

RMK voor de sanering van waterbodems

Een verkenning van mogelijkheden

**M.H. Nijboer
S.C. Bos
M. Hoogerwerf
J. Joziase
J. Raes**

RAPPORTEN PROGRAMMA GEÏNTEGREERD BODEMONDERZOEK

DEEL 32

RMK voor de sanering van waterbodems

Een verkenning van mogelijkheden

**M.H. Nijboer
S.C. Bos
M. Hoogerwerf
J. Joziase
J. Raes**

Gegevens: RMK voor de sanering van waterbodems - een verkenning van mogelijkheden - M.H. Nijboer, S.C. Bos, M. Hoogerwerf, J. Joziase en J. Raes - Wageningen: Programmabureau Bodemonderzoek (Rapporten Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek; deel 32) - 36 p., 7 bijl., E. summ. - ISBN 90-73270-47-2.

Trefwoorden: beslissingsondersteunend systeem, bodemverontreiniging, RMK, waterbodemsanering.

Verantwoording:

Het rapport beschrijft de resultaten van een verkenning naar de behoefte en mogelijkheden om het reeds voor de sanering van landbodems ontwikkelde beslissingsondersteunende systeem op basis van risicoreductie, milieuverdienste en kosten (RMK) ook geschikt te maken voor waterbodems. Daartoe is de bestaande RMK-methodiek vergeleken met de LCA-plusmethode en de Rijntakkenmethode en toegepast in twee cases ("Elburg" en "Ijperveld"). In het kader van de verkenning zijn tevens een enquête en interviews gehouden onder betrokkenen bij de waterbodemsaneringsproblematiek om de meningen en behoeften te peilen.

De onderzoekers concluderen, dat toepassing van de modulair opgezette RMK-systematiek voor waterbodemsanering goede vooruitzichten biedt, mits enkele aanpassingen van de bestaande systematiek plaatsvinden. Toepassing zien zij vooral op nationaal en regionaal niveau, waarbij de systematiek tevens de mogelijkheid biedt om het besluitvormingsproces inzichtelijk te maken.

Projectleiding en uitvoering:

Tauw bv, afdeling Research & Development (Handelskade 11, Postbus 133, 7400 AC Deventer; tel.: 0570 - 699911; fax: 0570 - 699666): dr.ir. J.P. Okx (projectleider), ir. M.H. Nijboer, ing. S.C. Bos en ing. J.E.M. Raes (projectuitvoering); Tauw-projectnummer: 3692787; TNO-Milieu, Energie en Procesinnovatie (Business Park E.T.V., Laan van Westenenk 501, Postbus 342, 7300 AH Apeldoorn; tel.: 055 - 5493493; fax: 055 - 5419837): ir. M. Hoogerwerf en dr. J. Joziase (projectuitvoering).

Dankwoord:

De leiding van het Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek dankt degenen die belangeloos een bijdrage hebben geleverd aan de realisatie van het project via de interviews en de gehouden enquête. Voorts gaat dank uit naar dr. M.M.A. Ferdinandy (RIZA), drs. B. van der Wal (STOWA) en ing. H.J. van Veen (PGBO) voor de begeleiding van het project namens de Programmacommissie Geïntegreerd Bodemonderzoek.

Het rapport is verkrijgbaar bij de Stichting Kennisontwikkeling en Kennisoverdracht Bodem (SKB) in Gouda (Postbus 420, NL-2800 AK Gouda; telefoon: 0182 - 540690; fax: 0182 - 540691) à f 40,--.

© 2000. Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek (Postbus 37, 6700 AA Wageningen).

omslag: Ernst van Cleef

druk: Grafisch Service Centrum van Gils B.V., Wageningen

Inhoudsopgave

Samenvatting	i
Summary	iii
1. Inleiding	1
1.1 Probleem- en doelstelling	1
1.2 Werkwijze en leeswijzer	2
2. Afwegingssystematieken voor waterbodems	3
2.1 Overzicht afwegingssystematieken	3
2.2 Conclusie	5
3. Toetsing afwegingssystematieken	6
3.1 Toegepaste afwegingssystematieken	6
3.1.1 RMK	6
3.1.2 LCA	9
3.1.3 Rijntakken	9
3.2 Case Elburg	10
3.2.1 RMK-beoordeling Elburg	11
3.2.2 LCA-beoordeling Elburg	13
3.3 Ilperveld	15
3.3.1 RMK-beoordeling Ilperveld	16
3.3.2 Rijntakken-methode Ilperveld	18
3.4 Leeraspecten voor aanpassing van RMK voor waterbodems	20
3.4.1 Validiteit	21
3.4.2 Gewenste aanpassingen van RMK voor de toepassing op waterbodems	22
4. Uitkomsten interviews en enquête	24
4.1 Werkwijze	24
4.2 Resultaten	25
4.2.1 Interviews	25
4.2.2 Enquêtes	26
4.3 Conclusies	29
5. Conclusies en aanbevelingen	31
5.1 De inbedding van de RMK-systematiek	31
5.2 Gewenste aanpassingen RMK	32
5.3 Slotconclusie	33
6. Literatuur	35
Figuren:	
1. Uitkomsten R, M en K voor Tilburg	13

2.	Uitkomsten R, M en K van Ilperveld volgens de RMK-methode	17
3.	Relatie tussen de milieuverdienste-module van de RMK-methode en de LCA-methode	22

Tabellen:

1.	Samenvatting van enkele afwegingssystematieken	4
2.	Overzicht rekenregels RMK	8
3.	Uitkomst RMK op milieuverdienste bij de case Elburg; gewogen prestaties met default gewichtenset	11
4.	Berekende kosten RMK Elburg	12
5.	Milieu-effecten voor belangrijkste aspecten per variant volgens de LCA-beoordeling voor de case Elburg	14
6.	Uitkomst RMK op risicoreductie voor Ilperveld	16
7.	Milieuverdienste Ilperveld; gewogen prestaties met default gewichtenset	17
8.	Berekende kosten RMK Ilperveld	17
9.	Uitkomsten van de varianten in scores op finaal afval volgens de ladder van Lansink voor Ilperveld	18
10.	Vermindering blootstelling voor de methode Rijntakken in Ilperveld	18
11.	Energieverbruik per variant voor Ilperveld	19
12.	Berekening totale hoeveelheid droge stof per variant	20
13.	Kosten (NLG) per variant en per ton droge stof voor Ilperveld	20
14.	Samenvatting Rijntakken-beoordeling voor Ilperveld	20
15.	Relevantie en wijze van gebruik van factoren in de huidige en de toekomstige systematiek op basis van de enquête	28
16.	Indicatie van de relevantie van factoren voor afwegingssystematieken op de drie schaalniveaus voor waterbodems.	33

Bijlagen:

1.	Factsheets afwegingssystematieken	37
2.	Invoergegevens RMK Elburg	45
3.	Invoergegevens RMK Ilperveld	51
4.	Invoergegevens Rijntakken Ilperveld	59
5.	Aanbevelingsbrief enquête afwegingssystematieken waterbodems	63
6.	Enquête afwegingssystematieken waterbodems	67
7.	Geïnterviewden en respondenten enquête	75

Samenvatting

In dit onderzoek is gekeken of een beslissingsondersteunend middel als RMK - een binnen het NOBIS-programma ontwikkeld beslissingsondersteunend middel voor het afwegen van landbodemsaneringsvarianten op basis van Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten – een meerwaarde zou kunnen hebben bij afwegingen tussen verschillende aanpakken van waterbodemerontreiniging. Algemeen wordt namelijk onderkend dat de waterbodemerproblematiek in Nederland van grote omvang is. Dit vraagt om een afweging, waarin de inzet van middelen vanuit een integraal kader wordt getoetst op effectiviteit en efficiëntie.

Voor dit onderzoek zijn eerst verscheidene afwegingssystematieken voor waterbodems geïnventariseerd. Twee van deze afwegingssystematieken (LCA en Rijntakken) zijn, tezamen met RMK, getoetst aan cases. Uit deze toetsing bleek dat RMK redelijk toepasbaar is voor het beoordelen van verschillende aanpakken van waterbodems. Uit de vergelijking met andere afwegingssystematieken komen de volgende gewenste aanpassingen van de bestaande RMK-systematiek naar voren:

- voor sommige gevallen is een uitbreiding van de risicobenadering gewenst;
- de gewichten van milieuverdienste moeten opnieuw bekeken worden;
- het belang van andere factoren buiten risicoreductie, milieuverdienste en kosten zou bekeken moeten worden.

Daarna is op basis van interviews en een enquête gekeken naar de behoefte aan en de invulling van een RMK-achtige afwegingssystematiek voor waterbodems. Uit de interviews en de enquête blijkt dat op dit moment nauwelijks gebruik wordt gemaakt van een formele afwegingssystematiek. Op lokaal niveau blijkt ook geen behoefte aan dergelijke afwegingssystematieken te zijn. Een afwegingssystematiek zou wel een rol kunnen spelen bij het inzichtelijk maken van het besluitvormingsproces op regionaal en landelijk niveau. Een dergelijke systematiek dient dan flexibel van aard te zijn.

Voor de ontwikkeling van een afwegingssystematiek voor waterbodems dient aangesloten te worden bij een bepaald schaalniveau – landelijk/regionaal, regionaal of lokaal – en bij de aard van het ruimtelijke planproces. Bij verschillende ruimtelijke planprocessen en op verschillende schaalniveaus spelen namelijk andere factoren en betrokkenen een rol. Wel spelen op al deze niveaus de RMK-criteria in meer of mindere mate. Ook is het van belang om goed te kijken naar de positionering van een RMK-achtige afwegingssystematiek ten opzichte van reeds bestaande afwegingssystematieken. Tenslotte is het van belang te kijken naar het draagvlak bij belangrijke stakeholders in de waterbodemerwereld.

Voor de inhoudelijke invulling van een afwegingssystematiek zijn de afwegingsfactoren (lokale gevolgen van blootstelling, bovenlokale milieu-effecten en kosten) van RMK goed bruikbaar. Voor risicoreductie en milieuverdienste geldt dat enkele kleinere aanpassingen noodzakelijk zijn. Bij kostenfactor is het van belang om ook de kosten van het niet uitvoeren van een sanering inzichtelijk te maken. Daarnaast is het waarschijnlijk van belang om

technische uitvoerbaarheid en ruimtelijke inpasbaarheid van de aanpak mee te nemen in de afweging.

Ten slotte geldt dat een dergelijke afwegingssystematiek een bijdrage kan leveren aan het transparant maken van het besluitvormingsproces bij de keuze van saneringsvarianten voor zowel betrokkenen als derden. Daarnaast maakt de systematiek de effectiviteit en efficiëntie van ingrepen bij waterbodems inzichtelijk.

Summary

REC for the remediation of sediments – a feasibility study

This investigation was focused on whether a similar decision support system such as REC – which was developed within the NOBIS programme for assessing terrestrial soil remediation alternatives regarding Risk reduction, Environmental merit and Costs– could possibly have a surplus value in the assessment of the various alternatives to aquatic sediment contamination. In general, it is recognised that the extent of the aquatic sediment problem in the Netherlands is large. Therefore, the use of means should be tested for effectiveness and efficiency by means of an integrated framework.

First, an inventory of the various decision support systems for aquatic sediments was drawn up for this investigation. Two of these (LCA and Rijntakken) were tested for cases, together with REC. This test showed that REC could be applied with reason for the assessment of various approaches to aquatic sediments. A comparison with other decision support systems, produced the following desired adjustments to REC:

- in some cases, it is desirable to expand the risk approach;
- the environmental merit should be weighed again;
- the relevance of other factors outside risk reduction, environmental merit and costs should be considered.

On the basis of interviews and a poll, the need for and shaping of a decision support system for aquatic sediments was examined. The interviews and the poll showed that there is no formal decision support system being used at the moment. Locally, there appears to be no need for such a system. Such a decision support system could play a role in providing insight into the decision-making process on a regional and national level. It should be of a flexible nature.

In order to be able to implement decision support systems for aquatic sediments two aspects should be taken into account. The aspects being a certain scale level – national, regional or local – should be adhered to and the nature of the spatial planning process. Different spatial planning processes and different scale-levels involve different factors and stakeholders. However, all levels do involve the REC criteria to a greater or lesser degree. It is also relevant to compare a possibly new decision support system with old ones. Finally, it is important to take into account the major stakeholders in the aquatic sediment world.

The perspectives of REC (local impact of exposure, impact on the environment and costs) are very useful in providing an actual content to the decision support systems. A few minor adjustments are required for risk reduction and environmental merit. For costs, it is important to outline the costs if contamination is not remediated. Also, it is probably important to consider the technical and spatial feasibility of the approach.

Lastly, decision support systems can contribute to the transparency of the decision-making process when choosing remediation variants for both involved parties and third parties. Additionally, decision support systems make clear which alternatives within aquatic sediments are effective and efficient.

1. Inleiding

Voor het integraal afwegen van middelen, risico's en efficiëntie is voor (land)bodem-saneringsvarianten reeds een beslissingsondersteunend middel ontwikkeld: RMK (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten). Deze binnen NOBIS - Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-situ Sanering - ontwikkelde methodiek is gebaseerd op het gedachtegoed dat het wenselijk (en mogelijk) is een optimale saneringsvariant te kiezen onder afweging van relevante belangen als risico's, milieuverdienste en kosten.

Voor de waterbodemverontreinigingsproblematiek zou een soortgelijk beslissingsondersteunend middel of gedachtegoed eveneens een meerwaarde kunnen hebben. De beschikbare RMK-methodiek is ontwikkeld vanuit een landbodemperspectief en derhalve waarschijnlijk niet zonder meer geschikt voor een directe toepassing op waterbodems.

De waterbodemproblematiek in Nederland is van grote omvang. Dit hangt onder meer samen met de kwaliteit van de waterbodem en de verwachte omvang van baggeractiviteiten in de komende jaren. De reden van baggeractiviteiten is veelal nautisch of hydraulisch van aard, maar er wordt ook gebaggerd ten behoeve van natuurontwikkeling. In algemene zin geldt, dat oplossingen voor de verontreinigingsproblematiek een duurzaam karakter dienen te hebben. Dit vraagt om een afweging, waarin de inzet van middelen op effectiviteit en efficiëntie vanuit een integraal kader worden getoetst. Het spreekt vanzelf dat milieuhygiënische overwegingen in deze afweging een belangrijke rol spelen.

1.1 Probleem- en doelstelling

Het bovenstaande leidt tot de volgende probleemstelling:

Is een RMK-achtig middel gewenst en geschikt voor saneringsafwegingen binnen waterbodems? En zo ja, op welke wijze?

Voor de beantwoording dienen de volgende vragen zich aan:

1. Welke afwegingssystematieken komen in aanmerking binnen de waterbodemproblematiek?
2. Hoe werken deze systematieken in de praktijk?
3. Hoe sluiten deze systematieken aan bij de behoeften van betrokkenen in de "waterbodemwereld"?
4. Wat zijn de aanbevelingen voor de ontwikkeling c.q. inbedding van een dergelijke systematiek voor waterbodems?

Op basis van de probleemstelling en de onderzoeksvragen is de doelstelling van deze studie als volgt geformuleerd:

Het onderzoeken van de mogelijkheden voor een RMK-achtige benadering ten behoeve van de sanering van waterbodems, waarbij het toetsen van draagvlak voor een dergelijke benadering als een belangrijk element wordt gezien.

1.2 Werkwijze en leeswijzer

Om de doelstelling te kunnen realiseren is een korte inventarisatie van mogelijke afwegingssystematieken uitgevoerd. Daarna zijn op twee cases elk twee systematieken losgelaten, te weten:

- de RMK-beoordeling op de “Elburg”-case en de “Ilperveld”-case;
- de LCA-methode op de “Elburg”-case;
- de Rijntakken-afwegingsmethode op de “Ilperveld”-case.

Daarnaast zijn interviews gehouden met en enquêtes verstuurd naar verschillende betrokkenen uit de waterbodemwereld. In de interviews stond de peiling van het draagvlak voor de ontwikkeling van een dergelijke systematiek voor waterbodems centraal. De resultaten van deze studie zullen gepresenteerd worden in een workshop.

In hoofdstuk 2 wordt een overzicht gegeven van afwegingssystematieken die worden toegepast op de waterbodemproblematiek. In hoofdstuk 3 worden drie systematieken toegepast en worden inhoudelijke aanbevelingen gedaan voor de ontwikkeling van een RMK-achtige benadering ten behoeve van waterbodemsanering. Het gaat hierbij om de technisch-inhoudelijke invulling van een afwegingssystematiek. In hoofdstuk 4 wordt aan de hand van de uitkomsten van de enquête en interviews gekeken naar de inbedding van een RMK-achtige benadering ten behoeve van de “waterbodemwereld”. Bij deze inbedding ligt de nadruk op de wensen van verschillende betrokkenen ten aanzien van de invulling van een dergelijke systematiek. Hoofdstuk 5 ten slotte bevat conclusies en aanbevelingen.

2. Afwegingssystematieken voor waterbodems

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van systematieken die mogelijk gebruikt kunnen worden voor het afwegen van sanerings- of verwerkingsvarianten voor verontreinigde waterbodems. Met een afwegingssystematiek wordt in deze rapportage gedoeld op middelen die het beslisproces rond de aanpak van de waterbodems ondersteunen. De afwegingssystematieken beperken zich tot het bepalen van de effectiviteit en efficiëntie van een voorgestelde aanpak. Er wordt in dit hoofdstuk dus geen overzicht gegeven van bijvoorbeeld mogelijke bepalingen van aquatische ecotoxiciteit.

Om een goed overzicht te geven van de geselecteerde systematieken, is gebruik gemaakt van zogenaamde factsheets, waarin de volgende onderwerpen aan de orde komen:

- algemene informatie (titel, opdrachtgever, e.d.);
- doelstelling van de systematiek;
- resultaat van de systematiek;
- korte samenvatting.

De factsheets zijn opgenomen als bijlage 1.

2.1 Overzicht afwegingssystematieken

Er is reeds eerder onderzoek gedaan naar het afwegen van sanerings- of verwerkingsvarianten. Dit is onder andere uitgevoerd binnen het Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW) [zie bijvoorbeeld: Universiteit Twente, september 1995]. Een belangrijk onderdeel hierbij is de beoordeling van kosten en milieu-effecten geweest.

