

NOBIS 98-1-26  
NATUURLIJKE LOZING  
OPPERVLAKTE WATER  
(NLO)

Eindrapport

ir. M. in 't Veld (Tauw bv)  
ir. E. van der Strate (Tauw bv)  
ing. R.G.M. Lubbers (Tauw bv)  
ir. Y. Tieleman (Tauw bv)  
ir. H.P. van Dokkum (TNO-MEP)  
ir. J. van Steenwijk (RIZA)

december 2000

Gouda, CUR/NOBIS

### **Auteursrechten**

Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze opgave mag worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen of op enige andere manier, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van CUR/NOBIS.

Het is toegestaan overeenkomstig artikel 15a Auteurswet 1912 gegevens uit deze uitgave te citeren in artikelen, scripties en boeken mits de bron op duidelijke wijze wordt vermeld, alsmede de aanduiding van de maker, indien deze in de bron voorkomt, "©"Natuurlijke lozing oppervlaktewater (NLO) - Eindrapport", december 2000, CUR/NOBIS, Gouda."

### **Aansprakelijkheid**

CUR/NOBIS en degenen die aan deze publicatie hebben meegewerkt, hebben een zo groot mogelijke zorgvuldigheid betracht bij het samenstellen van deze uitgave. Nochtans moet de mogelijkheid niet worden uitgesloten dat er toch fouten en onvolledigheden in deze uitgave voorkomen. Ieder gebruik van deze uitgave en gegevens daaruit is geheel voor eigen risico van de gebruiker en CUR/NOBIS sluit, mede ten behoeve van al degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt, iedere aansprakelijkheid uit voor schade die mocht voortvloeien uit het gebruik van deze uitgave en de daarin opgenomen gegevens, tenzij de schade mocht voortvloeien uit opzet of grove schuld zijdens CUR/NOBIS en/of degenen die aan deze uitgave hebben meegewerkt.

### **Copyrights**

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system, or transmitted, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying, recording and/or otherwise, without the prior written permission of CUR/NOBIS.

It is allowed, in accordance with article 15a Netherlands Copyright Act 1912, to quote data from this publication in order to be used in articles, essays and books, unless the source of the quotation, and, insofar as this has been published, the name of the author, are clearly mentioned, "©" Natural discharge surface waters - Final report ", December 2000, CUR/NOBIS, Gouda, The Netherlands."

### **Liability**

CUR/NOBIS and all contributors to this publication have taken every possible care by the preparation of this publication. However, it can not be guaranteed that this publication is complete and/or free of faults. The use of this publication and data from this publication is entirely for the user's own risk and CUR/NOBIS hereby excludes any and all liability for any and all damage which may result from the use of this publication or data from this publication, except insofar as this damage is a result of intentional fault or gross negligence of CUR/NOBIS and/or the contributors.

**Titel rapport**

Natuurlijke lozing oppervlaktewater  
(NLO)  
Eindrapport

**CUR/NOBIS rapportnummer**

98-1-26

**Project rapportnummer**

98-1-26

---

**Auteur(s)**

ir. M. in 't Veld  
ir. E. van der Strate  
ing. R.G.M. Lubbers  
ir. H.P. van Dokkum  
ir. Y. Tieleman  
ir. J. van Steenwijk

**Aantal bladzijden**

**Rapport:** 50

**Bijlagen:** 85

---

**Uitvoerende organisatie(s) (Consortium)**

Tauw bv, TNO-MEP en RIZA

---

**Uitgever**

CUR/NOBIS, Gouda

---

**Samenvatting**

In Nederland zijn veel (voormalige) bedrijfsterreinen waarin het verleden bodemverontreinigende activiteiten hebben plaatsgevonden, gelegen aan drainerende oppervlaktewateren. De grondwaterverontreinigingen hebben zich veelal reeds verplaatst tot aan het oppervlaktewater. Met name in gevallen waar nauwelijks zuiverbare waterstromen kunnen worden onttrokken en het water ongezuiverd op een watergang wordt geloosd, komt steeds vaker ter discussie te staan of een natuurlijke lozing geen betere saneringsoplossing vormt. In fase 0 van dit Nobis-project is nagegaan of de beleidsmatige kaders van de compartimenten water en bodem, natuurlijke lozing kunnen toestaan. Geconcludeerd is dat natuurlijke lozing mogelijk moet zijn indien dit de beste integrale milieuoplossing biedt en de risico's voor oppervlaktewater en waterbodem acceptabel zijn. Overeengekomen is dat de milieuverdienste-module uit het RMK-afwegingsmodel voor de integrale toetsing een goed instrument zou kunnen zijn, maar dat daarnaast een inschatting van de risico's voor oppervlaktewater en waterbodem noodzakelijk is. Dit kader is vervolgens in fase 1 toegepast op 2 cases. Uit de milieuverdienste-module van het RMK-afwegingsmodel volgt voor de uitgewerkte cases dat de milieukosten voor actieve maatregelen ter sanering van de grondwaterverontreiniging niet opwegen tegen de baten (verbetering grondwaterkwaliteit en voorkomen oppervlaktewateremissies). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door het feit dat de MTR-waarden voor het oppervlaktewater voor de voorkomende mobiele bodemverontreinigingen relatief hoog liggen (BTEX, chloorhoudende oplosmiddelen, monochloorbenzeen en complexe cyaniden). Wel moet opgemerkt worden dat veelal gebruik gemaakt is van indicatieve MTR's daar voor deze stoffen geen MTR's waren vastgesteld in de vierde nota Waterhuishouding. Het risico voor het oppervlaktewater is bepaald door de voorspelde concentratie in het oppervlaktewater uit te drukken als fractie van het MTR oppervlaktewater. Voor de voorkomende stoffen zijn eveneens geen MTR-waarden voor de waterbodem vastgesteld. Er is vervolgens voor gekozen om aan te sluiten bij de methodiek voor het oppervlaktewater en de concentratie in het poriewater van de waterbodem uit te drukken als fractie van het MTR-oppervlaktewater. Bij geen van de cases werd een actueel risico voorspeld voor het oppervlaktewater dan wel de waterbodem. Tijdens de afsluitende workshop waarin het draagvlak van natuurlijke lozing is getoetst, bleek dat de aanwezigen (provincies, adviesbureaus en waterkwaliteitsbeheerders) zich in hoofdlijnen konden vinden in de afgeleide systematiek. Vanuit de waterwereld werd gesteld dat het aan de probleemhebber is om inzichtelijk te maken waarom een natuurlijke lozing, na alles overwogen te hebben, (onderdeel van) de beste saneringsoplossing is. De systematiek is hierbij een hulpmiddel. Verder is het verstandig om de waterkwaliteitsbeheerder al vroegtijdig bij de afweging te betrekken en niet het resultaat als voldongen feit voor te leggen.

---

**Trefwoorden****Gecontroleerde termen:**

bodemsanering, kosteneffectiviteit, verspreiding

**Vrije trefwoorden:**

lozing, oppervlaktewater, risico's

---

**Titel project**

Natuurlijke lozing oppervlaktewater (NLO)

**Projectleiding**

Tauw bv (0570-699708)

(ir. M. in 't Veld (fase 0))

(ir. E. van der Strate (fase 1))

---

Dit rapport is verkrijgbaar bij:

CUR/NOBIS, Postbus 420, 2800 AK Gouda

**Report title**

Natural discharge surface waters  
(NLO)  
Final report

**CUR/NOBIS report number**

98-1-26

**Project report number**

98-1-26

**Author(s)**

ir. M. in 't Veld  
ir. E. van der Strate  
R.G.M. Lubbers BSc  
H.P. van Dokkum MSc  
Y. Tieleman MSc  
J. van Steenwijk

**Number of pages**

**Report:** 50  
**Appendices:** 85

**Executive organisation(s) (Consortium)**

Tauw BV Consultancy, TNO-MEP and RIZA

**Publisher**

CUR/NOBIS, Gouda

**Abstract**

In the Netherlands, there are many (former) industrial sites situated on drainage surface waters where soil-contaminating activities took place in the past. Most groundwater contamination has already migrated to the surface waters. Especially in cases where water streams for treatment can hardly be extracted and the untreated water is discharged to drainage canals the point of discussion is raised more and more frequently whether a natural discharge is not a better remediation option. Phase 0 of this Nobis project has looked into the question whether the policy frameworks of the compartments water and soil allow for natural discharge. It was concluded that natural discharge should be possible if this is the optimum integrated environmental solution provided the risks for surface waters and aquatic sediment are acceptable. It was agreed that the environmental merit module from the REC decision model could be a good tool for integrated examination, but that an estimate of the risks for surface waters and aquatic sediment was also indispensable.

In phase 1, this module was subsequently applied to 2 cases. The environmental merit module from the REC decision model shows that the environmental costs for active measures to remediate the groundwater contamination do not counterbalance the merits (improvement of the groundwater quality and prevention of surface water emissions) for the 2 computed cases. This is mainly caused by the fact that the surface water maximum allowable risk (MTR) values are relatively high for the involved mobile soil contamination (BTEX, chlorinated solvents, monochlorobenzene and complex cyanide).

The risks for surface waters and aquatic sediment were determined by expressing the predicted concentrations in the pore water of the aquatic sediment and the surface waters as a fraction of the MTR value for surface waters. There are not actual risks for both cases.

During the concluding workshop on the support for natural discharge it turned out that the parties present (provinces, consultancies and water quality managers) largely agreed with the derived system. Representatives from the water world posed that the owner of the problem is responsible for providing insight in the reason why a natural discharge is (part of) the best remedial solution, upon thorough consideration of all options. The system can help do this. Furthermore, it is wise to involve the water quality manager early on in the process instead of presenting the result as a fait accompli.

**Keywords****Controlled terms:**

cost effectiveness, migration, soil remediation

**Uncontrolled terms**

discharge, risks, surface waters

**Project title**

Natural discharge surface waters

**Projectmanagement**

Tauw BV (0570-699708)  
(M. in 't Veld MSc (phase 0))  
(E. van der Strate MSc (phase 1))

This report can be obtained by: CUR/NOBIS, PO Box 420, 2800 AK Gouda, The Netherlands  
Dutch Research Programme In-Situ Bioremediation (NOBIS)

## VOORWOORD

In Nederland zijn veel (voormalige) bedrijfsterreinen, waarin het verleden bodemverontreinigende activiteiten hebben plaatsgevonden, gelegen aan drainerend oppervlaktewater. De grondwaterverontreiniging wordt in die situatie natuurlijk (via de waterbodem) geloosd op het oppervlaktewater. Het oppervlaktewater wordt vanuit de bodembeschermingskant beschouwd als een "bedreigd object". Voor dit soort gevallen worden daarom plannen uitgewerkt om deze verspreiding tegen te gaan.

Bij het opstellen van plannen voor dergelijke gevallen komt steeds vaker ter discussie wat het integrale milieueffect van de uitgewerkte maatregelen is. Deze discussie is onder meer gebaseerd op de vraag of en in welke mate oppervlaktewater een "bedreigd object" is. Daarnaast blijkt dat het onttrokken water in sommige gevallen op basis van algemeen gangbare lozingsnomen, zonder tussentijdse zuivering op het "bedreigde object" mag worden geloosd. In die situaties lijkt natuurlijke lozing voor de hand liggend. Dit blijkt in de praktijk nog moeilijk bespreekbaar omdat dit zonder een onderbouwende integrale afweging in de ogen van waterkwaliteitsbeheerders een verschuiving is van een bodemprobleem naar een oppervlaktewaterprobleem.

Met dit project is natuurlijke lozing bespreekbaar gemaakt bij zowel de waterkwaliteitsbeheerders als bij de bodemkwaliteitsbeheerders. Dit is gedaan door de milieueffecten en -risico's voor de verschillende varianten zo te beschrijven dat een integrale afweging, dat wil zeggen voor landbodem en oppervlaktewater, kan worden gemaakt.

december 2000



## INHOUD

	SAMENVATTING	VIII
	SUMMARY	X
HOOFDSTUK 1	INLEIDING	1
1.1	Algemeen	1
1.2	Probleemstelling	2
1.3	Fasering en doelstellingen	2
1.3.1	Doelstelling fase 0:	2
1.3.2	Doelstelling fase 1:	3
1.4	Opbouw van het rapport	3
HOOFDSTUK 2	FASE 0	5
2.1	Inleiding	5
2.2	Relevante elementen bodemsaneringsbeleid	5
2.2.1	Geraadpleegde documenten	5
2.2.2	Algemene uitgangspunten: saneringsnoodzaak, urgentie en tijdstip	5
2.2.3	Beleidsvernieuwing bodemsaneringsbeleid	6
2.3	Relevante elementen oppervlaktewaterbeleid	8
2.3.1	Geraadpleegde documenten	8
2.3.2	Algemene beleidsuitgangspunten	8
2.3.3	Concretisering in relatie tot gevallen van bodemverontreiniging	11
2.4	Bodem- en waterbeleid: raakvlakken en verschillen	13
2.4.1	Inleiding	13
2.4.2	Vergelijking van algemene beleidslijnen	13
2.4.3	Vergelijking van normen	14
2.5	Conclusies fase 0	15
HOOFDSTUK 3	FASE 1: GEHANTEERDE SYSTEMATIEK	17
3.1	Inleiding	17
3.2	Milieuverdienste-module van RMK	17
3.3	Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem	18
3.4	Kosten	20
HOOFDSTUK 4	FASE 1: UITWERKING CASES	21
4.1	"Gasfabriek Arnhem"	21
4.1.1	Beschrijving locatie	21
4.1.2	Uitwerking saneringsaanpak	21
4.1.3	Milieuverdienste	22
4.1.4	Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem	28
4.1.5	Kosten	29
4.1.6	Overzicht afwegingen	30
4.1.7	Inhoudelijk conclusie case Arnhem	30
4.2	Uitwerking case "Deventer grondwater"	31
4.2.1	Beschrijving locatie	31
4.2.2	Uitwerking saneringsaanpak	31
4.2.3	Milieuverdienste Deventer	32
4.2.4	Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem	39
4.2.5	Kosten	41
4.2.6	Overzicht afwegingen	41

4.2.7	Inhoudelijke conclusie case Deventer	42
HOOFDSTUK 5 CONCLUSIES EN BETEKENIS		44
5.1	Algemene conclusie	44
5.2	Betekenis	44
5.3	Samenvatting workshop	45
HOOFDSTUK 6 AANBEVELINGEN		48
LITERATUUR		50
BIJLAGE A	1	
	Lijst van afkortingen	1
BIJLAGE B	2	
	Vergelijking STI-waarden en streef- en MTR-waarden voor oppervlaktewater	2
BIJLAGE C	3	
	Lijst van maximale gehalten uit lozingenbesluit bodemsanering en proefbronnering	3
BIJLAGE D	4	
	Concept-beslisschema behandeling vrijkomend grondwater	4
BIJLAGE E	5	
	milieuverdienste-module rmk-systematiek	5
BIJLAGE F	6	
	input milieuverdienste module gasfabriek arnhem	6
BIJLAGE G	7	
	uitgangspunten berekening grondverontreiniging gasfabriek arnhem	7
BIJLAGE H	8	
	inrichting volledig isolatiesysteem grondwater bij gasfabriek arnhem	8
BIJLAGE J	9	
	stoftransportberekeningen gasfabriek arnhem	9
BIJLAGE K	10	
	inrichting bronbeheersing diep grondwater gasfabriek arnhem	10
BIJLAGE L	11	
	invoer milieuverdienste-module "deventer grondwater"	11
BIJLAGE M	12	
	uitgangspunten berekening grondwaterverontreiniging "deventer grondwater"	12
BIJLAGE N	13	
	inrichting volledig isolatiesysteem "deventer grondwater"	13
BIJLAGE O	14	
	stoftransportberekeningen volledige beheersing "deventer grondwater"	14
BIJLAGE P	15	
	inrichting bronbeheersing "deventer grondwater"	15



BIJLAGE Q	16	stoftransportberekekingen geen beheersing "deventer grondwater"	16
BIJLAGE R	17	verslag afsluitende workshop	17

## SAMENVATTING

### Natuurlijke lozing oppervlaktewater

#### Doel en werkwijze

In het NOBIS-project Natuurlijke Lozing Oppervlaktewater (NLO) zijn de consequenties van natuurlijke lozing van grondwaterverontreinigingen op oppervlaktewater inzichtelijk gemaakt ten behoeve van overleg met het bevoegd gezag (Wet Bodembescherming en Wet Verontreiniging Oppervlaktewater). Dit is gedaan door het ontwikkelen van een integraal toetsings- en beoordelingskader.

In **fase 0** van het project is bekeken wat de consequenties van NLO zijn op basis van zowel het bodem- als het waterbeleid. Hierbij is geconcludeerd dat natuurlijke lozing mogelijk moet zijn indien dit de beste integrale milieuplossing biedt en de beleidsmatige risico's voor oppervlaktewater en waterbodem acceptabel zijn. De beste integrale milieuplossing is daarbij gedefinieerd als:

1. bepalen van de milieuverdienste met behulp van de RMK-systematiek;
2. bepalen van de risico's voor oppervlaktewater en waterbodem.

Daarnaast werd door de begeleidingscommissie ook onderstreept dat indien door het bevoegd gezag toestemming zou kunnen worden verleend voor een bovengrondse lozing zonder zuivering, een natuurlijke lozing ook mogelijk zou moeten zijn.

In **fase 1** zijn vervolgens voor 2 cases de beste integrale milieuplossingen bepaald op basis van de in fase 0 geformuleerde definitie.

#### Milieuverdienste

De milieuverdienste-module van RMK geeft inzicht in de totale milieuverdienste van een saneringsvariant en de milieuaspecten die hierin bepalend zijn. Hieruit kan worden afgeleid of oppervlaktewateremissies hierin belangrijk zijn of niet. Indien dit het geval is, kan tevens worden aangegeven welke stoffen hierin bepalend zijn.

Uit de milieuverdienstmodule van het RMK-afwegingsmodel volgt voor de uitgewerkte cases dat de milieukosten voor actieve maatregelen ter sanering van de grondwaterverontreiniging niet opwegen tegen de baten (verbetering grondwaterkwaliteit en voorkomen oppervlaktewateremissies). Dit wordt voornamelijk veroorzaakt door het feit dat de MTR-waarden voor het oppervlaktewater voor de voorkomende mobiele bodemverontreinigingen relatief hoog liggen (BTEX, chloorhoudende oplosmiddelen, monochloorbenzeen en complexe cyanides).

#### Risico's

Vanuit het oogpunt van waterkwaliteitsbeheerders zijn NLO-varianten alleen acceptabel als er geen aantasting van het aquatisch ecosysteem plaatsvindt. Speciaal voor dit project is een eenvoudige methodiek ontwikkeld waarmee de concentratie van een stof in water en waterbodem ten gevolge van een natuurlijke lozingsvariant getoetst kan worden aan het MTR (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau). MTR-overschrijdingen worden in het algemeen niet geaccepteerd. De afgeleide methodiek houdt alleen rekening met verdunning en niet met andere natuurlijke processen zoals afbraak. Dit betekent dat de methodiek een 'worst-case' inschatting van de MTR-overschrijdingen geeft. Desondanks geven de resultaten goed inzicht en wordt snel een beeld verkregen van het meest risicovolle milieucompartment (water of waterbodem) en de meest problematische verontreiniging.

Varianten waarbij het risico onder het MTR ligt, dienen volgens waterkwaliteitsbeheerders ook te voldoen aan het ALARA-principe. Dit houdt in dat naar redelijkheid een inspanning wordt verwacht om de (natuurlijke) lozing te beperken.

### **Normstelling**

Zoals hiervoor vermeld, wordt de afwegingen in beginsel gebaseerd op de MTR-waarden voor het oppervlaktewater uit de Vierde Nota Waterhuishouding. Bij uitwerking van de cases bleek dat voor veel voorkomende (mobiele) bodemverontreinigingen geen MTR-waarden 'oppervlaktewater' en 'waterbodem' zijn vastgesteld. De oorzaak hiervan is dat deze stoffen in het water niet als probleemstoffen bekend zijn.

Omdat deze waarden bij de afwegingen veelal van doorslaggevende invloed zijn, moet in goed overleg met het bevoegd gezag een MTR-waarde worden gedefinieerd of moet door middel van laboratoriumonderzoek een MTR-waarde worden vastgesteld.

### **Workshop**

Als afsluiting van het project is een workshop gehouden waarbij zowel waterkwaliteitsbeheerders als probleemhebbers van bodemverontreinigingen waren uitgenodigd.

De deelnemers van de workshop constateerden dat de methodiek geschikt is voor de afweging van saneringsvarianten met een natuurlijke lozing.

Aanvullend werd opgemerkt dat voor een goede toepassing van de methodiek duidelijkheid moet bestaan over de normen voor oppervlaktewater en waterbodem. Voorgesteld werd dan ook om voor relevante bodemverontreinigingen betrouwbare MTR's voor oppervlaktewater en waterbodem vast te stellen en hierbij ook aandacht te besteden aan afstemming met bodemnormen.

