie ook paragraaf 2.3). Bij de volgorde van de saneringsoperatie dient rekening te worden gehouden met de slibtransportprocessen, zodat verspreiding van vuil slib door stroming, wind en scheepvaart naar schone gebieden geminimaliseerd wordt.

Dit betekent, dat een uitvoeringsvolgorde van oost naar west beter is dan andersom, omdat de overheersende stromingsrichting in het Ketelmeer oost-west gericht is. Verder kan de sanering van de scheepvaartroute het beste vooraan in de uitvoering plaats vinden, waarna de beroepsvaart kan worden verplicht van de aldus ontstane geul gebruik te maken. Deze werkwijze is mede gebaseerd op berekeningen met het slibtransportmodel STRESS [11].

Eén en ander houdt in, dat vanuit dit aspect eerst de deelgebieden vaargeulen, havens en middengebied (te beginnen aan de oostzijde) gebaggerd dienen te worden.

Daarnaast is uiteraard een vlotte uitvoering van de saneringsoperatie van belang, om de periode, dat vuile en schone gebieden beide aanwezig zijn, zo kort mogelijk te maken.

De onder a) en b) genoemde conclusies dekken elkaar grotendeels. Daarom wordt voorgesteld de volgende uitvoeringsvolgorde aan te houden:

- 1) de vaarroute Ketelhaven-Ketelbrug en de gebieden rond Ketelhaven en Schokkerhaven;
- 2) het oostelijk deel van het middengebied, inclusief het randgebied ten oosten van Schokkerhaven;
- 3) de randgebieden langs Oostelijk Flevoland en de Noordoostpolder;
- 4) het overige middengebied.

In figuur 15 is deze volgorde weergegeven. De ligging en exacte begrenzing van de te saneren gebieden is indicatief. Zo zal een definitieve tracékeuze van de vaargeulen eerst in de loop van 1994 plaatsvinden. Het te saneren deel van het Kattendiep is niet in de figuur aangegeven. De omvang hiervan zal in de periode tot 1995 nader worden vastgesteld.

6.3.2 Technische aspecten

Vanuit technisch oogpunt behoeven geen eisen aan de uitvoeringsvolgorde te worden gesteld, maar zijn er wel consequenties voor de uitvoeringssnelheid.

Als wordt uitgegaan van het momenteel beschikbare baggermaterieel, zou een (zeer) beperkte uitvoeringssnelheid mogelijk zijn. Er zouden bijvoorbeeld zeker tien van de huidige (kleinschalige) schijfbodemcutters 5 jaar lang aan het werk moeten zijn om de gehele sanering uit te voeren; maar op dit moment zijn er geen tien van dergelijke cutters op de markt [7]. Zoals al aangegeven, is opschaling van dit materieel noodzakelijk, om een meer acceptabele uitvoeringsduur te bewerkstelligen. Dit zal tevens de kosten van de baggeroperatie kunnen verminderen.

De bereikbare mate van opschaling van het baggermaterieel is niet goed te overzien. Technisch lijkt echter in dit opzicht veel mogelijk, zodat deze factor op zichzelf naar verwachting geen beperking behoeft te betekenen voor de uitvoeringssnelheid. Het verdient aanbeveling om, in samenwerking met het bedrijfsleven, het onderzoek naar en de ontwikkeling van grootschaliger materieel tijdig op te pakken.

Tenslotte blijft bij een fasering in de tijd tevens de mogelijkheid open voor toepassingen van nieuwe, intussen ontwikkelde, saneringstechnieken (scheiding en reiniging).



Voor uitvoering van de voorgestelde sanering van de Ketelmeerbodem is volgens de voorlopige kostenraming een bedrag van circa f 300 miljoen nodig (Netto Contante Waarde per 1-1-95, incl. BTW).

Bij de bovenstaande en in het vervolg te noemen bedragen moet in dit stadium gerekend worden met een marge van minimaal plus of min 50 %.

Ervan uitgaande dat het depot uiterlijk medio 1995 gereed is voor specieberging, kan en zal in 1995 met de vaargeulsanering worden begonnen. De daarvoor benodigde financiën zijn in de financiële planning voor aanleg en onderhoud scheepvaartwegen opgenomen.