Het doel van onderhavige studie is primair de toepasbaarheid van RMK voor afwegingen ten aanzien van waterbodemverontreiniging te onderzoeken. Er wordt dan ook niet een volledig overzicht gegeven van alle afwegingssystematieken, maar een globaal beeld geschetst om de toepasbaarheid van RMK in vergelijking met andere afwegingssystematieken inzichtelijk te maken. De volgende afwegingssystematieken worden besproken:

- LCA;
- afwegingsmethode uit de saneringsvisie Rijntakken;
- BIOCHEM;
- ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems;
- RMK.

Deze lijst is niet uitputtend, maar voldoende om een beeld te krijgen van afwegingssystematieken binnen Nederland die enigszins vergelijkbaar zijn met RMK en dus kunnen worden gebruikt voor het afwegen van sanerings- of verwerkingsalternatieven. Systematieken voor bijvoorbeeld de bepaling van het ecotoxicologisch risico van waterbodems, zoals het “Beslissingsondersteunend systeem voor diffuse bronnen en

waterbodempkwaliteit”, zijn niet meegenomen, omdat deze geen uitspraken over een saneringsaanpak of een verwerkingsalternatief doen.

De belangrijkste aspecten van de besproken afwegingssystematieken zijn in tabel 1 weergegeven.

Tabel 1: *Samenvatting van enkele afwegingssystematieken.*

	LCA	Rijntakken	BIOCHEM	Ecotox.	RMK
Herkomst	POSW	DLG, Min. V&W, Prov. Gelderland, Utrecht en Overijssel	RIZA	STOWA, RIZA	NOBIS
Doel	Beoordeling milieueffecten van verwerkingsketens binnen waterbodems	Ondersteuning van de keuze van inrichtingsvarianten in de uitwaarden.	Afwegingskader voor de inrichting van het rivierengebied met het oog op natuurontwikkeling.	Ecotoxicologische beoordelings-systematiek voor het saneringstraject bij waterbodems.	Een beslissingsondersteunend hulpmiddel voor de afweging van (land)bodemsaneringsvarianten.
Toepassingsgebied (primair)	Waterbodems (verwerkingsketens)	Rivierengebied	Rivierengebied	Waterbodems	Landbodems
Criteria	<ul style="list-style-type: none"> - LCA-aspecten - Ruimtebeslag - Grondwaterverbruik - Hinder 	<ul style="list-style-type: none"> - Energieverbruik - Kosten - Blootstellingsreductie - Verspreidingsreductie - Finaal afval 	Mogelijkheden voor natuurontwikkeling	Ecotoxicologische risico's	<ul style="list-style-type: none"> - Risico- of blootstellingsreductie Milieuverdiensite: <ul style="list-style-type: none"> - Schone grond - Schoon grondwater - Voorkomen verspreiding - Gebruik grond en grondwater - Energieverbruik - Emissies naar lucht en opp. water - Finaal afval - Ruimtebeslag - Kosten
Resultaat	Milieuprofiel van een techniek of verwerking	Vier kengetallen	Mogelijke kansen	Inzicht in ecotoxicologische risico's	Drie indices: risicoreductie, milieuverdiensite en kosten
Gebruik	met name in POSW-verband	Alleen in saneringsvisie Rijntakken	Onbekend	Onbekend	Ruim 30 maal binnen verscheidene landbodemsaneringsprojecten
Mogelijkheden/beperkingen	Alleen inzicht in bovenlokale aspecten	Primair gericht op beleidsondersteuning	Richt zich op de kansen van natuurontwikkeling	Richt zich op ecotoxicologische risico's voor verschillende fasen van het saneringstraject	Speciaal voor landbodems ontwikkeld

2.1 Conclusie

Opvallend is dat er vrij veel afwegingssystematieken voor de waterbodempromblematiek zijn ontwikkeld. Onduidelijk is hoe vaak de verschillende afwegingsmethodieken worden toegepast. De afwegingssystematieken vertonen grote verschillen in de aspecten die worden meegenomen in de afweging: twee afwegingssystematieken (BIOCHEM en Ecotox) richten zich alleen op lokale ecologische effecten, de LCA-methode richt zich primair op een bovenlokaal niveau, RMK en de Rijntakken-methodiek beschouwen een combinatie van lokale en bovenlokale effecten.

Ook is er een grote variatie in toepassingsgebied en ruimtelijk schaalniveau. BIOCHEM en de Rijntakken-methodiek richten zich op het rivierengebied en vertegenwoordigen een hoger ruimtelijk schaalniveau dan de andere drie systematieken.

Kortom, er is een behoorlijke variatie aan afwegingssystematieken en een keuze is daarom sterk afhankelijk van het te ondersteunen afwegingsproces, het ruimtelijk schaalniveau en het toepassingsgebied. Om de bruikbaarheid van RMK te toetsen is het interessant om te kijken naar vergelijkbare methodieken. De meest vergelijkbare systematieken zijn LCA en de Rijntakken-methodiek, aangezien:

- deze twee methodieken zich evenals RMK richten op het vergelijken van verschillende aanpakken voor waterbodempverontreiniging;
- de LCA-methode zich evenals RMK richt op alle milieu-effecten binnen de saneringsketen;
- de Rijntakken-methodiek ongeveer vergelijkbare criteria gebruikt als RMK, maar deze op een andere wijze berekent.

BIOCHEM en Ecotox zijn specifiek gericht op de kansen voor natuurontwikkeling en ecotoxicologische risico's. In tegenstelling tot de andere afwegingssystematieken hebben zij geen integraal karakter. Indien behoefte bestaat aan een integrale afweging vallen deze methoden dus af. In het volgende hoofdstuk zal daarom naast een uitwerking van RMK, alleen een uitwerking van de Rijntakken-methodiek en de LCA-methode worden gegeven.

3. Toetsing afwegingssystematieken

In dit hoofdstuk worden de RMK-methode, LCA-methode en Rijntakken-methodiek losgelaten op de cases “Ijperveld” en “Elburg” met als doel te kijken naar de bruikbaarheid van RMK in vergelijking met de andere twee afwegingssystematieken voor waterbodemsanering. Vooraf worden de toegepaste methodieken kort besproken. In de afsluitende paragraaf vindt een evaluatie plaats van de toepassing van de RMK-systematiek voor de twee cases en worden aanbevelingen gedaan voor technisch-inhoudelijke aanpassing van de bestaande methodiek voor waterbodems.

3.1 Toegepaste afwegingssystematieken

3.1.1 RMK

Algemene omschrijving

Het doel van RMK [Nijboer *et al.*, 1998] is om een beoordelingskader te bieden voor bodemsaneringsvarianten op basis van de aspecten *risicoreductie*, *milieuverdiensite* en *kosten*, zodat de effectiviteit van verschillende saneringsmaatregelen inzichtelijk wordt gemaakt voor het besluitvormingsproces. RMK is binnen NOBIS (Nederlands Onderzoeksprogramma Biologische In-situ Sanering) ontwikkeld voor landbodems. RMK bekijkt en vergelijkt belangrijke gevolgen van bodemsaneringsvarianten. Het huidige RMK-model is uitgewerkt in een spreadsheetprogramma. In dit programma worden de verschillende berekeningen benodigd voor een RMK-beoordeling uitgevoerd. De invoer voor RMK is gebaseerd op de gegevens uit een saneringsonderzoek.

Toepassingsgebied

RMK is in de praktijk toegepast op een groot aantal cases met een onderling sterk verschillend karakter. RMK kan ook toegepast worden bij stagnerende grondwatersaneringen, waar door middel van RMK de beslissing ten aanzien van doorgaan, stoppen of extensiveren kan worden onderbouwd.

Criteria

Hieronder volgt een korte beschrijving van de verschillende beoordelingsaspecten.

Risicoreductie

Risicoreductie berekent de afname van de *blootstelling* van objecten aan de verontreiniging voor, tijdens en na sanering op de locatie. Het reduceren van het risico van verspreiding valt in het RMK-model niet onder de risicoreductie, maar onder het aspect milieuverdiensite.

Milieuverdiensite

Milieuverdiensite geeft een integraal beeld van de negatieve en positieve effecten op het milieu ten gevolge van de saneringsoperatie. Het uitgangspunt is dat de negatieve gevolgen voor het milieu zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstoffenvoorraden zo veel mogelijk beschikbaar moeten blijven voor toekomstige generaties. De beoordeling van de milieuverdiensite gebeurt door een beschrijving van de volgende aspecten:

Positieve aspecten:

1. schone grond door sanering (maximaliseren van multifunctionaliteit);
2. schoon grondwater door sanering (maximaliseren van voorraad schoon grondwater);
3. voorkomen toekomstige grondwaterverontreiniging (handhaven voorraad schoon grondwater).

Negatieve aspecten:

1. gebruik schone grond (tegengaan uitputting);
2. gebruik schoon grondwater (tegengaan uitputting);
3. gebruik energie (tegengaan uitputting);
4. oppervlaktewaterverontreiniging (tegengaan eutrofiëring, niet-lokale ecotoxiciteit);
5. luchtverontreiniging (tegengaan broeikas effect, verzuring, smogvorming, eutrofiëring);
6. finaal afval (tegengaan niet-lokale aquatische en terrestrische ecotoxiciteit);
7. ruimtebeslag (tegengaan ruimtebeslag).

Om alle aspecten bij elkaar op te kunnen tellen tot één eindscore wordt gebruik gemaakt van een *normalisatiefactor* en een *weefactor*. De normalisatiefactor is een referentiescore, waarbij de uitkomst wordt gerelateerd aan een zogenaamd “gemiddeld” bodemsaneringsgeval. De weefactor geeft aan hoe belangrijk het aspect is. De weefactoren zijn ontwikkeld op basis van interviews met deskundigen over de prioriteit die zij aan de verschillende aspecten toekennen. De gebruiker kan zelf (indien gewenst) de onderlinge gewichten van de aspecten aanpassen.

Kosten

Evaluatie van het aspect kosten maakt de financiële gevolgen van de sanering in de tijd inzichtelijk. Dit gebeurt door middel van een rubricering (investeringskosten, doorlopende kosten, vervangingskosten, overhead en overige kosten) en een afwegingsmodel. De rubricering is overgenomen uit de “Leidraad Bodemsanering”. In het afwegingsmodel worden de “tijds waarde van geld” (disconteren) en onzekerheden in de saneringskosten meegenomen. De onzekerheden in kosten worden meegenomen door een schatting per kostenpost van verwachte, lage en hoge kosten. Door de bepaling van de standaardafwijking ontstaat zodoende inzicht in verscheidene onzekerheden van het kostenprofiel.

Berekeningswijze

In tabel 2 wordt een overzicht gegeven van de gebruikte rekenregels binnen RMK.

Tabel 2: Overzicht rekenregels RMK.

Aspecten en formules	Verklaring parameters	
	naam	beschrijving
Risicoreductie		
$\text{risicoreductie} = \frac{R_0 - R_i}{t_{\text{tot}}} = \frac{X_{\text{voor}} * t_{\text{tot}} - (X_{\text{voor}} * t_{\text{voor}} + X_{i,\text{tijdens}} * t_{\text{tijdens}} + X_{i,\text{na}} * t_{\text{na}})}{t_{\text{tot}}}$ $X = X_{\text{humaan}} + X_{\text{ecologie}} = \sum \frac{\text{blootstelling}_{\text{humaan}}}{\text{MTR}_{\text{humaan}}} + \sum \frac{\text{blootstelling}_{\text{ecologie}}}{\text{MTR}_{\text{ecologie}}}$	R ₀	Totale risico zonder maatregelen
	R _i	Totale risico saneringsvariant i
	X	Genormaliseerde blootstelling
	t	Tijd
	t _{tot}	Totale tijdsduur
Milieuverdiensite		
$\text{Milieuverdiensite} = \sum_{i=1}^{10} \frac{w_j}{r_j} M_j$ <p>schone grond: $\frac{w_1}{r_1} M_1 = \frac{0,11}{50.000} \sum_{\text{allestoffen}} \frac{m_{k,\text{grond,begin}} - m_{k,\text{grond,eind}}}{t_{k,\text{grond}}}$</p> <p>schoon grondwater: $\frac{w_2}{r_2} M_2 = \frac{0,08}{800.000} \sum_{\text{allestoffen}} \frac{m_{k,\text{grondwater,begin}} - m_{k,\text{grondwater,eind}}}{t_{k,\text{grondwater}}}$</p> <p>Voorkomen toekomstige grondwaterverontreiniging:</p> $\frac{w_3}{r_3} M_3 = \frac{0,19}{800.000} \sum_{\text{allestoffen}} \frac{m_{k,\text{grondwater,begin}}^{\text{potentieel}} - m_{k,\text{grondwater,eind}}^{\text{potentieel}}}{t_{k,\text{grondwater}}}$ <p>Verlies aan grond: $\frac{w_4}{r_4} M_4 = \frac{-0,09}{460} (V_{\text{aanvul,grond}} - V_{\text{hergebruik,grond}})$</p> <p>Verlies aan grondwater:</p> $\frac{w_5}{r_5} M_5 = \frac{-0,19}{1.600.000} (V_{\text{ontrokken,grondwater}} - V_{\text{geinfiltreerd,grondwater}})$ <p>Gebruik Energie</p> $\frac{w_6}{r_6} M_6 = \frac{-0,06}{4.100} [EV(\text{graven}) + EV(\text{transport}) + EV(\text{onttrekken}) + EV(\text{infiltreren}) + EV(\text{reinigen}) + EV(\text{overig})]$ <p>Luchtverontreiniging:</p> $\frac{w_7}{r_7} M_7 = \frac{-0,05}{60} (0,0219 \times EV(\text{electriciteit}) + 0,0074 \times EV(\text{diesel}))$ <p>Oppervlaktewateremissies: $\frac{w_8}{r_8} M_8 = \frac{-0,11}{700.000} \sum_{\text{allestoffen}} \frac{m_{k,\text{lozing}}}{g_k}$</p> <p>Finaal afval:</p> $\frac{w_9}{r_9} M_9 = \frac{-0,07}{300} [V(\text{grondverlies bij zuivering}) + V(\text{gestort}) + V(\text{zuiveringsslib}) + V(\text{overig})]$ <p>Ruimtebeslag:</p> $\frac{w_{10}}{r_{10}} M_{10} = \frac{-0,04}{3.000} \sum A(\text{saneringsactiviteiten}) \times \text{tijdsduur}$	M _i	Milieuverdiensite aspect j
		W _j
	r _i	Referentie score op aspect j
	m _k	Massa (kg) voor stof k in bodem of grondwater, aan het begin of eind
	t _k	tussenwaarde stof k
	m _k ^{potentieel}	Massa (kg) voor stof k in het volume grondwater dat ooit verontreinigd kan worden, geschat voor de begin- of eindsituatie
	EV	Energieverbruik (GJ)
	g _k	Grenswaarde stof k
	V	Volume (m ³)
	A	Oppervlak gebruikt voor saneringsactiviteiten (m ²)
Kosten		
<p>Kostenraming = Stichtingskosten + Doorlopende kosten + Vervangingskosten + Overhead + Overige kosten</p> <p>Standaardafwijking raming:</p> $\sigma^2 = [H^2 + I^2 + W^2 - I W - I H - H W] / 18$	σ	Standaardafwijking
	H	Hoogst verwachte uitgaven
	W	Verwachte uitgaven
	L	Laagst verwachte uitgaven

3.1.2 LCA

De LCA is uitgevoerd volgens de CML-benadering [Heijungs, 1992]. Er is met een aangepaste versie, LCA-plus genaamd, gewerkt voor het beoordelen van waterbodems [Weenk en Ferdinandy, 1999]. De werkwijze van deze LCA-plus is gelijk aan een LCA, er worden alleen enkele milieu-effecten extra meegenomen.

Een LCA bestaat uit de volgende stappen:

1. doelbepaling: hierin wordt het onderzoeksobject bepaald, o.a. de functionele eenheid wordt hierin beschreven;
2. inventarisatie: bij de inventarisatie wordt een tabel van alle milieu-ingrepen gemaakt;
3. classificatie: behelst het opstellen van een milieuprofiel. Dit levert een lijst van gekwantificeerde bijdragen aan milieu-effecten;
4. evaluatie: hierbij wordt een vergelijkend oordeel gegeven over de uitkomsten.

Bij de standaardmethode worden de volgende milieu-effecten meegenomen:

- vermesting van water;
- vermesting van lucht;
- aantasting van de ozonlaag;
- abiotische uitputting;
- terrestrische ecotoxiciteit;
- aquatische ecotoxiciteit;
- energie;
- broeikaseffect;
- verzuring;
- afval;
- fotochemische oxydantvorming (smog);
- humane toxiciteit;
- stank.

Bij de LCA-plus-methode worden bovendien meegenomen:

- ruimtebeslag door storten;
- tijdelijk ruimtebeslag voor verwerken;
- gebruik grondwater;
- hinder (stank, geluid en onveiligheid).

3.1.3 Rijntakken

De Rijntakken-methode richt zich op diffuus verontreinigde bodems in uiterwaarden en alle typen inrichtingsmaatregelen van verschillende takken van de Rijn waarbij grond uit uiterwaarden verplaatst wordt.

De methode baseert een beoordeling van saneringsvarianten op drie aspecten:

- risicoaspecten;
- milieuaspecten;
- financiële aspecten.

Hiervoor worden vijf criteria gebruikt:

1. de mate waarin finaal afval wordt voorkomen volgens de “ladder van Lansink”;

2. vermindering blootstelling;
3. vermindering verspreiding;
4. energieverbruik;
5. kosten.

Voor al deze criteria wordt per inrichtingsvariant een uitkomst berekend, zodat de beslisser een beeld krijgt van de gevolgen van een bepaalde inrichtingsvariant.

3.2 Case Elburg

De haven en het toegangskanaal van Elburg bevatte een dermate dikke laag slib, dat scheepvaart grotendeels onmogelijk was en baggeren dus noodzakelijk [Van de Laar *et al.*, 1995]. Het slib was verontreinigd met zware metalen, PAK en minerale olie. De verontreinigingen hebben waarschijnlijk verschillende oorzaken, te weten: het gebruik als haven en vaarweg, scheepswerven, visrokerijen, een asfaltfabriek, een kalkoven, garagebedrijven langs de haven, een riooloverstort, de afwatering van de stadsgracht en de aanwezige beschoeiing. Het betreft een nautisch baggerwerk, waarbij een milieuhygiënisch probleem aanwezig is.

Om te bepalen welke methoden geschikt zijn om de haven te saneren, is een vijftal varianten uitgewerkt en onderling vergeleken volgens de RMK-beoordeling en de LCA-methode. Er is naar de volgende saneringsvarianten gekeken:

Variant 1: niets doen.

De baggerspecie blijft liggen.

Variant 2: baggeren en storten.

Het materiaal ondergaat na het storten geen enkele bewerking.