Verder was men duidelijk van mening dat de ontwikkelde afwegingssystematiek niet als beslissinginstrument mag worden gebruikt, maar dat het gezien moet worden als nuttig instrument om tot een gefundeerde, milieuhygiënisch verantwoorde oplossing te komen (beslissingsondersteunend).

Ten slotte werd door RIZA nogmaals opgemerkt dat de systematiek een hulpmiddel is om bij de waterkwaliteitsbeheerder duidelijk te maken dat na een integrale afweging natuurlijke lozing de beste saneringsoplossing is voor een grondwaterverontreiniging.

## SUMMARY

### Natural discharge surface waters

#### Objective and strategy

The NOBIS-project entitled Natural Discharge Surface Waters was aimed at providing insight into the consequences of natural discharges of groundwater contaminants on surface waters, so that these can then be discussed with the competent authorities (Soil Protection Act and Surface Water Pollution Act). An integrated testing and assessment scheme was developed in order to gain such insight.

Project Phase 0 served to establish the consequences of natural contaminant discharges on surface waters in the light of the policy currently in force in the Netherlands with regard to soil and water. It was concluded that natural discharge must be an option if it is the best integrated environmental solution and provided the risks entailed to the quality of surface waters and aquatic sediment are acceptable. The steps required to establish 'the best integrated environmental solution' were defined as follows:

1. determine the environmental merits using the REC-decision model;
2. determine the risks posed to the quality of surface waters and aquatic sediment.

The supervisory commission furthermore emphasised that in cases in which the competent authority has the discretion to authorise a surface water discharge without prior treatment, authorisation of a natural discharge option should also be made possible.

In project phase 1, the two above-mentioned determinations were made in order to establish the best integrated environmental solution in 2 particular cases.

#### Environmental merits

The environmental merit module of the REC-decision model provides insight into the overall environmental merits of a specific remediation option. It also identifies the environmental aspects that are at the base of these merits. It can then be derived whether or not surface water emissions play an important role and if so, which individual substances are of particular importance.

Calculations made with the environmental merit module of the REC-decision model showed that in both test cases, the environmental cost of taking active measures for the purpose of remediating the groundwater contamination do not outweigh the benefits (improvement of the groundwater quality and prevention of surface water emissions). This is primarily due to the fact that the MTR-values applicable to surface water for the mobile soil contaminants in place (BTEX, chlorinated solvents, monochlorobenzene and complex cyanides) are relatively high.

#### Risks

From a water management point of view, options involving the natural discharge on surface water will only be acceptable if they do not result in a deterioration of the aquatic ecosystem. Specifically for this project, a simple testing method was developed, which allows for the testing against the MTR levels of contaminants contained in water and aquatic sediment as a result of natural discharge. As a rule, values exceeding the MTR levels will not be accepted. The method applied does take account of dilution, but disregards any other natural processes (such as natural attenuation) possibly in place. Therefore, the outcome of an assessment made according to this method will be a 'worst case' scenario of MTR-exceedances. The results still provide a profound and quick insight into the environmental compartment that is most at risk (water or aquatic sediment), as well as into the key contaminant.

Water managers are of the opinion that options in which the risk does not reach MTR levels need to be in accordance with the ALARA principle as well. This means that they expect, in all fairness, that an effort be made to minimise (natural) discharges.

### **Standardisation**

As mentioned earlier, the weighing is basically done on the basis of the MTR-values stipulated for surface waters in the Fourth Policy Paper on Water Management (*Vierde Nota Waterhuishouding*). In the process of elaborating the test cases, it appeared that a few frequently occurring (mobile) soil contaminants do not have their own MTR-value for surface water or aquatic sediment. This is due to these substances not being considered a problem in water.

Given that these substances are often decisive in the weighing process, an MTR-value must be determined for them in good consultation with the competent authorities. Laboratory testing is required to arrive at such an MTR-value.

### **Workshop**

At the end of the project, a workshop was organised for both water managers and parties owning or operating sites holding soil contamination. The participants of the workshop considered the method an adequate instrument to weigh soil remediation options that provide for natural discharge.

It must, however, be noted that the method can only be applied adequately if there is clarity as to the standards applicable to the quality of surface water and aquatic sediment. It is therefore recommended that reliable MTR-levels be laid down for each soil contaminant in question. Such values are required for both surface waters and aquatic sediment, and they should be determined with due regard to the soil quality standards in place.

The workshop participants also agreed that the weighing method developed cannot be applied as a decision-making instrument. Rather than that, it should be seen as an instrument facilitating the process of arriving at a well-founded and environmentally responsible solution (an instrument to support decision-making).

In conclusion, the National Institute of Wastewater Purification (*RIZA*) repeated its earlier remark that the method is a helpful instrument to demonstrate to water quality managers that at the end of an integrated consideration of various remediation options, natural discharge may be the best option to remediate groundwater contaminations.

# HOOFDSTUK 1

## INLEIDING

### 1.1 Algemeen

In opdracht van NOBIS (Nederlands Onderzoeksprogramma Biotechnologische In-Situ Saneering) is in januari 1999 het project "Natuurlijke Lozing Oppervlaktewater" opgestart. Het uitvoerend consortium bestond uit Tauw bv, TNO-MEP en het RIZA. TNO-MEP heeft de uitwerking van de risicosystematiek voor oppervlaktewater en waterbodem voor zijn rekening heeft genomen, hierbij inhoudelijk ondersteund door het RIZA. Het consortium bestond verder uit:

- Provincies Gelderland en Overijssel (probleemhebbers welke een case ter beschikking hebben gesteld en bevoegd gezag Wet Bodembescherming);
- VROM Bodem en DWL (bevoegd gezag bodem en water);
- DSM (probleemhebber);
- Rijkswaterstaat Directie Oost (waterkwaliteitsbeheerder);
- Waterschap de Maaskant (vertegenwoordiger waterkwaliteitsbeheerders).

In Nederland zijn veel bodemverontreinigingen gelegen aan drainerend oppervlaktewater. Deze verontreinigingen worden, als gevolg van natuurlijke grondwaterstroming, naar het oppervlaktewater getransporteerd. Dit verplaatsen naar en instromen van verontreinigingen in het oppervlaktewater wordt in deze studie benoemd als "Natuurlijke Lozing Oppervlaktewater".

Het oppervlaktewater wordt, vanuit de bodembeschermingskant, beschouwd als een "bedreigd object" ten gevolge van de verspreiding van grondwaterverontreinigingen.

Voor zogenaamde urgente gevallen van bodemverontreiniging worden daarom plannen uitgewerkt om deze verspreiding tegen te gaan.

In de onderstaande figuur 1 is de problematiek schematisch weergegeven.

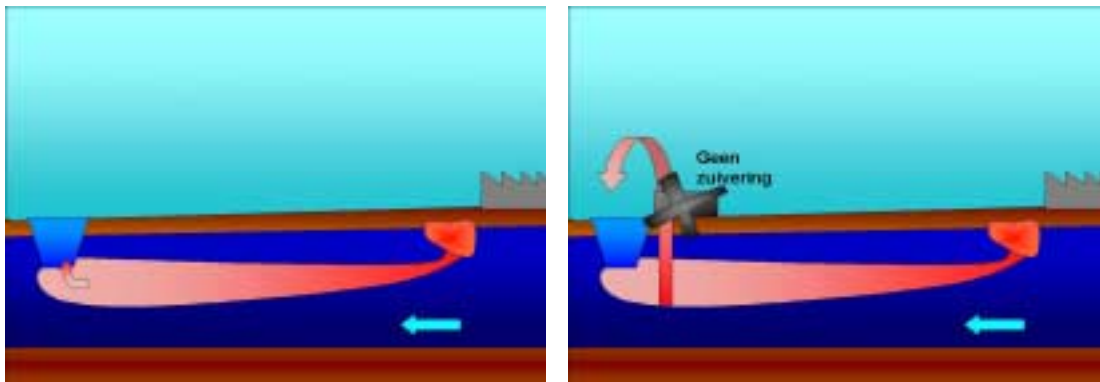


Fig. 1. Schematisatie van natuurlijke lozing versus actieve maatregelen.

In dit geval komt steeds vaker ter discussie wat het integrale milieueffect van de uitgewerkte maatregelen is. Deze discussie is onder meer gebaseerd op de vraag of en in welke mate oppervlaktewater een "bedreigd object" is.

Daarnaast blijkt dat in sommige gevallen het grondwater dat wordt onttrokken ten behoeve van de beheersing van de verontreiniging, zonder tussentijdse zuivering op het oppervlaktewater (lees "bedreigd object") mag worden geloosd.

## 1.2 Probleemstelling

De kern van de probleemstelling is als volgt geformuleerd:

'Lozing' van in bodem opgeloste verontreinigingen door middel van natuurlijke grondwaterstroming is in de praktijk moeilijk bespreekbaar en acceptabel omdat een integraal beoordelings- en toetsingskader ontbreekt.

Daarbij wordt met integraal beoordelings- en toetsingskader bedoeld dat zowel de waterkwaliteitsbeheerders als de bodemkwaliteitsbeheerders met de gevolgde werkwijze kunnen instemmen (zie figuur 2).

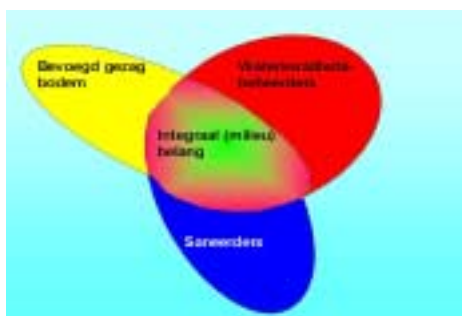


Fig. 2. Krachtenveld m.b.t. de problematiek.

## 1.3 Fasering en doelstellingen

Om de probleemstelling op te lossen is het onderzoek in een tweetal fasen opgesplitst. De doelstellingen in de verschillende fasen zijn als volgt geformuleerd:

### 1.3.1 Doelstelling fase 0:

Het doel van fase 0 is als volgt geformuleerd:

Het opstellen van een heldere samenvatting van de beleidsmatige randvoorwaarden en geldende toetsingskaders vanuit 'water' en 'bodem'.

Helderheid in deze toetsingskaders is nodig om op een eenduidige en beleidsmatig gedragen wijze de voor- en nadelen van saneringsvarianten te kunnen bepalen. Hiertoe is nagegaan wat de beleidsmatige verschillen zijn: actieve beheersing, ongezuiverde lozing en natuurlijke lozing via grondwaterstroming. In figuur 3 is schematisch de geldende regelgeving weergegeven.

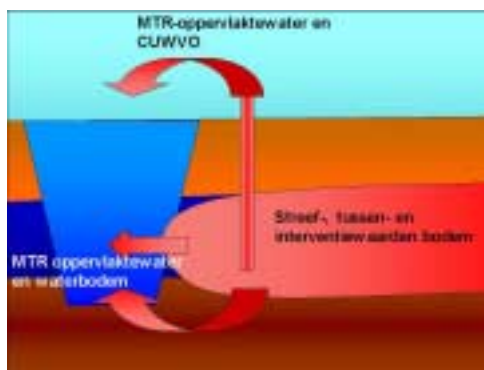


Fig. 3. Schematisatie geldende regelgeving.

### 1.3.2 *Doelstelling fase 1:*

Het doel van fase 1 is als volgt geformuleerd:

Op basis van de resultaten van fase 0 een hanteerbare en geaccepteerde systematiek uittesten op een aantal cases om zodoende inzicht en draagvlak te verkrijgen voor de benadering.

Met behulp van de resultaten voor de praktijkgevallen is door middel van een workshop onderzocht of er draagvlak is om deze benadering te veralgemeniseren.

### 1.4 **Opbouw van het rapport**

In dit rapport worden achtereenvolgens de resultaten van de fases 0 en 1 weergegeven (hoofdstukken 2, 3 en 4). In hoofdstuk 5 wordt ingegaan op de betekenis van de uitgewerkte cases in breder perspectief. In hoofdstuk 6 ten slotte zijn de aanbevelingen opgenomen.





## HOOFDSTUK 2

### FASE 0

#### 2.1 Inleiding

In fase 0 van het project zijn de beleidsmatige randvoorwaarden en geldende toetsingskaders vanuit 'water' en 'bodem' naast elkaar gezet.

In paragraaf 2.2 is een samenvatting gegeven van de geraadpleegde documenten voor het beschrijven van de relevante beleidsaspecten.

Vervolgens is een interview gehouden met de vertegenwoordigers van VROM in de begeleidingscommissie, en een telefonisch interview met de heer Bloemkolk van Rijkswaterstaat/hoofdkantoor (als agendalid toegevoegd aan de begeleidingscommissie).

Op basis van de bestudeerde documenten en de informatie die uit interviews en overleg met de begeleidingscommissie naar voren is gekomen, is een beschrijving gemaakt van de relevante beleidsaspecten voor bodem en water (zie paragraaf 2.2 en 2.3).

In paragraaf 2.4 zijn de twee beleidsvelden vergeleken en wordt beschreven op welke punten ze elkaar ondersteunen, waar dit niet het geval is en wat eventuele leemten zijn. De vergelijking is toegespitst op het beoordelen van saneringsalternatieven in situaties waar een grondwaterverontreiniging zich verspreidt naar het oppervlaktewater. Tevens zijn gehanteerde normen in het water- en bodembeleid met elkaar vergeleken. De conclusie van fase 0 is verwoord in paragraaf 2.5.

#### 2.2 Relevante elementen bodemsaneringsbeleid

##### 2.2.1 *Geraadpleegde documenten*

De volgende documenten zijn geraadpleegd:

- Wet bodembescherming;
- Circulaire saneringsregeling beoordeling en afstemming.;
- Circulaire bepaling saneringstijdstip;
- Kabinetsstandpunt over de beleidsvernieuwing bodemsanering;
- Afwegingsproces saneringsdoelstelling - van trechter naar zeef (15 oktober 1999);
- Kosteneffectiviteit van bodemsanering - een afwegingssysteem voor verontreinigingen in het mobiele regime.

Op basis hiervan zijn de relevante elementen van het bodemsaneringsbeleid in de volgende paragrafen uitgewerkt.

##### 2.2.2 *Algemene uitgangspunten: saneringsnoodzaak, urgentie en tijdstip*

De *Wet bodembescherming* met bijbehorende uitvoeringsbesluiten bevat een groot aantal preventieve bepalingen om het ontstaan van nieuwe gevallen van bodemverontreiniging te voorkomen. Ook op basis van de *Wet milieubeheer* worden aan activiteiten bodembeschermende randvoorwaarden verbonden. Op basis van het zorgplichtbeginsel in de *Wet bodembescherming* moeten alle bodemverontreinigingen die toch nog zijn veroorzaakt na het in werking treden van deze wet zo spoedig mogelijk ongedaan worden gemaakt. Het bevoegd gezag bodemsanering (provincies en de 4 grote steden) kan nadere aanwijzingen geven over de wijze waarop dit dient te gebeuren.

Voor verontreinigingen veroorzaakt vóór 1987 geldt de *saneringsregeling uit de Wet bodembescherming*. Op basis daarvan is er sprake van een geval van ernstige bodemverontreiniging waarvoor een saneringsnoodzaak bestaat als de interventiewaarden bodem (zie bijlage B) worden overschreden in een volume van minimaal 25 m<sup>3</sup> grond of 100 m<sup>3</sup> grondwater. De sanering van een dergelijk geval is urgent als er sprake is van actuele risico's voor de mens of het ecosysteem, of actuele verspreidingsrisico's (*circulaire saneringsregeling, beoordeling en afstemming*). Er is sprake van actueel verspreidingsrisico als de toename van de hoeveelheid bodem met grondwatergehalten boven de interventiewaarden meer dan 100 m<sup>3</sup> per jaar bedraagt.

Voor urgente verontreinigingen wordt door het bevoegd gezag een saneringstijdstip vastgesteld (circulaire bepaling saneringstijdstip). Daarbij spelen humane, ecologische en verspreidingsrisico's en maatschappelijke criteria een rol. De milieuhygiënische criteria leiden tot indeling in een categorie I, II of III, wat inhoudt aanpak binnen 4 jaar, binnen 10 jaar of voor 2015. Maatschappelijke criteria kunnen het nadere tijdstip binnen deze bandbreedte bepalen. Wat betreft verspreiding kan zowel de mate van verspreiding invloed hebben op de indeling in een klasse, als de periode waarbinnen bedreigde objecten door de verontreiniging kunnen worden bereikt. Bijzondere oppervlaktewateren kunnen worden aangemerkt als bedreigd object. De bedreigde objecten moeten worden aangegeven in provinciale grondwaterbeschermingsplannen, streekplannen, natuurbeleidsplannen en waterhuishoudingsplannen.

### 2.2.3 *Beleidsvernieuwing bodemsaneringsbeleid*

#### **Algemeen**

Het bodemsaneringsbeleid is momenteel sterk aan vernieuwing onderhevig. Dat geldt zowel voor het inhoudelijke beleid als voor de rol van de bevoegde gezagen. Dit is vormgegeven in het *Kabinetsstandpunt over de beleidsvernieuwing bodemsanering (BEVER)*.

Aangezien de grote lijn van deze beleidsvernieuwing duidelijk is, wordt in dit project hiervan uitgegaan. Onderstaand zijn de meest relevante beleidsvoorstellen kort samengevat.

#### **Het nieuwe afwegingsproces**

Voor het uitvoeren van een bodemsanering moet in de meeste gevallen een saneringsplan worden goedgekeurd door het bevoegd gezag. Daaraan voorafgaand moet in een saneringsonderzoek de doelstelling van de sanering worden bepaald. De afweging van saneringsdoelstellingen wordt in het kader van BEVER herzien. Het nieuwe afwegingsproces is beschreven in het rapport *Afwegingsproces saneringsdoelstelling - van trechter naar zeef II*.

In dit rapport wordt uitgegaan van functiegericht saneren. Daarbij worden twee elementen van belang geacht:

- het tegengaan van ongewenste blootstelling (humaan en ecologisch), en
- het tegengaan van ongewenste verspreiding.

Een saneringsdoelstelling moet beide aspecten omvatten.

#### **De saneringsdoelstelling bovengrond**

De standaard aanpak voor immobiele verontreinigingen in de bovengrond bestaat uit het creëren van een leeflaag waardoor contact met ondergelegen verontreinigingen wordt opgeheven. De dikte en de kwaliteit van de leeflaag moeten worden afgestemd op de bodemgebruiksvorm. Er zijn voor verschillende bodemgebruiksvormen zogenaamde bodemgebruikswaarden vastgesteld waaraan de kwaliteit van de leeflaag dient te voldoen. Voor de dikte van de leeflaag zijn richtwaarden gegeven. Daarnaast kan voor maatwerk worden gekozen op basis van locatiespecifieke omstandigheden of gebiedsgerichte doelstellingen.

### **De saneringsdoelstelling voor grondwater (de ondergrond)**

De saneringsdoelstelling voor (mobiele) verontreinigingen in het grondwater omvat de volgende elementen:

- Er wordt gekozen voor een **stabiele eindsituatie** als kwalitatief saneringsdoel. Dit begrip wordt in een implementatieproject nog verder ingevuld.
- De stabiele eindsituatie moet uiterlijk worden bereikt **binnen 30 jaar** na de start van de sanering. Op deze manier wordt ruimte geschapen voor het inzetten van het zelfreinigend vermogen van de bodem bij de sanering.
- Tijdens deze 30 jaar mag verspreiding buiten de oorspronkelijke vlek optreden, mits ook daar na 30 jaar een stabiele eindsituatie wordt bereikt. De bodem kan zodoende als 'reactorvat' worden gebruikt om de saneringsdoelstelling te bereiken.
- Tijdens de sanering moeten ijkmomenten zijn ingebouwd om het verloop te volgen, en eventueel te kunnen bijsturen.

Het is de bedoeling dat met deze saneringsdoelstelling een eindsituatie wordt bereikt waarbij zo weinig mogelijk 'zorg' voor de bodem noodzakelijk blijft. Vaak zal daartoe de kern van de (grond)verontreiniging zo veel als mogelijk worden verwijderd. De mogelijk lange looptijd van de saneringen noopt tot de volgende randvoorwaarden:

- Voorkomen van bedreiging van objecten in de omgeving en economische schade aan derden. Kwetsbare oppervlaktewateren zouden als bedreigd object kunnen gelden, indien ze in provinciale plannen als zodanig zijn aangewezen.
- Boven- en ondergrondse activiteiten mogen niet worden belemmerd.
- Deze activiteiten mogen ook zelf de sanering niet belemmeren.