Sanering van de havengebieden kan dan starten in 1996. Hiervoor is in dat jaar binnen de huidige financiële randvoorwaarden f 2,5 miljoen beschikbaar, volgens het "Saneringsprogramma waterbodembodem rijkswateren 1992 - 2010". Eventuele verhoging van dit budget is mede afhankelijk van mogelijkheden, noodzaak en urgentie van saneringen elders in de rijkswateren.

Voor 1997 en volgende jaren is het landelijke budget voor waterbodemsanering in de rijkswateren in de huidige planning circa f 40 miljoen per jaar. In volgende saneringsprogramma's waterbodemsanering zal het Ketelmeer, naast de sanering van andere grote wateren, een hoge prioriteit krijgen. Binnen de huidige financiële planning wordt rekening gehouden met een financiering van de sanering van de beide havengebieden over de jaren 1996 - 1998.

In 1996/1997 kan definitief besloten worden over de volgende saneringsstappen: sanering van het oostelijk deel van het middengebied (zone Ketelhaven-Schokkerhaven), de randgebieden en het overige middengebied. Bij de beslissing hierover kunnen de ervaringen, opgedaan bij de uitvoering van stap 1, worden betrokken.

Bij een dergelijke gefaseerde saneringsaanpak kan worden overwogen ook de depot-aanleg te faseren.

Literatuurlijst

1. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Saneringsprogramma Waterbodembodem Rijkswateren 1991-2000. Aangeboden aan de Tweede Kamer bij brief van 18 juli 1990.
2. J. Driebergen (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). Een eerste inventarisatie van de waterbodembodemkwaliteit van het Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, oktober 1988.
3. Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Nader onderzoek waterbodembodem Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, januari 1992.
4. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Leidraad Bodembescherming. 's Gravenhage, 1990.
5. Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Vervuilde water bodembodem; rapportage Beoordelingscommissie Sanering Waterbodembodem 1988-1989. Den Haag, Ministerie van V.&W., oktober 1988.
6. M. van Dillen en W. Bruggeman. Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodembodem, fase1 (1989-1990). Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, 1991.
7. Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Onderzoek baggertechnieken en kosten voor sanering Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, juni 1991.
8. Stichting Natuur en Milieu en Stichting Nederland Gifvrij. Van vuile bagger tot schoon slib. Utrecht, mei 1991.
9. Rijkswaterstaat. Milieu-effectrapportage en projectnota Baggerspeciebergingslocatie Ketelmeergebied, deel 1. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, april 1992.
10. Rijkswaterstaat. Bestek en Voorwaarden voor het afdekken van het baggerspeciedepot in het Lateraalkanaal Linne-Buggenum. Maastricht, Rijkswaterstaat directie Limburg, 1991.
11. G. Blom (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). Rekenen aan slibtransport in het kader van saneringsonderzoek Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, in druk.
12. P.S. Grashoff, R. Kersten, N.M. de Rooij, H.J. Gerrits (Waterloopkundig Laboratorium), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Modellerings grondwaterkwaliteit Ketelmeer. Delft, oktober 1990.
13. H.J. Winkels en A. van Diem (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). De opbouw en kwaliteit van de waterbodembodem van het Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, mei 1990.
14. E.J. van de Kaa, B. Kappe en M. de Rijk (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). Erosie van slib ten gevolge van scheepvaart, vervolgonderzoek. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, maart 1992.
15. C. Toet en G. Blom (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). Slibtransportmodel voor het Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, in druk.
16. J.G.C. Smits en H.L.A. Sonneveldt (Waterloopkundig Laboratorium), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Modellerings van enkele microverontreinigingen in het Ketelmeerslib. Delft, januari 1991.
17. Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Inventarisatie van functies, beleid en onderzoek. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, september 1989.