Variant 3: baggeren en landfarming.

Door landfarming ontstaat een product dat kan worden toegepast als bijvoorbeeld bouw materiaal.

Variant 4: baggeren, scheiden en storten van de verontreinigde fractie.

De fracties worden gescheiden in een grove schone fractie en een fijne verontreinigde fractie. De fijne fractie wordt afgevoerd naar een stortplaats. De grove fractie kan worden toegepast als bijvoorbeeld bouw materiaal.

Variant 5: baggeren, scheiden en thermisch verwerken van de verontreinigde fractie.

De baggerspecie wordt evenals bij de vierde variant gescheiden in een grove en een fijne fractie. De grove fractie kan als bouwstof worden toegepast. De fijne fractie wordt in een thermische installatie opgewerkt tot ecogrind in plaats van gestort.

Bij variant 1 worden geen maatregelen met betrekking tot de waterbodem genomen. Bij alle andere varianten is het ontgravingsprofiel hetzelfde. De verschillen zijn gelegen in de andere wijze van verwerking van de vrijgekomen baggerspecie. De gebruikte invoergegevens zijn opgenomen in bijlage 2.

3.2.1 RMK-beoordeling Elburg

De RMK-beoordeling is in deze case alleen uitgevoerd voor de onderdelen “Risicoreductie” en “Milieuverdiensite”. Voor het onderdeel “Kosten” is gebruik gemaakt van een kostenraming die al in een eerder stadium voor de verschillende varianten werd gemaakt [Universiteit Twente, 1995]. Hierna wordt volstaan met een samenvatting en de interpretatie van de resultaten van de RMK-beoordeling. In bijlage 2 is de gehele uitwerking gegeven.

Risicoreductie

Risicoreductie heeft betrekking op de blootstelling van objecten aan verontreiniging op de locatie. Bij deze locatie is alleen het ecosysteem beschouwd. Humane risico's zijn niet meegenomen, aangezien blootstelling van mensen in dit gebied niet waarschijnlijk is. Bij alle verwerkingsvarianten is sprake van dezelfde ontgraving, waarbij ervan is uitgegaan dat de eindsituatie er een is zonder restverontreiniging. De afname van blootstelling zal bij al deze varianten dus gelijk zijn. De uitkomst is gegeven in figuur 1.

Milieuverdiensite

Bij de berekening van de milieuverdiensite wordt gekeken naar positieve en negatieve milieu-effecten. Op deze wijze ontstaat er een beeld van de milieu-effectiviteit van de saneringsvarianten. Hierbij wordt het totaal van de werkzaamheden beschouwd. De uitkomsten zijn weergegeven in de tabel 3.

Tabel 3: *Uitkomst RMK op milieuverdiensite bij de case Elburg; gewogen prestaties met default gewichtenset.*

	Variant I niets doen	Variant II storten	Variant III landfarm	Variant IV scheiden + stort	Variant V scheiden + thermisch
A1 schone grond door sanering		0	0,35	0,28	0,35
A2 schoon grondwater door sanering	0	0	0	0	0
A3 voorkomen verontreiniging Grondwater	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
A4 verlies aan grond	0	0	0	0	0
A5 verlies aan grondwater	0	0	0	0	0
A6 energiegebruik	0	-0,03	-0,02	-0,05	-0,61
A7 luchtmissies	0	-0,01	-0,01	-0,02	-0,65
A8 oppervlaktewateremissies	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
A9 finaal afval	0	-17,10	0	-3,54	-0,01
A10 ruimtebeslag	-18,60	-0,09	-4,92	-0,09	-0,09
M-index	-18,6	-17,2	-4,6	-3,4	-1,0

Twee belangrijke aannames zijn gedaan bij de berekening van de milieuverdiensite-berekening. Ten eerste is bij variant 1 aangenomen dat de verontreiniging zich niet zal verspreiden naar oppervlaktewater of grondwater. Dit is niet reëel. De verspreiding naar het oppervlakte- of grondwater valt echter moeilijk te kwantificeren. Indien uitgegaan wordt van de maximale verspreiding van de verontreiniging naar het oppervlaktewater blijkt de score slechts in geringe mate bij te dragen aan het totaal (de uitkomst is -0,004). Ten

tweede is aangenomen dat ook de baggeractiviteiten niet leiden tot verspreiding van verontreiniging naar het oppervlaktewater, aangezien ook dit aspect moeilijk te kwantificeren is en bovendien een slechts geringe bijdrage aan de totale uitkomst zal geven.

De enige positieve opbrengst is de schone grond door sanering (A1) bij de varianten III, IV en V. Op dit aspect scoren de drie reinigingsvarianten positief. De varianten III (landfarming) en V (thermische verwerking) scoren hier maximaal.

Bij de negatieve aspecten spelen met name finaal afval (A9) en ruimtebeslag (A10) een belangrijke rol. Een secundaire rol is er voor energieverbruik en luchtmissies (A6/A7). Bij variant I (niets doen) wordt ervan uitgegaan dat het vaarwater niet meer beschikbaar is. Dit leidt dus tot een hoge score op ruimtebeslag. Bij variant II (storten) is met name de score op finaal afval hoog. In mindere mate geldt dit ook voor variant IV (gedeeltelijk storten). Bij variant III (landfarming) is sprake van een groot tijdelijk ruimtebeslag, maar dit ruimtebeslag is wel groter dan bij de andere varianten.

Uiteindelijk scoort variant V (scheiden en thermisch verwerken), ondanks het hoge energieverbruik, het hoogst. De voorkeursvolgorde tussen deze variant en de overige varianten zal slechts veranderen bij extreme wijzigingen in de gewichten. Van de overige varianten zijn de uitkomsten van III (landfarming) en IV (gedeeltelijk storten) ongeveer vergelijkbaar. De uitkomsten van deze twee varianten worden in sterke mate bepaald door de gewichten op finaal afval en ruimtebeslag. Dit geldt ook voor het onderscheid tussen variant I (niets doen) en variant II (storten).

Kosten

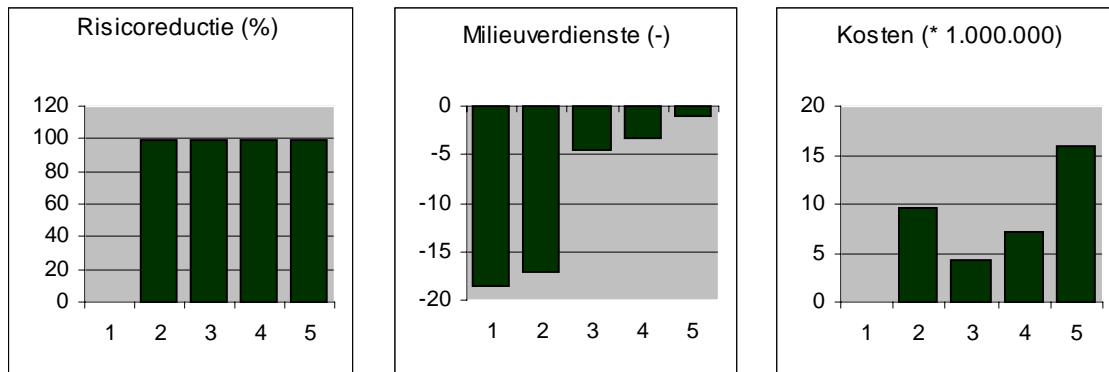
In tabel 4 zijn de geraamde kosten voor de verschillende saneringsvarianten weergegeven op basis van gegevens van de Universiteit Twente (1995). Bij deze kostenraming is geen rekening gehouden met gedeerde inkomsten door “niets doen”.

Tabel 4: Berekende kosten (uniform verdeeld) RMK Elburg (Universiteit Twente, 1995).

	Variant				
	I	II	III	IV	V
Minimale kosten (in M fl.)	0	9,3	3,1	4,3	12,4
Maximale kosten (in M fl.)	0	9,7	5,3	9,6	19,6
Gemiddelde kosten (in M fl.)	0	9,5	4,2	7,1	16,0

Conclusies

In figuur 1 zijn de uitkomsten van de RMK-beoordeling voor Elburg samengevat.



Figuur 1: Uitkomsten R, M en K voor Elburg.

Variante 1 (niets doen) scoort slecht op risicoreductie en milieuverdiensite, maar brengt geen kosten met zich mee. Deze variant is echter alleen een alternatief als er niet gebaggerd hoeft te worden om nautische redenen. Dit is hier niet het geval. Voor de overige varianten is risicoreductie geen discriminerend criterium. De afweging zal dus plaats moeten vinden op milieuverdiensite en kosten. Variante 2 (baggeren en storten) lijkt gezien de uitkomst op milieuverdiensite en kosten geen geschikt alternatief. Deze variant heeft namelijk de op één na hoogste kosten en bovendien een slechte score op milieuverdiensite. De keuze tussen de overige drie varianten is afhankelijk van de gewichten die aan milieuverdiensite en kosten worden toegekend. Indien een hoog belang wordt gehecht aan milieuverdiensite en de kosten als weinig relevant worden beschouwd, zal variante 5 (thermisch verwerken) in aanmerking komen. Indien men echter juist een sterk belang hecht aan kosten en minder aan milieuverdiensite komt variante 3 (landfarming) als beste tevoorschijn. In het middengebied, een ongeveer gelijk belang aan kosten en milieuverdiensite, is variante 4 (baggeren en gedeeltelijk storten) het beste.

3.2.2 LCA-beoordeling Elburg

De LCA-beoordeling is alleen uitgewerkt voor de drie belangrijkste milieu-effecten, te weten aquatische toxiciteit, afvalstoffen en energie. In de gepresenteerde LCA worden alleen primaire en secundaire processen beschouwd.

In tabel 5 zijn de resultaten van de LCA-beoordeling voor de case Elburg samengevat.

Aquatische toxiciteit

Het milieueffect “aquatische toxiciteit” is, in vergelijking met de overige varianten, het hoogst bij variante 1 (niets doen). Dit resultaat is ontstaan door de aanname dat op den duur alle verontreinigingen zullen overgaan van de waterbodem naar de waterfase.

Tabel 5: Milieu-effecten voor belangrijkste aspecten per variant volgens de LCA-beoordeling voor de case Elburg.

Milieueffect	eenheid	variant 1	variant 2	variant 3	variant 4	variant 5
Aquatische	* 1000 ECA	28,8	0,2	1,7	4,4	4,8

ecotox						
Afval	* 1000 ton	0	77	0,1	14	> 0,1
Energie	* 1000 GJ	0	7	7	13	47

Variante 2 (baggeren en onbewerkt storten) leidt tot de kleinste bijdrage aan de aquatische toxiciteit. Bij landfarming (variante 3) is deze bijdrage betrekkelijk gering. Bij het scheiden en verwerken van de baggerspecie (varianten 4 en 5) ontstaat een grotere bijdrage. Deze bijdrage wordt geleverd door uitloging van PAK's door het proceswater en de lozing daarvan. Het thermisch verwerken bij variante 5 levert nog een kleine extra bijdrage.

Afvalstoffen

Bij variante 2 ontstaan de meeste afvalstoffen: de volledige hoeveelheid gebaggerde specie moet worden gestort. Bij variante 4 wordt door het toepassen van de scheiding een aanzienlijke reductie van de hoeveelheid te storten materiaal bereikt. Bij de andere methoden ontstaat in vergelijking met de varianten 2 en 4 een verwaarloosbare hoeveelheid afval, omdat bij deze varianten de gereinigde specie, danwel het thermisch verwerkte materiaal weer volledig toegepast kan worden.

Energie

Bij variante 1 (niets doen) wordt geen energie gebruikt. Dit is vanzelfsprekend omdat ook geen activiteiten ondernomen worden. Variante 2 (storten) en 3 (landfarming) leiden tot een vergelijkbaar energieverbruik dat voornamelijk toe te schrijven is aan het baggeren en het transport van de specie. Bij variante 4 is de afgelegde afstand met de duwboot groter dan bij variante 3 door het transport ten behoeve van scheiden en storten, waardoor het energieverbruik groter wordt. De meeste energie wordt verbruikt bij variante 5. Dit wordt veroorzaakt door het transport per vrachtwagen na het scheiden waarvoor duwboottransport is gebruikt. Bovendien is voor het omzetten van de fijne fractie in ecogrind een grote hoeveelheid energie nodig. Deze stap levert een bijdrage van meer dan 50 % in het milieueffect.

Conclusie

Op basis van deze drie milieu-effecten bij beoordeling volgens de LCA-methode vallen variante 4 (scheiden) en variante 5 (thermisch verwerken) af, aangezien zij op alle aspecten slechter dan of ten hoogste vergelijkbaar scoren met de andere varianten. De keuze tussen variante 1 (niets doen), variante 2 (baggeren en storten) en variante 3 (landfarming) valt op basis van deze drie milieuaspecten niet te maken, aangezien er geen enkele variant op alle drie de aspecten als beste of ten minste vergelijkbaar scoort.

3.3 Ilperveld

In de gemeente Landsmeer (Noord-Holland) voert de stichting "Het Noordhollands Landschap" het beheer over het Ilperveld. Dit natuurgebied van circa 600 ha is een typisch veenweidegebied en het is een van de belangrijkste terreinen van de stichting. Het Ilperveld wordt gekenmerkt door vele watergangen die de vaak kleine eilandjes omringen. In het Ilperveld liggen vele oude stortplaatsen, omdat in het verleden een deel van de petgaten, die

zijn ontstaan door veenwinning, werd gebruikt voor het storten van huishoudelijk en industrieel afval. Ook het slib in de watergangen is sterk verontreinigd en mag formeel niet op de kant worden gezet. Het gevolg is dat de terreinbeheerder wordt geconfronteerd met stortplaatsen, die vrijwel onafgedicht in het landschap liggen en waarop beweiding niet of nauwelijks mogelijk is. Tevens zijn de sloten nauwelijks meer bevaarbaar door de grote hoeveelheid slib op de bodem. Theoretisch zijn aan de land- en waterboderverontreiniging actuele ecologische risico's verbonden. Het gebied bewijst echter dat zich op verontreinigde bagger planten kunnen ontwikkelen, die passen in het ecologische streefbeeld van het gebied. Uiteraard is de verontreiniging niet gewenst en dient deze zo mogelijk verwijderd te worden. Door de ontoegankelijkheid van het gebied is het verwijderen van alle verontreinigingen praktisch gezien niet mogelijk. Om toch iets aan deze problematiek te doen, is in NOBIS-kader gezocht naar een gebiedsgerichte oplossing.

In de onderhavige studie is voor de omvang van de verontreinigingssituatie uitgegaan van datgene, waarop het NOBIS-onderzoek betrekking heeft, te weten één stortplaats en circa 6 km watergang. De daadwerkelijke omvang van de verontreinigingsproblematiek in het IJperveld is vele malen groter.

Als varianten worden beschouwd:

Variant 1: multifunctioneel voor de landbodem en nautisch baggeren van de waterbodem.

Bij deze variant wordt alleen nautisch gebaggerd, de verontreinigingsgraad van de waterbodem blijft gelijk. De verontreinigde landbodem (stortplaats) wordt geheel ontgraven en aangevuld met schone grond;

Variant 2: IBC-variant.

Bij deze variant worden de watergangen nautisch gebaggerd en wordt een leeflaag van één meter aangebracht op de stortplaats;

Variant 3: NOBIS-variant.

Ook bij deze variant wordt nautisch gebaggerd. De verontreinigde bagger wordt in deze variant op de stortplaatsen aangebracht als afdeklaag. De stortplaatsen worden niet afgegraven.

Deze varianten zijn voor twee afwegingssystematieken uitgewerkt op een zodanig niveau dat aan de informatiebehoefte van de afwegingssystematieken kan worden voldaan. Dit houdt in dat de definitie van de multifunctionele en de IBC-variant traditioneel is gedaan, waarbij is uitgegaan van op ervaring gebaseerde kengetallen. De gebruikte invoergegevens zijn opgenomen in bijlage 3.

3.3.1 RMK-beoordeling IJperveld

Risicoreductie

Op deze locatie zijn als blootgestelde objecten alleen het ecosysteem en het vee beschouwd. Humane risico's zijn buiten beschouwing gelaten, aangezien het terrein alleen door de terreinbeheerder betreden mag worden en de watergangen slechts een (beperkte) recreatieve functie voor kleine boten en kano's en voor schaatsers hebben. Risicoreductie wordt voor het overgrote deel bepaald door de vermindering van het ecologisch risico. De blootstelling van het vee op de locatie bleek bij de berekening slechts in geringe mate van invloed op de einduitkomst te zijn. Bij de berekening van de risicoreductie is gebruik gemaakt van gemiddelde concentraties van verontreinigingen in de bodem. Deze concentraties zijn

gerelateerd aan de HC50, waarmee een verwacht percentage soorten dat risico loopt wordt berekend. De aanpak leidt tot de uitkomst, weergegeven in tabel 6.

Het nautisch baggeren van de watergangen heeft geen of nauwelijks effect op vermindering van de blootstelling, aangezien de verontreiniging ook dieper voorkomt en dus aanwezig blijft.

Tabel 6: *Uitkomst RMK op risicoreductie voor Ilperveld.*

	Variant		
	Multifunctioneel	IBC	NOBIS
Blootstelling van ecosysteem	77,1 %	31,2 %	0,3 %
Blootstelling van overige objecten (vee)	0,5 %	0,5 %	0,5 %
Totaal	77,60 %	31,70 %	0,80 %

Milieuverdiensite

Bij de berekening van de milieuverdiensite wordt gekeken naar positieve en negatieve milieu-effecten. Op deze wijze ontstaat er een beeld van het milieubelang van de saneringsvarianten. De resultaten zijn samengevat in tabel 7. Er zijn geen opbrengsten bij alle varianten, aangezien er geen reiniging van de grond of het grondwater plaatsvindt. De multifunctionele variant scoort het slechtste, omdat zowel de reiniging van de landbodem als de waterbodem technisch niet haalbaar is. De slechte reinigbaarheid hangt samen met de geringe zandfractie van de waterbodem en de grote hoeveelheid stortafval van de landbodem. Dit leidt ertoe dat zowel de hoeveelheid finaal afval als het ruimtebeslag bij storten erg hoog is. Daarnaast is een grote hoeveelheid schone grond voor de aan te brengen leeflaag noodzakelijk. De IBC-variant scoort daarna als slechtste. Dit is vooral gelegen in de benodigde schone grond voor de aan te brengen leeflaag en het ontstaan van finaal afval ten gevolge van het verwijderen en storten van de waterbodem. De NOBIS-variant scoort het beste op milieuverdiensite, omdat hier de verwijderde specie uit de watergangen wordt gebruikt als afdekgrond voor de verontreinigde landbodem.