### **Gebiedsgericht beleid**

Op basis van gebiedskenmerken kan door het bevoegd gezag besloten worden om gebiedsgericht beleid voor grondwaterverontreiniging te voeren. Redenen hiervoor kunnen zijn gevoelige of juist minder gevoelige bodemfuncties, of verhoogde achtergrondwaarden. Als voorbeeld van gevoelige functies worden genoemd drinkwaterwinning, natuur en landbouw. Als minder gevoelig worden genoemd gebieden als de Botlek, en gebieden met brak grondwater. De invulling van dit gebiedsgerichte beleid kan bestaan uit het gebiedsgewijs in samenhang aanpakken van de aanwezige grondwaterverontreinigingen en/of het toetsen van de 'stabiele eindsituatie' op gebiedsniveau, in plaats van op gevalsniveau.

Waar zinvol kan in principe ter bescherming van het oppervlaktewater in bepaalde gebieden een specifiek beleid voor de aanpak van grondwaterverontreinigingen worden vastgesteld door het bevoegd gezag bodemsanering.

### **Maatwerk op basis van kosteneffectiviteit**

Een stabiele eindsituatie kan wellicht op verschillende wijzen worden bereikt, zodat varianten onderling moeten worden afgewogen op basis van kosteneffectiviteit. De kosten en de effecten van de sanering moeten dan voor verschillende varianten onderling worden afgewogen met behulp van een multi-criteria-analyse methode. Onder kosten vallen dan zowel de saneringskosten zelf, als (na)zorgkosten, maatschappelijke kosten die kunnen optreden ten gevolge van gebruiksbeperkingen, waardevermindering et cetera.

Bij de effecten moeten zowel de positieve effecten (zoals schone bodem, minder gebruiksbeperkingen, reductie in risico's en verontreinigingsvracht) als de negatieve effecten van de sanering (zoals tijd- en ruimtebeslag, verontreiniging andere milieuc compartimenten, energieverbruik, grondstoffen, onzekerheid) worden meegewogen. De techniek voor multi-criteria-analyse wordt niet voorgeschreven. Er kan bijvoorbeeld gebruik worden gemaakt van de *RMK- of KEV-methode*, die in Nobis-verband zijn ontwikkeld. Op basis van de gemaakte afweging kan in over-

leg/onderhandeling tussen saneerder en bevoegd gezag de saneringsaanpak worden vastgesteld.

Het is wellicht zinvol dat voor saneringsgevallen waar oppervlaktewateren in het geding zijn, bevoegde gezagen bodemsanering en waterbeheerders de afspraak maken hierover met elkaar afstemming te zoeken. Er kan wellicht in het geval van ontvangende wateren van beperkte omvang voor de beoordeling van de effecten van verschillende varianten op het oppervlaktewater gebruik worden gemaakt van de immissietoets. Meer in het algemeen gesproken ligt het voor de hand dat 'de waterwereld' invulling geeft aan die criteria in de multi-criteria-analyse die bij de afweging zal worden gebruikt, die betrekking hebben op de effecten op watersystemen.

## 2.3 Relevante elementen oppervlaktewaterbeleid

### 2.3.1 Geraadpleegde documenten

Voor de onderstaande samenvatting is gebruik gemaakt van de volgende beleidsdocumenten:

- AmvB Proefbronnering en bodemsanering (o.b.v. WVO).
- Wet verontreiniging oppervlaktewateren (WVO).
- CUWVO-werkgroep VI: afvalwaterproblematiek bodemsaneringen.
- Nationaal Milieubeleidsplan 3 (NMP3).
- Vierde Nota Waterhuishouding (NW4).
- Taakopdracht afvalwaterproblematiek bodemsaneringen.
- Notitie uitgangspunten emissiebeleid in relatie tot bodemsaneringsprojecten.
- Beslisschema behandeling vrijkomend grondwater (concept).
- Interim-beleid WVO-vergunningen voor directe lozingen van Zuiveringsschap Limburg.
- Emissie-immissie - uitwerking prioritering bronnen en immissietoets - concept september 1998.
- Integrale normstelling stoffen - Milieukwaliteitsnormen bodem, water, lucht -.

Bij de samenvatting is tevens gebruik gemaakt van de verstrekte informatie tijdens het start-overleg met de begeleidingscommissie, en de gesprekken met de betrokkenen van VROM en RWS.

### 2.3.2 Algemene beleidsuitgangspunten

#### Doelstellingen

In het regeringsvoornemen Waterkader (NW4) is de volgende doelstelling geformuleerd:

Het hebben van een veilig en bewoonbaar land en het in stand houden en versterken van gezonde en veerkrachtige watersystemen, waarmee een duurzaam gebruik blijft gegarandeerd.

Belangrijke uitgangspunten met betrekking tot verontreiniging zijn:

- het voorkomen van verontreiniging;
- stand still beginsel;
- het verminderen van de risico's van bestaande verontreiniging.

Tevens moeten landelijke doelstellingen en normen lokaal en regionaal ruimte bieden aan gebiedsgericht beleid.

In het NMP3 is de ambitieuze doelstelling opgenomen om te streven naar het beëindigen van MTR-overschrijdingen ten gevolge van emissies in 2000, en van streefwaarden-overschrijdingen ten gevolge van emissies in 2010.

## Normstelling

De volgende typen normstelling worden gebruikt in het waterbeleid:

- functiegerichte normen, veelal op EG-richtlijnen gebaseerd, voor bv. grondstof voor drinkwater, zwemwater en viswater;
- lozingsnormen van zwarte lijststoffen, zuurstofbindende stoffen en stikstof en fosfaat uit stedelijk afvalwater;
- (niet-wettelijke) CUWVO- en CIW-normen voor lozingen van bepaalde categorieën van bedrijven;
- waterkwaliteitsnormen.

Voor de waterkwaliteitsnormen geldt de volgende systematiek:

Er zijn twee ijkpunten: het minimumkwaliteitsniveau en de streefwaarde (voor nutriënten alleen minimumkwaliteitsniveau). Het minimumkwaliteitsniveau ligt op het niveau van het maximaal toelaatbaar risico (MTR), de streefwaarde op het niveau van het verwaarloosbaar risico ( $VR=MTR/100$ ), rekening houdend met natuurlijke achtergrondwaarden.

Het streven naar MTR is een inspanningsverplichting voor de waterbeheerders. Het bereiken van de streefwaarde is voor de lange termijn richtinggevend. Normopvulling onder MTR moet worden voorkomen om afwenteling op andere watersystemen tegen te gaan. De mate van overschrijding van het MTR is een toetsinstrument voor het brongerichte beleid. Bij emissiereductie moet op basis van risicobeoordeling prioriteit worden gegeven aan stoffen waarvoor de MTR-overschrijding en de effecten het grootst zijn.

De streef- en MTR-waarden zijn als conceptwaarden gepubliceerd in de *nota integrale normstelling bodem, water, lucht (INS)* en bekrachtigd door de vaststelling van de *vierde nota Waterhuishouding* in de Tweede Kamer. De streef- en MTR-waarden zijn vermeld in bijlage B.

## Emissiebeleid

Op basis van de *WVO* kunnen lozingen worden verboden of aan een vergunning verbonden, ook als er geen sprake is van een werk (art. 1, derde lid).

Bij de afweging van maatregelen om emissies te beperken moet worden gekeken naar (zie *NW4*):

- het rendement op de langere termijn;
- effecten op andere milieucompartimenten dan water en;
- de effecten op duurzaam gebruik van grondstoffen.

Er worden verschillende instrumenten ingezet:

- generiek beleid voor prioriteitstelling aanpak diffuse bronnen;
- maatwerk per doelgroep;
- gebiedsgericht beleid als aanvulling;
- ook een functiegerichte benadering wordt incidenteel genoemd: het beperken van riooloverstorten in samenhang met de functie van het ontvangende water.

De gebiedsgerichte aanpak moet worden uitgewerkt in provinciale waterhuishoudingsplannen en in waterbeheersplannen, door het stellen van prioriteiten in de aanpak van stoffen en bronnen. Criteria daarbij zijn:

- kosteneffectiviteit;
- mate waarin nog niet aan de landelijke kwaliteitsdoelstelling wordt voldaan;
- voorkomen van afwenteling (benedenstrooms gelegen watersystemen).

In een *conceptrapport van een subwerkgroep van CIW V en VI (emissie/immissie)* is aandacht besteed aan prioritering van stoffen en van bronnen. Prioriteit wordt gegeven aan de aanpak van stoffen die in het betreffende water de milieukwaliteitsdoelstellingen overschrijden. Nadere prioritering hierbinnen wordt afhankelijk gesteld van de verhouding tussen het ernstig risico (50% van de soorten beschermd) en het maximaal toelaatbaar risico van een stof (95% van de soorten beschermd). Bronnen worden als prioritair beschouwd als zij 10% of meer bijdragen aan de belasting van een bepaald watersysteem. Voor deze bronnen moet met voorrang worden nagegaan of verdere reductie mogelijk is. Bij deze afweging spelen kosteneffectiviteit en verschuiving naar andere milieucompartimenten een rol.

Bij het beoordelen van lozingen gaat men in het algemeen als volgt te werk (zie *NW4* en ook figuur 4):

1. Bronaanpak: zo veel mogelijk voorkomen van lozingen en vermindering van de verontreiniging (ketenbenadering: preventie, schone technologie, hergebruik, kringloopsluiting).
2. Emissie-aanpak: toepassen van de stand der techniek (ALARA-principe, best bestaande technieken voor zwarte lijst stoffen en best uitvoerbare technieken voor grijze lijst stoffen) om de verontreiniging te verminderen.
3. Waterkwaliteitsaanpak voor het beoordelen van de toelaatbaarheid van restlozingen.

Ten behoeve van de onder 3 genoemde waterkwaliteitsaanpak wordt door bovengenoemde subwerkgroep van CIW V en VI een *immissietoets (emissie/immissie)* uitgewerkt. Daarbij worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- De lozing mag niet significant bijdragen aan waterkwaliteitsdoelstelling voor het betreffende oppervlaktewatersysteem (water en waterbodembodem!) waarop wordt geloosd.
- Acuut toxische effecten in de mengzone moeten worden voorkomen (daartoe moet worden voorkomen dat in effluenten interventiewaarden of ernstig risiconiveaus worden overschreden).
- Vorming van klasse IV waterbodembodem moet worden voorkomen.

Om aan deze uitgangspunten te kunnen toetsen is nog een nadere uitwerking nodig.

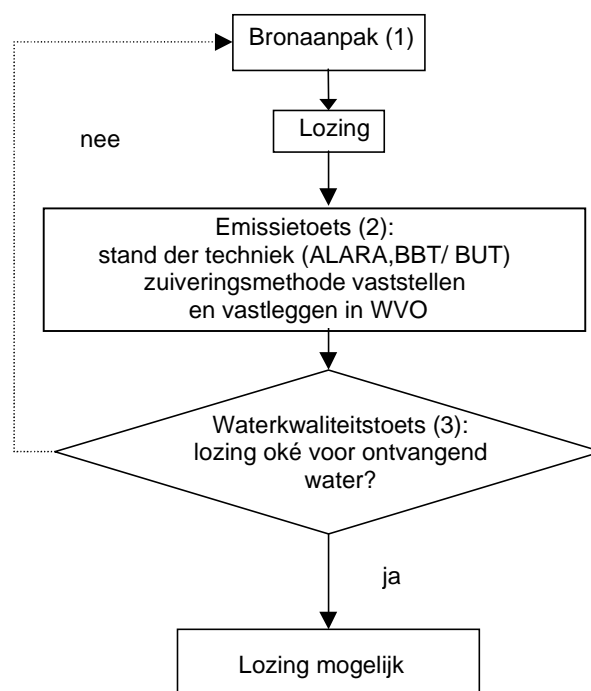


Fig. 4. Werkwijze beoordeling lozingen (afkortingen zie bijlage A).

### 2.3.3 Concretisering in relatie tot gevallen van bodemverontreiniging

#### Het geval van bodemverontreiniging als lozing

Bodemverontreiniging wordt in *NW4* niet als (diffuse) bron genoemd voor oppervlaktewaterverontreiniging. Het is niet duidelijk in hoeverre op basis van de *WVO* een bodemverontreiniging als lozing beschouwd kan worden. Zover bekend is hier in de praktijk geen ervaring mee. Het kan waarschijnlijk alleen op basis van jurisprudentie blijken. Er kan een vergelijking worden gemaakt met oeverbeschoeiingen van verduurzaamd hout, waaruit uitloging van verontreinigingen naar het oppervlaktewater optreedt, waarvoor ook bij jurisprudentie is bepaald dat het een *WVO*-vergunningplichtige activiteit betreft omdat sprake is van een causaal verband. Feit is wel dat een bestaande verontreiniging verschilt van gebruikelijke vergunningsplichtige lozingen in die zin dat het niet een bewuste *activiteit* betreft, die in principe ook achterwege kan worden gelaten of kan worden gestaakt.

Het saneren van de bodem is wel een activiteit. Op basis daarvan zou voor gevallen van bodemverontreiniging die urgent zijn, en dus moeten worden gesaneerd, de gekozen saneringsvariant *WVO*-plichtig kunnen zijn.

Over de relatie grondwaterkwaliteit/oppervlaktewaterkwaliteit is niets opgenomen in *NW4*. De verantwoordelijkheid voor de grondwaterkwaliteit ligt bij de provincies en voor de oppervlaktewaterkwaliteit bij de waterbeheerders.

In de praktijk worden waterbeheerders dus pas betrokken bij bodemverontreinigingen als er een sanering wordt voorbereid. Zolang dat niet het geval is, zal dus in principe verspreiding van verontreinigingen naar/in de richting van het oppervlaktewater kunnen optreden.

#### Bij sanering opgepompt grondwater als lozing

Voor een deel van de lozingen op de riolering die bij bodemsaneringen optreden is er geen vergunningplicht, maar gelden algemene regels uit de *AmvB Proefbronnering en bodemsanering*. Het gaat om lozingen die:

- via het riool lozen op een *RWZI*, en;
- afkomstig zijn van saneringen op terreinen van (voormalige) chemische wasserijen, tankstations voor het wegverkeer, verwerkingsbedrijven afgewerkte olie en autowrakken, opslag huisbrandolie, benzine en diesel en locaties waar de verontreiniging alleen bestaat uit motorbrandstoffen voor het wegverkeer of minerale olie, en;
- niet langer dan drie jaar duren, en;
- een gering debiet hebben (<15 m<sup>3</sup>/uur), en;
- een beperkt gehalte aan verontreiniging hebben (zie bijlage C).

De regels zijn gebaseerd op de *nota Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen van CUWVO werkgroep VI* uit 1989. Deze regels worden gezien omdat onvoldoende rekening wordt gehouden met dunwaterproblematiek, verdrogingproblematiek integrale afweging met andere milieucompartmenten en kortdurende en kleine lozingen. Een *subwerkgroep van CIW VI* is hiermee bezig. Daarbij worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

1. Nieuwe lozingen zo veel mogelijk voorkomen.
2. Verminderen van de verontreiniging door brongerichte maatregelen.

*Dit is meer van belang voor bodembescherming dan voor bodemsanering: voor bestaande gevallen van bodemverontreiniging is de sanering juist het aanpakken van een milieuprobleem (dus sowieso vermindering van de verontreiniging). De bronaanpak is dan in principe*



*niet geschikt voor toepassing op bodemsaneringen, echter door waterbeheerders wordt hier verschillend mee omgegaan: in de praktijk wordt wel vaak een bronaanpak gevraagd.*

3. Vermindering van de verontreiniging door emissie-aanpak.
  - *Los van de effecten van de lozing altijd toepassen van best bestaande technieken voor zwarte lijst stoffen, en best uitvoerbare technieken voor overige stoffen.*
  - *Eventuele restlozingen beoordelen op effect voor ontvangend water (immissietoets).*
4. In verband met dunwater problematiek eerst zoeken naar mogelijkheden voor behandeling en directe lozing op het oppervlaktewater (in plaats van op het riool).

De werkgroep heeft als handreiking bij de beoordeling een *concept-beslisschema* opgesteld, dat als bijlage D is toegevoegd. Opvallend in dit schema is dat pas aan het eind van de beslisboom, als een aanvaardbare lozing niet mogelijk blijkt, de vraag wordt gesteld of er een andere saneringsvariant (zonder of met een andere afvalwaterstroom) mogelijk is. In de *taakopdracht van de werkgroep* is wel aangegeven dat de integrale afweging van saneringsvarianten plaatsvindt door het bevoegd gezag bodemsanering, en dat het van belang is dat de 'waterbelangen' daarbij ook worden behartigd, met andere woorden: voordat je het schema 'in gaat' heeft de integrale afweging van varianten al een keer plaats gevonden.

In afwachting van landelijk beleid is er regionaal soms *interim-beleid* vastgesteld, bijvoorbeeld door het *Zuiveringsschap Limburg*. Daarin is opgenomen dat zij aandringt bij de provincie op een integrale milieufweging bij het goedkeuren van bodemsaneringsplannen, en een verslag daarvan ook moet worden aangeleverd bij de aanvraag voor een lozingsvergunning. Daarbij moet ook infiltratie worden overwogen. Het interim-beleid bestaat in feite uit een invulling van het begrip zeer ruim ontvangend oppervlaktewater, zoals dat door de *CUWVO in de nota uit 1989* is geïntroduceerd. Zuiveringsschap Limburg hanteert als uitgangspunt dat de concentraties verontreinigingen in het ontvangende water in principe niet mogen toenemen, **of** dat normen in het betreffende oppervlaktewater ten gevolge van de lozing *tijdelijk* met een bepaalde factor (variërend van 1,0 tot 2,0, afhankelijk van de duur van de lozing en de functie van het water) mogen worden overschreden. De consequentie van deze systematiek is volgens het zuiveringsschap dat bij de voorgestelde **immissie**benadering but/bbt-maatregelen die bij **emissie**-eisen kunnen worden voorgeschreven, buiten beschouwing blijven.

### **De huidige praktijk**

In figuur 5 is schematisch weergegeven hoe in de huidige praktijk wordt omgegaan met lozing van vrijkomend water bij bodemsaneringen. Daarbij wordt over het algemeen de best uitvoerbare saneringstechniek gezocht. De bij deze techniek vrijkomende waterstromen worden getoetst aan de *CUWVO-normen uit 1989*. Vervolgens wordt voor het te lozen water een WVO-vergunning aangevraagd.

In gevallen waar de waterbeheerder niet akkoord gaat met de WVO-vergunningsaanvraag kan een patstelling ontstaan omdat de gekozen best uitvoerbare saneringstechniek dan niet toegepast kan worden.

Naar aanleiding van deze patstelling bij twee cases (Deventer en Arnhem) is het NLO-project opgestart.

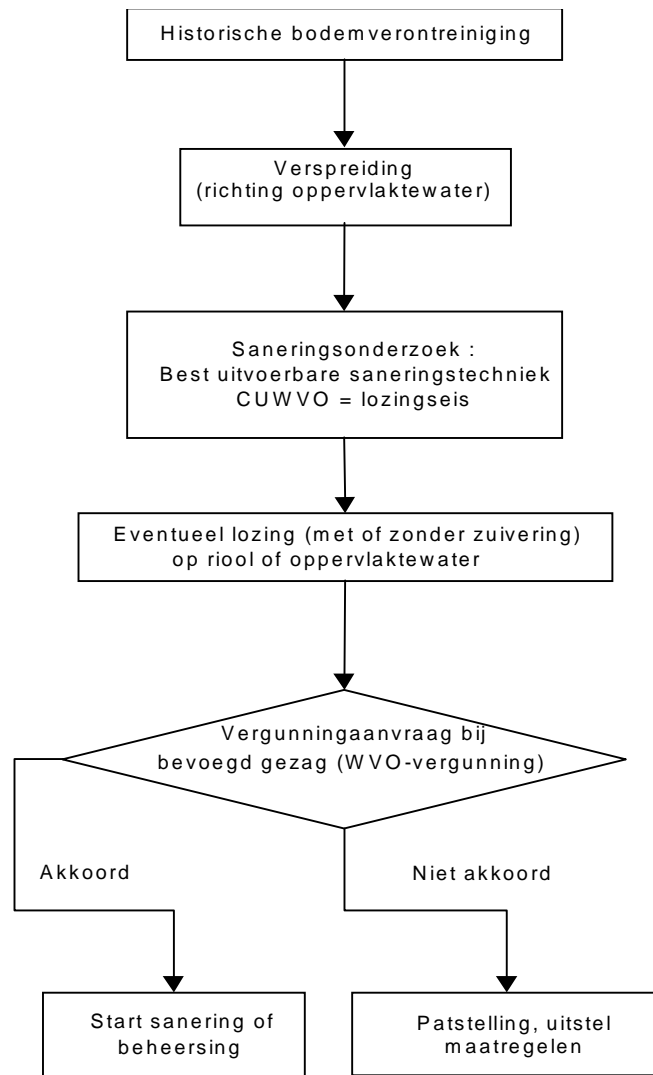


Fig. 5. Huidige werkwijze planvorming bodemsaneringen.

## 2.4 Bodem- en waterbeleid: raakvlakken en verschillen

### 2.4.1 Inleiding

In deze paragraaf wordt het samengevatte bodem- en waterbeleid vergeleken en worden raakvlakken en verschillen geïdentificeerd. Hiertoe worden allereerst de algemene beleidslijnen en gehanteerde normen vergeleken. Vervolgens wordt de werkwijze in de praktijk van beide beleidsvelden vergeleken.