18. J.J.G. Zwolsman (Waterloopkundig Laboratorium), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Modellerings van microverontreinigingen in het Ketelmeer: aanvullende berekeningen t.b.v. saneringsonderzoek. Delft, februari 1992.
19. G. Blom (Landbouw Universiteit Wageningen), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. De invloed van bergingsdepots op waterbeweging en slibtransport in het Ketelmeer. Wageningen 1991.
20. Waterloopkundig Laboratorium, in opdracht van Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren/RIZA. Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN. Delft, maart 1990.
21. H.J. Gerrits en N.M. de Rooij (Waterloopkundig Laboratorium), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Modellerings grondwaterkwaliteit Ketelmeer: aanvullende berekeningen. Delft, oktober 1991.
22. P.B.M. Stortelder, M.A. van der Gaag en L.A. van der Kooy. Kansen voor waterorganismen. Lelystad, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA, 1989.
23. M. Platteeuw, J. Beekman (Projectgroep Integraal Waterbeheer Ketelmeer). Een kwantitatieve analyse van het ecosysteem Ketelmeer. Lelystad, Rijkswaterstaat directie Flevoland, 1992.
24. W. Mooy en M.B. de Vries (Waterloopkundig Laboratorium), in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Analyse van de gevolgen van sanering van het Ketelmeer voor accumulatie van contaminanten in biota. Delft, december 1991.
25. Dienst Verkeerskunde, hoofdafdeling Scheepvaart. Verbetering van vaargeulen door het IJsselmeer, Ketelmeer en Markermeer. Dordrecht, 1987.
26. R. Janssen. Beslissings Ondersteunend Systeem voor Discrete Alternatieven (BOSDA). Amsterdam, 1989.
27. Oranjewoud, in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Multicriteria evaluatie saneringsonderzoek Ketelmeer. Almere, 1992.
28. Serasea, in opdracht van Rijkswaterstaat directie Flevoland. Fingerprintonderzoek Ketelmeer. Waalwijk, november 1991.

Figuur 1.	Globaal overzicht bodemsaneringsmethoden en -technieken.	11
Figuur 2.	Werktekening van een schijfbodemcutter.	14
Figuur 3.	Schematische dwarsdoorsnede Ketelmeer en aanliggende polders met enkele geohydrologische isolatie-mogelijkheden.	19
Figuur 4.	Het verband tussen strijklengte en resuspensie bij een diepte van 2 en 4 m, voor drie verschillende windsnelheden.	21
Figuur 5.	Overzichtskaart van het Ketelmeer met de gekozen gebiedsindeling.	23
Figuur 6.	Variant afdekking.	26
Figuur 7.	Sanering vaargeulen.	27
Figuur 8.	Sanering havens.	28
Figuur 9.	Sanering havens en vaargeulen.	29
Figuur 10.	Sanering randen.	30
Figuur 11.	Sanering gehele Ketelmeer met uitzondering van oostelijk deel en voormalige zandwinputten.	30
Figuur 12.	Sanering gehele Ketelmeer met uitzondering van het oostelijk deel.	31
Figuur 13.	Ontwikkeling van het kwikgehalte in de toplaag van drie deelgebieden bij sanering van het deelgebied havens, voorspeld met het model IMPAQT.	34
Figuur 14.	De verhouding tussen effectiviteit en kosten (milieurendement) van de saneringsvarianten.	50
Tabel 2.1	Overzicht van twee voor het Ketelmeer in aanmerking komende baggertechnieken in relatie tot criteria voor saneringsbaggeren.	13
Tabel 3.1	Overzicht van enkele belangrijke karakteristieken van de onderscheiden deelgebieden van het Ketelmeer.	24
Tabel 4.1	Aard en omvang van de verontreiniging bij de verschillende alternatieven en varianten.	35
Tabel 4.2	Verspreiding cadmium naar het IJsselmeer in vrachten en concentraties bij de verschillende alternatieven en varianten.	36
Tabel 4.3	Verspreiding DCB via grondwater bij de verschillende alternatieven en varianten.	37
Tabel 4.4	Risico(reductie) voor de volksgezondheid bij de verschillende alternatieven en varianten.	38
Tabel 4.5	Concentraties cadmium en PCB-153 in driehoeksmosselen, uitgedrukt in de AMK, en accumulatie-risico's voor enkele organismen bij de verschillende alternatieven en varianten.	39
Tabel 4.6	Gevolgen voor de functies bij de verschillende alternatieven en varianten.	40
Tabel 4.7	Beheersbaarheid en controleerbaarheid bij de verschillende alternatieven en varianten.	41
Tabel 4.8	Geraamde kosten in miljoenen guldens van de verschillende alternatieven en varianten.	42
Tabel 5.1	De gehanteerde gewichtensets.	46
Tabel 5.2	Resultaten van de afweging met EVAMIX per groep criteria.	47
Tabel 5.3	Resultaten van de afweging met EVAMIX voor de gewichtensets.	48