Tabel 7: *Milieuverdiensite Ilperveld; gewogen prestaties met default gewichtenset.*

	MF	IBC	NOBIS
A1 schone grond door sanering	0	0	0
A2 schoon grondwater door sanering	0	0	0
A3 voorkomen verontreiniging grondwater	0	0	0
A4 verlies aan grond	-39,5	-8,1	0
A5 verlies aan grondwater	0	0	0
A6 energiegebruik	-0,3	-0,01	-0,005
A7 luchtmissies	-0,1	-0,005	-0,002
A8 oppervlaktewateremissies	0	0	0
A9 finaal afval	-52,0	-2,5	0
A10 ruimtebeslag	-1,2	-0,2	-1,2

M-index	-93,1	-10,8	-1,2
---------	-------	-------	------

Kosten

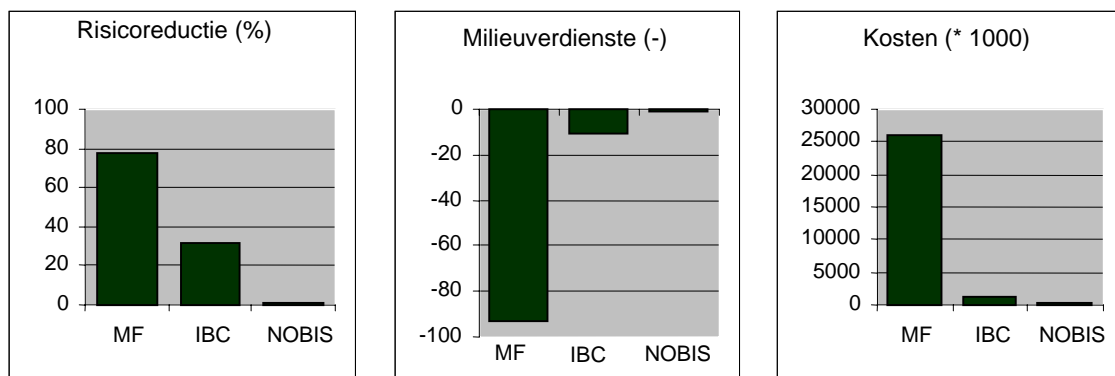
In tabel 8 zijn de geraamde kosten voor de verschillende saneringsvarianten weergegeven.

Tabel 8: *Berekende kosten (uniform verdeeld) RMK Ilperveld.*

	Variant		
	Multifunctioneel	IBC	NOBIS
Kosten (in M fl.)	26	1,3	0,3

Conclusie

In figuur 2 zijn de resultaten van de RMK-beoordeling voor Ilperveld samengevat.



Figuur 2: *Uitkomsten R, M en K van Ilperveld volgens de RMK-methode.*

De keuze van de gewenste saneringsvariant op basis van de RMK-beoordeling is in dit geval sterk afhankelijk van het belang dat de beslisser hecht aan R, M of K. Als de nadruk wordt gelegd op risicoreductie scoort de MF-variant het beste. Als echter de nadruk wordt gelegd op milieuverdienste en kosten komt de NOBIS-variant positief naar voren. De IBC-variant scoort op alle drie de criteria (R, M en K) als middelste.

3.3.2 Rijntakken-methode Ilperveld

De gebruikte invoergegevens voor deze beoordeling zijn weergegeven in bijlage 4. Ook hier is voor wat betreft de verontreinigingssituatie uitgegaan van het gedeelte van het Ilperveld waarop het NOBIS-onderzoek betrekking heeft.

Finaal afval

Bij de IBC- en MF-variant worden de ontgraven land- en waterbodembodem gestort. Bij de NOBIS-variant wordt de ontgraven waterbodembodem als bodem hergebruikt. Voor de scores op

finaal afval wordt de “ladder van Lansink” gebruikt. In tabel 9 wordt de uitkomst op dit aspect weergegeven.

Tabel 9 Uitkomsten van de varianten in scores op finaal afval volgens de ladder van Lansink voor Ilperveld.

Varianten	Scores op de ladder van Lansink
1. Multifunctioneel	5
2. IBC	5
3. NOBIS	2

Toelichting scores: 1 = preventie; 2 = bodem wordt bodem; 3 = bodem wordt bouwstof; 4 = hergebruik na bewerking; 5 = bergen op of in de bodem; 6 = storten in depot.

Vermindering van blootstelling

In het Ilperveld blijken zink, koper en lood de risicobepalende stoffen te zijn. De score op het aspect “vermindering van blootstelling” is afhankelijk van het verschil tussen de begin- en eindconcentratie en oppervlakte van het verontreinigde gebied. De vermindering van de blootstelling wordt uitgedrukt in procenten ten opzichte van de beginsituatie. In tabel 10 worden de uitkomsten voor de verschillende varianten gegeven. De berekening is te vinden in bijlage 4.

Tabel 10: Vermindering blootstelling voor de methode Rijntakken in Ilperveld

Varianten	Vermindering blootstelling
1. Multifunctioneel	96 %
2. IBC	63 %
3. NOBIS	18 %

De vermindering van de blootstelling wordt bij alle varianten volledig veroorzaakt door de verandering van de concentraties in de landbodem. De verontreinigingsgraad van de waterbodem blijft namelijk gelijk. Bij de NOBIS-variant blijft verontreiniging achter in de beschouwde bodemlaag (1,5 m-mv). Het verschil is gelegen in het verschil tussen de ontgravingsdiepte van de multifunctionele variant en de dikte van de leeflaag van de IBC-variant.

Vermindering van verspreiding

In het gebiedstype waarvoor de Rijntakken-methode is ontwikkeld, speelt overstroming van de uiterwaarden een grote rol. Het is bekend dat in periodes van overstroming van de uiterwaarden de afgifte van verontreiniging aan het oppervlaktewater en de verspreiding daarvan vele malen groter is dan die naar het grondwater. Deze vorm van verspreiding speelt in het Ilperveld niet. Daarom is voor het Ilperveld geen verspreidingsberekening gemaakt volgens de Rijntakken-methodiek.

Energie

Voor de berekening van het energiegebruik is de milieuverdiensberekening van RMK gebruikt. In tabel 11 is de totale hoeveelheid energie weergegeven die gebruikt wordt per variant.

Tabel 11: Energieverbruik per variant voor Ilperveld.

Variant	Energieverbruik (GJ)
Variant 1 (multifunctioneel)	22050
Variant 2 (IBC)	1050
Variant 3 (NOBIS)	535

Het energiegebruik van de multifunctionele variant is aanmerkelijk hoger dan bij de andere twee varianten. De NOBIS-variant scoort vanuit energieoogpunt het beste.

Kosten

Het onderdeel kosten voor Rijntakken is overgenomen uit RMK. Deze beoordeling wordt derhalve niet opnieuw uitgevoerd. Wel zijn de kosten omgerekend naar kosten per ton droge stof zoals gebruikelijk is bij de methode Rijntakken (zie tabellen 12 en 13). Uit deze vergelijking blijkt dat de kosten per ton droge stof voor de IBC- en MF-variant elkaar weinig ontlopen. De NOBIS-variant is zowel per ton droge stof als in totaal aanmerkelijk goedkoper.

Tabel 12: Berekening totale hoeveelheid droge stof per variant.

	aantal ton ontgraven	Percentage ds	Totale aantal ton ds
Variant 1 Multifunctioneel	300.000	Landbodem 60 %	180000
	15.000	slib 8 %	1200
Variant 2 IBC	15.000	slib 8 %	1200
Variant 3 NOBIS	15.000	slib 8 %	1200

Tabel 13: Kosten (NLG) per variant en per ton droge stof voor Ilperveld.

Categorie	Variant I (Multifunctioneel)		Variant II (IBC)		Variant III (NOBIS)	
	Totale kosten	Kosten per ton ds	Totale kosten	Kosten per ton ds	Totale kosten	Kosten per ton ds
Stichtingskosten	22800000	1190	1150000	960	241000	200
Doorlopende kosten	0	0	0	0	0	0
Vervangingskosten	0	0	0	0	0	0
Overhead	3490000	180	174000	145	42600	35
Overige kosten	40000	2	0	0	37100	30
Totaal	26330000	1372	1324000	1105	320700	265

Conclusie

In tabel 14 zijn de uitkomsten van de varianten voor de verschillende aspecten samengevat. Er is geen variant die op alle aspecten het beste of slechtste scoort. De uiteindelijke keuze op basis van de Rijntakken-beoordeling is evenals bij de RMK-beoordeling (zie 3.3.1) afhankelijk van het belang dat aan de vermindering van blootstelling wordt gehecht. De NOBIS-variant scoort namelijk op alle andere aspecten beter dan de andere twee.

Tabel 14: Samenvatting Rijntakken-beoordeling voor Ilperveld.

Variant	Finaal afval	Vermindering blootstelling	Energieverbruik (GJ)	Kosten (per ton ds)
1. Multifunctioneel	5	96 %	22050	1372
2. IBC	5	63 %	1050	1105
3. NOBIS	2	18 %	535	265

1 = beste score; 6 = slechtste score.

3.4 Leeraspecten voor aanpassing van RMK voor waterbodems

In deze paragraaf worden de leeraspecten voor toepassing van de RMK-methodiek op waterbodems in vergelijking met andere afwegingssystematieken besproken. Hierbij staat de volgende vraag centraal: is RMK in vergelijking met de andere afwegingssystematieken voldoende valide en hoe kan deze validiteit verbeterd worden? Deze vraag over verbetering

van de validiteit wordt per aspect van RMK (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten) beantwoord in de vorm van aanbevelingen voor technische-inhoudelijke aanpassingen van de bestaande RMK-methodiek als afwegingssystematiek voor waterbodems.

3.4.1 Validiteit

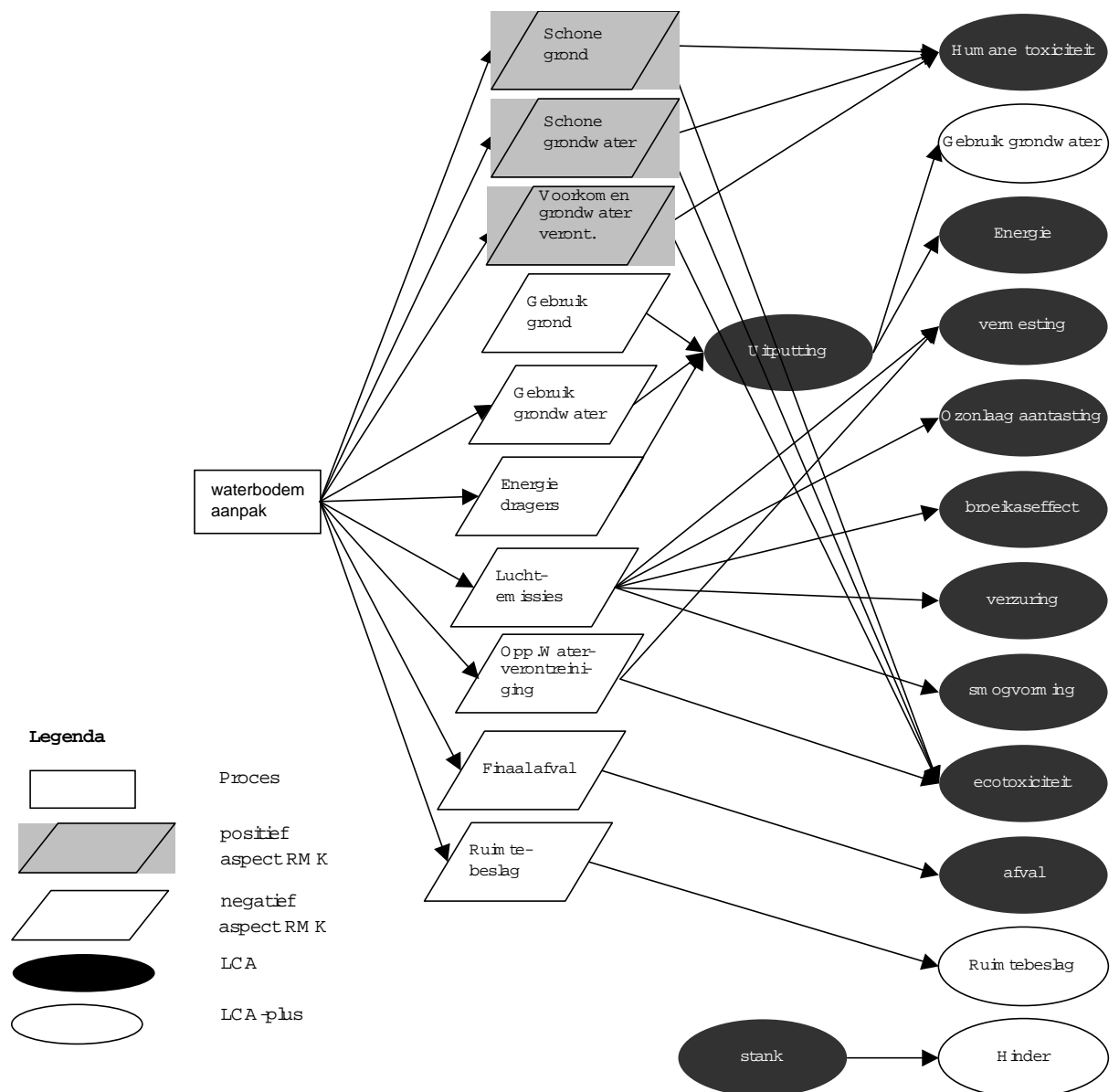
Risicoreductie is als zodanig geen element van de LCA-methodiek. De LCA-methodiek beschouwt namelijk geen blootstelling, maar kijkt naar bovenlokale milieu-effecten. Bij de Rijntakken-methodiek wordt risicoreductie wel meegenomen. De aanpak bij de Rijntakken-methodiek verschilt echter van de aanpak via de RMK-methodiek op twee punten:

1. bij de Rijntakken-methodiek wordt aan de hand van de concentraties in de contactzone de blootstellingsreductie berekend, terwijl bij RMK blootstellingsmodellen worden gebruikt;
2. bij de Rijntakken-methodiek wordt gebruik gemaakt van de concentratie voor en na de saneringsaanpak, terwijl bij RMK het risicoverloop in de tijd wordt meegenomen.

De benadering van risicoreductie via RMK zal leiden tot een betrouwbaarder beeld van het verloop van de blootstelling. Beide berekeningen doen echter onvoldoende recht aan de feitelijke verandering van blootstelling op de locatie. Zo wordt op dit moment bijvoorbeeld geen aandacht besteed aan de verbetering van de waterkwaliteit door de saneringsmaatregelen. Deze informatie is relevant in gevallen waar het ecosysteem een belangrijke rol speelt.

Milieuverdienste komt zowel bij de LCA- als bij de Rijntakken-methodiek naar voren. De meeste aspecten die RMK meeneemt staan in een directe relatie met de aspecten binnen de LCA (zie figuur 3). Alleen stank wordt binnen RMK niet meegenomen. Er is geen principieel verschil tussen de LCA-methodiek en RMK-methodiek waar het de inventarisatie van gegevens betreft. De verwerking van deze gegevens gebeurt echter op een andere manier. RMK geeft uiteindelijk door middel van gewichten één score voor milieuverdienste. Bij de LCA-methode is deze integratie afwezig. Dit kan leiden tot een verschillende interpretatie van de uitkomst. De Rijntakken-methodiek neemt alleen finaal afval en energieverbruik mee, en is dus beperkter dan RMK in dit opzicht.

Kosten worden bij de LCA-methode niet meegenomen. Bij de Rijntakken-methodiek gebeurt dit op dezelfde wijze als bij RMK. Bij de Rijntakken-methodiek worden ook de kosten per ton droge stof gegeven. Qua validiteit zijn beide methoden vergelijkbaar. Kortom, op grond van de uitgevoerde vergelijking zijn er geen grote verschillen in validiteit tussen de RMK- en de LCA- of de Rijntakken-methodiek. RMK is op grond hiervan te beschouwen als een valide afwegingssystematiek voor waterbodems, mits enkele aanpassingen plaatsvinden.



Figuur 3: Relatie tussen de milieuvriendelijke-module van de RMK-methode en de LCA-methode.

3.4.2 Gewenste aanpassingen van RMK voor de toepassing op waterbodems

Technisch-inhoudelijk blijkt dat RMK toepasbaar is voor waterbodemsanering. Uit de vergelijking met LCA-methode en de Rijntakken-methodiek dienen de volgende verbeteringen van de RMK-methode zich aan:

1. Voor gevallen waar het ecosysteem een belangrijke factor is, dient het onderdeel risicoreductie te worden aangepast. Een betere benadering van de feitelijke invloed van een sanering op het ecosysteem is in dat geval van belang. Gedacht kan worden aan het overnemen van de Triade-benadering voor de berekening van risicoreductie (Maas *et al.*, 1992). Bovendien dient er meer aandacht te zijn voor de gevolgen van verspreiding, met name richting watersysteem;
2. Bij het onderdeel milieuverdiensite dient een aangepaste gewichtenset voor de verschillende criteria voor waterbodems te worden ontwikkeld. Met name de gewichten voor finaal afval en ruimtegebruik dienen opnieuw bekeken te worden. Voor ruimtegebruik geldt bovendien dat de waardering hiervan waarschijnlijk sterk samenhangt met de uiteindelijke functie van de stortlocatie;
3. Bij het onderdeel kosten zou de prijs per behandelde ton droge stof meegenomen kunnen worden;
4. Er dient gekeken te worden welke andere aspecten (bijvoorbeeld het aspect overlast voor de omgeving), die nu niet binnen RMK worden meegenomen, mogelijk wel dienen te worden meegenomen bij afwegingen voor waterbodems in verschillende fases van de planvorming.

4. Uitkomsten interviews en enquête

In dit hoofdstuk wordt gekeken naar de wensen van potentiële gebruikers of beslissers over mogelijke aanpassingen en de inbedding van RMK voor de beoordeling van de saneringsaanpak van waterbodems.