### 2.4.2 Vergelijking van algemene beleidslijnen

Het beleid gebaseerd op de Wet bodembescherming (het preventieve deel) sluit aan bij het brongerichte beleid voor oppervlaktewater. Dat wil zeggen in beide gevallen wordt ernaar gestreefd om emissies tegen te gaan.

Voor bodem is er tevens een aanvullend (curatief) beleid ontwikkeld voor de sanering van 'de erfenis uit het verleden'. Dit betreft de aanpak van de bodemverontreinigingen die zijn ontstaan voordat het bodembeschermingsbeleid formeel vorm had gekregen.

Dit curatieve beleid is met name gericht op ernstige en urgente gevallen van bodemverontreiniging.

Dat wil zeggen dat bij gevallen waar geen problemen en risico's worden verwacht niet alle verontreiniging uit de bodem zal worden verwijderd. In die gevallen betreft het echter verontreinigingen in lage concentraties of met een kleine omvang (niet-ernstige gevallen) en gevallen waarbij de verspreiding beperkt is (niet urgente gevallen). Deze zullen dus naar verwachting geen bedreiging vormen voor het oppervlaktewater en zijn daarom verder niet behandeld in deze studie.

Ook voor het waterbeleid geldt echter dat in de aanpak van verontreiniging prioriteiten worden gesteld. De hoogste prioriteit geldt voor lozingen boven het MTR-niveau voor oppervlaktewater. Verder worden aan lozingen eisen gesteld op basis van het ALARA-principe, wat inhoudt dat er ook emissies van stoffen blijven bestaan. Aangezien de techniek voortschrijdt, is het wel de bedoeling dat emissies in de tijd steeds verder worden teruggedrongen.

Voor de aanpak van diffuse bronnen van verontreiniging geldt dat in de afweging tussen verschillende maatregelen rekening wordt gehouden met het rendement op langere termijn, effecten op andere milieucompartimenten, en duurzaam gebruik van grondstoffen.

**Overeenkomsten** die aanknopingspunten bieden voor NLO zijn:

- Mogelijkheden voor een gebiedsgerichte differentiatie van het beleid, afgestemd op gebiedskenmerken.
- Het hanteren van kosteneffectiviteit als een relevante factor bij het kiezen van maatregelen.

#### 2.4.3 *Vergelijking van normen*

In bijlage B zijn de streef-, tussen- en interventiewaarden die worden gebruikt bij het bodemsaneringsbeleid, en de MTR- en streefwaarden voor oppervlaktewater naast elkaar gezet. Aangezien voor veel bodemverontreinigingen geen MTR's zijn vastgesteld in de vierde nota Waterhuishouding, zijn eveneens de afgeleide MTR-waarden, in het kader van de werkgroep Integrale Normstelling Stoffen (1997), meegenomen.

In tabel 1 is een selectie gemaakt voor enkele relevante mobiele bodemverontreinigingen.

Tabel 1. Vergelijking bodem- en waternormen.

Stof	interventiewaarde grondwater (µg/l)	MTR oppervlaktewater (µg/l)
BTEX	30 – 1.000	240 – 730
Gechloreerde ethenen	5 – 500	330 – 6.100
Monochloorbenzeen	180	690
Naftaleen	70	1,2
Overige PAK	0,05 – 5	0,01 – 0,3

Uit tabel 1 (en bijlage B) kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- De MTR-waarden voor oppervlaktewater liggen voor de aromatische verbindingen boven de interventiewaarden voor grondwater, met uitzondering van toluen.
- Bij de polycyclische aromaten geldt dat de MTR-waarden lager liggen dan de interventiewaarde, behalve voor chryseen.
- De MTR-waarden voor oppervlaktewater bij de gechloreerde ethenen zijn in alle gevallen hoger dan de interventiewaarde.

Uit bijlage B volgt verder:

- Bij de metalen geldt dat de MTR-waarden van de stoffen koper, kwik, lood, nikkel en zink lager liggen dan de streefwaarden grondwater. Voor de andere metalen zijn de MTR-waarden nog aanmerkelijk lager dan de tussenwaarden.
- De MTR-waarde voor oppervlaktewater bij de bestrijdingsmiddelen liggen hoger dan de interventiewaarden.

- De MTR-waarden voor oppervlaktewater van de HCH-verbindingen liggen in de orde grootte van de interventiewaarde.

In het **algemeen** kan gesteld worden dat metalen en PAK een strengere normering kennen in oppervlaktewater dan in de landbodem. De veel voorkomende mobiele bodemverontreinigingen BTEX en chloorethenen kennen een strengere normering in de landbodem.

## 2.5 Conclusies fase 0

Na het analyseren van de beide beleidsvelden kunnen de volgende conclusies worden getrokken:

- In de praktijk worden gevallen van bodemverontreiniging die (nog) niet worden gesaneerd, maar wel afstromen naar het oppervlaktewater, niet als lozing behandeld in de zin van de WVO en er worden dus geen maatregelen geëist.
- Bij aanpak van de verontreiniging (bodemsanering) wordt vanuit beide beleidsvelden een integrale milieuafweging voorgestaan, en is een zgn. NLO-optie dus een reële optie.
- Bij deze afweging zijn gebiedskenmerken, gevoeligheid van functies en de omvang en duur van de beïnvloeding relevante aspecten.

In gevallen waar het 'natuurlijk lozen' een evident beter alternatief is, zijn er dus geen beleidsmatige obstakels om in overleg ook voor een dergelijke oplossing te kiezen. Dit is naar verwachting het geval:

- Bij situaties waarin actieve beheersing leidt tot oppompen van zodanig verdund water dat het ongezuiverd direct weer op hetzelfde oppervlaktewater geloosd mag worden.
- Bij situaties waarbij aannemelijk gemaakt kan worden dat het zuiveringsrendement na oppompen niet beter zal zijn dan het rendement van de 'zuivering' in de bodem.
- In andere gevallen op basis van kosteneffectiviteit/milieurendement.

Verder is geconcludeerd dat op dit moment bij de planvorming rondom bodemsanering de compartimenten sectoraal beschouwd worden.

Waterkwaliteitsbeheerders worden als gevolg van deze sectorale benadering pas later in het traject betrokken. Daardoor bestaat het risico dat het planvormingsproces meerdere keren doorlopen moet worden.

Wanneer volgens bovenstaande conclusies van fase 0 voor een integrale milieuplossing wordt gekozen, is het van belang vanaf de start van de planvorming (keuze uit te werken saneringsvarianten) waterkwaliteitsbeheerders bij het proces te betrekken.

Op deze wijze kunnen eenmalig varianten worden afgewogen waarbij zowel rekening wordt gehouden met de bodem- als oppervlaktewaterbelangen.

Anderzijds hebben waterkwaliteitsbeheerders wel de voorkeur voor een sectorale benadering omdat pas na uitwerking en toetsing blijkt of een variant daadwerkelijk acceptabel is. Reden hiervoor is dat bij de keuze van de uit te werken varianten nog geen inzicht bestaat in de relevantie van de (natuurlijke en/of bovengrondse) lozing.

De sectorale en de integrale benadering zijn geschematiseerd in figuur 6 weergegeven.

Als er sprake is van kleine ontvangende wateren, zou bij de afweging wellicht gebruik kunnen worden gemaakt van de immisietoets die momenteel wordt ontwikkeld door de CIW-subwerkgroep bodemsaneringen. Voor grote ontvangende wateren is deze toets niet onderscheidend omdat lozingen in dat geval niet leiden tot concentratietoenames in het oppervlaktewater.

De conclusie van fase 0 is daarom:

Natuurlijke lozing is mogelijk indien dit de beste integrale milieuplossing biedt en de beleidsmatige risico's voor oppervlaktewater en waterbodembodem acceptabel zijn.

De beste integrale milieuplossing is daarbij gedefinieerd als:

- Bepalen van de milieuverdienste welke is te bepalen door middel van de RMK-systematiek.
- Bepalen van de risico's voor oppervlaktewater en waterbodembodem.

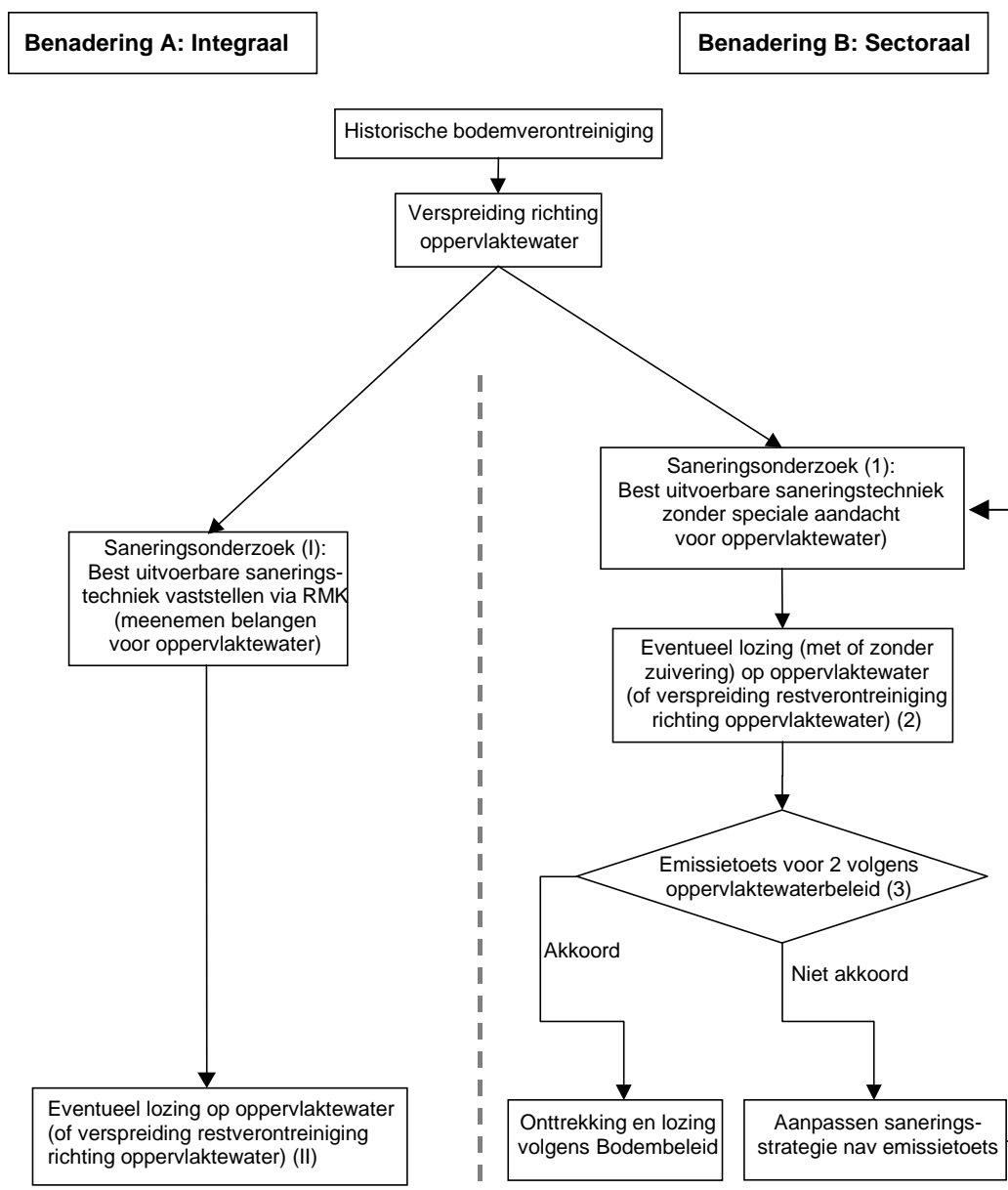


Fig. 6. Integrale (A) en sectorale (B) benadering bij beoordeling saneringsvarianten.

## HOOFDSTUK 3

### FASE 1: GEHANTEERDE SYSTEMATIEK

#### 3.1 Inleiding

In fase 1 van het project zijn voor de twee praktijkcases "Gasfabriek Arnhem" en "Deventer grondwater" saneringsvarianten met en zonder natuurlijke lozing afgewogen op basis van risico's voor oppervlaktewater en waterbodembodem, milieuverdiensite en kosten. Voor de risico's is door TNO, in samenspraak met het RIZA, een eenvoudige systematiek opgezet in het kader van dit project. Voor de afweging op milieuverdiensite is gebruik gemaakt van de milieuverdiensite module uit RMK.

Het doel van de uitwerking van de cases is het inzichtelijk maken van de afgeleide systematiek om op basis hiervan in de workshop het draagvlak te kunnen toetsen en praktijkknelpunten bij toepassing van de systematiek te signaleren. Met nadruk wordt gesteld dat het uitwerken van de cases in dit project niet tot doel heeft om de meest optimale saneringsoplossing per locatie af te leiden en hierover ook daadwerkelijk overeenstemming te bereiken.

Opgemerkt wordt dat voor beide cases reeds de saneringsdoelstelling is vastgesteld en dat gekozen is voor een functiegerichte sanering. Daarbij is de aanpak als volgt:

1. Mobiele grondspots zoveel als mogelijk ontgraven.
2. Immobiele grondverontreinigingen isoleren door middel van een leeflaag.
3. Mobiele grondwaterverontreinigingen saneren en/of beheersen.

De maatregelen zoals omschreven onder punten 1 en 2 zijn reeds uitgevoerd of worden momenteel uitgevoerd. De afweging voor aanpak van het grondwater wordt in het kader van deze studie onderzocht. De geselecteerde varianten passen binnen de BEVER-aanpak aangezien er wordt gekozen voor kosteneffectieve verwijdering van mobiele grondverontreinigingen en isolatie van de immobiele verontreinigingen.

#### 3.2 Milieuverdiensite-module van RMK

Het doel van RMK is 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. Het huidige RMK-model is uitgewerkt in een spreadsheetprogramma en beschikbaar op Cd-rom met handleiding voor geïnteresseerden.

RMK wordt in de praktijk toegepast op een grote diversiteit aan cases voor het vergelijken van bodemsaneringsvarianten. RMK wordt ook toegepast om bijvoorbeeld het milieurendement van stagnerende grondwatersaneringen te bekijken. Daarnaast wordt op dit moment gekeken naar toepassing van RMK bij het ontwerp van saneringsvarianten (RMK in ontwerp).

In de afweging van NLO-scenario's wordt de Milieuverdiensite-module van RMK gebruikt om een integrale milieufweging te kunnen maken. Voor de uitgebreide beschrijving van de milieuverdiensite-module uit RMK wordt verwezen naar bijlage E.

### 3.3 Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem

#### Aanleiding

RMK weegt het belang van oppervlaktewater uitsluitend in de milieuverdiensite-module en niet in de risicomodule. Dit betekent dat emissies naar het oppervlaktewater wel worden meegewogen, maar eventuele effecten in het ontvangende water niet. De risico's voor het water- en waterbodemesysteem zijn echter wel belangrijk voor waterbeheerders. Daarom is, in overleg met de begeleidingscommissie, door TNO (gedeeltelijk in samenspraak met het RIZA) een eenvoudige methode voor risicobepaling opgesteld voor oppervlaktewater en waterbodem.

Het uitgangspunt is dat er, afhankelijk van het scenario, een grondwaterverontreinigingspluim het (drainerende) oppervlaktewater bereikt, en/of grondwater (al dan niet gezuiverd) op het oppervlaktewater wordt geloosd. Dit kan leiden tot een verhoogde concentratie van bepaalde stoffen in het water of in de waterbodem wat een potentieel risico betekent voor water(bodem-) organismen.

#### Risicobeoordeling oppervlaktewater

De voorgestelde methodiek bestaat hieruit, dat per saneringsvariant berekend wordt wat het risico is voor waterorganismen. Hiertoe wordt eerst de gemiddelde concentratie in het oppervlaktewater berekend, uitgaande van de aanvoer vanuit de landbodem en het debiet van de (ontvangende) rivier. Aangenomen wordt dat in de directe omgeving van het lozingspunt verdunning het belangrijkste proces is dat de concentratie bepaalt, en dat andere processen (zoals afbraak, evenwichtspartitie, vervluchtiging, et cetera) verwaarloosbaar zijn ten opzichte van het verdunningsproces. Er is voor gekozen om de gemiddelde concentratie over 30 jaar te toetsen. Dit betekent dat de benadering soms een overschatting, en soms een onderschatting van het daadwerkelijke risico geeft. In de toekomst kan de methodiek mogelijk verfijnd worden door de lozing en de daarbij behorende risico's dynamisch te modelleren. De berekende concentratie wordt vervolgens vergeleken met het MTR en VR voor deze stof in het oppervlaktewater (Maximaal Toelaatbaar Risico resp. Verwaarloosbaar Risico niveau)<sup>1</sup>.

Als de concentratie groter is dan het MTR, zal de saneringsvariant vanuit waterbeheerperspectief doorgaans onaanvaardbaar zijn. Als de concentratie lager is dan het VR, zal er over het algemeen geen bezwaar zijn. Daarnaast is op lozingen altijd het ALARA-principe van toepassing, hetgeen inhoudt dat naar redelijkheid een inspanning wordt verwacht.

In figuur 7 is dit schematisch weergegeven.

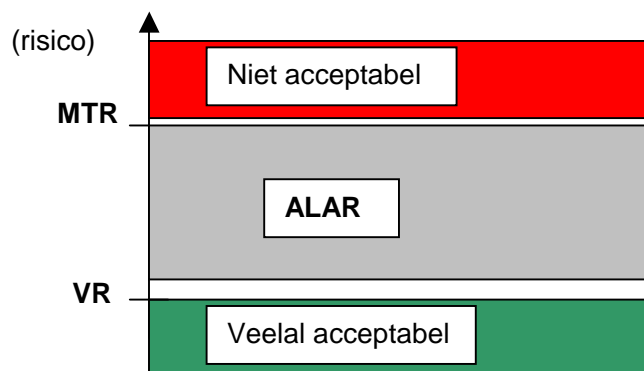


Fig. 7. Risicobeoordeling waterbeleid.

<sup>1</sup> Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen Bodem en Water (MILBOWA), V&W, 1992; Vierde Nota Waterhuishouding, V&W, 1999

### Normstelling oppervlaktewater

Voor het oppervlaktewater zijn in de vierde nota waterhuishouding MTR-waarden voor een aantal stoffen weergegeven. Voor de stoffen waarvoor geen waarden zijn vastgesteld in deze nota zijn de waarden overgenomen van de werkgroep "Integrale Normstelling Stoffen".

Indien ook deze werkgroep geen MTR's voor de specifieke stoffen heeft afgeleid, zijn indicatieve MTR's afgeleid door de laagste acute LC<sub>50</sub>-waarde uit de literatuur te delen door 1000 of 100, afhankelijk van de beschikbare data. Ook de "officiële" MTR's zijn vaak zo berekend.

### Risicobeoordeling waterbodem

Bij de methodiek (zie figuur 8) dient per saneringsvariant het risico voor waterbodemorganismen te worden berekend. Dit risico kan worden geschat uit de concentratie van de stof in de waterbodem (in mg/kg DS). De concentratie in de waterbodem wordt bepaald door de concentratie in de pluim (grondwater) en door een groot aantal biochemische processen, zoals microbiologische omzetting, chemische omzettingen ten gevolge van redox- en zuurstofgradiënten, vastlegging (accumulatie) in bepaalde lagen, bioturbatie, et cetera. Door de complexiteit van de processen, en daardoor de modellering, is voor de cases gekozen voor een vereenvoudigde benadering. Aangenomen is dat de concentratie in het poriewater van de waterbodem gelijk is aan de concentratie in de pluim, dat wil zeggen dat aangenomen is dat het netto effect van de genoemde processen nul is. Er wordt dus geen rekening gehouden met afbraak en/of accumulatie van stoffen. In specifieke gevallen wordt aanbevolen deze aanname door middel van meting in de praktijk vast te stellen.

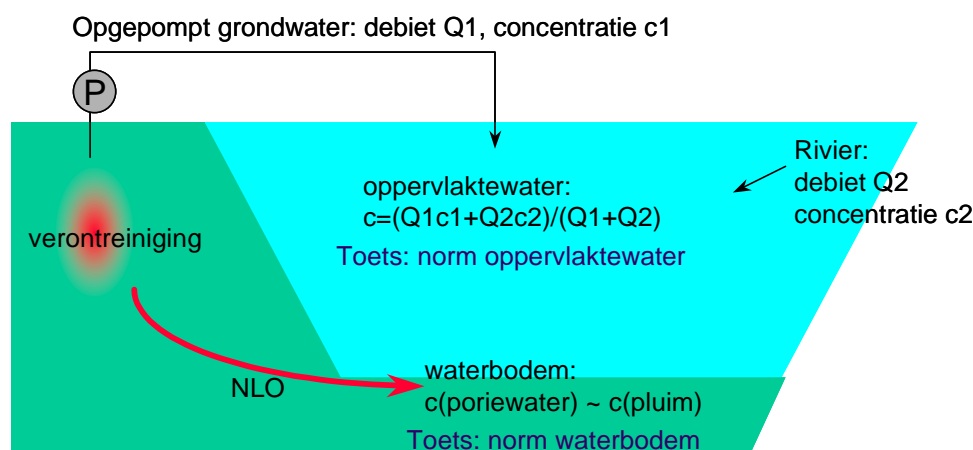


Fig. 8. Schematische weergave van de risicobeoordelingsmethodiek.