**Bijlage 1: Samenstelling van de Projectgroep Integraal Waterbeheer
Ketelmeer (per 1-11-1991).**

Ir. E.J. van de Kaa	Rijkswaterstaat, directie Flevoland
Ir. J. Driebergen	
Ir. E. Schultz	
Ir. A.J. Kolvoort	
Drs. F.A.M. Claessen	Rijkswaterstaat, RIZA
Mevr. Dr. Ir. T. Reitsma	
Drs. C. van de Guchte	
Ir. E.J.B. Uunk	
Ir. S.H. Plantenga	Rijkswaterstaat, Hoofddirectie
Ir. J.C. Barreveld	Rijkswaterstaat, directie Overijssel
Ir. J.E. van de Weyer	Rijkswaterstaat, directie Gelderland
Ir. F.G. Bisschop	Inspectie Milieuhygiëne Overijssel en Flevoland
Ing. L. Bakker	Provincie Flevoland
Ing. H. Post	Provincie Overijssel

In de reeks Flevoverichten zijn na 1985 verschenen:

250. WAL, C. VAN DER. Dorpen in de IJsselmeerpolders. Lelystad, 1986.
251. BRUINSHORST, J.A. en M.A. VIERGEVER. Statistische proefbelastingen. Lelystad, 1985.
252. Wadden en landaanwinning: voordrachten, gehouden voor de wetenschappelijke bijeenkomst in mei 1985. Lelystad, 1985.
253. NAGTEGAAL, P. De beroepsvisserij in het IJsselmeergebied Lelystad, 1985.
254. Jaarverslag 1984 van de onderzoeksafdelingen van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders. Lelystad, 1985.
255. IEDEMA, C.W., en P. KIK. Habitatgebruik en voedselkeuze van grauwe ganzen in de Oostvaardersplassen. Lelystad, 1985.
256. NOUTA, R. De voorgeschiedenis, afsluiting, ontginning en de verbouw van cultuurgewassen gedurende de tijdelijke exploitatie in de jaren 1971 t/m 1978 in de Lauwerzee. Lelystad, 1986.
257. KRUITWAGEN, P.G. De invloed van verontreinigde neerslagafvoer op de oppervlaktewaterkwaliteit: een modelbenadering. Lelystad, 1986.
258. ENTE, P.J., J. KONING en R. KOOPSTRA. De bodem van Oostelijk Flevoland. Lelystad, 1986.
259. IEDEMA, C.W. en P. KIK. Het zoetwatermoeras de Oostvaardersplassen. Lelystad, 1986.
260. Actualisering van het verkavelingsplan voor het oostelijk deel van Zuidelijk Flevoland eindredactie ir. F.W. Alberts. Lelystad, 1987.
261. Verslag studiedag 14 maart 1986 gehouden in het expositiecentrum "Nieuw Land" te Lelystad met als thema "met het oog op de toekomst"/samenstelling J.E. Smid. Lelystad, 1986.
262. VIERGEVER, M.A. De ondergrond van Almere: grondmechanische en funderingstechnische gegevens. Lelystad, 1986.
263. LEGET, M. De economische ontwikkeling en structuur van de Zuidelijke IJsselmeerpolders. Lelystad, 1987.
264. HAAR, E. TER, en A. VAN STRATEN. Verblifsrecreanten in Flevoland: een inventariserend en evaluerend onderzoek naar het gedrag van verblifsrecreanten, in relatie tot inrichtingskenmerken op 15 verblifsterreinen in Flevoland in augustus 1983. Lelystad, 1987.
265. ACHT, W.H.M. VAN, T.J. KAMPHORST en L. TIGELAAR. Beleving, waardering en kennis van natuur bij inwoners van Almere en Huizen. Lelystad, 1986.
266. ZIJLSTRA, M. De weidevogelbevolking van de Klevitslanden in de periode 1966-1982. Lelystad, 1986.
267. BOELENS, J.J., en E. KONING. Grondverbetering in de IJsselmeerpolders. Lelystad, 1986.
268. BERGER, C., e.a. De kans op blauwalgenbloei in de randmeren van de Markerwaard. Lelystad, 1986.
269. Wording en opbouw van de Noordoostpolder: geschiedenis van de ontginning en eerste ontwikkeling (1940-ca. 1960). Lelystad, 1986.
269. Wording en opbouw van de Noordoostpolder: geschiedenis van de ontginning en eerste ontwikkeling (1940-ca. 1960). Deel 2; Het in cultuur brengen der drooggevalen gronden. Lelystad, 1988.