4.1 Werkwijze

Er zijn interviews gehouden met zes personen die betrokken zijn bij de waterbodempromblematiek. Het betrof medewerkers van RIZA, Rijkswaterstaat Directie Noord-Holland, Hoogheemraadschap van Uitwaterende Sluizen van Noord-Holland, Provincie Zeeland, Waterschap Regge en Dinkel en van de Milieudienst van de Gemeente Amsterdam. De vraagstelling tijdens de interviews was open. Als leidraad voor de interviews zijn de volgende onderwerpen aangehouden:

- wordt er momenteel een formele afwegingssystematiek gebruikt voor het kiezen van saneringsvarianten bij de aanpak van waterbodempverontreiniging en zo ja, waar en hoe?
- is daarbij sprake van een uitgewerkte systematiek?
- hoeveel personen zijn betrokken bij de afweging?
- wordt er naar meer criteria gekeken dan alleen kosten en zo ja, hoe worden deze andere criteria meegenomen in de besluitvorming?
- in welke mate voldoet de huidige werkwijze, c.q. wat ontbreekt er aan de huidige werkwijze en welke elementen zijn voor verbetering vatbaar?
- in welke mate kan een formele afwegingssystematiek verbetering brengen in het besluitvormingsproces?
- wat zijn de kansen/voordelen c.q. valkuilen/faalkansen voor het gebruik van een dergelijke methodiek?
- is een formele afwegingsprocedure in de praktijk ook haalbaar/toepasbaar?

Enquêteformulieren zijn verstuurd naar 18 personen werkzaam bij diverse diensten van Rijkswaterstaat, waterschappen en zuiveringsschappen, provincies en adviesbureaus. Er zijn negen reacties binnengekomen, waarvan acht reacties gebruikt konden worden voor verwerking¹. De aanbiedingsbrief, de tekst van de enquête en de respondenten zijn weergegeven in bijlagen 5, 6 en 7.

¹ Eén enquête was slechts voor een zeer beperkt deel ingevuld.

4.2 Resultaten

4.2.1 Interviews

Uit de interviews zijn de volgende meningen en opmerkingen gedistilleerd:

- sanering van waterbodems om uitsluitend milieuhygiënische redenen vindt tot nu toe niet of nauwelijks plaats, enkele uitzonderingen daargelaten. De belangrijkste knelpunten zijn het ontbreken van financiële middelen en onvoldoende stort- of bergingscapaciteit;
- belangrijke factoren bij de uitvoering van een sanering zijn de civieltechnische randvoorwaarden en de kans op schade aan bijvoorbeeld havenmeubilair (aanzienlijke potentiële kostenpost). Deze factoren zijn sterk locatiespecifiek en lenen zich moeilijk voor een standaardafwegingsmethodiek;
- gezien het vorige punt moet een afwegingsmethodiek, die is gebaseerd op milieuhygiënische en risicogerelateerde aspecten zich vooral richten op locaties met weinig economisch belang;
- andere belangrijke factoren bij saneringen zijn verscheidene randvoorwaarden (bestemmingsplannen, vergunningenprocedures, maatschappelijke acceptatie, e.d.);
- de tot nu toe in de praktijk gehanteerde afwegingsmethodiek is vooral gebaseerd op het toepassen van normen uit de van kracht zijnde beleidskaders. Risicobeschouwingen en milieurendementsoverwegingen spelen bij de afweging geen rol;
- gegeven de beperkte financiële middelen is er vooral behoefte aan een afwegingsmethodiek die geschikt is voor het bepalen van een prioriteitsvolgorde in een lijst met te saneren locaties;
- aan een afwegingsmethodiek die ondersteuning biedt bij het kiezen tussen verschillende saneringsopties (inclusief bewerking/verwerking van baggerspecie) is weinig behoefte, vooral omdat er maar weinig reële alternatieven zijn. Dit geldt zeker voor relatief kleine projecten. Daarbij is het al gauw duidelijk welke route gevolgd zal gaan worden, als eenmaal de beslissing tot saneren is genomen. Het belangrijkste vraagpunt is dan meestal alleen de bestemming van de baggerspecie;
- een van de belangrijkste doelstellingen van een geformaliseerde afwegingsmethodiek moet zijn het in kaart brengen van alle relevante aspecten en beschikbare middelen; niet zo zeer het opstellen van een strak schema. De methodiek moet worden gezien als een handreiking aan de beslisser en mag beslist niet dwingend worden voorgeschreven;
- het voorkomen dat er bij verschillende projecten steeds weer opnieuw het wiel wordt uitgevonden, is een mogelijk winstpunt van een geformaliseerde afwegingsmethodiek;
- een winstpunt van een afwegingsmethodiek is ook het vergroten van de inzichtelijkheid van de besluitvorming en de presentatie van de resultaten naar de buitenwereld, met als doel het vergroten van de acceptatie van de gemaakte keuze;
- een belangrijke valkuil is de complexiteit van het systeem, bijvoorbeeld doordat er gegevens moeten worden aangeleverd die voor de besluitvorming niet of nauwelijks relevant zijn. Er moet worden gewaakt voor een niet gerechtvaardigde, schijnbare nauwkeurigheid. Subjectiviteit is niet uit te bannen. Het streven naar perfectie is zinloos en zal gepaard gaan met een onevenredig hoge inspanning. Een simpel systeem met een doorzichtige structuur zal ook gemakkelijker door de gebruiker worden geaccepteerd;

- anderzijds moet er voor worden gezorgd dat de methodiek niet wordt toegepast door gebruikers met te weinig inhoudelijke kennis. De uitkomsten moeten gezien de impliciete aannames en onzekerheden voldoende kritisch worden geëvalueerd alvorens deze naar buiten te brengen. Voorlichting van en instructie aan de gebruikers is dus een belangrijk aandachtspunt;
- het systeem moet voldoende flexibel zijn, zodat dit kan worden aangepast aan de specifieke situatie waarvoor het gebruikt gaat worden. Er is altijd maatwerk nodig.

4.2.2 Enquêtes

Huidige afwegingssystematiek

Bij de vraag naar de aard van de werkzaamheden waarbij een afweging wordt gemaakt tussen varianten voor de aanpak of verwerking van verontreinigde waterbodems kan een grote spreiding in de gegeven antwoorden worden geconstateerd.

De vijf vooraf aangegeven mogelijkheden (onderhoud om nautische redenen, onderhoud om waterhuishoudkundige redenen, sanering om milieutechnische redenen, aanleg van natuurvriendelijke oevers en grootschalige natuurontwikkelingsprojecten) zijn elk vier tot zes keer aangekruist op een totaal van acht respondenten. Het is verrassend dat sanering om milieutechnische reden zo vaak (zes keer) is aangekruist, terwijl er tot nu toe zo weinig milieusaneringen zijn uitgevoerd. Onder overige (niet vooraf aangegeven) soorten werkzaamheden is hier nog het opstellen van beleidsscenario's en de aanleg van nieuwe watergangen genoemd.

De frequentie waarmee een afweging over de aanpak van waterbodemverontreiniging wordt gemaakt varieert onder de respondenten tussen 1 keer per 2 à 3 jaar tot 12 keer per jaar. Zes van de acht kenschetsten de daarbij gehanteerde systematiek als informeel, twee als formeel. Voor de formele systematiek wordt verwezen naar de Wet bodembescherming (Leidraad aanpak sanering), naar de conceptnota Actief bodembeheer (Provincie Limburg) en naar de Tracénota Zandmaas/Grensmaas.

De wijze waarop de diverse factoren die een rol spelen in de huidige afwegingssystematiek worden beoordeeld, is weergegeven in tabel 15. De vijf laatst genoemde factoren (vanaf "beleidsdoelstellingen") zijn opgenomen op initiatief van de respondenten. De factor kosten wordt door iedereen gezien als een relevant en kwantitatief te beoordelen gegeven. Ook de technische haalbaarheid, de reductie van risico's en de verwachte milieuwinst worden als relevant gezien, hoewel over de mate waarin deze factoren te kwantificeren zijn, verschillend wordt gedacht.

Als knelpunten bij toepassing van de huidige afwegingssystematiek worden de volgende genoemd:

a. betreffende de waterbodemproblematiek in het algemeen

- hoge waarden van de natuurlijke achtergrond veroorzaken een hoge score aan onoplosbare gevallen;
- complexiteit, onzekerheid doordat het beleidsveld in ontwikkeling is (2x);

- de huidige systematiek is te weinig gebaseerd op reële risico's;
- te rigide toepassing van wet- en regelgeving door bevoegde gezagen.

b. betreffende de gehanteerde afwegingssystematiek

- gebrek aan bruikbare technieken, daardoor beperkt aantal opties;
- de huidige systematiek is te weinig systematisch (2x);
- de huidige systematiek is te persoonsafhankelijk;
- gebrek aan gegevens;
- niet goed vergelijkbare gewichten, ontbreken van standaardisatie.

Voor het oplossen van de geconstateerde knelpunten worden de volgende prioriteiten aangegeven:

a. betreffende de waterbodempromblematiek in het algemeen

- ontwikkelen van actief bodembeheer voor gebiedseigen verontreiniging (Ni, Zn, As);
- complexiteit oplossen, meer helderheid in beleid brengen;
- meer duidelijkheid brengen in de haalbaarheid van technieken;

b. betreffende de te hanteren afwegingssystematiek

- standaardisatie van de afwegingssystematiek;
- grotere rol van risicobeschouwingen in het besluitvormingsproces rond saneringen;
- het ontwikkelen van een praktisch bruikbare risicobenadering.

Toekomstige (gewenste) afwegingssystematiek

In tabel 15 zijn eveneens de antwoorden samengevat op de vraag hoe de diverse factoren in een toekomstige afwegingssystematiek zouden moeten worden gebruikt (kwantitatief, of uitsluitend kwalitatief). Er spreekt een zekere verwachting uit de resultaten dat de factoren (met uitzondering van de complexiteit) in een toekomstige systematiek nauwelijks beter kwantificeerbaar zullen zijn dan met de nu in gebruik zijnde methode. Er worden bij deze vraag nauwelijks aanvullende factoren genoemd (naast de reeds op het formulier voorgestelde factoren). Dit hangt wellicht samen met de wijze waarop de vraag is geformuleerd.

Onderscheidende factoren

Een volgende vraag is, welke factoren bij het afwegen van saneringsvarianten voor waterbodems naar verwachting onderscheidend zullen zijn. In de laatste kolom van tabel 15 is aangegeven hoe vaak de betreffende factor als onderscheidend is aangemerkt. Het is opvallend dat de technische haalbaarheid in een toekomstige systematiek niet één keer als

Tabel 15: *Relevantie en wijze van gebruik van factoren in de huidige en de toekomstige systematiek op basis van de enquête.*

Factor	Huidige systematiek			Toekomstige systematiek			
	Kwant.	Kwal.	Totaal	Kwant.	Kwal.	Totaal	Onder-schei-dend
Kosten	8	0	8	8	0	8	0
Uitvoeringsduur	4	1	5	5	3	8	2
Complexiteit	3	2	5	2	6	8	1
Verwachte milieuwinst	4	3	7	5	3	8	2
Technische haalbaarheid	3	5	8	6	2	8	0
Reductie van risico's	5	3	8	6	2	8	2
Beschikbaarheid materieel en menskracht	3	0	3	5	3	8	2
Natuurdoelstellingen	0	5	5	3	5	8	2
Beleidsdoelstellingen	0	4	4	0	1	1	
Beschikbaarheid bergingscapaciteit	1	1	2				
Bestuurlijke risico's, jur. haalbaarheid	0	2	2				
Overlast omgeving	0	1	1				
Veiligheid/Gezondheid	0	1	1				

onderscheidend wordt gezien, terwijl deze bij de huidige systematiek steeds wel als relevant wordt beschouwd.

Bij de milieuwinst wordt opgemerkt dat de grootte hiervan wordt beperkt, zodra de emissiebronnen zijn gesaneerd. Dan worden wel de diffuse bronnen van (relatief) groter belang.

Kansen en bedreigingen

Als laatste is de vraag gesteld welke kansen en bedreigingen men ziet voor de ontwikkeling van een afwegingssysteem voor de sanering van waterbodems. De reacties worden hieronder samengevat:

a. kansen

- maken van duidelijke keuzes;
- geringe kansen;
- goede kansen als de systematiek inzichtelijk en eenduidig is;
- beperkt, doordat elke locatie uniek is;
- een apart BeslissingsOndersteunendSysteem op landelijk, regionaal en lokaal niveau;
- kansen als bij de afweging uitgegaan wordt van reële risico's.

b. bedreigingen

- de aanwezigheid van gebiedseigen verontreiniging maakt uiteindelijk de afweging overbodig, omdat men dan toch niet om milieuredenen gaat saneren (bron blijft aanwezig);

- een grote verscheidenheid aan lokale omstandigheden (dynamiek en inrichting watersysteem, aard van de ondergrond, horizontale en verticale verspreiding van de verontreiniging) vermindert de toepasbaarheid van een uniforme systematiek;
- geen;
- iedereen verwacht er iets anders van;
- bij een teveel aan detail zal de stand der techniek steeds te ver vooruitlopen op de actualiteit. De invloed van politiek en bestuur zijn van dien aard, dat er meer behoefte is aan een kwalitatief dan aan een kwantitatief systeem;
- IT-gebruik is niet afgestemd op het juiste niveau (landelijk, regionaal, lokaal);
- te rigide, als het systeem word toegepast als protocol in plaats van als richtlijn.

4.3 Conclusies

Hoewel het aantal via de enquête en de interviews benaderde personen klein is en vanwege de persoonlijke interessegebieden waarschijnlijk niet als een representatieve steekproef uit alle waterbodemeskundigen in Nederland is te beschouwen, is er een aantal interessante opmerkingen gemaakt, waaruit belangrijke conclusies voor de ontwikkeling van een afwegingsmethodiek voor de sanering van waterbodems kunnen worden getrokken. De belangrijkste zijn hieronder samengevat.

In de huidige praktijk van waterbodemsanering wordt niet of nauwelijks gebruik gemaakt van een formele afwegingssystematiek voor het kiezen tussen verschillende saneringsvarianten. De belangrijkste reden hiervoor is dat op dit moment in Nederland nog nauwelijks saneringen van waterbodems worden uitgevoerd om louter milieuhygiënische redenen. De meeste baggerwerken worden uitgevoerd om nautische, hydraulische of veiligheidsredenen. De sanering van locaties om milieuhygiënische redenen is veelal wegens beperkte financiële middelen vooruit geschoven naar de toekomst.

Er is (onder andere vanwege de beperkte financiële middelen) vooral behoefte aan een afwegingsmethodiek die ondersteuning biedt bij beslissingen op landelijk niveau (bijvoorbeeld landelijke scenariostudies voor planning van benodigde stortcapaciteit) en op regionaal niveau (bijvoorbeeld voor het bepalen van een prioriteitsvolgorde voor te saneren locaties). Op lokaal niveau (projectniveau) is er weinig behoefte aan een systeem dat ondersteuning biedt bij het kiezen tussen verschillende saneringsopties. Op dit schaalniveau geldt in het algemeen dat het aantal reëel geachte varianten overzichtelijk is. Als het aantal reëel geachte varianten niet overzichtelijk is, doet zich op lokaal niveau het probleem voor, dat met name de locatiespecifieke omstandigheden voor het grootste deel bepalend zijn bij de keuze van een saneringsvariant. In een algemene en formele afwegingssystematiek is juist met deze locatiespecifieke omstandigheden slecht rekening te houden.

Een afwegingssystematiek kan een belangrijke rol spelen bij het inzichtelijk en transparant maken van de besluitvormingsprocedures rondom waterbodemsaneringen en de communicatie hierover met de buitenwereld. Een afwegingsmethodiek voor de sanering van

waterbodems moet zich daarom richten op het in kaart brengen van alle relevante aspecten en beschikbare middelen, op het vergroten van de inzichtelijkheid van de besluitvorming en de presentatie van de resultaten naar de buitenwereld, met als doel de acceptatie van de gemaakte keuze te vergroten.

Voor de acceptatie van het gebruik van de afwegingssystematiek door de eindgebruiker is het belangrijk dat duidelijk wordt aangegeven wat het doel en het toepassingsgebied is van de afwegingsmethodiek: bij welk type beslissingen wordt ondersteuning geboden, wat is het niveau waarop deze beslissingen worden genomen (beleidsniveau, regionaal niveau, projectniveau) en in welke gevallen mag de methodiek niet worden gebruikt.

Het te ontwikkelen systeem moet flexibel zijn, maatwerk bieden, overzichtelijk van structuur zijn en niet te detaillistisch. De gemaakte aannames en onzekerheden moeten duidelijk worden aangegeven. Er moet aandacht worden geschonken aan de eisen die aan de gebruikers worden gesteld (instructie) om een juiste interpretatie van de resultaten te waarborgen.

Als een afwegingssystematiek wordt ontwikkeld die ook bruikbaar moet zijn op projectniveau, dan moet expliciet rekening worden gehouden met de locatiespecifieke omstandigheden (onder andere het watersysteem, de ondergrond, de verspreidings situatie) en factoren, zoals civieltechnische randvoorwaarden, schadekansen en andere projectrisico's (bestemmingsplannen, vergunningenprocedures, maatschappelijke acceptatie, en dergelijke). De genoemde factoren zijn bij het uitvoeren van saneringen in het algemeen van groter belang dan overwegingen ten aanzien van milieueffecten, of ecotoxicologische risico's.

5. Conclusies en aanbevelingen

Het doel van deze studie was om te kijken naar de wenselijkheid en geschiktheid van een RMK-achtige benadering voor waterbodems. De uitkomsten van de studie zijn niet eenduidig: een RMK-achtige benadering voor waterbodems biedt perspectieven, maar voor een succesvolle toepassing zijn een goede inbedding in de waterbodemereld en inhoudelijke aanpassingen van het RMK-tool noodzakelijk.

5.1 De inbedding van de RMK-systematiek

Voor de inbedding zijn de volgende vier elementen van belang: het schaalniveau, de meegenomen factoren, de aard van de ruimtelijke planprocessen en de verhouding tot reeds bestaande afwegingssystematieken.

Voor wat betreft het schaalniveau kan onderscheid worden gemaakt tussen:

- *landelijk/regionaal niveau* - Ontwikkelen van beleidsscenario's voor de sanering van waterbodems in het kader van landelijk en regionaal beleid. Hier gaat het om het inschatten van de gevolgen van beslissingen op het gebied van waterbodemsaneringen, hoeveelheden vrijkomende specie, behoefte aan stortcapaciteit, logistiek, behalen van milieudoelstellingen, *etc.*;
- *regionaal niveau* - Planvorming en inrichting van het beheersgebied. Hoe moet er worden gesaneerd, zodanig dat daarmee kan worden voldaan aan milieudoelstellingen, ecologische en recreatieve doelstellingen en eisen aan veiligheid en bevaarbaarheid. Een andere belangrijke toepassing voor een afwegingssystematiek op dit niveau is het prioriteren van saneringslocaties;
- *lokaal niveau* - Het afwegen van saneringsvarianten waarbij rekening wordt gehouden met milieu, kosten en locatiespecifieke (veelal civieltechnische, maar ook financieel-economische) randvoorwaarden. Op dit niveau zijn er meestal niet veel geschikte alternatieven en lijkt een geformaliseerde afweging niet echt nodig.