De concentratie in de waterbodem moet worden vergeleken met de MTR voor de waterbodem. Deze is doorgaans uitgedrukt op droge stof basis, en daarom moet de MTR eerst worden omgerekend naar poriewaterconcentratie (met behulp van evenwichtspartitie). Voor de stoffen uit de cases zijn de MTR's voor de waterbodem niet gebaseerd op de toxiciteit voor waterbodemorganismen, maar voor waterorganismen (omdat er geen toxiciteitstesten met waterbodemorganismen zijn uitgevoerd). De MTR's voor waterbodem (mg/kg DS) zijn voor deze stoffen berekend uit de MTR voor water (mg/l), op basis van evenwichtspartitie. *Voor de risicobeoordeling betekent dit dat de concentraties in het poriewater (mg/l) direct kunnen worden getoetst aan de MTR voor oppervlaktewater (mg/l), omdat de twee omrekeningsstappen tegen elkaar wegvallen.*

De beschreven methodiek voor de waterbodem bleek voor de uitwerking van de twee cases in dit project bruikbaar.



### **Vaststellen gecombineerde risico's**

De toetsing wordt per stof uitgevoerd door de berekende concentratie te vergelijken met de normen (MTR en VR). Het is echter ook belangrijk om de risico's van een combinatie van stoffen te berekenen, omdat het bij NLO-varianten vaak gaat om een mengsel van stoffen. Door TNO is hiervoor een methodiek ontwikkeld [1]. Hierbij wordt eerst de kans dat een organisme door één bepaalde stof effect ondervindt, bepaald op basis van de verhouding tussen de blootstellingsconcentratie en de MTR. Vervolgens kunnen deze kansen met een eenvoudige combinatieregel worden opgeteld. Hierbij worden additieve effecten verondersteld. Voor meer informatie over de methodiek wordt verwezen naar Karman *et al.* (1995). Indien het berekende risico hoger is dan 0,05, is sprake van een actueel risico [2].

### **3.4 Kosten**

Per saneringsvariant worden kosten berekend. Hierbij wordt onderscheid gemaakt in investeringskosten en jaarlijkse kosten. Om de totale kosten per variant inzichtelijk te maken zijn vervolgens de jaarlijkse kosten gekapitaliseerd. Hierbij wordt uitgegaan van 4,5% effectieve rente.

### FASE 1: UITWERKING CASES

#### 4.1 "Gasfabriek Arnhem"

##### 4.1.1 *Beschrijving locatie*

###### **Historie**

Het voormalige gasfabrieksterrein is gelegen in het centrum van Arnhem aan de Westervoortse-dijk/Van Oldebarneveldtstraat. Het gasfabrieksterrein is rond 1860 aangelegd waarbij het oorspronkelijke maaiveld is opgehoogd. De oppervlakte van het gasfabrieksterrein bedroeg in die tijd ongeveer 2 hectare. Bij de sluiting van de gasfabriek in de jaren zestig had deze inmiddels een omvang van circa 8 hectare bereikt. Het terrein telde daarmee onder andere acht gashouders. De bebouwing van de gasfabriek is vervolgens gesloopt en de locatie is gedeeltelijk opnieuw ingericht.

###### **Geohydrologische situatie**

Op de locatie wordt tot 4 à 8 m -mv een fijn zandige tot sterk leemhoudende ophooglaag aangetroffen. Het grondwaterniveau varieert tussen 1,5 en 3 m -mv. Er is sprake van een infiltratiesituatie, daarnaast kan alzijdige horizontale afstroming plaatsvinden.

Vervolgens bevindt zich tot circa 12 m -mv de oorspronkelijke deklaag van klei en veen. Van 12 tot 30 m -mv bevindt zich het eerste watervoerend pakket met matig grof tot grindhoudend zand (gemiddelde stroomsnelheid bedraagt 25 m/jaar).

###### **Verontreinigingssituatie**

Het totale verontreinigde oppervlak omvat circa 12 hectare met een gemiddelde verontreinigingsdiepte in de grond tot circa 5 m -mv. Er zijn sterke verontreinigingen aangetoond met minerale olie, aromaten, PAK, zware metalen en cyanide. De grondwaterverontreiniging is omvangrijker dan de gevalscontour in de grond (15 hectare), waarbij voor een derde van de omvang sprake is van interventiewaarde overschrijding.

##### 4.1.2 *Uitwerking saneringsaanpak*

Voor deze case is uitgegaan van:

1. Functiegerichte sanering (kantorenpark) van niet-mobiele verontreinigingen door het aanbrengen van een leeflaag van 1 m dikte over de gehele locatie.
2. Het zover mogelijk verwijderen van diepe mobiele en vluchtige spots door ontgraving.
3. Zonodig geohydrologische beheersing/sanering van de resterende grondwaterverontreinigingen.

De aanpak van de resterende grondwaterverontreinigingen is in deze paragraaf verder uitgewerkt en afgewogen.

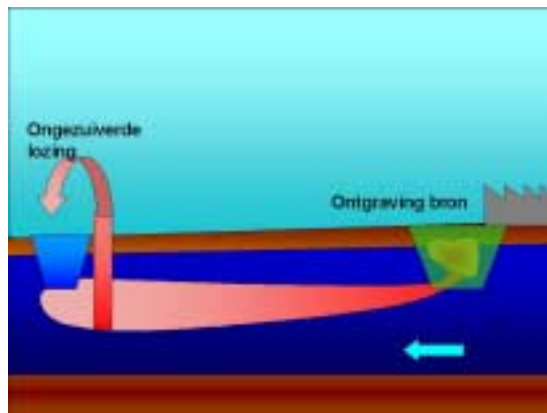
De in deze studie uitgewerkte varianten voor aanpak van de resterende grondwaterverontreiniging, dus na de grondsanering, betreffen:

1. Pluimaanpak: stroomafwaartse grondwateronttrekking ter beheersing/sanering van alle tot het geval behorende verontreinigingen. De concentraties van het onttrokken water zijn zodanig dat volgens de CIW normen zuivering niet realistisch is.
2. Bronaanpak: grondwateronttrekking direct stroomafwaarts van de brongebieden en de rest van de pluim niet beheersen (beperkt NLO). Doordat er veel hogere concentraties aromaten worden onttrokken is zuivering van het onttrokken water wel mogelijk.

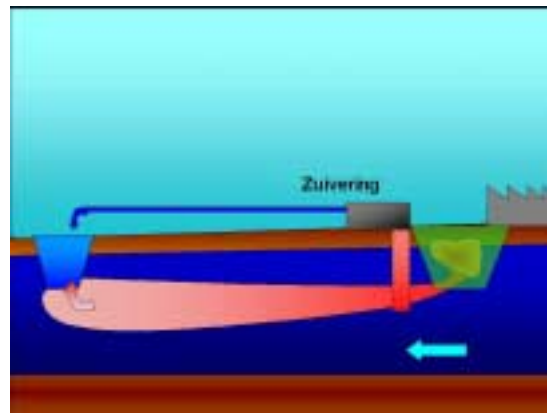
3. Niets doen: geen actieve maatregelen voor het diepe grondwater.

In figuur 9 zijn de varianten schematisch weergegeven.

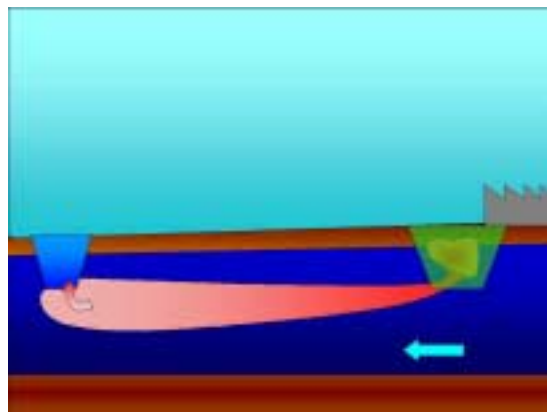
Hier wordt nogmaals opgemerkt dat het plan voor de grondsanering al in uitvoering is en in deze studie alleen de afweging van maatregelen voor het diepe grondwater is opgenomen.



**Variant 1: pluimaanpak**



**Variant 2: bronaanpak**



**Variant 3: niets doen**

Fig. 9. Schematisatie varianten gasfabriek Arnhem.

#### 4.1.3 Milieuverdiensite

In deze paragraaf worden de uitgangspunten voor de input voor de milieuverdiensite-module beschreven. Voor de daadwerkelijke invoer van de module en de afleiding hiervan voor de locatie gasfabriek Arnhem wordt verwezen naar bijlage F. Hier worden per milieuaspect en voor de totale milieuverdiensite de indices berekend. Voor de wijze waarop deze berekening plaatsvindt, wordt verwezen naar bijlage E. Hierna wordt het resultaat van de afweging weergegeven.

#### Huidige situatie

De totaal aanwezige vrachten aan verontreinigingen in het diepe grondwater is weergegeven in tabel 2, evenals de bijbehorende grondwatervolumes en de gemiddelde grondwaterconcentratie. Hierbij is rekening gehouden met de verdeling van de vrachten over grond en grondwater (retardatiefactor).

Tabel 2. Uitgangspunten verontreinigingen in de verzadigde zone.

Stoffen	Verontreinigd grondwatervolume (m <sup>3</sup> )	Vrachten (kg)
BTEX	824.100	272
CN (complex)	933.100	522
PAK	740.000	14
Fenol	480.000	10

In tabel 3 zijn de te hanteren lozingsnormen (CIW-normen) vermeld.

Tabel 3 Lozingsnormen.

Stoffen	CIW (µg/l)
Cyanide	100
Minerale olie	6.000
BTEX	100
PAK	50
Fenol	50

Uitgaande van de CIW lozingsnormen uit tabel 3 blijkt dat het diepe grondwater feitelijk ongezuiverd geloosd kan worden. Er dient uitsluitend ontijzering plaats te vinden ten behoeve van de lozing op het oppervlaktewater (norm 3 mg/l). Er is bij deze variant daarom alleen uitgegaan van ontijzering van het opgepompte water.

Omdat de MTR-waarden voor het oppervlaktewater voor de betreffende verontreinigingen niet bekend zijn, zijn ze afgeleid volgens de in paragraaf 3.3 beschreven wijze. De uiteindelijk gehanteerde MTR-waarden zijn:

- Benzeen: 240 µg/l
- Toluëen: 730 µg/l
- Ethylbenzeen: 370 µg/l
- Xylenen: 380 µg/l
- Cyanide (complex): 320 µg/l

### Variant 1: pluimaanpak

Het diepe isolatie-/saneringssysteem bestaat uit 5 deepwells, zo dicht mogelijk langs de Rijn. Met dit systeem wordt eeuwigdurend gemiddeld 25 m<sup>3</sup>/uur onttrokken. Dit debiet is precies voldoende om de verontreinigde stroom grondwater naar de Rijn af te vangen. Na circa 100 jaar wordt verwacht dat de volledige vracht (mobiele) verontreiniging is opgepompt. De inrichting van het diepe isolatiesysteem van het grondwater is opgenomen in bijlage H.

De inschatting van de concentraties in het grondwater is per deepwell gegeven in tabel 4. Dit is gebaseerd op de stoftransportberekeningen met Microfem en Gridflow in bijlage J. Bij deze stoftransportberekeningen is in eerste instantie geen rekening gehouden met natuurlijke afbraak omdat geen locatiegegevens beschikbaar zijn om deze te kwantificeren. Bij de bespreking van de resultaten wordt ingegaan op het mogelijke effect van natuurlijke afbraak op de afweging van de varianten. Hierbij wordt uitgegaan van een literatuurwaarde voor anaëroobe afbraak van aromaten.

Tabel 4. Geschatte concentraties in het diep opgepompte grondwater ( $\mu\text{g/l}$ ).

Stoffen	Concentraties
BTEX	5 - 50
Cyanide	10 - 70
PAK	1 - 10
Fenol	1 - 10
Lood	<15

### Variante 2: Onttrekking in het brongebied ter beheersing/sanering

Om een zo optimaal mogelijk milieurendement te behalen, dient bij een minimaal debiet een maximale vracht aan verontreiniging te worden onttrokken. Dit wordt bereikt door zo dicht mogelijk bij de (partieel gesaneerde) brongebieden te onttrekken. De rest van het pluimgebied wordt niet beheerst en stroomt dus naar de Rijn.

Hiertoe is een bronbeheersing uitgewerkt welke zich richt op de interventiewaarde overschrijdingen (voor BTEX) in het diepe grondwater. Geschat wordt dat hiervoor gedurende 30 jaar een onttrekkingsdebiet van  $10 \text{ m}^3/\text{uur}$  noodzakelijk is. Daarna heeft de concentratie in het brongebied de concentratie van de omgeving bereikt en is geen verdere zuivering meer mogelijk. Verwacht wordt dat de natuurlijke lozing hier circa 70 jaar zal duren.

Voor het definitieve ontwerp van een bronbeheersing dient aanvullend onderzoek plaats te vinden naar de omvang en ligging van de bron. De globale inrichting van het isolatiesysteem van het grondwater is opgenomen in bijlage K.

De inschatting van de concentraties in het opgepompte grondwater is gegeven in tabel 5. Deze inschatting is afgeleid van de stoftransportberekeningen betreffende variante 1 in bijlage J.

Tabel 5. Bronaanpak: geschatte concentraties in het opgepompte grondwater ( $\mu\text{g/l}$ ).

Stoffen	Concentraties
BTEX	50 - 100
Cyanide	20 - 40
PAK	5
Fenol	3

Uitgaande van de lozingsnormen uit tabel 3 blijkt dat het onttrokken water gezuiverd kan worden op BTEX, maar even als bij de stroomafwaartse onttrekking niet op cyanide. Bij deze RMK-beoordeling is uitgegaan van 30 jaar ontijzering en zuivering met een biofilmreactor. De biofilmreactor is een rendement van 95% toegekend. Verder is uitgegaan van verwijdering van 30% cyanide (thiocynaat).

Omdat de onttrekking zich concentreert op het brongebied, zal de vracht in de pluim 'natuurlijk' worden geloosd. Een overzicht van de (natuurlijk) geloosde vrachten is weergegeven in tabel 6.

Tabel 6. Bronaanpak: geloosde vrachten (kg).

Stoffen	Oorspronkelijke vracht in de bodem	Opgepompte vracht via 30 jaar brononttrekking	Geloosde vracht met 30 jaar zuivering	Natuurlijk geloosde vracht in 100 jaar
BTEX	272	247	12	25
Cyanide	522	383	268	139
PAK	14	-	-	-
Fenol	10	-	-	-

Gezien de beperkte vracht PAK en fenol en het feit dat de varianten hierop niet onderscheidend zijn, zijn de PAK- en fenol verontreiniging niet verder beschouwd.

### Variant 3: Volledig natuurlijke lozing van het diepe grondwater

In tegenstelling tot de varianten 1 en 2 vindt geen grondwateronttrekking plaats. De totale aanwezige vracht aan verontreiniging in de bodem wordt 'natuurlijk' geloosd in circa 100 jaar.

### Resultaten

In figuur 10 zijn de totaal scores en de scores per milieuaspect inzichtelijk gemaakt, volgens de standaard RMK-output.

Uit figuur 10 blijkt dat variant 1 (pluimbeheersing) volgens het model negatief scoort op milieuverdiensite. Dit is grotendeels het gevolg van het aspect 'verlies aan grondwater' omdat er veel grondwater aan het bodemsysteem wordt onttrokken.

De varianten 2 en 3 (resp. bronbeheersing en 'niets doen') scoren wel positief op milieuverdiensite aangezien hier veel geringere hoeveelheden, c.q. geen grondwater, worden onttrokken.

Variant 3 scoort overall het beste: De kwaliteitsverbetering van het grondwater weegt volgens het model op tegen de milieukosten in de zin van oppervlaktewateremissies. De oppervlaktewateremissies zijn nauwelijks bepalend omdat het MTR-oppervlaktewater voor BTEX en complexe cyanide relatief hoog ligt ten opzichte van bodemnormen.

Daarnaast blijkt dat de oppervlaktewateremissies bij de bronbeheersing maar beperkt vermindert worden. Dit kan worden verklaard doordat ook de waterstroom uit de grondwateronttrekking in de bron niet of nauwelijks gezuiverd kan worden op cyanide en deze vracht vrijwel volledig in de Rijn terechtkomt.

### Natuurlijke afbraak

Van aromaten is inmiddels bekend dat deze ook onder zuurstofloze omstandigheden afbreken. Uit recente publicaties blijkt dat dit zelfs voor benzeen is waargenomen. Derhalve is de stoftransportmodellering nogmaals uitgevoerd, rekening houdend met eerste orde afbraak van aromaten met  $k = 0,0001 \text{ dag}^{-1}$  (zie bijlage J).

Bij vergelijking met de varianten zonder afbraak blijkt dat de vracht die gedurende de komende 100 jaar de Rijn bereikt, wordt gehalveerd als gevolg van afbraak. Voor de milieuverdiensitebeoordeling met afbraak zijn derhalve de geloosde concentraties BTEX bij de varianten 1 en 3 gehalveerd. Bij variant 2 wordt dit effect niet bewerkstelligd omdat het grondwater aan het bodemsysteem wordt onttrokken en daardoor afbraak niet wordt bewerkstelligd.

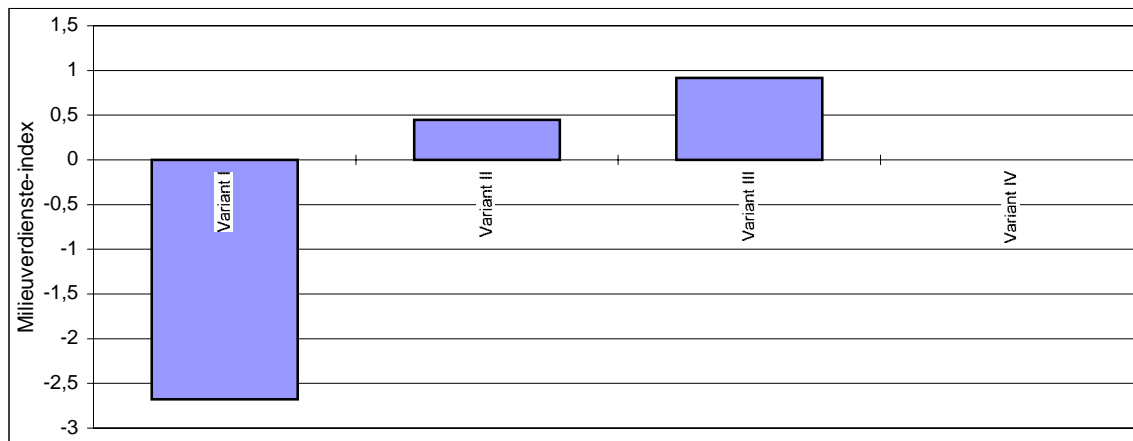
Het resultaat van de milieuverdiensite afweging met natuurlijke afbraak is opgenomen in figuur 11.

Uit de benadering met natuurlijke afbraak blijkt dat de oppervlaktewateremissies wel afnemen voor varianten 1 (pluimbeheersing) en 3 (niets doen) maar dat dit niet tot veranderingen in de totale beoordeling leidt.