269. Wording en opbouw van de Noordoostpolder: geschiedenis van de ontginning en eerste ontwikkeling (1940-ca. 1960). Deel 3; De inrichting en ontwikkeling van het landbouwgebied (nog niet verschenen).
269. Wording en opbouw van de Noordoostpolder: geschiedenis van de ontginning en eerste ontwikkeling (1940-ca. 1960). Deel 4; De ontwikkeling der dorpen (nog niet verschenen).
271. KONING, J., en P.J. ENTE. De bodemkundige code- en profielenkaart van Zuidelijk Flevoland, schaal 1:25000, kaartbladen, toelichting. Lelystad, 1986.
272. Ervaringen met spuitvrije akkerbouw op bedrijf NZ 27. Lelystad, 1986.
273. EERDEN, M.R. Van en M. ZIJLSTRA. Natuurwaarden van het IJsselmeergebied: prognose van enige natuurwaarden in het IJsselmeergebied bij aanleg van de Markerwaard. Lelystad, 1986.
274. FRIELING, D.H. De IJsselmeerpolders: een voorbeeld van ruimtelijke ordening in Nederland – The IJsselmeerpolders: an example of physical planning in the Netherlands. Lelystad, 1986.
275. Studie naar de inpassing van geluidshinderaspecten voor weg- en railverkeer in de bestemmingsplannen van Almere/W.F. Landheer, J.E. Smid, C.G.M. Willems (et al.) Lelystad, 1986.
276. ACHT, W.N.M. VAN. Natuurbouw in stadsrandgebieden. Lelystad, 1987.
277. ROZENDAAL, H., en H.A. VAN MANEN. Het grondwater in het ondiepe pleistocene pakket in Zuidelijk Flevoland (stijghoogte, kweel en kwaliteit), over de periode april 1981-april 1984. Lelystad, 1987.
278. Bodemkundig en waterhuishoudkundig onderzoek ten behoeve van de inrichting van het militaire oefenterrein in de Marnewaard (Lauwerszee)/eindred. R.J. de Glopper. Lelystad, 1988.
279. NOUTA, R. De voorgeschiedenis, afsluiting, ontginning en de verbouw van cultuurgewassen gedurende de tijdelijke exploitatie in de Lauwerszee 2e verbeterde druk. Lelystad, 1987.
280. Raakvlakken tussen scheepsarcheologie, maritieme geschiedenis en scheepsbouwkunde: inleidingen gehouden tijdens het Glavimans Symposium 1985 / red. R. Reinders. Lelystad, 1987.
281. Jaarverslag 1985 van de onderzoeksafdelingen van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders / eindred. ir. A.J. Hebbink.
282. Ontwikkelingsvisie Oostvaardersplassen / Beheerscommissie Oostvaardersplassen; eindred. G.K.R. Polman en S. Schmidt-ter Neuzen. Lelystad, 1987.
283. New Land: push to mechanization: Amsterdam, 20 to 23 January 1986, congress papers/compiled by A.W. Berkers and H.J. Nijland. Lelystad, 1987.
284. MEBIUS, J.E. Zetting door historische processen in de holocene lagen in het Noord-Hollandse randgebied van de Markerwaard. Lelystad, 1987.
285. Jaarverslag 1986 van de onderzoeksafdelingen van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders/eindred. ir. A.J. Hebbink. Lelystad, 1988.
286. VOSLAMBER, B. Visplaatskeuze, fourageerwijze en voedselkeuze van aalscholvers in het IJsselmeergebied in 1982. Lelystad, 1988.
287. SLAGER, H., en G.F.J. SMIT. De buitendijkse natuurgebieden langs de Friese IJsselmeerkust: bodem, grondwater en vegetatie, Lelystad, 1988.
288. KLOOSTER, E.W. Arbeidsmarkt en uitgaande pendel Almere 1987. Lelystad, 1988.
289. SMIT, G.F.J. en J. VISSER. Voormalige zandplaten in het Veerse Meer: grondwater en vegetatie. Lelystad, 1988.
290. KLOOSTER, E.W. Arbeidsmarkt en uitgaande pendel gemeente Lelystad 1987. Lelystad, 1988.
291. SCHOLTEN, J. Vijftienvintig jaar drainagematerialenonderzoek bij de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders. Lelystad, 1988.