De verkenning leidt tot de conclusie dat er op lokaal niveau geen behoefte is aan een geformaliseerde afwegingssystematiek. Op de andere twee schaalniveaus is dat wel het geval.

Het is belangrijk te kijken naar de positionering van een nieuwe afwegingssystematiek ten opzichte van reeds bestaande afwegingssystematieken. Voor de ontwikkeling van een nieuwe afwegingssystematiek dient gekeken te worden naar het draagvlak bij en de wensen van de belangrijke stakeholders in de waterbodemereld. Deze dienen bij de ontwikkeling te worden betrokken. Hierbij valt te denken aan de verschillende gremia binnen Rijkswaterstaat, regionale waterbeheerders en provincies, die daartoe een consortium zouden kunnen vormen.

5.2 Gewenste aanpassingen RMK

Gewenste aanpassingen van de bestaande RMK-systematiek ten behoeve van de waterbodempromblematiek op een nationaal of regionaal niveau bestaan uit twee categorieën, te weten:

1. aanpassing van beoordelingsfactoren;
2. uitbreiding met andere factoren.

De huidige RMK-factoren zijn zeker van belang voor de aanpak van waterbodempromblematiek. De berekening van deze factoren dient voor het gebruik bij waterbodems echter te worden aangepast. Hierbij zijn de volgende punten van belang:

- voor *risicoreductie* geldt dat een puur chemische benadering van ecologische risico's in gevallen waar natuur(ontwikkeling) een rol speelt, tekort schiet, aangezien de chemische benadering onvolledig inzicht geeft in de gevolgen van een sanering voor de natuurwaarden van een gebied. Bovendien is het belangrijk om te kijken naar de invloed op het oppervlaktewater. Kortom, de oriëntatie op blootstelling en daadwerkelijke effecten op het ecosysteem is goed, maar de benadering dient verbeterd te worden;
- bij het aspect *milieuverdiensite* geldt dat met name de gewichten van de verschillende criteria voor toepassing op waterbodems aanpassing behoeven. Dit geldt in sterke mate voor ruimtebeslag en finaal afval. Beide onderwerpen kunnen in het aspect *kosten* terugkomen, maar zijn ook relevant uit het oogpunt van milieuverdiensite. Het is niet waarschijnlijk dat in de komende tijd voldoende rendabele reinigingstechnieken zullen worden ontwikkeld om volledig hergebruik mogelijk te maken en dus blijft storten een belangrijk facet in de verwerkingsketen. De gewichten voor ruimtebeslag² en de omgang met het finaal afval zijn dus uitermate belangrijk;
- voor het aspect *kosten* is een uitbreiding mogelijk met betrekking tot het in kaart brengen van de kosten bij het niet uitvoeren van een sanering, waardoor bijvoorbeeld een watersysteem niet langer bevaarbaar is. Deze uitbreiding zou het mogelijk maken om ook de opbrengsten van een sanering inzichtelijk te maken en is wellicht relevant voor het prioriteren van locaties. Daarnaast dienen de kosten per kilogram droge stof inzichtelijk te worden gemaakt.

In tabel 16 wordt een indicatie gegeven van de factoren die binnen een afwegings-systematiek voor waterbodems op de verschillende schaalniveaus relevant kunnen zijn maar nu geen plaats hebben.

Voor een afwegingssystematiek voor waterbodems op landelijk of regionaal niveau is het vooral belangrijk om de bijdrage aan *beleids- en/of natuurdoelstellingen* inzichtelijk te maken. Daarnaast dienen de gevolgen van de verschillende inrichtingsvarianten voor *de beschikbaarheid van bergingscapaciteit* zeker een plaats te krijgen.

Tabel 16: *Indicatie van de relevantie van factoren voor afwegingssystematieken op de drie schaalniveaus voor waterbodems.*

Factor	Landelijk/regionaal	Regionaal	Lokaal
Kosten	+	+	+

² Zo is het voorstelbaar dat ruimtebeslag door storten in bijvoorbeeld IJsselooog een andere waardering heeft dan ruimtebeslag door storten op een willekeurige stortplaats, aangezien bij IJsselooog de uiteindelijke bestemming natuur en recreatie is.

Uitvoeringsduur	-	o	+
Complexiteit	-	o	+
Verwachte milieuwinst	o	o	o
Technische haalbaarheid	-	o	+
Reductie van risico's	-	o	+
Bijdrage aan natuurdoelstelling	+	o	o
Bijdrage aan beleidsdoelstelling	+	o	o
Beschikbaarheid bergingscapaciteit	+	+	+
Bestuurlijke risico's	o	+	o
Overlast omgeving	-	-	+
Veiligheid/gezondheid	-	-	+

Toelichting: - = minder relevant; o = matig relevant; + = zeer relevant.

Voor wat betreft de ruimtelijke planprocessen is de weging van de criteria voor de drie schaalniveaus zeer verschillend. De aanleiding voor ingrepen in het watersysteem en de ruimtelijke dynamiek rond de locatie bepalen in dit geval in belangrijke mate de geschiktheid van de afwegingssystematiek. Bij een natuurontwikkelingslocatie spelen bijvoorbeeld ecologische aspecten (of natuurwaarden) een grote rol, terwijl in (grote) havens tijd en toegankelijkheid van belang zijn.

Ten slotte dient er bij waterbodems aandacht te zijn voor de factoren *technische uitvoerbaarheid* en *ruimtelijke inpasbaarheid*. In de eerste categorie vallen uitvoeringsrisico en faalkans van de ingreep. In de tweede categorie vallen de bijdragen van de ingreep aan de gebruiks-, belevings- en toekomstwaarde van het gebied.

5.3 Slotconclusies

De RMK-methodiek lijkt geschikt voor afwegingen met betrekking tot de aanpak van waterbodemonverontreiniging, mits deze enkele aanpassingen en aanvullingen ondergaat. Deze benadering kan een bijdrage leveren aan het transparant maken van het besluitvormingsproces bij de keuze van saneringsvarianten voor zowel betrokkenen als derden op landelijk en regionaal niveau. Daarnaast maakt deze benadering de effectiviteit en efficiëntie van ingrepen bij waterbodems inzichtelijk.

Voor lokale problematieken is een integrale toepassing van de RMK-methodiek niet zinvol, maar bestaat er al naar gelang de aard van de problematiek wel behoefte aan de afzonderlijke modules. Daartoe zou de RMK-methodiek modulair moeten worden opgezet.

Bij de aanpassing van de bestaande methodiek dient aansluiting te worden gezocht bij de behoeftes van verschillende stakeholders binnen de waterbodemonwereld en dienen deze hierbij nauw te worden betrokken.

6. Literatuur

- Akker J.J.H. van den, L.M.M. Bakker, S.C. Bos, H.P. van Dokkum, G.C. Stefess, R.M.C. Theelen, 1997. Ecologische risicoreductie middels isolatie van stortplaatsen met verontreinigd baggerslib, deelresultaat 2: Voorbereiding proefproject, (fase 1), CUR/NOBIS, Gouda.
- Brils, J.H., F. Heinis, L.R.M. de Poorter, C. van de Guchte, C.A. Smidt en P.J. den Besten, 1998. Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems, STOWA, RIZA, Lelystad.
- Drunen M.A. van en M.H. Nijboer, 1998. Handleiding RMK-software, Amsterdam.
- Gemeente Amsterdam, 1997. Nota Verwijdering en verwerking van baggerspecie in Amsterdam 1995-2015
- Heijungs R. (eindred.), 1992. Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten (handleiding en achtergronden), Centrum voor Milieukunde, Leiden.
- Laar H.T.M. van de, H.G.A. van den Elsen, R.H.J. Korenrump, 1995. Levenscyclusanalyse en keuze saneringsmethode, POSW/Tauw Milieu bv, Deventer.
- Maas J.L., C. van de Guchte en F.C.M. Kerkum, 1992. Methodiekbeschrijvingen voor de beoordeling van verontreinigde waterbodems volgens de TRIADE-benadering, RIZA, Lelystad.
- Nijboer M.H., M.A. van Drunen, A.R. Schütte, E. Beinat, J.G.M. Koolenbrander en J.P. Okx, 1998. Het beslissingsondersteunende systeem RMK voor het beoordelen van varianten voor bodemsanering – Fase 2: Een methodiek gebaseerd op Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten, CUR/NOBIS, Gouda.
- TNO, 1999. Grond voor ruimte, saneringsvisie voor de Rijntakken (derde concept, januari 1999), Apeldoorn.
- Universiteit Twente, faculteit Civiele Technologie en Management, september 1995. Aandachtspunten voor de beoordeling van saneringsketens, Knelpunten en gevoeligheden in de ontwikkeling van een afwegingsmethode voor het Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW), RIZA, Lelystad.
- Weenk, A. en M.M.A. Ferdinandy, 1999. Beoordeling van milieu-effecten van verwerkingsketens (vierde concept), Programma Ontwikkeling Saneringsprocessen Waterbodems (POSW), RIZA, Lelystad.

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken

Levenscyclusanalyse (LCA)

Titel	LCA-aanpak volgens: "Beoordeling van milieu-effecten van verwerkingsketens" (vierde concept, augustus 1999).
Opdrachtgever	POSW
Uitvoerders	TNO/RIZA
Periode	1998-1999
Doelstelling	De ontwikkeling van een methode voor de beoordeling van milieu-effecten van verwerkingsketens voor waterbodems. De bepaling van milieu-effecten vindt plaats op het niveau van potentiële gevolgen voor de milieukwaliteit.
Resultaat	Een aangepaste LCA (levenscyclusanalyse) voor waterbodems, waarbij naast de gebruikelijke LCA-aspecten enkele specifieke aspecten voor waterbodems zijn toegevoegd (ruimtebeslag voor deponie en verwerking, grondwaterverbruik en hinder). Optioneel kan gekomen worden tot een milieukengetal, waarin alle beschouwde aspecten even zwaar meetellen.
Korte samenvatting	Er is een aangepaste LCA-methode ontwikkeld en getest voor verscheidene verwerkingstechnieken. Alle aspecten worden volgens de LCA-methode gekwantificeerd. Voor de nieuwe aspecten zijn tevens meeteenheden gedefinieerd. Hierdoor zijn milieuprofielen van verwerkingstechnieken ontstaan. Daarnaast is de methode getoetst aan twee demonstratiesaneringen van POSW. Voor het beoordelen van concrete milieugevolgen op de locaties blijkt nog geen methode voorhanden te zijn.
Commentaar	De methode is sterk vergelijkbaar met de LCA-methode. Het onderzoek levert veel informatie op over het milieuprofiel van verschillende verwerkingstechnieken. Bij de afbakening wordt expliciet vermeld dat gevallen, waarin er geen verwijderingsnoodzaak is om nautische redenen, niet kunnen worden beoordeeld met deze methode.

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken (vervolg)

Afwegingsmethode uit de saneringsvisie Rijntakken

Titel	“Grond voor ruimte, saneringsvisie voor de Rijntakken” (derde concept) TNO, januari 1999.
Opdrachtgever	Dienst Landelijk Gebied, Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Provincie Gelderland, Provincie Utrecht, Provincie Overijssel
Uitvoerder	TNO
Periode	1998-1999
Doelstelling	Ondersteuning van de keuze van inrichtingsvarianten voor projecten in de uitwaarden. De methodiek toetst niet of (primaire) doelen van inrichtingsprojecten gerealiseerd kunnen worden, maar drukt de maatschappelijke baten die gepaard gaan met het bereiken van de doelen op een kwantitatieve wijze uit. Hiervoor worden de volgende lasten en baten in kaart gebracht: energieverbruik, kosten, vermindering blootstelling en vermindering verspreiding naar andere compartimenten. De uitkomsten van deze vier aspecten worden niet geïntegreerd tot een eindscore.
Resultaat	De methode geeft per inrichtingsvariant vier scores. Twee lastensoorten worden in kaart gebracht: energieverbruik (in KJ per ton) en kosten (Dfl. per ton). Twee batensoorten worden in kaart gebracht: vermindering van de blootstelling (% t.o.v. beginsituatie) en vermindering van verspreiding van de verontreiniging (% t.o.v. de beginsituatie).
Korte samenvatting	De methode is ontwikkeld voor het kiezen van inrichtingsvarianten in de saneringsvisie voor de Rijntakken. De methode is bedoeld om eenvoudige en goed communiceerbare milieu- en risicoaspecten van inrichtingsvarianten te bepalen, die vervolgens samen met de kosten in een afwegingskader kunnen worden gebruikt. De methode is gebaseerd op het RMK-model en de LCA-methode, maar is geen één-op-één vertaling. De methode toetst niet of de doelen van de inrichtingsvarianten daadwerkelijk gerealiseerd worden, maar brengt de maatschappelijke lasten en baten in kaart. Zo wordt het energieverbruik bekeken in KJ. Voor de berekening van kosten wordt aangesloten bij de RMK-systematiek. De berekening van de vermindering van blootstelling wordt gerelateerd aan de concentratieverandering, functiewijziging en het contactoppervlak. Uiteindelijk wordt gekeken naar de procentuele afname. Tenslotte wordt de vermindering van verspreiding berekend. Hierbij wordt alleen gekeken naar de verspreiding naar het oppervlaktewater. Uiteindelijk worden de uitkomsten van de deze beoordelingsaspecten als een soort balans gepresenteerd.
Commentaar	De methode rubriceert belangrijke aspecten van de inrichtingsvarianten. Het toepassingsgebied en de bruikbaarheid van de methode zijn nog niet bekend.

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken (vervolg)

BIOCHEM

Titel	BIOCHEM
Opdrachtgever	RIZA
Uitvoerder	RIZA
Periode	1998
Doelstelling	Een afwegingskader te bieden voor planontwikkelaars bij de inrichting van het rivierengebied, zodat kansen op natuurontwikkeling en herstel van verontreinigde bodems vooraf ingeschat kunnen worden. Deze inschatting kan leiden tot het (bij)sturen van inrichtingswerk en beheer.
Resultaat	De uitkomst van het model is een synthese van verbanden tussen de belangrijkste biotische en abiotische factoren en wisselwerkingen. Het instrument biedt ondersteuning bij het maken van keuzes en het afwegen van verschillende inrichtings- en beheersscenario's.
Korte samenvatting	In het beslissingsondersteunend systeem wordt een koppeling gemaakt tussen verschillende, disciplinegerichte computermodellen uit de bodemchemie, toxicologie en ecologie.
Commentaar	De methode is specifiek gericht op de (her)inrichting van het rivierengebied.

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken (vervolg)

Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems

Titel Opdrachtgever Uitvoerder Projectteam Periode :	Ecotoxicologische risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems STOWA, RIZA AquaSense Drs. J.H. Brils, dr. F. Heinis, ir. L.R.M. de Poorter, drs. C. van de Guchte, ir. C.A. Smidt en dr. P.J. den Besten 1995 – 1997
Doelstelling	Onderzoek naar de toepasbaarheid van (onderdelen van) bestaande ecotoxicologische beoordelingssystemen in onderzoek dat door (regionale) waterkwaliteitsbeheerders in het kader van de (interim) Wet bodembescherming wordt verricht; De ontwikkeling van een ecotoxicologische beoordelingssystematiek die in verschillende fasen van het saneringstraject voor verontreinigde waterbodems kan worden ingezet.
Resultaat	Een leidraad, waarin kansrijke biologische beoordelingstechnieken worden toegepast, waarmee kan worden aangetoond of er volgens de huidige inzichten duidelijke biologische effecten zijn en een actueel ecologisch risico aantoonbaar is. Hierbij wordt erop gelet of er toxische effecten én doorvergiftigingsrisico's én negatieve effecten in het veld waarneembaar zijn.
Korte samenvatting	<p>De methode sluit aan de bij de Wbb-systematiek voor wat betreft de invulling van "sanering is urgent, tenzij". De afwezigheid van ecotoxicologische risico's kan in beeld worden gebracht door de volgende biologische beoordelingstechnieken toe te passen (de volgorde is bepaald op basis van kosteneffectiviteit):</p> <ul style="list-style-type: none">- acute lab-bioassays;- chronische lab-bioassays;- bioaccumulatie testen;- kwantitatieve veldinventarisatie;- kwalitatieve veldinventarisatie. <p>Als in één van de beoordelingstappen negatieve effecten worden waargenomen en aannemelijk gemaakt kan worden dat dit (deels) wordt veroorzaakt door de aanwezige verontreiniging(en), wordt gesteld dat er een actueel ecologisch risico aanwezig is. Als na het doorlopen van alle stappen geen verklaarbare negatieve effecten zijn waargenomen, dan wordt gesteld dat de gevalsbepalende stoffen geen actueel ecologisch risico opleveren en wordt het bevoegd gezag aanbevolen het oordeel "niet urgent" toe te kennen. Het systeem is locatiespecifiek en sluit aan bij de Wet bodembescherming. Toepassing in de praktijk zal moeten aantonen in hoeverre het bevoegd gezag met een dergelijke benadering omgaat. De geselecteerde beoordelingstechnieken leveren complementaire informatie over de biologische beschikbaarheid en over de gecombineerde werking van alle aanwezige verontreinigingen en dus niet over een beperkt aantal chemische (geanalyseerde) stoffen.</p>
Commentaar	De eerste indruk is dat deze systematiek aansluit bij het "locatiespecifiek denken" en dat een dergelijke benadering ook toepasbaar is voor c.q. geschikt gemaakt kan worden voor landbodems.