**Milieuverdiensite gewogen prestaties met default gewichtenset**

	Variant I	Variant II	Variant III	Variant IV
A1 schone grond door sanering	0	0	0	0
A2 schoon grondwater door sanering	1,114	1,114	1,114	0
A3 voorkomen verontreiniging grondwater	0	0	0	0
A4 verlies aan grond	0	0	0	0
A5 verlies aan grondwater	-2,5471	-0,3057	0	0
A6 energiegebruik	-0,1865	-0,0224	0	0
A7 luchtmissies	-0,2206	-0,0265	0	0
A8 oppervlaktewateremissies	-0,1984	-0,2239	-0,1984	0
A9 finaal afval	-0,6189	-0,0743	0	0
A10 ruimtebeslag	-0,0207	-0,0124	0	0
M-index	-2,6782	0,44894	0,91559	0

**Grafiek gewogen prestaties**



**Grafiek bijdrage elk aspect**

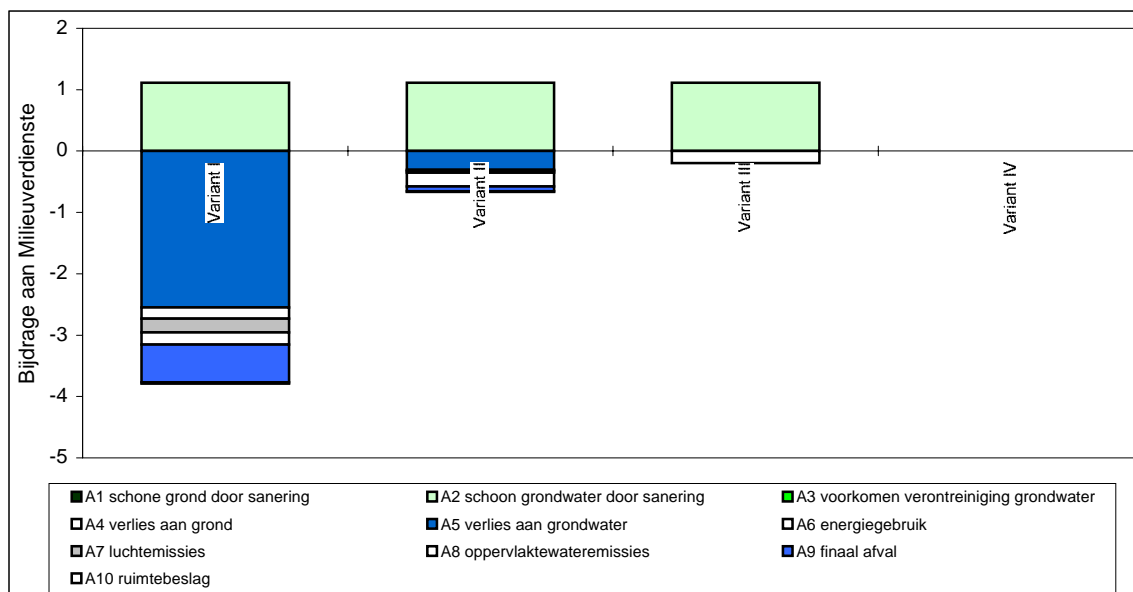
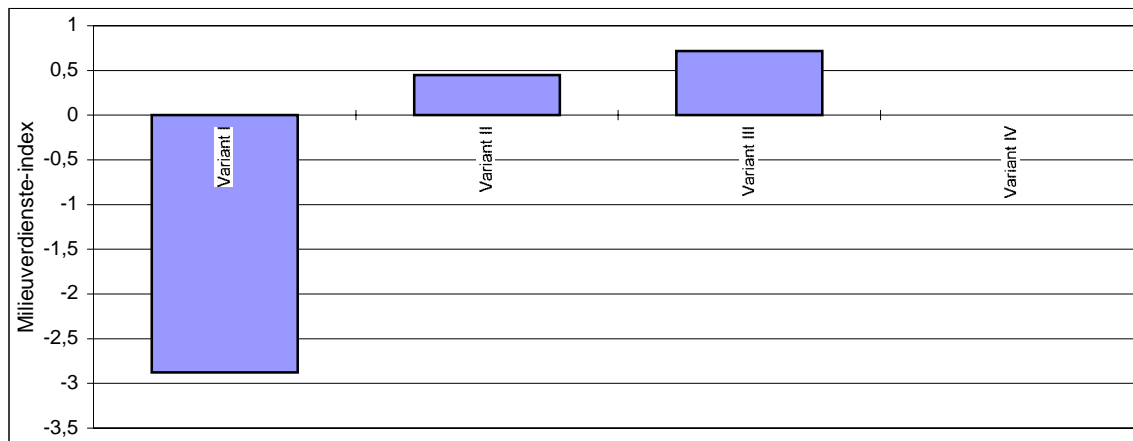


Fig. 10. Milieuverdiensite scores volgens standaard RMK-output.

**Milieuverdienste gewogen prestaties met default gewichtenset**

	Variant I	Variant II	Variant III	Variant IV
A1 schone grond door sanering	0	0	0	0
A2 schoon grondwater door sanering	1,114	1,114	1,114	0
A3 voorkomen verontreiniging grondwater	0	0	0	0
A4 verlies aan grond	0	0	0	0
A5 verlies aan grondwater	-2,5471	-0,3057	0	0
A6 energiegebruik	-0,1865	-0,0224	0	0
A7 luchtemissies	-0,2206	-0,0265	0	0
A8 oppervlaktewateremissies	-0,3968	-0,2239	-0,3968	0
A9 finaal afval	-0,6189	-0,0743	0	0
A10 ruimtebeslag	-0,0207	-0,0124	0	0
M-index	-2,8766	0,44894	0,71719	0

**Grafiek gewogen prestaties**



**Grafiek bijdrage elk aspect**

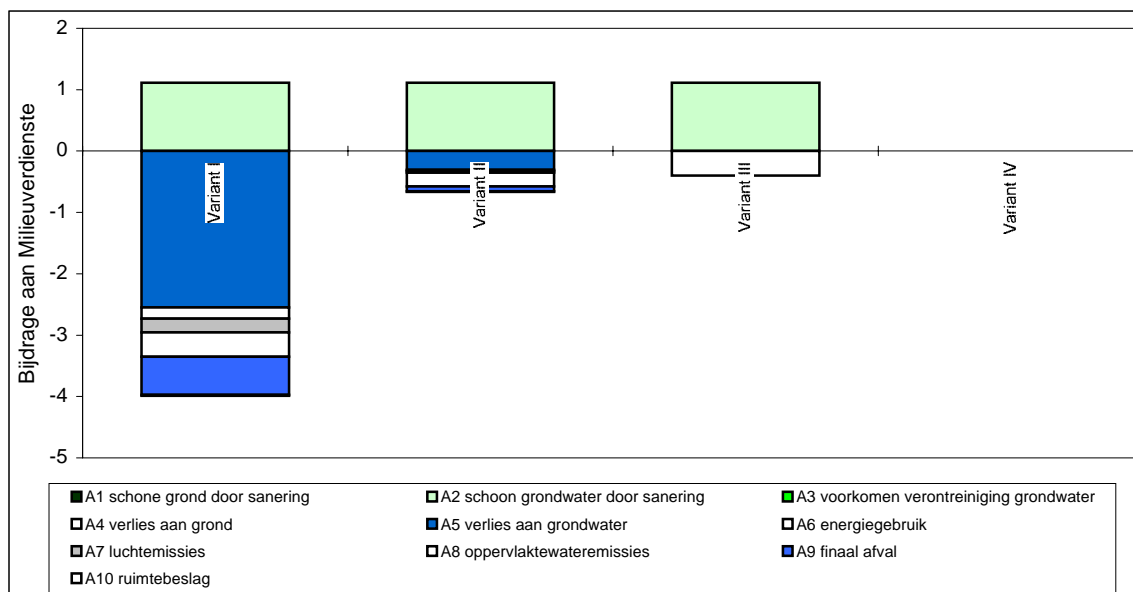


Fig. 11. Milieuverdienste scores met natuurlijke afbraak.



#### 4.1.4 Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem

In paragraaf 4.1.3 zijn de hoeveelheden verontreiniging berekend die op het oppervlaktewater worden geloosd en/of natuurlijk naar het oppervlaktewater stromen. Op basis van een aantal eenvoudige aannames<sup>2</sup> zijn daaruit de verwachte concentraties BTEX en cyanide in het oppervlaktewater en in de waterbodem berekend (zie tabel 7 en 8). De PAK- en fenolverontreiniging zijn niet verder beschouwd gezien de lage vrachten en concentraties.

Tabel 7. Berekende concentraties in het oppervlaktewater.

	BTEX (som, in µg/L)	Cyanide (µg/L)
Variant 1	6,7 <sup>E</sup> -03	1,1 <sup>E</sup> -02
Variant 2	1,4 <sup>E</sup> -03	7,6 <sup>E</sup> -03
Variant 3	6,7 <sup>E</sup> -03	1,1 <sup>E</sup> -02

Tabel 8. Berekende concentraties in het poriewater van de waterbodem.

	BTEX (som, in µg/L)	Cyanide (µg/L)
Variant 1	0	0
Variant 2	3,8	21,2
Variant 3	13,4	26,6

Voor BTEX en complexe cyanide zijn geen MTR's beschikbaar. De gehanteerde MTR's zijn vermeld in tabel 9.

Tabel 9. Gehanteerde indicatieve MTR's voor oppervlaktewater.

Stof	MTR water (µg/L)	Opmerking
BTEX	240	Volgens INS, uitgaande van 100% benzeen
Cyanide (complex)	320	Berekend uit toxiciteitsdata voor complexe ijzercyanides volgens (laagste acute LC <sub>50</sub> /100)
Cyanide (vrij)	0,7	Berekend uit toxiciteitsdata voor HCN volgens (laagste acute LC <sub>50</sub> /100) N=4

De toxiciteit van cyanide is afhankelijk van de vorm waarin het aanwezig is. In de bodem is complexe cyanide aanwezig en geen vrije cyanide. Verwacht wordt dat ter plaatse van de locatie in de Rijn geen sprake zal zijn van een waterbodem in de vorm van slib, met andere omstandigheden dan in de bodem. Verwacht wordt dat het cyanide in complexe vorm in het oppervlaktewater terecht komt. Onder invloed van licht kan in het oppervlaktewater eventueel vrij cyanide worden gevormd in lage concentraties. Voor de beoordeling van de waterbodem en het oppervlaktewater wordt derhalve uitgegaan van de norm voor complexe cyanides. De berekende concentratie in het oppervlaktewater voldoet overigens wel aan de MTR-waarde voor vrije cyanide.

In tabel 10 en 11 is de ratio tussen de voorspelde concentratie en de MTR berekend. Is deze ratio groter dan 1, dan is er in principe sprake van een actueel risico.

<sup>2</sup> Bij de lozing op het oppervlaktewater is alleen rekening gehouden met verdunning, niet met afbraak, evenwichtspartitie, et cetera. Voor de waterbodem is gesteld dat de concentratie in het grondwater in de pluim gelijk is aan de concentratie in het poriewater van de waterbodem.

Tabel 10. Berekende blootstelling: MTR voor oppervlaktewater.

	BTEX	Cyanide
Variant 1	$2,8^E-05$	$3,4^E-05$
Variant 2	$5,8^E-06$	$2,4^E-05$
Variant 3	$2,8^E-05$	$3,4^E-05$

Tabel 11. Berekende blootstelling: MTR voor waterbodern.

	BTEX	Cyanide
Variant 1	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$
Variant 2	$1,6^E-02$	$6,6^E-02$
Variant 3	$5,6^E-02$	$8,3^E-02$

Uit de tabellen 10 en 11 blijkt dat de berekende concentraties in het oppervlaktewater en de waterbodern het MTR voor de individuele stoffen niet overschrijdt (quotiënt van blootstelling en  $MTR < 1$ ).

De individuele risico's voor de stoffen en het hieruit berekende gecombineerde risico is weergegeven in de tabellen 12 en 13. Voor de berekeningswijze wordt verwezen naar paragraaf 3.3.

Tabel 12. Berekende risico's voor oppervlaktewater.

	BTEX	Cyanide	Gecombineerd
Variant 1	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$
Variant 2	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$
Variant 3	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$

Tabel 13. Berekende risico's voor waterbodern.

	BTEX	Cyanide	Gecombineerd
Variant 1	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$	$<1,00^E-12$
Variant 2	$5,3^E-06$	$2,7^E-04$	$2,8^E-04$
Variant 3	$1,8^E-04$	$4,8^E-04$	$8,6^E-04$

Uit de tabellen 12 en 13 volgt dat geen sprake is van actuele risico's voor het oppervlaktewater dan wel de waterbodern. De gecombineerde risico's zijn lager dan 0,05.

#### 4.1.5 Kosten

De kostenramingen voor de verschillende varianten zijn samengevat in tabel 14. Opgemerkt wordt dat variant 1 tijdens de planvorming voor deze locatie reeds met Rijkswaterstaat besproken is. Het niet zuiveren van het onttrokken grondwater werd niet geaccepteerd.

Derhalve is destijds gesteld dat voor deze variant nog een optimalisatie moest plaatsvinden binnen redelijke grenzen. Voor deze variant is een stelpost opgenomen à NLG 5.000.000,00. Dit bedrag is gebaseerd op kostenramingen van mogelijk noodzakelijke aanvullende maatregelen (infiltratie, aanvullende zuivering op cyanide).

Tabel 14. Kosten saneringsvarianten (\*NLG 1.000.000,00).

Varianten	1	2	3
Posten	pluim- aanpak	bron- aanpak	niets doen
<b>Investeringskosten</b>			
• Aanleg beheerssysteem	0,6	0,4	0
• Investering waterzuivering/ontijzering	<u>0,5</u>	<u>0,4</u>	<u>0</u>
	1,1	0,8	0
<b>Jaarlijkse kosten</b>			
• Onderhoud en afschrijving beheerssysteem	0,055	0,035	0
• Onderhoud en afschrijving waterzuivering/ontijzering	0,075	0,047	0
	<u>0,075</u>	<u>0,040</u>	<u>0,04</u>
• Milieukundige begeleiding	0,205	0,122	0,04
<b>Jaarlijkse kosten gekapitaliseerd (*)</b>			
• Onderhoud beheerssysteem	0,9	0,6	0
• Onderhoud waterzuivering/ontijzering	1,2	0,8	0
	<u>1,2</u>	<u>0,6</u>	<u>0,6</u>
	3,3	2,0	0,6
<b>Stelpost optimalisatie waterzuivering</b>	5		
<b>Totaal exclusief omzetbelasting</b>	9,4	2,8	0,6

(\*) Gekapitaliseerd over 30 jaar bij effectieve rente van 4,5% (n=16,289).

#### 4.1.6 Overzicht afwegingen

In tabel 15 zijn de afwegingen op risico's, milieuverdiensite en kosten samengevat.

Het risico voor het oppervlaktewater en de waterbodem blijkt voor alle varianten met natuurlijke lozing onder het MTR te liggen. Op basis van de milieuverdiensite afweging scoort variant 3 het beste (volledig natuurlijke lozing diep grondwater). Deze variant heeft ook vanuit kosten oogpunt de voorkeur.

Tabel 15. Resultaten variantafweging gasfabriek Arnhem.

	1	2	3
	pluimaanpak	bronaanpak	niets doen
Risico waterbodem	<VR	<MTR	<MTR
Risico oppervlaktewater	<VR	<VR	<VR
Milieu-index	-2,9	+0,44	+0,71
Geloosde vrachten gedurende 100 jaar (kg)	BTEX: 272 CN: 522	BTEX: 37 CN: 407	BTEX: 272 CN: 522
Kosten (mln)	9,4	2,8	0,6

(\*) De beschreven variant (onttrekking zonder zuivering) werd niet door Rijkswaterstaat geaccepteerd. Voor aanvullende maatregelen is 5 mln gulden opgenomen als stelpost.

#### 4.1.7 Inhoudelijk conclusie case Arnhem

De risico's voor waterbodem en oppervlaktewater zijn voor alle drie de varianten lager dan het MTR. Dit houdt in dat de varianten op basis van het waterbeleid acceptabel kunnen zijn. Voorwaarde hierbij is wel dat ook voldaan wordt aan het ALARA-beginsel (inspanning naar redelijkheid).

Uit de milieuverdienste afweging volgt dat de variant waarbij geen maatregelen worden getroffen voor het grondwater het beste scoort. Het aspect "verlies van schoon grondwater" leidt er toe dat de andere varianten (pluimaanpak en bronaanpak) slechter scoren. Andere saneringstechnieken dan grondwateronttrekking liggen hier niet voor de hand vanwege de cyanideverontreiniging. Hiervoor zijn vooralsnog geen alternatieve technieken beschikbaar. Oppervlaktewateremissies blijken niet bepalend te zijn in de totale afweging omdat het MTR-oppervlaktewater voor de betreffende stoffen relatief hoog ligt (BTEX en complexe cyanide).

Bij deze case wordt het reëel geacht om af te zien van verdere actieve maatregelen voor het grondwater omdat het onttrokken grondwater bij een pluimaanpak niet zuiverbaar zal zijn. Ook bij een bronaanpak is het zeer onzeker of de waterstroom uit de bron zuiverbaar is op met name cyanide. Indien het water al zuiverbaar zou blijken, zijn de kosten hiervoor onevenredig hoog. Dit kan worden beschouwd als een onredelijke inspanning (invulling ALARA).

Inmiddels is voor deze case ook daadwerkelijk gekozen voor volledige natuurlijke lozing van het diepe grondwater op het oppervlaktewater. De waterkwaliteitsbeheerder kan hiermee instemmen op basis van de hiervoor genoemde afweging.

## 4.2 Uitwerking case "Deventer grondwater"

### 4.2.1 Beschrijving locatie

#### **Historie**

Het diepe grondwater in Deventer is vanaf de Handelskade tot aan de IJssel sterk verontreinigd. Dit is het gevolg van met name de verontreinigingsgevallen Handelskade, Raambuurt en Walstraat (Daim). Het geval Handelskade betreft een voormalige fabriek welke (tussen 1946 en 1962) insecticiden heeft geproduceerd en opgeslagen, waaronder HCH. De bodemverontreiniging van de Raambuurt is ontstaan door de aanwezigheid van een gasfabriek en een ijzergieterij. De locatie Walstraat betreft een voormalig metaalbewerkingsbedrijf (fabricage en bedrukken van flessluitingen en tubes).

#### **Geohydrologische situatie**

In Deventer is sprake van een deklaag tot 4 à 6 m -mv. Hieronder bevindt zich het watervoerend pakket (tot 46 m -mv). In de deklaag treedt infiltratie op. In het watervoerend pakket beweegt het grondwater zich met een stroomsnelheid van 60 m/jaar richting IJssel, in zuidwestelijke richting.

#### **Verontreinigingssituatie**

De hierdoor ontstane grondwaterverontreinigingen met respectievelijk HCH/monochloorbenzeen, cyanide en chloorhoudende koolwaterstoffen overlappen elkaar. Ter plaatse van de brongebieden bevindt de verontreiniging zich in de deklaag (4 tot 6 m -mv) en het watervoerend pakket (6 tot 46 m -mv). Ter plaatse van de pluimen betreft het voornamelijk onderdelen van het watervoerend pakket.

### 4.2.2 Uitwerking saneringsaanpak

In de afgelopen jaren is op de locaties Handelskade, Walstraat en Raambuurt onderzoek verricht naar de verontreinigingssituatie en de mogelijke oplossingen.

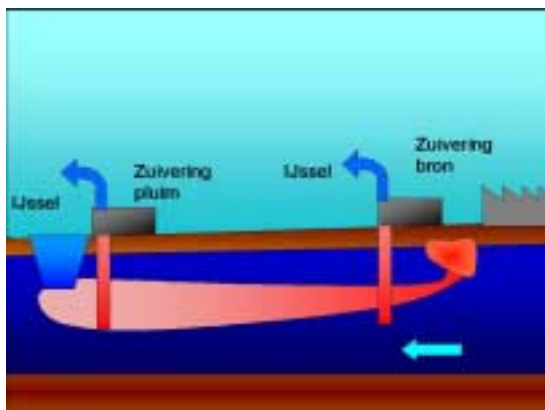
Voor deze locaties zijn saneringsplannen opgesteld die zijn gebaseerd op functiegerichte sanering van de niet-mobiele verontreinigingen zoals PAK's en sanering van de mobiele spots met grondverontreinigingen (zoals CKW's en aromaten).

Voor het grondwater is gezien de ruimtelijke samenhang van de gevallen gekozen voor een gezamenlijke aanpak van de drie gevallen. De planvorming hiervoor is aanleiding voor het uitwerken van de voorliggende studie.

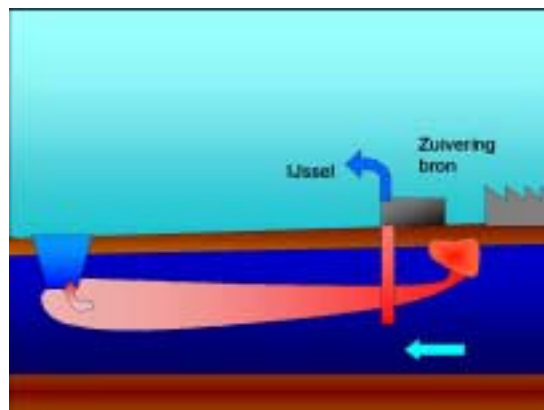
In de afweging zullen de volgende varianten worden beschouwd:

1. Pluim- en bronaanpak: Aanpak (beheersing) brongebieden Daim en Handelskade en stroomafwaartse grondwateronttrekking ter sanering/beheersing van de totale pluim.
2. Bronaanpak: Aanpak brongebieden Daim en Handelskade en natuurlijke lozing pluim.
3. Niets doen: Geen actieve maatregelen (volledige natuurlijke lozing).