292. ZWIERS, P.B., en K. VLIERMAN. De Lutina, een Overijssels vrachtschip vergaan in 1888: het onderzoek van een vrachtschip gevonden op kavel H 48 in Oostelijk Flevoland. Lelystad, 1988.
293. Polderlandschap als cultuuruiting: symposiumverslag Genootschap Flevo. Lelystad, 1988.
294. ZWARTS, L. De Bodemfauna van de Fries-Groningse Waddenkust. Lelystad, 1988.
295. CONSTANDSE, A.K. Boeren in Flevoland 2: nieuwe beschouwingen over plattelandscultuur in de nieuwe IJsselmeerpolders. Lelystad, 1988.
296. KLOOSTER, E.W. Arbeidsmarkt en uitgaande pendel gemeente Zeewolde 1987. Lelystad, 1989.
297. Jaarverslag 1987 van de onderzoeksafdelingen van de Rijksdienst voor de IJsselmeerpolders, eindredactie ir. H.J. Winkels. Lelystad, 1989.
298. NAWIJN, K.E. Almere hoe het begon: achtergronden, herinneringen en feiten uit de eerste ontwikkelingsjaren van Almere. Lelystad, 1988.
299. KLOOSTER, E.W. Arbeidsmarkt en uitgaande pendel in drie plattelandsgemeenten: Dronten, Noordoostpolder en Urk. Lelystad, 1990.
300. 't Blijft mensenwerk. Een bundel opstellen aangeboden aan prof. dr. R.H.A. van Duin i.i. bij zijn ambtelijk afscheid / eindred. A.K. Constandse, J.H. van Kampen en S. Schmidt-ter Neuzen. Lelystad, 1989.
301. NIP, J., en A. Arnoldussen. Ontwikkelingsplan Horsterwold. Lelystad, 1991.
302. HABEKOTTE, A. Invloed van de zaaitijd op opbrengst en ontwikkeling van winterkoolzaad en granen. Lelystad, 1991.
303. BEEMSTER, N., H. DROST en M.R. VAN EERDEN. Evaluatie van het beheer in het natuurgebied in het Lauwersmeer in de periode 1982-1987. Lelystad, 1989.
304. LEMKES-STRAVER, E.P.J. De starterscompetitie Flevoland 1982/1983: een nabeschuiving. Lelystad, 1991.
305. Richtlijnen voor veldwerkzaamheden bij de afdeling Waterhuishouding; eindredactie H. de Roo. Lelystad, 1989.
306. GLOPPER, R.J. de. Land subsidence and soil ripening. Lelystad, 1989.
307. Randmerensymposium. Verslag van inleiding en discussie van het symposium over de Randmeren van Flevoland, Genootschap Flevo 9-6-1989. Lelystad, 1991.
308. Op stap in het Zuiderzeeproject. Publikatie van lezingen, gehouden tijdens de HLI-woensdagochtendbijeenkomst 17 mei 1989, ter gelegenheid van het afscheid van dr. J.H. van Kampen als directeur landinrichting. Eindredactie E. ten Berge. Lelystad, 1991.
309. Jaarverslag 1988 van de onderzoeksafdelingen van de RIJP (RWS directie Flevoland i.o.). Eindredactie H.J. Winkels. Lelystad, 1991.
310. Beheersvisie Krammer-Volkerak, Eendracht en Zoommeer. Lelystad, 1991.
311. CONSTANDSE, A.K., M.K. SCHONK en H.J. van HAPEREN. Leven in Lelystad 1988: voortgezet onderzoek naar de kwaliteit van het bestaan in een nieuwe stad. Lelystad, 1991.
312. SLAGER, H., en J. VISSER. Abiotische kenmerken van de drooggevalen gebieden in de Grevelingen. Lelystad, 1990.