Bijlage 1: Factsheets afwegingssystematieken (vervolg)

RMK

Titel	Het beslissingsondersteunende systeem RMK (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten) voor het beoordelen van varianten voor bodemsanering
Opdrachtgevers en uitvoerders	Berenschot Osborne, Instituut voor Milieuvraagstukken, Ministerie van VROM, NITG-TNO, Gemeentelijk Havenbedrijf Rotterdam, Provincie Gelderland, Schelwald-Van der Kley, Shell International Oil Products, Tauw Milieu, TNO-MEP
Periode	1996 – 1999
Doelstelling	RMK biedt een operationeel beoordelingskader voor het afwegen van (land)bodemsaneringsvarianten op basis van risicoreductie, milieuverdienste en kosten.
Resultaat	Een RMK-beoordeling geeft drie uitkomsten: risicoreductie, milieuverdienste en kosten. Dit geeft een kader voor het afwegen van saneringsvarianten.
Korte samenvatting	<p>RMK is een beslissingsondersteunend systeem, dat bodemsaneringsvarianten evalueert, vergelijkt en ordent op basis van risicoreductie, milieuverdienste en kosten.</p> <p>Risicoreductie berekent de blootstelling ten gevolge van de bodemverontreiniging voor, tijdens en na sanering op de locatie voor mensen en ecosysteem. Risicoreductie sluit nauw aan bij een risicobenadering voor saneringen;</p> <p>Milieuverdienste beschouwt de relevante milieugevolgen van een sanering, zodat een beeld van het milieurendement van de saneringsoperatie ontstaat. Hierbij worden opbrengsten (schone grond, schoon grondwater en voorkomen toekomstige verontreiniging) en kosten (gebruik grond, gebruik grondwater, energiegebruik, luchtmissies, oppervlaktewatermissies, finaal afval en ruimtebeslag) voor het milieu meegenomen;</p> <p>Kosten rubriceert alle kosten. De totale kosten worden berekend met een gewenste disconteringsvoet. Tevens is het mogelijk een onzekerheidsmarge in de verschillende kostenposten mee te nemen.</p>
Commentaar	RMK is specifiek ontwikkeld voor landbodems en is reeds vele malen toegepast.

Bijlage 2: Invoergegevens RMK Elburg

Bijlage 2: Invoergegevens RMK Elburg

1. Risicoreductie Elburg

De risicoreductie is alleen afgeleid voor ecologische risico's, omdat het ecosysteem het belangrijkste bedreigde object op de locatie is. De ecologische risico's zijn afgeleid op basis van HC50-waarden en een ETX-tabel. De beoordeling is niet specifiek gericht op aquatische organismen. Het gebied wordt beschouwd als "landelijk gebied". Bij de beoordeling is ervan uitgegaan dat de gehele locatie (45.000 m²) verontreinigd is. De gemeten gehalten zijn omgerekend naar een risico-index (HC50 = 1). De risico-indices die als invoer zijn gebruikt zijn:

PAK	0,64
Zink	0,84
Koper	0,24
Minerale olie	0,28

Variant 1: Niets doen

Invoer: de invoer is gelijk aan de gegevens bij "huidig situatie".

Varianten 2 t/m 5: Verwijdering

Bij elk van deze varianten wordt de verontreiniging (baggerslib) verwijderd. In totaal blijft er 400 ton achter. Dit is 0,6 % van de gehele verontreiniging. Er wordt aangenomen dat de risico's evenredig afnemen.

2. Milieuverdiensite Elburg

Ten behoeve van de RMK-beoordeling (schone grond door sanering, A1) zijn vier stoffen geselecteerd die bepalend zijn voor de verontreinigingsgraad van de baggerspecie (zie onderstaande tabel).

Stof	Concentratie (mg.kg ds)	STI overschrijding
PAK	12	> streefwaarde
Zink	257	> toetsingswaarde
Minerale olie	500	> streefwaarde
Koper	21	> streefwaarde

Bij de RMK-beoordeling is uitgegaan van de berekende gemiddelde baggerspeciesamenstelling en het gemiddelde humuspercentage (6 %) uit H.T.M. van de Laar *et al.*, 1995. Het gemiddelde lutumpercentage (3 %) is berekend op basis van het Nader Bodemonderzoek.

Er is 66.900 ton bagger aanwezig in de haven, bestaande uit:

- 36.900 ton ds
- 30.000 ton water
- 400 ton achterblijvende bagger na uitvoering baggerwerkzaamheden.

Aangenomen wordt dat bij de verschillende varianten 400 ton verontreinigde bagger zal achterblijven op de locatie met dezelfde verontreinigingsgraad als voor de sanering.

De onderdelen die betrekking hebben op grondwaterverontreiniging (A2 en A3) zijn buiten beschouwing gelaten.

Bijlage 2: Invoergegevens RMK Elburg (vervolg)

De uitwerking van het onderdeel milieuverdienste voor de verschillende varianten is nu als volgt.

Variant 1: Niets doen

Bij deze variant wordt niet ingegrepen in de verontreinigingssituatie. De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A1 schone grond door sanering;
- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A4 verlies aan grond;
- A5 verlies aan grondwater;
- A6/7 energiegebruik en luchtmissies;
- A9 finaal afval.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdienste.

A8 oppervlaktewateremissies

Er vindt overdracht van verontreiniging tussen de verontreinigde baggerspecie en het oppervlaktewater plaats. Het is echter onbekend in welke mate dit plaatsvindt. Dit is daarom niet meegenomen in de berekening van de milieuverdienste.

A10 ruimtebeslag

In werkelijkheid wordt de locatie door niets te doen, dat wil zeggen door niet te baggeren, op den duur gedeeltelijk of geheel ongeschikt voor het geplande gebruik. Het oppervlak van de locatie wordt beschouwd als ruimte die niet kan worden gebruikt voor andere activiteiten.

Variant 2: Baggeren en storten

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A1 schone grond door sanering;
- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A4 verlies aan grond;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdienste.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

De grond wordt gebaggerd en met behulp van vrachtwagens naar de stortplaats vervoerd. Hiervoor gelden de volgende aannames:

Baggeren: 66.900 ton (ds + water)

Diesel gebruik: 100.000 liter

Het energiegebruik en de luchtmissies ten gevolge van het transport van de baggerspecie worden door het spreadsheet berekend.

A8 oppervlaktewateremissies

Er vindt overdracht van verontreiniging tussen de verontreinigde baggerspecie en het oppervlaktewater plaats. Het is echter onbekend in welke mate dit plaatsvindt. Dit is daarom niet meegenomen in de berekening van de milieuverdienste.

A9 finaal afval

De volledige hoeveelheid bagger wordt zonder bewerking gestort. Deze hoeveelheid is 71.000 m³.

A10 ruimtebeslag

De saneringsduur is 50 werkdagen = 0,14 jaar. Tijdens de sanering is de locatie ontoegankelijk. Het oppervlak van de locatie = 45.000 m². Deze beide grootheden kunnen ingevoerd worden.

Bijlage 2: Invoergegevens RMK Elburg (vervolg)

Variant 3: Baggeren en landfarming

A1 schone grond door sanering

Het verontreinigde slib wordt via landfarming gereinigd. Er blijft 400 ton achter. Het achtergebleven slib heeft dezelfde samenstelling als het gebaggerde deel. Deze 400 ton wordt ingevoerd bij A1 als eindwaarde.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A4 verlies aan grond;
- A5 verlies aan grondwater;
- A9 finaal afval.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdiensite.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

Baggeren: zie variant 2.

Voor het transport per boot zijn de aannames van de LCA gebruikt (zie: H.T.M. van de Laar *et al.*, 1995).

A8 oppervlaktewatermissies

Er vindt overdracht van verontreiniging tussen de verontreinigde baggerspecie en het oppervlaktewater plaats. Het is echter onbekend in welke mate dit plaatsvindt. Dit is daarom niet meegenomen in de berekening van de milieuverdiensite.

A10 ruimtebeslag

Fase (baggerwerkzaamheden): zie variant 2

Fase 2: landfarming: duur: 2,5 jaar; oppervlak: 140.000 m².

Variant 4: Baggeren, scheiden, stort verontreinigd deel

A1 schone grond door sanering

Het verontreinigde deel bestaat voor 80 % uit droge stof en bestaat uit totaal 10.800 ton droge stof en 2700 ton water. Omgerekend levert dit een volume van 14.300 m³ aan verontreinigde grond. De rest kan worden hergebruikt. De eindwaarde van de verontreiniging is 14.300 m³ die wordt gestort en 400 m³ achterblijvende bagger, totaal 14.700 m³.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A4 verlies aan grond;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdiensite.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

Baggeren: zie variant 2.

Voor het transport per boot en de overige processen zijn de aannames van de LCA gebruikt (zie: H.T.M. van de Laar *et al.*, 1995).

A8 oppervlaktewatermissies

Er vindt overdracht van verontreiniging tussen de verontreinigde baggerspecie en het oppervlaktewater plaats. Het is echter onbekend in welke mate dit plaatsvindt. Dit is daarom niet meegenomen in de berekening van de milieuverdiensite.

A9 finaal afval

Bijlage 2: Invoergegevens RMK Elburg (vervolg)

Het te storten deel vormt afval (zie berekening A1); 14.300 m³.

A10 ruimtebeslag

Zie variant 2.

Variant 5: Baggeren, scheiden, thermisch verwerken

A1 schone grond door sanering

Al het "ontgraven" slib wordt gereinigd. Er blijft 400 ton ds achter op de waterbodem. Deze hoeveelheid wordt ingevoerd bij A1 als eindwaarde.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A4 verlies aan grond;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdiensite.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

Baggeren: zie variant 2.

Voor het transport per boot en de overige processen zijn de aannames van de LCA gebruikt (zie: H.T.M. van de Laar *et al.*, 1995).

A8 oppervlaktewateremissies

Er vindt overdracht van verontreiniging tussen de verontreinigde baggerspecie en het oppervlaktewater plaats. Het is echter onbekend in welke mate dit plaatsvindt. Dit is daarom niet meegenomen in de berekening van de milieuverdiensite.

A9 finaal afval

Zie variant 4.

A10 ruimtebeslag

Zie variant 2.

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Ilperveld

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Ilperveld

De invoer is gebaseerd op gegevens uit het NOBIS-project Ilperveld (code 97-1-21). De locatie bestaat uit zowel waterbodem als landbodem. De locatie heeft aquatisch en terrestrische ecologische waarden. Daarnaast is er sprake van een recreatieve functie (kanovaart en schaatsen).

De verontreinigde oppervlakte, waarvan is uitgegaan, is gebaseerd op het gedeelte van het Ilperveld, waarop het NOBIS-onderzoek betrekking heeft, te weten:

- waterbodem: 6 km x 3 m = 18.000 m²;
- landbodem: 275 x 150 m = 41.000 m².

Het freatisch grondwater bevindt zich op 0,1 - 0,2 m-mv.

1. Risicoreductie

De RMK-beoordeling is gebaseerd op het gevoeligste gebruik, namelijk natuurgebied. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de waterbodem en de landbodem. De humane risico's worden niet bij de beoordeling betrokken. De sulfaatconcentratie in het slootwater overschrijdt de veedrinknorm. Dit is niet meegenomen bij de beoordeling omdat er niet volledig wordt gesaneerd en dus de kwaliteit niet verandert. Voor vee worden bovendien de LAC-waarden overschreden. Deze risico's zijn verwerkt bij "overige objecten".

Huidige situatie

De invoergegevens met betrekking tot stoffen, concentraties en de risico-index voor de functie natuurgebied zijn weergegeven in de onderstaande tabel.

Stof	Concentratie (mg/kg)	HC50 specifiek	Risico-index
Landbodem			
Zink	14.000	327	1,98
Koper	1.850	98	1,94
Lood	2.000	192	1,86
Waterbodem			
Zink	710	705	1,00
Koper	180	219	0,09
Lood	365	321	1,04

De risico-index is berekend door middel van een ETX-tabel. Voor een uitvoerige beschrijving wordt verwezen naar M.H. Nijboer *et al.*, 1998.

Overige objecten

In de volgende tabel wordt gekeken naar de gevoeligheid van schapen en koeien voor de verschillende stoffen.

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Iperveld (vervolg)

	Schaap	Koe
Lood:		
- inname	3,5 mg/kg/dag	1,04 mg/kg/dag
- geschatte maximaal toelaatbaar Risico	0,5 mg/kg/dag	0,5 mg/kg/dag
- risico-index	7	2,1 mg/kg/dag
Zink:		
- inname	40 mg/kg/dag	14 mg/kg/dag
- geschatte maximaal toelaatbaar risico	15 mg/kg/dag	hoger dan 15 mg/kg/dag
- risico-index	2,7	verwaarloosbaar
Koper:		
- inname	4,5 mg/kg/dag	1,6mg/kg/dag
- geschatte maximaal toelaatbaar risico	10 mg/kg/dag	hoger dan 10mg/kg/dag
- risico-index	verwaarloosbaar	verwaarloosbaar

Er wordt van uitgegaan dat de helft van de oppervlakte gebruikt wordt voor schapen en de andere helft door koeien. De risico's worden berekend voor 2 koeien en 4 schapen.

Variant 1: Multifunctioneel

Fasering

De start van de sanering wordt gesteld op tijdstip 0. De duur van de sanering is 2,2 jaar: twee jaar voor de landbodem en 10 weken voor het baggeren. Bij een totale periode van 30 jaar (een tijdsduur die RMK als uitgangspunt hanteert) is er dan nog 27,8 jaar over na de sanering.

Ecosysteem

De landbodem wordt volledig gesaneerd (multifunctioneel). De watergangen worden nautisch gebaggerd. Het doel is niet in de eerste plaats het volledig schoonmaken van de waterbodem, maar het bevaarbaar houden van de watergangen, waarbij verontreinigd slib vrij komt. De waterbodem blijft dan ook verontreinigd nadat de sanering is uitgevoerd. De variant is theoretisch. Na de sanering van de land- en waterbodem blijft alleen een grote watervlakte over, want aanvulling met schone grond is praktisch niet realiseerbaar.

Invoer:

Gedurende sanering: blootstelling is gelijk aan "huidig";
Na sanering: blootstelling landbodem nihil;
blootstelling waterbodem gelijk aan "huidig".

Overige objecten

Na de sanering is geen verontreiniging meer aanwezig op de landbodem.

Variant 2: IBC

Fasering

Uitvoering sanering: 0,2 jaar;
Periode na sanering: 29,8 jaar.

Ecosysteem

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Ilperveld (vervolg)

Ter plaatse van de landbodemverontreiniging wordt een leeflaag aangebracht. Bij het beoordelen van de ecologische risico's wordt de bovenste 1,5 meter beschouwd. Het risico ter plaatse van de landbodems wordt volledig weggenomen. De waterbodem wordt nautisch gebaggerd en blijft dus verontreinigd.

Overige objecten

Voor het vee op de locatie wordt de blootstelling volledig gereduceerd. Het gewas wortelt alleen in de opgebrachte laag, waardoor niet langer verontreinigingen door het gewas worden opgenomen.

Variant 3: NOBIS

Fasering

Uitvoering sanering: 2,2 jaar;

Periode na sanering: 27,8 jaar.

Ecosysteem

De waterbodem wordt nautisch gebaggerd, waardoor verontreinigingen achterblijven.

De landbodemverontreiniging wordt niet gesaneerd. Het baggerslib wordt op de landbodem aangebracht. De risico's worden berekend op basis van een gemiddelde concentratie in de bovenste 1,5 meter, dit is de zone die als relevant wordt beschouwd voor blootstellingsrisico's.

Invoer:

Gedurende sanering: blootstelling is gelijk aan " huidig";

Na sanering: blootstelling waterbodem gelijk aan " huidig";

blootstelling landbodem: zie hierna.

Oppervlakte land = 41.000 m²; slib = 11.000 m³; dikte: = 0,27 m (theoretische dikte van de sliblaag, die uiteindelijk overblijft na inklinken).

De concentraties zijn berekend op basis van de verhouding slib en landbodem in 1,5 meter. Hieruit is het aantal onbeschermde soorten berekend:

zink 1,98 risico-index;

lood 1,86 risico-index;

koper 1,92 risico-index.

Dit leidt tot een overschatting van de risico's, aangezien door de hoge grondwaterstand (0,2 m-mv) de restverontreiniging onder de grondwaterspiegel minder relevant is.

Overige objecten

Voor het vee is alleen de wortelzone relevant. Voor de berekening van de blootstelling wordt dus de concentratie in de baggerspecie gebruikt.

2. Milieuverdienste

Huidige bodemverontreiniging (A1)

Bij de landbodem is een humus- en lutumpercentage gehanteerd van 3 %. De analytisch bepaalde percentages lopen met name voor humus sterk uiteen. De RMK-beoordeling is uitgevoerd voor de laagste humus- en lutumpercentages. Voor de waterbodem lopen de percentages minder uiteen. Als humuspercentage is 30 % gehanteerd, als lutumpercentage 14 %.

In de volgende tabel is de verontreinigingssituatie, waarvan is uitgegaan, weergegeven.

Stof	Concentratie	Verontreinigd volume
------	--------------	----------------------

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Ilperveld (vervolg)

	(mg/kg)	(m ³)
Landbodem		
Zink	14.000	200.000
Koper	1.850	200.000
Lood	2.000	200.000
Waterbodem		
Zink	710	10.000
Koper	180	10.000
Lood	365	10.000

Verder zijn de volgende aannames gedaan:

- pakketdikte grondwater: circa 5,0 meter;
- oppervlakte landbodem: 41.000 m²;
- oppervlakte waterbodem: 18.000 m²;
- totale verontreinigde oppervlakte: 41.000 + 18.000 = 59.000 m²;
- volume grondwater: 118.000 m³.

Variant 1: Multifunctioneel

De landbodem wordt volledig ontgraven en afgevoerd. De doelstelling van het baggeren is de bevaarbaarheid herstellen. Het slib wordt alleen ontgraven om nautische redenen en er blijft dus verontreinigd slib achter.

A1 Schone grond door sanering

Bij het bepalen van de verwerking van baggerspecie wordt voornamelijk gekeken naar de grootte van de zandfractie (materiaal > 63 µm). Vuistregel is dat bij meer dan 50 % van deze fractie het terugwinnen van zand interessant kan zijn. De fractie > 63µm van slib dat in het kader van het NOBIS-project uit de watergangen in het Ilperveld is verwijderd, varieert van 7 tot 20 %. Zandscheiding is in dit geval niet zinvol, zodat voor de verwerking van de baggerspecie gekozen zal worden voor storten.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdienste.

A4 verlies aan grond

De ontgraving wordt aangevuld met schone grond.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

De gegevens kunnen gewoon worden ingevoerd in de spreadsheets.

Invoer bij punt 1: aantal tonnen ontgraven.

Bijlage 3: Invoergegevens RMK Ilperveld (vervolg)

A8 oppervlaktewateremissies

Bij het ontgraven van de verontreinigde baggerspecie en de verontreinigde grond kunnen in de aangrenzende watergangen slibschermen worden geplaatst, waardoor de verspreiding van verontreinigd zwevend stof wordt tegengegaan.

A9 finaal afval

De volledige hoeveelheid ontgraven grond wordt gestort, omdat scheiding niet zinvol is.

A10 ruimtebeslag

Gedurende de sanering is de locatie ontoegankelijk. Dit geldt zowel voor de landbodem als voor de watergangen. De saneringsduur is 2 jaar voor de landbodem en 0,2 jaar voor de waterbodem. De ontgraven grond wordt gestort zonder voorbereiding.