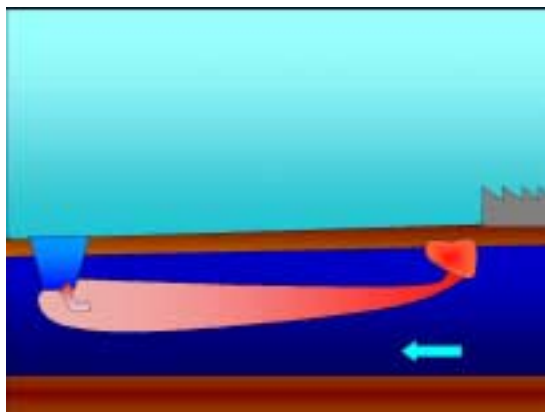
De varianten zijn geschematiseerd in figuur 12.



**Variant 1: pluim- en bronaanpak**



**Variant 2: bronaanpak**



**Variant 3: niets doen**

Fig. 12. Schematisatie varianten Deventer Grondwater.

Wanneer de weergegeven varianten worden beschouwd in het licht van BEVER kan worden opgemerkt dat de gezamenlijke aanpak van grond- en grondwaterverontreiniging past binnen het nieuwe afwegingsproces saneringsdoelstelling.

Dit is het geval aangezien is gekozen voor zoveel mogelijk verwijdering van mobiele verontreinigingen en functiegerichte sanering (d.m.v. leeflaag) voor de immobiele verontreinigingen.

#### 4.2.3 Milieuverdienste Deventer

In deze paragraaf worden de uitgangspunten voor de input voor de milieuverdienste-module beschreven. Voor de daadwerkelijke invoer van de module en de afleiding hiervan wordt verwezen

naar bijlage L. Hierbij worden per aspect en voor het totaal indices berekend. Voor de wijze waarop deze berekend wordt, wordt verwezen naar bijlage E. Vervolgens wordt het resultaat van de afweging weergegeven. Hierbij is uitgegaan van een afweging over 30 jaar. Een afweging over een langere periode, leidt in deze situatie niet tot een andere voorkeursvolgorde van de varianten.

Hier wordt nogmaals opgemerkt dat, ook voor deze case, het plan voor de grondsaneering/bronaanpak al is uitgevoerd en in deze studie alleen de afweging van maatregelen voor het grondwater is opgenomen.

### Huidige situatie

In tabel 16 zijn de aanwezige vrachten in de verzadigde zone weergegeven zoals op basis van de aanwezige grondwaterconcentraties is afgeleid (zie bijlage M).

De inschatting van de verontreinigingen van de brongebieden is gemaakt op basis van de daadwerkelijk gemeten concentraties in onttrokken water en recente monitoringsgegevens. Opgemerkt wordt dat in werkelijkheid veel grotere vrachten verontreiniging aanwezig kunnen zijn omdat verwacht wordt dat plaatselijk ook puur product aanwezig is. Deze vrachten kunnen echter nauwelijks worden ingeschat.

Tabel 16. Aanwezige vrachten (kg).

Deelgebied	Bodemvolume (m <sup>3</sup> )	Totale vracht (kg)	Concentratie in grond/grondwater
Bron Handelskade HCH in grond	1.200 (1.200 x 1)	2.000	980 mg/kg d.s.
Bron Handelskade MCB in grondwater	148.000	104	264 µg/l (*)
Pluim Handelskade MCB in grondwater	911.000	1.200	494 µg/l (*)
Bron Daim CKW in grondwater	200 (200 x 1)	200	1.200 µg/l (*)
Pluim Daim	428.000	258	
Pluim Raambuurt	180.000	41	137 µg/l (*)

(\*) Vrucht in grondwater = totale vrucht / retardatiefactor.

### Variant 1: Pluim- en bronaanpak

#### *Brongebied Handelskade*

Op dit moment wordt stroomafwaarts van het brongebied Handelskade 40 m<sup>3</sup>/uur grondwater onttrokken ter geohydrologische beheersing van de verontreiniging.

De samenstelling van het influent bedraagt op dit moment:

- 200 µg/l HCH;
- 50 µg/l trichloorbenzeen (TCB);
- 100 µg/l dichloorbenzeen (DCB);
- 200 µg/l monochloorbenzeen (MCB).

Verwacht wordt dat na 30 jaar brononttrekking 800 kg verontreiniging is verwijderd.

De waterstroom wordt eerst biologisch gereinigd met behulp van een biorotor (30% verwijderingsrendement voor HCH, 95% voor de overige componenten). Door actieve koolfiltratie wordt de HCH-verontreiniging tot <0,01 µg/l en de overige verontreinigingen tot <0,2 µg/l verwijderd.

### *Brongebied Daim*

Vanaf 1987 heeft grondwateronttrekking plaatsgehad ter plaatse van het brongebied van Daim aan de Walstraat te Deventer. Momenteel wordt overwogen of deze onttrekking definitief kan worden stopgezet. Bij deze afweging zullen de uitkomsten van voorliggende studie worden meegenomen. Uit monitoring in 1998 blijkt dat de grondwaterverontreiniging is teruggebracht tot een vlek van circa 200 m<sup>2</sup>, waarbij plaatselijk nog hoge concentraties CIS worden aangetroffen.

Voor deze variant wordt er van uitgegaan dat onttrekking in het brongebied noodzakelijk blijft en dat zuivering van het onttrokken grondwater plaatsvindt door luchtstrippen met een rendement van 95%. De verontreinigde stripperlucht wordt gezuiverd door middel van actieve kool. Op basis van de aanname van de aanwezige vracht in het brongebied blijkt in theorie, volgens geohydrologische berekeningen, de verontreiniging te zijn verwijderd na 10 jaar brononttrekking. Hierbij is geen rekening gehouden met plaatselijk aanwezige sterke grondverontreiniging of puur product.

### *Raambuurt*

Ter plaatse van de Raambuurt zijn geen mobiele grondwaterspots te onderscheiden.

### *Pluim*

Om de grondwaterverontreinigingen afkomstig van de gevallen Handelskade, Daim en Raambuurt volledig voor de IJssel af te vangen, is uitgegaan van plaatsing van 4 deepwells over het gehele watervoerende pakket. Hiermee wordt 26 m<sup>3</sup>/uur grondwater onttrokken ter beheersing van de interventiewaarde contour. Dit betreft 12 m<sup>3</sup>/uur voor de MCB-verontreiniging, 11 m<sup>3</sup>/uur voor de CKW en 3 m<sup>3</sup>/uur voor de cyanideverontreiniging (voor stroombanenpatroon zie bijlage N). Het concentratieverloop is gebaseerd op een stoftransportmodellering met MLAEM en GRIDFLOW (zie bijlage O). De uitgangspunten zijn opgenomen in tabel 17. Vooralnog is geen rekening gehouden met natuurlijke afbraak van CKW onder anaërobe omstandigheden. (Van MCB is bekend dat geen afbraak plaatsvindt onder anaërobe omstandigheden.) Hier wordt later in deze paragraaf nader op ingegaan.

Tabel 17. Uitgangspunten stoftransportmodellering.

Locatie	Gemodelleerde stof	Retardatiefactor
Handelskade	MCB	Deklaag 570 (HCH) WVP 8
Daim	CKW (TRI en CIS)	Deklaag 6 WVP 3
Raambuurt	CN	Deklaag 7 WVP 5

Het concentratieverloop in de deepwells is opgenomen in bijlage O. In tabel 18 is het concentratieverloop samengevat.

Tabel 18. Concentratieverloop in deepwells bij de IJssel.

Component	CIW-norm	Concentratieverloop 0 – 30 jaar (µg/l)	Verwijderde vracht 0 - 30 jaar (kg)
MCB	10	30	50
CKW	10 indiv.	0-140	258
CN	100	10-100	25

Uitgaande van de CIW-normen dient het grondwater te worden gezuiverd op monochloorbenzeen en CKW. Een belangrijke aanname hierbij is dat de monochloorbenzeenpluim bij de IJssel geen HCH meer bevat omdat voor HCH in het algemeen zeer strenge lozingsnormen gelden en hiervoor specifieke zuivering nodig is. Op dit moment bevat de pluim bij de IJssel geen HCH omdat alle HCH verontreiniging halverwege de pluim al natuurlijk is omgezet in monochloorbenzeen.

Er wordt uitgegaan van zuivering van 23 m<sup>3</sup>/uur met behulp van luchtstrippen (95% rendement). Van de diepwell die de cyanidevlek beheerst, kan het onttrokken grondwater ongezuiverd geloosd worden.

De cyanide- en de CKW-pluimen zijn na 30 jaar verwijderd. De MCB-pluim is pas na ruim 200 jaar gesaneerd.

### **Variant 2: Bronaanpak**

Variant 2 wijkt af van variant 1 doordat de pluim van de verontreinigingen niet door een stroomafwaartse onttrekking bij de IJssel wordt afgevangen, maar deze verontreinigingen stromen natuurlijk de IJssel in (voor stroombanenpatroon zie bijlage P). De saneringsduren blijven vergelijkbaar met variant 1. Ook hier geldt de belangrijke aanname dat de monochloorbenzeenpluim bij de IJssel geen HCH meer bevat. De natuurlijke lozing van HCH-verontreiniging wordt namelijk veel strenger beoordeeld dan van MCB. Voor HCH geldt een MTR-oppervlaktewater van 0,8 à 3,3 µg/l (afhankelijk van het isomeer), terwijl voor MCB een MTR van 690 µg/l is afgeleid.

### **Variant 3: Niets doen**

Variant 3 betreft de situatie waarin geen grondwatermaatregelen worden getroffen, dus zowel geen bron- als pluimbeheersing. De cyanide verontreiniging is na 30 jaar verdwenen, de totale CKW-pluim na 60 jaar. De MCB-verontreiniging is na 300 jaar nog niet gesaneerd.

### **Resultaat afweging varianten**

In figuur 13 zijn de scores per milieuaspect inzichtelijk gemaakt, volgens de standaard RMK-output. Hieruit volgt dat variant 2 (bronaanpak) het beste scoort. Variant 1 (bron- en pluimaanpak) scoort duidelijk het slechtste. Reden hiervoor is dat de milieukosten voor deze variant het hoogste zijn (met name het aspect verlies aan grondwater). De kwaliteitsverbetering van grond en grondwater bij deze variant is gelijk aan die bij de bronaanpak.

Opvallend is dat variant 3 (niets doen) bijna vergelijkbaar scoort met de bronaanpak. Hieruit volgt dat de milieukosten voor de bronaanpak net opwegen tegen de extra opbrengsten van de bronaanpak (verbetering grond- en grondwaterkwaliteit).

Ten slotte valt op dat het aspect oppervlaktewateremissies niet bepalend is in de totale milieuverdiensite afweging. Dit kan verklaard worden door de relatief hoge MTR-waarden voor het oppervlaktewater voor de in deze case voorkomende stoffen.

### **Natuurlijke afbraak**

De modellering met natuurlijke afbraak voor respectievelijk de varianten 1, 2 en 3 is opgenomen in de bijlagen O-b en Q-b. Indien rekening wordt gehouden met natuurlijke afbraak van CKW ( $k = 0,0005 \text{ dag}^{-1}$ ) blijkt dat de CKW-concentraties in de pluim bij de IJssel dalen van maximaal 160 naar 30 µg/l. Het grondwater blijft hierbij zuiverbaar op CKW. De totale vracht die de IJssel bereikt in 30 jaar neemt af van 258 kg naar circa 30 kg. De oppervlaktewateremissie op basis van CKW daalt bij de varianten 2 en 3 zonder zuivering daarmee met een factor 8.

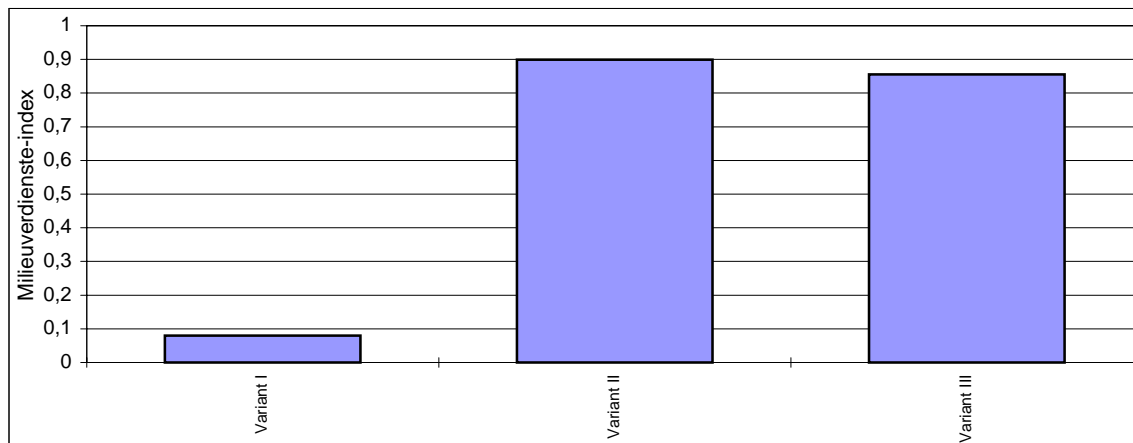


In de variant met zuivering daalt de oppervlaktewateremissie niet, echter de hoeveelheid finaal afval als gevolg van zuivering op CKW in de pluim daalt wel met een factor 8 (van 7 naar 1 m<sup>3</sup>).

**Milieuverdiensite gewogen prestaties met default gewichtenset**

	Variant I	Variant II	Variant III
A1 schone grond door sanering	1,03483	1,03483	0
A2 schoon grondwater door sanering	1,69585	1,69585	0,95694
A3 voorkomen verontreiniging grondwater	0	0	0
A4 verlies aan grond	0	0	0
A5 verlies aan grondwater	-2,1396	-1,3449	0
A6 energiegebruik	-0,1589	-0,118	0
A7 luchtmissies	-0,188	-0,1396	0
A8 oppervlaktewateremissies	-0,0142	-0,101	-0,101
A9 finaal afval	-0,026	-0,0243	0
A10 ruimtebeslag	-0,1242	-0,1035	0
M-index	0,0798	0,89946	0,85598

**Grafiek gewogen prestaties**



**Grafiek bijdrage elk aspect**

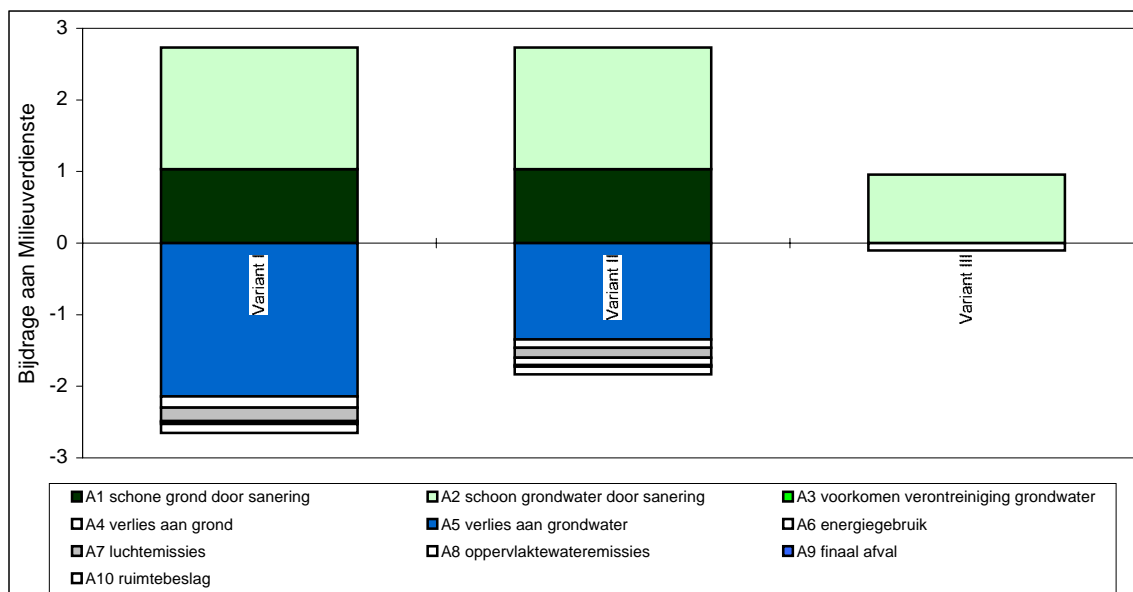
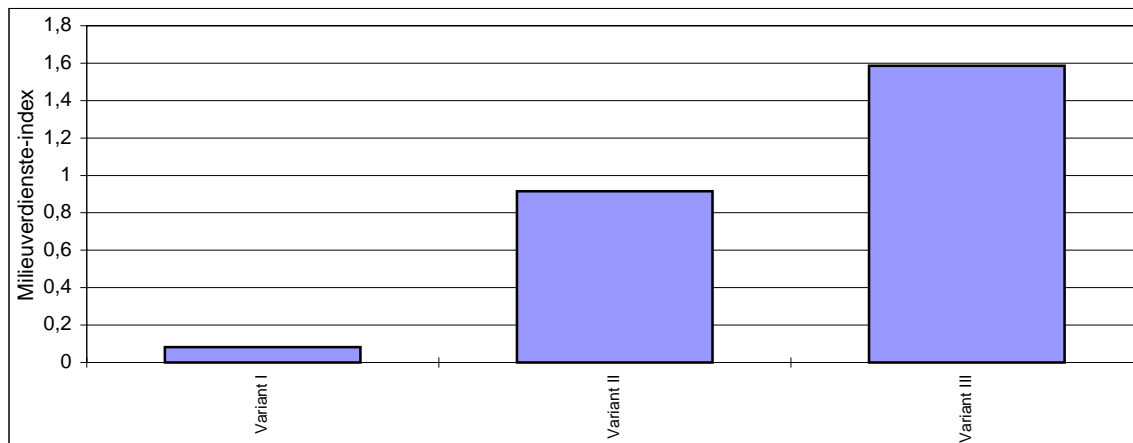


Fig. 13. Resultaat milieuverdiensite scores.

**Milieuverdienste gewogen prestaties met default gewichtenset**

	Variant I	Variant II	Variant III
A1 schone grond door sanering	1,03483	1,03483	0
A2 schoon grondwater door sanering	1,69585	1,69585	1,67074
A3 voorkomen verontreiniging grondwater	0	0	0
A4 verlies aan grond	0	0	0
A5 verlies aan grondwater	-2,1396	-1,3449	0
A6 energiegebruik	-0,1589	-0,118	0
A7 luchtmissies	-0,188	-0,1396	0
A8 oppervlaktewateremissies	-0,0142	-0,0853	-0,0853
A9 finaal afval	-0,0245	-0,0243	0
A10 ruimtebeslag	-0,1242	-0,1035	0
M-index	0,08128	0,91512	1,58543

**Grafiek gewogen prestaties**



**Grafiek bijdrage elk aspect**

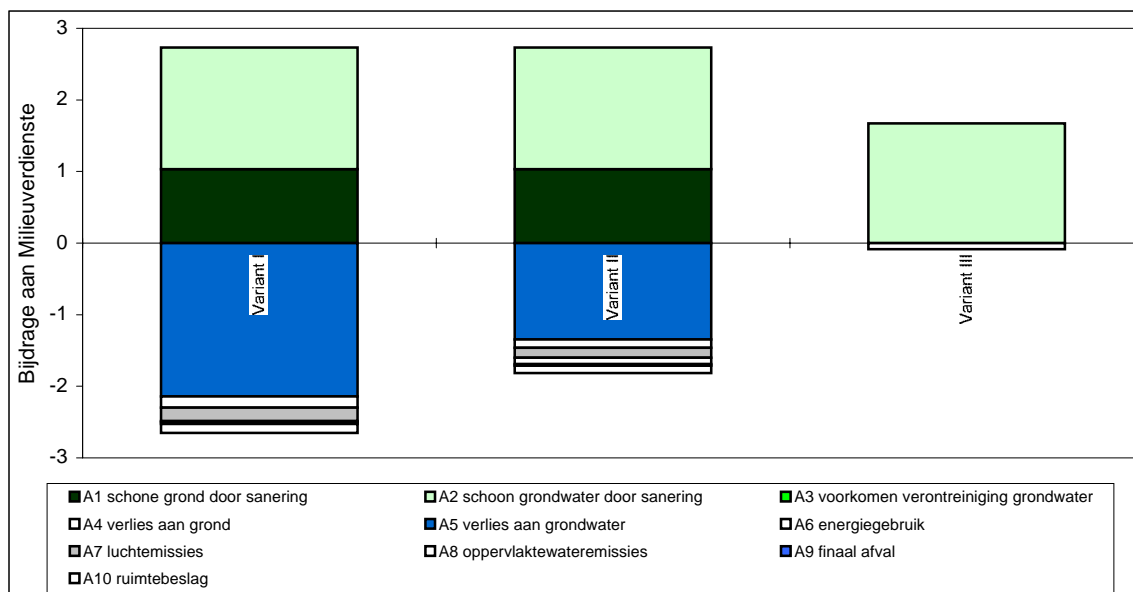


Fig. 14. Opbouw milieuverdienste scores met natuurlijke afbraak.