313. LINDEN, M.J.H.A. VAN DER. Nitrogen and phosphorus economy of reed vegetation in the polder Zuidelijk Flevoland (The Netherlands). Lelystad, 1991.
316. PAS, J.B. VAN DER, W. DE VRIES. Beplanting in de Lauwerszee: beheerervaring met bos- en landschappelijke beplantingen in de periode 1971-1987. Lelystad, 1990.
317. De bedrijfsgrootte voor akkerbouwbedrijven in het Centraal kleigebied (een verkennende studie). Lelystad, 1990.
318. DEGENAAR, J.H.M. Winkelpanning Zeewolde 1990 en volgende jaren. Lelystad, 1990.
319. WAL, C. VAN DER, De ruimtelijke opbouw van de Noordoostpolder: jongere bouwkunst en stedenbouw in de Noordoostpolder (nog niet verschenen).
320. Design and execution of drainage projects in Egypt, ed. H.J. Nijland. Lelystad, 1991.
321. GROEN, K.P. De geschiedenis van het zoutonderzoek in Nederland. Lelystad, 1991.
322. Scheepsarcheologie: prioriteiten en lopend onderzoek; inleidingen gehouden tijdens de Falvimans symposia in 1986 en 1988. Red. Reinder Reinders en Rob Oosting. Lelystad, 1991.
323. OOSTING, R. en K. VLIERMAN. De Zeehond, een Groninger tjalk gebouwd in 1878, vergaan in 1886. Lelystad, 1991.
324. POORTER, E.P.R. Bewick's swans *cygnus columbianus bewickii*, analyses of breeding success and changing resources. Lelystad, 1991.
325. WINKELS, H.J. en A. VAN DIEM. Opbouw en kwaliteit van de waterbodem van het Ketelmeer. Lelystad, 1991.
326. VINK, J.P.M. en H.J. WINKELS. Opbouw en kwaliteit van de waterbodem van het IJsselmeer. Lelystad, 1992.
327. SLAGER, H. De waterhuishouding van de bossen in Zuidelijk Flevoland 1980-1989. Lelystad, 1991.
328. Jaaroverzicht scheepvaart IJsselmeergebied 1990. Lelystad 1991.
329. Krammer-Volkerak zoet en helder. Lelystad, 1991.
330. VIERGEVER, M.A. Evaluatie van het lange termijn zettingsonderzoek in Almere. Lelystad, 1991.
331. MOORTEL, A. VAN DE. A cog-like vessel from The Netherlands. Lelystad, 1991.
332. GLOPPER, R.J. DE, A.G.M. MINTEN en H.J. WINKELS. Chemische rijping van de bodem in Zuidelijk Flevoland (nog niet verschenen).
333. Zand boven water deel 1: beleidsnota oppervlaktedelfstoffenwinning wateren IJsselmeergebied 1991-2000. Lelystad, 1991.
334. Zand boven water deel 2: milieu-effectrapport oppervlaktedelfstoffenwinning wateren IJsselmeergebied 1991-2000. Lelystad, 1991.
335. Integraal waterbeheer Ketelmeer: nader onderzoek bodem Ketelmeer. Lelystad, 1992.
336. Jaaroverzicht scheepvaart IJsselmeergebied 1991. Lelystad, 1992.
337. Milieu-effectrapport en projectnota: baggerspeciebergingslocatie Ketelmeergebied deel 1: afweging van varianten. Lelystad, 1992.
338. Integraal waterbeheer Ketelmeer: saneringsonderzoek waterbodem Ketelmeer. Lelystad, 1992.