Variant 2: IBC

A1 schone grond door sanering

De watergangen worden om nautische redenen gebaggerd. Dit betekent dat de baggerspecie tot een bepaalde diepte wordt verwijderd en dat beneden deze diepte verontreinigde baggerspecie achterblijft. Ten aanzien van de stortplaats wordt er bij de IBC-variant van uitgegaan dat de blootstellingsrisico's worden tegengegaan door een traditionele leeflaag van circa 1 m schoon zand aan te brengen. Om dezelfde redenen als bij variant 1 wordt de baggerspecie niet gereinigd.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdienste.

A4 verlies aan grond

Op de landbodem wordt een afdeklaag van schone grond aangebracht. Er is uitgegaan van een afdeklaag van 1 meter over de gehele locatie met een oppervlakte van 41.000 m². Hiervoor is in totaal = 41.000 m³ schone grond nodig.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

De gegevens kunnen gewoon in de spreadsheet ingevoerd worden.

A8 oppervlaktewateremissies

Zie variant 1.

A9 finaal afval

Volledige hoeveelheid wordt gestort, totaal 10.000 m³.

A10 ruimtebeslag

Fase 1: sanering waterbodem en landbodem;

Duur: 0,2 jaar (de sloten zijn ontoegankelijk).

Invoer: 59.000 m²;

Tijdsduur: 29,8 jaar.

Variant 3: NOBIS

A1 schone grond door sanering

Bijlage 3: Invoergegevens RMK IJperveld (vervolg)

Binnen NOBIS-kader is nagegaan of de twee genoemde problemen in het IJperveld (de onafgedekte stortplaatsen en de dichtgeslibde, verontreinigde watergangen) integraal en gebiedsgericht opgelost kunnen worden. De verontreinigde bagger wordt gebruikt als afdeklaag voor de stortplaatsen. Onderzocht is of op deze manier een goed functionerend (eco)systeem kan ontstaan op de afgedekte stortplaatsen en in de watergangen. Hierbij is gekeken naar wat er gebeurt als de baggerspecie op de kant wordt gezet. Uit dit onderzoek bleek dat de verontreinigingen nauwelijks uitlogen. Daarnaast was de biologische beschikbaarheid van de verontreiniging gering.

De beginwaarde is gelijk of vrijwel gelijk aan de eindwaarde bij de volgende aspecten:

- A2 schoon grondwater door sanering;
- A3 voorkomen verontreiniging grondwater;
- A5 verlies aan grondwater.

Deze aspecten scoren dus nul binnen milieuverdienste.

A4 verlies aan grond

De stortplaatsen worden afgedekt met verontreinigde baggerspecie uit de watergangen. Deze specie is minder sterk verontreinigd dan de toplaag van de stortplaats.

A6/7 energiegebruik en luchtmissies

De gegevens kunnen direct in de spreadsheets worden ingevoerd.

A8 oppervlaktewateremissies

Zie variant 1.

A9 finaal afval

Er is geen sprake van finaal afval.

A10 ruimtebeslag

De landbodem moet nadat het baggerslib is opgebracht twee jaar herstellen. De landbodem is gedurende deze twee jaar niet bruikbaar. De watergangen zijn na de ingreep weer bevaarbaar.

Bijlage 4: Invoergegevens Rijntakken Iperveld

Bijlage 4: Invoergegevens Rijntakken Iperveld

Vermindering blootstelling

De volgende berekening wordt gehanteerd:

Blootstelling = (concentratie/acceptabel risiconiveau) × oppervlak.

In tabel 1 zijn de concentraties, acceptabele risiconiveau, het oppervlak en de blootstelling weergegeven. Voor het acceptabel risiconiveau is gebruik gemaakt van de HC50.

Tabel 1: Concentraties, oppervlak en berekende blootstelling.

Stof	Concentratie	Acceptabel risiconiveau	Verontreinigd oppervlak (m ²)	Blootstelling
Landbodem				
Zink	14.000	720	41.000	8,0 ^E 5
Koper	1.850	190	41.000	4,0 ^E 5
Lood	2.000	290	41.000	2,8 ^E 5
Waterbodem				
Zink	710	720	18.000	1,8 ^E 4
Koper	180	190	18.000	1,7 ^E 4
Lood	365	290	18.000	2,3 ^E 4
Totaal				1,5 ^E 6

Variante 1: Multifunctioneel

De landbodem wordt volledig ontgraven. De sliblaag wordt gebaggerd met een nautische doelstelling. Het slib wordt verwijderd, maar de waterbodem blijft verontreinigd. In tabel 2 is weergegeven wat de begin- en eindsituatie is en het verschil (δ) hiertussen (in %). De blootstelling ter plaatse van de landbodem wordt volledig weggenomen.

Ter plaatse van de waterbodem wordt weliswaar slib ontgraven, maar doordat de verontreinigde waterbodem niet volledig wordt ontgraven, vindt geen risicoreductie plaats. De blootstelling is in de beginsituatie gelijk aan de situatie na de sanering.

Tabel 2: Blootstellingsreductie land- en waterbodem MF-variant.

Verontreiniging	Blootstelling Beginsituatie (100 %)	Blootstelling Eindsituatie	δ (%)
Landbodem			
Zink	8,0 ^E 5	0	
Koper	4,0 ^E 5	0	
Lood	2,8 ^E 5	0	
Waterbodem			
Zink	1,8 ^E 4	1,8 ^E 4	
Koper	1,7 ^E 4	1,7 ^E 4	
Lood	2,3 ^E 4	2,3 ^E 4	
Totaal	1,5 ^E 6	5,8 ^E 4	96 %

Bijlage 4: Invoergegevens Rijntakken Iperveld (vervolg)

Variant 2: IBC

De watergangen worden gebaggerd tot nautische diepte. De landbodem wordt afgedekt met een afdeklaag van 1 meter dik. Voor de beschouwing van het ecologisch risico wordt de gemiddelde concentratie in de bovenste 1,5 meter genomen. Dit is hetzelfde uitgangspunt als bij RMK. De situatie is voor de waterbodem gelijk aan de multifunctionele variant (slib verwijderen, maar waterbodem blijft verontreinigd). De resultaten met betrekking tot vermindering van de blootstelling worden gegeven in de tabel 3.

Tabel 3: Blootstellingsreductie land- en waterbodem IBC-variant.

Verontreiniging	Blootstelling Beginsituatie (100 %)	Blootstelling Eindsituatie	δ (%)
Landbodem			
Zink	8,0 ^{E5}	2,7 ^{E5}	
Koper	4,0 ^{E5}	1,3 ^{E5}	
Lood	2,8 ^{E5}	9,3 ^{E4}	
Waterbodem			
Zink	1,8 ^{E4}	1,8 ^{E4}	
Koper	1,7 ^{E4}	1,7 ^{E4}	
Lood	2,3 ^{E4}	2,3 ^{E4}	
Totaal	1,5 ^{E6}	5,5 ^{E5}	63 %

Variant 3: NOBIS

De watergangen worden gebaggerd tot nautische diepte, waarna deze bagger op de landbodem wordt gebracht. Berekend is dat een laag wordt opgebracht waarvan uiteindelijk ongeveer 0,3 meter overblijft. Deze laag heeft een lagere verontreinigingsgraad dan de landbodem. Het opbrengen van de laag heeft dus risicoreductie tot gevolg. Opnieuw wordt echter gerekend met de gemiddelde concentratie in de bovenste 1,5 m.

De situatie ter plaatse van de waterbodem is gelijk aan varianten 1 en 2 (zie tabel 4).

Tabel 4: Blootstellingsreductie land- en waterbodem NOBIS-variant.

Verontreiniging	Beginsituatie (100 %)	Eindsituatie	δ (%)
Zink	8,0 ^{E5}	6,5 ^{E5}	
Koper	4,0 ^{E5}	3,2 ^{E5}	
Lood	2,8 ^{E5}	2,0 ^{E5}	
Waterbodem			
Zink	1,8 ^{E4}	1,8 ^{E4}	
Koper	1,7 ^{E4}	1,7 ^{E4}	
Lood	2,3 ^{E4}	2,3 ^{E4}	
Totaal	1,5 ^{E6}	1,2 ^{E6}	18 %

Bijlage 5: Aanbiedingsbrief enquête afwegingssystematieken waterbodems

Bijlage 5: Aanbiedingsbrief enquête afwegingssystematieken waterbodems

Geachte heer/ mevrouw.....,

Algemeen wordt in Nederland onderkend dat de problematiek van verontreinigde waterbodems van grote omvang is. Vaak wordt men geconfronteerd met een verontreinigde waterbodems als een watergang, haven of plas om nautische redenen moet worden gebaggerd. Daarnaast wordt men ook in toenemende mate geconfronteerd met verontreinigde waterbodems bij grondverzet in het kader van natuurontwikkeling of veiligheid bij de waterafvoer. Dit speelt niet alleen voor de grote rivieren, maar ook bij kleinere beken. In veel van deze gevallen concentreert het probleem zich op de bestemming van de baggerspecie. In algemene zin geldt dat oplossingen voor de waterbodempromatiek een duurzaam karakter dienen te hebben. Dit vraagt om een afweging waarin de inzet van middelen op effectiviteit en efficiëntie vanuit een integraal kader worden getoetst. Het spreekt vanzelf dat milieuhygiënische overwegingen in deze afweging eveneens een rol spelen.

Voor het integraal afwegen van middelen, risico's en efficiëntie zijn voor (land)bodemsaneringsvarianten reeds beslissingsondersteunende middelen ontwikkeld. Deze methodieken zijn gebaseerd op het gedachtengoed dat het wenselijk (en mogelijk) is een optimale saneringsvariant te kiezen onder afweging van relevante belangen zoals bijvoorbeeld risico's, milieuverdienste en kosten in het geval van de RMK-methodiek.

Binnen waterbodems zou een soortgelijk beslissingsondersteunend middel of gedachtengoed wellicht een meerwaarde kunnen vervullen bij het afwegen van verschillende verwerkings-, inrichtings- of saneringsvarianten vanuit een integraal perspectief.

De huidige afwegingssystematieken die zijn ontwikkeld voor landbodems zijn niet één op één toepasbaar voor waterbodems. In opdracht van PGBO (Programma Geïntegreerd Bodemonderzoek) verrichten Tauw en TNO-MEP een onderzoek naar de wenselijkheid van de toepassing van een formele afwegingssystematiek voor waterbodems.

In dit onderzoek worden interviews gehouden met mensen die zich in de waterbodems wereld bezig houden met de afweging van sanerings-, inrichtings- en verwerkingsvarianten. Daarnaast wordt onder een bredere groep betrokkenen de voorliggende schriftelijke enquête gehouden en worden twee afwegingssystematieken die zijn ontwikkeld voor landbodems, toegepast op twee waterbodems cases, te weten het IJperveld in Noord-Holland en de haven te Elburg. De resultaten van de enquêtes, de interviews en de casestudies vormen de basis voor een workshop waarin de het uitwisselen en het uitdragen van een visie op het toepassen van een formele afwegingssystematiek centraal zal staan.

Wij achten uw visie op het gebruik van afwegingssystematieken en uw kennis en ervaring op het gebied van het afwegen van alternatieven bij de aanpak van verontreinigde waterbodems belangrijk voor het beantwoorden van de vraag of en zo ja, hoe een afwegingssystematiek kan bijdragen aan een weloverwogen keuze voor sanerings-, verwerkings- en/of inrichtingsvarianten. Wij vragen u daarom om enige tijd (circa 15 minuten) te besteden aan het invullen van de bijgevoegde enquête en deze te retourneren aan het projectteam.

Indien u belangstelling heeft om de workshop bij te wonen kunt u dit kenbaar maken op het enquêteformulier. Het aantal deelnemers aan de workshop zal beperkt zijn tot maximaal 20 personen. Op het enquêteformulier kunt u tevens aangeven of u de eindrapportage van deze studie wilt ontvangen.

Als u zich niet (meer) bezig houdt met de afwegen van verwerkings-, sanerings- of inrichtingsvarianten bij de aanpak van verontreinigde waterbodems en u kent een collega die zich er op dit moment wel mee bezig houdt, zou u deze enquête dan door kunnen geven aan de betreffende collega?

Bijlage 5: Aanbiedingsbrief enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

Als u vragen heeft over deze enquête dan kunt u contact opnemen met Jan Joziasse (055-549 39 57), of met Matthijs Nijboer van Tauw (0570-69 96 27). Ik ben zelf tot 14 mei a.s. afwezig. De ingevulde enquêteformulieren kunt u per post of per fax terugsturen naar het onderstaande adres

Namens het projectteam dank ik u voor uw medewerking,

ondertekend:

Marc Hoogerwerf
Afdeling Milieukwaliteit en Analyse
TNO-MEP

Postbus 342
7300 AH Apeldoorn
Fax: 055 - 549 32 52

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems

Naam:

Instelling:.....

Afdeling:

Postadres:.....

Postcode + Woonplaats:.....

Telefoon:

Telefax:

E-mail:

- Heeft belangstelling voor het bijwonen van de workshop “Afwegingssystematieken Waterbodems”
 - Heeft **geen** belangstelling voor het bijwonen van de workshop maar ontvangt graag het verslag
 - Wenst graag de eindrapportage te ontvangen
(aankruisen wat van toepassing is)
-

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

Huidige afwegingssystematiek

Bij welke werkzaamheden moet u een afweging maken tussen verschillende varianten voor de aanpak of verwerking van verontreinigde waterbodems?

- Onderhoud (nautisch)
- Onderhoud (veiligheid/waterafvoer)
- Sanering om milieutechnische redenen
- Aanleg natuurvriendelijke oevers
- Grootschalige natuurontwikkelingsprojecten
- Overige, nl.....

.....
.....
.....
.....
.....
.....

Met welke frequentie maakt u dit soort afwegingen?

- 1 x per jaar
- 1 x per half jaar
- 1 x per maand

Anders,

nl.....
.....
.....

Als afwegingssystematieken worden onderverdeeld in formele (d.w.z. de mee te wegen factoren zijn vooraf bekend, bijvoorbeeld op basis van een vastgestelde checklist) en informele (per geval wordt tijdens het afwegen bepaald welke factoren van belang zouden kunnen zijn) systematieken, hoe kenmerkt u dan de door u gehanteerde systematiek?

Formeel

Informeel

Als er sprake is van een formele afwegingssystematiek, geef dan een literatuurverwijzing naar de beschrijving van de gevolgde systematiek (Auteur, Instelling, Titel, Jaartal):

.....
.....
.....
.....

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

.....
.....

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

Geef een overzicht van de factoren die een rol spelen in uw huidige afwegingssystematiek door ze in het volgende overzicht aan te vinken en ontbrekende factoren toe te voegen. Geef bij de verschillende factoren aan of ze in uw afweging kwantitatief (bijvoorbeeld door het toekennen van scores) danwel kwalitatief worden beoordeeld.

Factor	Kwantitatief	Kwalitatief
Kosten		
Uitvoeringsduur		
Complexiteit		
Verwachte milieuwinst		
Technische haalbaarheid		
Reductie van risico's (contact, verspreiding,..)		
Beschikbaar materieel en menskracht		
Natuurdoelstellingen		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		

Welke knelpunten ervaart u bij het gebruik van uw huidige afwegingssystematiek?

Welke van deze knelpunten moeten volgens u met prioriteit worden opgeheven door een toekomstige afwegingssystematiek?

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

.....
.....

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

Toekomstige afwegingssystematiek

In een afwegingssystematiek worden relevante factoren gekwantificeerd en/of voorzien van een relatieve score zodat de verschillende varianten naast elkaar kunnen worden beoordeeld op basis van hun score op de individuele factoren en (indien mogelijk) op basis van een geïntegreerde afweging van factoren in de vorm van een eindscore.

Vink in de onderstaande tabel aan welke factoren volgens u kunnen worden gekwantificeerd en welke alleen kwalitatief kunnen worden gebruikt in een afwegingssystematiek voor waterbodems.

Factor	Te kwantificeren	Kwalitatief
Kosten		
Uitvoeringsduur		
Complexiteit		
Verwachte milieuwinst		
Technische haalbaarheid		
Reductie van risico's (contact, verspreiding,..)		
Beschikbaar materieel en menskracht		
Natuurdoelstellingen		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		
.....		

Bij toepassing afwegingssystematieken die zijn ontwikkeld voor landbodems op cases met verontreinigde waterbodems lijkt het er op dat sommige factoren die voor landbodems wel onderscheidend zijn, dit niet zijn bij het afwegen van saneringsvarianten voor waterbodems. Geef aan voor welke factoren u verwacht dat ze niet of nauwelijks onderscheidend zijn bij het afwegen van varianten.

Bijlage 6: Enquête afwegingssystematieken waterbodems (vervolg)

Factor	Niet onderscheidend
Kosten	
Uitvoeringsduur	
Complexiteit	
Verwachte milieuwinst	
Technische haalbaarheid	
Reductie van risico's (contact, verspreiding,..)	
Beschikbaar materieel en menskracht	
Natuurdoelstellingen	
.....	
.....	
.....	
.....	
.....	
.....	
.....	
.....	
.....	

Welke kansen ziet u voor de ontwikkeling van een afwegingssystematiek voor waterbodems?

.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

Welke bedreigingen verwacht u voor de ontwikkeling van een afwegingssystematiek voor waterbodems?

.....
.....
.....
.....
.....

Bijlage 7: Geïnterviewden en respondenten enquête

Bijlage 7: Geïnterviewden en respondenten enquête

Geïnterviewden:

RIZA, mevr. M.M.A. Ferdinandy
Waterschap Regge & Dinkel, dhr. J.H.A. Limbeek
RWS Directie Noord-Holland, dhr. V. Schaap
Milieudienst Gemeente Amsterdam, dhr. A. Kiewiet
Provincie Zeeland, dhr. N. Oskam
Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen Noord-Holland, dhr. W. Stuurman

Respondenten enquête:

RWS/RIZA, dhr. T. Bakker
RWS/RIZA, dhr. H. Winkels
Hoogheemraadschap Uitwaterende Sluizen Noord-Holland, dhr. W. Stuurman
Provincie Zeeland, dhr. N. Oskam
RWS Bouwdienst, dhr. J.K.E. Eenhoorn
RWS Directie Zuid-Holland, dhr. T. Arts
Zuiveringsschap Rivierenland, dhr. F.R. Verboom
Waterschap de Maaskant, dhr. J. Reijnen
Hoogheemraadschap van Rijnland, dhr. P. de Boij