Een interessant detail verder is dat uitgaande van afbraak, het huidige brongebied van Daim ook zonder bronbeheersing de IJssel niet meer zal bereiken. De verontreiniging is echter niet na 30 jaar volledig verdwenen. Uit de afbraak constante kan worden afgeleid dat na 30 jaar nog circa 1 kg resteert.

Het resultaat van de milieuverdienst-module, rekening houdend met afbraak van CKW is opgenomen in figuur 14.

Uit de figuur blijkt dat de meest intensieve variant (bron- en pluimaanpak) nog steeds het slechtste scoort, variant 3 (niets doen) scoort nu het beste. Verklaring hiervoor is het feit dat ook zonder grondwateronttrekking uit de bron, de vracht chloorhoudende oplosmiddelen vrijwel volledig verdwijnt in de beschouwde periode van 30 jaar als gevolg van natuurlijke afbraak. De chloorhoudende oplosmiddelen zijn de bepalende verontreinigingen in de beoordeling van de kwaliteitsverbetering van grondwater (strengste interventiewaarde).

#### 4.2.4 Risico's voor oppervlaktewater en waterbodem

In paragraaf 4.2.3 zijn de hoeveelheden verontreiniging berekend die op het oppervlaktewater worden geloosd en/of natuurlijk naar het oppervlaktewater stromen. Op basis van een aantal eenvoudige aannames<sup>3</sup> zijn daaruit de verwachte concentraties in het oppervlaktewater en in de waterbodem berekend (zie tabel 19 en 20).

Tabel 19. Berekende concentraties in het oppervlaktewater.

	MCB (µg/L)	CKW (µg/L)	CKW <sup>4</sup> (µg/L)	Cyanide (µg/L)
Variant 1	9,3 <sup>E</sup> -06	5,0 <sup>E</sup> -05	9,3 <sup>E</sup> -06	9,3 <sup>E</sup> -05
Variant 2	1,9 <sup>E</sup> -04	1,0 <sup>E</sup> -03	1,3 <sup>E</sup> -04	9,3 <sup>E</sup> -05
Variant 3	1,9 <sup>E</sup> -04	1,0 <sup>E</sup> -03	1,3 <sup>E</sup> -04	9,3 <sup>E</sup> -05

Tabel 20. Berekende concentraties in het poriewater van de waterbodem.

	MCB (µg/L)	CKW (µg/L)	CKW <sup>2</sup> (µg/L)	Cyanide (µg/L)
Variant 1	0,0 <sup>E</sup> +00	0,0 <sup>E</sup> +00	0,0 <sup>E</sup> +00	0,0 <sup>E</sup> +00
Variant 2	3,7 <sup>E</sup> -01	2,0 <sup>E</sup> +00	3,7 <sup>E</sup> -01	3,7 <sup>E</sup> +00
Variant 3	3,7 <sup>E</sup> -01	2,0 <sup>E</sup> +00	3,7 <sup>E</sup> -01	3,7 <sup>E</sup> +00

De gehanteerde MTR's zijn opgenomen in tabel 21. Ook van de cyanide verontreiniging in Deventer is bekend dat deze voornamelijk in complexe vorm in de bodem aanwezig is en wordt verwacht dat de verontreiniging het oppervlaktewater in complexe vorm bereikt. In het oppervlaktewater kan eventueel onder invloed van licht vrije cyanide worden gevormd. De verwachte concentratie in het oppervlaktewater (tabel 19) voldoet overigens ruim aan het MTR-oppervlaktewater voor vrij cyanide (0,7 µg/l).

<sup>3</sup> Bij de lozing op het oppervlaktewater is alleen rekening gehouden met (maximale) verdunning, niet met afbraak, evenwichtspartitie, et cetera. Voor de waterbodem is gesteld dat de concentratie in het grondwater in de pluim gelijk is aan de concentratie in het poriewater van de waterbodem.

<sup>4</sup> Uitgaande van een anaërobe afbraak van 0,0005 dag<sup>-1</sup>.

Tabel 21. Gehanteerde indicatieve MTR's voor oppervlaktewater.

Stof	MTR water ( $\mu\text{g/L}$ )	Opmerking
MCB	690	INS
CKW	2.400	INS (tri, is meest kritische component)
Complexe cyanide	320	Berekend uit toxiciteitsdata ijzercyanide volgens (laagste $\text{LC}_{50}/100$ )
Vrije cyanide	0,7	Berekend uit toxiciteitsdata vrije cyanide volgens (laagste $\text{LC}_{50}/100$ )

In de tabellen 22 en 23 is de ratio tussen de voorspelde concentratie in respectievelijk oppervlaktewater en waterbodembodem en de MTR berekend. Is deze ratio groter dan 1, dan is er in principe sprake van een risico op basis van de individuele verontreinigingen.

Tabel 22. Berekende ratio concentratie oppervlaktewater: MTR.

	MCB	CKW	CKW <sup>2</sup>	Cyanide
Variant 1	$1,3^{\text{E}}-08$	$2,1^{\text{E}}-08$	$3,9^{\text{E}}-09$	$2,9^{\text{E}}-07$
Variant 2	$2,8^{\text{E}}-07$	$4,2^{\text{E}}-07$	$5,4^{\text{E}}-08$	$2,9^{\text{E}}-07$
Variant 3	$2,8^{\text{E}}-07$	$4,2^{\text{E}}-07$	$5,4^{\text{E}}-08$	$2,9^{\text{E}}-07$

Tabel 23. Berekende concentratie waterbodembodem: MTR.

	MCB	CKW	CKW <sup>2</sup>	Cyanide
Variant 1	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$
Variant 2	$5,4^{\text{E}}-04$	$8,3^{\text{E}}-04$	$1,5^{\text{E}}-04$	$1,2^{\text{E}}-02$
Variant 3	$5,4^{\text{E}}-04$	$8,3^{\text{E}}-04$	$1,5^{\text{E}}-04$	$1,2^{\text{E}}-02$

De individuele risico's voor de stoffen en het hieruit berekende gecombineerde risico is weergegeven in de tabellen 24 en 25. Voor de berekeningswijze wordt verwezen naar paragraaf 3.3.

Tabel 24. Berekende risico's voor oppervlaktewater.

	MCB	CKW	CKW <sup>2</sup>	Cyanide	Gecombineerd
Variant 1	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$
Variant 2	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$
Variant 3	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$

Tabel 25. Berekende risico's voor waterbodembodem.

	MCB	CKW	CKW <sup>2</sup>	Cyanide	Gecombineerd
Variant 1	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$	$<1,0^{\text{E}}-12$
Variant 2	$1,3^{\text{E}}-11$	$9,3^{\text{E}}-11$	$3,3^{\text{E}}-14$	$1,9^{\text{E}}-06$	$1,9^{\text{E}}-06$
Variant 3	$1,3^{\text{E}}-11$	$9,3^{\text{E}}-11$	$3,3^{\text{E}}-14$	$1,9^{\text{E}}-06$	$1,9^{\text{E}}-06$

Uit de tabellen 24 en 25 kan worden geconcludeerd dat geen sprake is van een actueel risico voor het oppervlaktewater of de waterbodembodem, ook niet als wordt uitgegaan van gecombineerde risico's van meerdere stoffen (risico  $<0,05$ ).

#### 4.2.5 Kosten

De kostenramingen voor de verschillende varianten zijn samengevat in tabel 26.

Tabel 26. Kosten saneringsvarianten (\*NLG 1.000.000,00).

Posten	1 bron- en pluimaanpak	2 bronaanpak	3 niets doen
<b>Investeringskosten</b>			
Aanleg beheerssysteem bron Handelskade	1,45	1,45	
Aanleg beheerssysteem bron Daim	0,17	0,17	
Aanleg beheerssysteem pluim	<u>0,5</u>	<u>0</u>	
	2,12	1,62	0
<b>Jaarlijkse kosten</b>			
Onderhoud en afschrijving (*)beheerssysteem bron Inclusief zuivering en begeleiding: Handelskade	0,29	0,29	
Onderhoud en afschrijving (*)beheerssysteem bron Inclusief zuivering en begeleiding: Daim	0,080	0,080	
Onderhoud en afschrijving beheerssysteem pluim	0,075	0	
Onderhoud en afschrijving waterzuivering pluim	0,05	0	
Milieukundige begeleiding pluim	<u>0,05</u>	<u>0</u>	
	0,55	0,37	0
<b>Jaarlijkse kosten gekapitaliseerd (**)</b>			
Onderhoud beheerssysteem bron Handelskade	4,7	4,7	
Onderhoud beheerssysteem bron Daim	1,3	1,3	
Onderhoud beheerssysteem pluim	1,2	0	
Onderhoud waterzuivering pluim	0,8	0	
Milieukundige begeleiding	<u>0,8</u>	<u>0</u>	
	8,8	6	0
<b>Totaal exclusief omzetbelasting</b>	11	7,6	0

(\*) Afschrijving over 10 jaar (A = 0,126), afschrijving zuivering Handelskade over 30 jaar (A=0,061).

(\*\*) Gekapitaliseerd over 30 jaar bij effectieve rente van 4,5% (n=16,289).

#### 4.2.6 Overzicht afwegingen

In tabel 27 is een overzicht gegeven van de afwegingen van de saneringsvarianten voor de case Deventer grondwater op risico's, milieuverdiensite en kosten. Hiervoor is een periode van 30 jaar in beschouwing genomen.

Tabel 27. Resultaten case Deventer.

	1 bron- en pluimaanpak	2 bronaanpak	3 niets doen
Risico waterbodem	<VR	<MTR	<MTR
Risico oppervlaktewater	<VR	<VR	<VR
Milieu-index	0,08	0,90	0,86
Geloosde vracht in 30 jaar (kg)	23 kg CKW 25 kg CN 2,5 kg MCB	270/30 (*) kg CKW 25 kg CN 50 kg MCB	270/30 (*) kg CKW 25 kg CN 50 kg MCB
Kosten (mln)	11	8	0

(\*) De tweede waarde betreft de geloosde vracht, rekening houdend met natuurlijke afbraak.

Op basis van deze afweging gaat de voorkeur uit naar de bronaanpak. Opvallend blijft overigens wel dat de situatie waaraan niets aan het grondwater wordt gedaan vrijwel gelijk scoort en rekening houdend met natuurlijke afbraak zelfs beter.

#### 4.2.7 *Inhoudelijke conclusie case Deventer*

Uit de milieuverdienste afweging volgt dat de variant met bronaanpak het beste scoort, direct gevolgd door de situatie waarbij geen maatregelen worden getroffen voor het grondwater. Vanuit het bodembeleid wordt overigens verwacht dat de "niets doen"-variant niet acceptabel zal zijn. Bronaanpak wordt juist voorgestaan.

De aspecten "verlies van schoon grondwater" en "verbetering grond- en grondwaterkwaliteit" zijn bepalend in de afweging. Oppervlaktewaterremissies blijken nauwelijks te scoren in de totale afweging omdat het MTR-oppervlaktewater voor de betreffende stoffen relatief hoog ligt (CKW, MCB en complexe cyanide).

De risico's voor waterbodem en oppervlaktewater zijn voor alle drie de varianten lager dan het MTR. Dit houdt in dat de varianten op basis van het waterbeleid acceptabel kunnen zijn. Voorwaarde hierbij is wel dat ook voldaan wordt aan het ALARA-beginsel (inspanning naar redelijkheid). Dit is een subjectief begrip dat telkens op project- of locatieniveau zal moeten worden ingevuld.





### CONCLUSIES EN BETEKENIS

#### 5.1 Algemene conclusie

Op basis van de uitgewerkte cases kan de volgende algemene conclusie worden getrokken:

De milieuverdienste-module van RMK geeft inzicht in het aandeel van de oppervlaktewateremissies op de totale milieuverdienste. Hierbij kan eveneens worden aangegeven welke verontreinigingen bepalend zijn.

Met de opgestelde vereenvoudigde systematiek voor bepaling van de risico's voor waterbodem en oppervlaktewater wordt snel een beeld verkregen van het meest risicovolle milieucompartiment (oppervlaktewater of waterbodem) en de meest problematische verontreiniging.

#### 5.2 Betekenis

Op basis van de systematiek zijn kwalitatief de elementen afgeleid die bepalend zijn bij de beoordeling van NLO. Op deze wijze wordt inzicht gegeven in de algemene toepasbaarheid van NLO.

##### **Normstelling oppervlaktewater: MTR's afleiden!**

Zowel de risico- als de milieuverdienstebenadering is in beginsel gebaseerd op de MTR-waarden voor het oppervlaktewater. Deze waarden staan voor een aantal stoffen in de vierde nota Waterhuishouding. Voor veel voorkomende (mobiele) bodemverontreinigingen zijn echter in deze nota gaan MTR-waarden vastgesteld. Dat betekent dat bij een afweging voor deze stoffen van 'onzekere' en meestal zeer conservatieve afgeleide waarden moet worden uitgegaan.

Omdat de hoogte van deze waarden de uitkomst van zowel de milieuverdienste- als risicobenaderingen in grote mate bepalen, wordt aanbevolen om voor aanvang van het project overeenstemming te hebben bereikt met de bevoegde gezagen. Daarnaast is het van belang dat voor bovengenoemde stoffen MTR waarden worden vastgesteld zodat in de toekomst meer betrouwbare NLO afwegingen kunnen worden uitgevoerd.

##### **Hoge milieukosten voor actieve variant: NLO wordt mogelijk**

Ondanks dat een natuurlijke lozingsvariant een grotere lozing (meer verontreinigingsvracht) veroorzaakt dan een actieve variant, kan vanuit het oogpunt van milieuverdienste in een aantal situaties toch gekozen worden voor natuurlijke lozing. Dat is het geval als de milieubelasting als gevolg van actieve maatregelen groter is dan die als gevolg van de lozing.

##### **Lage vrachten verontreiniging: NLO mogelijk**

In situaties waar uitsluitend lage vrachten verontreiniging in de bodem aanwezig zijn, zal de (negatieve) beoordeling van natuurlijke lozing in de totale milieuverdienstebeoordeling beperkt zijn. Actieve maatregelen om deze beperkte lozing te voorkomen (bijvoorbeeld grondwater oppompen) zullen al snel hogere milieukosten opleveren (verlies grondwater, energieverbruik/luchtemissies, enzovoorts) dan de kosten van uitsluitend natuurlijke lozing (oppervlaktewateremissies). Ook de risico's voor oppervlaktewater en waterbodem zullen in zo'n geval van natuurlijke lozing beperkt zijn.

### **Mobiele verontreinigingen: NLO vaak geen probleem**

Indien het MTR-oppervlaktewater (vastgesteld of afgeleid) in concentratieniveau hoger ligt dan bijvoorbeeld de interventiewaarde voor grondwater, is de kans erg klein dat een bepaalde restlozing sterk negatief scoort op milieuverdienste of risico's.

Voorbeelden van stoffen met een relatief hoog afgeleid MTR zijn veel voorkomende mobiele bodemverontreinigingen als BTEX en chloorhoudende oplosmiddelen.

### **Niet zuiverbare waterstromen: NLO kan**

Als het niet mogelijk is om, volgens de CIW-normen, zuiverbare waterstromen op te pompen kan een actieve variant op milieuverdienste nooit positiever scoren dan een natuurlijke lozingsvariant.

Dergelijke situaties kunnen onder meer ontstaan wanneer lage vrachten in het grondwater aanwezig zijn of een sterke verdunning plaatsvindt bij het oppompen.

### **In de bodem afbreekbare verbindingen: gunstig voor NLO**

In gevallen waarbij verontreinigingen voorkomen die onder natuurlijke omstandigheden in de bodem afbreken wordt de potentiële lozing voor een groot deel voorkomen.

In dat geval is het actief onttrekken van de verontreinigingen minder gunstig aangezien dan geen gebruik wordt gemaakt van de natuurlijke afbraakcapaciteiten van de bodem.

Actieve maatregelen welke eerder ingrijpen tussen verontreiniging en oppervlaktewater zullen in veel situaties beduidend minder gebruik maken van de van nature optredende afbraak en per definitie meer andere milieukosten opleveren.

### **Tot slot: Denk na!**

Met betrekking tot het bovenstaande geldt dat bij het hanteren van een bepaalde overeengekomen systematiek het altijd onontbeerlijk is om na te gaan of de uitkomst overeenkomt met het eigen expert-judgement en te realiseren welke input (aannames) sterk bepalend zijn voor de uitkomst.

## **5.3 Samenvatting workshop**

Het draagvlak voor natuurlijke lozing van bodemverontreinigingen in specifieke situaties en de onderbouwende systematiek hiervoor, is getoetst in een workshop op 6 april 2000. Het verslag is opgenomen in bijlage R. In deze paragraaf is een korte samenvatting gegeven van de reacties.

### **Normen**

Voor goede toepassing van de methodiek moet duidelijkheid bestaan over de normen voor oppervlaktewater en waterbodem. Voorgesteld wordt om voor relevante bodemverontreinigingen betrouwbare MTR's vast te stellen en hierbij ook aandacht besteden aan afstemming met bodemnormen (het moet logisch zijn).

### **Oppervlaktewater**

Voor wat betreft de risicobeoordeling voor oppervlaktewater wordt de suggestie gedaan om ook kleinere oppervlaktewateren door te rekenen en rekening te houden met de achtergrondwaarden in oppervlaktewater. Verder wordt voorgesteld om evenals bij de waterbodem meer te gaan meten.

### **RMK/bodembeleid**

RMK is voor veel deelnemers moeilijk te doorgronden, sommigen pleiten voor een eenvoudiger systematiek. Men heeft de indruk dat de totale systematiek sterk bepaald wordt door RMK. Ge-

opperd wordt om nog andere afwegingssystematieken te overwegen of bijvoorbeeld een meer specifieke weging voor NLO af te leiden. De RMK-uitkomst moet met enige voorzichtigheid in absolute zin worden geïnterpreteerd en er moet zeker ruimte blijven voor expert-judgement.

### **Samenvattend**

Aan het eind van de workshop werd vanuit de waterwereld nog eens aangegeven wanneer een natuurlijke lozing bespreekbaar is. Het is aan de probleemhebber om inzichtelijk te maken waarom een natuurlijke lozing, na alles overwogen te hebben, (onderdeel van) de beste saneringsoplossing is. Hierbij is het verstandig om de waterkwaliteitsbeheerder al eerder bij de afweging te betrekken en niet het resultaat als voldongen feit voor te leggen.



## HOOFDSTUK 6

### **AANBEVELINGEN**

Voor de gehanteerde systematiek is het van belang dat betrouwbare MTR's bekend zijn voor zowel oppervlaktewater als waterbodem. Aanbevolen wordt MTR's af te leiden voor veelvoorkomende mobiele bodemverontreinigingen en deze ook vast te stellen. Voor het afleiden van MTR's oppervlaktewater zullen voor de meeste stoffen in de literatuur voldoende toxiciteitsgegevens met oppervlaktewater organismen beschikbaar zijn welke als basis kunnen dienen. Voor het afleiden van betrouwbare MTR's waterbodem zullen naar verwachting toxiciteitstesten met waterbodemorganismen noodzakelijk zijn.

Om te kunnen vaststellen of nog wezenlijke aanpassingen van de systematiek nodig zijn en om het draagvlak te verbreden wordt aanbevolen meer cases uit te werken en de resultaten hiervan systematisch te evalueren. Hierbij dienen de cases zo veel mogelijk van elkaar te verschillen. Met name wordt gedacht aan de toepassing van de systematiek bij kleinere oppervlaktewateren.

Tot slot wordt aanbevolen bij de berekeningen van de uiteindelijke natuurlijke lozing zoveel mogelijk rekening te houden met de procesomstandigheden in de bodem en de waterbodem. Verwacht wordt dat juist op het grensvlak hiervan nog relevante processen optreden die de uiteindelijke emissie van de verontreiniging naar het oppervlaktewater sterk verminderen.



## LITERATUUR

- [1] Karman C.C., H.P.M. Schobben & M.C.Th Scholten, 1995.  
A description of recently developed methods for ecological impact analysis.  
TNO-MEP Rapport R95/239.
- [2] VROM Omgaan met Risico's, 1989.  
Nationaal milieubeleidsplan. Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieu.





BIJLAGE A

**LIJST VAN AFKORTINGEN**

BIJLAGE B

**VERGELIJKING STI-WAARDEN EN STREEF- EN MTR-WAARDEN  
VOOR OPPERVLAKTEWATER**

BIJLAGE C

**LIJST VAN MAXIMALE GEHALTEN UIT LOZINGENBESLUIT  
BODEMSANERING EN PROEFBRONNERING**

BIJLAGE D

**CONCEPT-BESLISSCHEMA BEHANDELING VRIJKOMEND GRONDWATER**

BIJLAGE E

**MILIEUVERDIENSTE-MODULE RMK-SYSTEMATIEK**

BIJLAGE F

**INPUT MILIEUVERDIENSTE MODULE GASFABRIEK ARNHEM**

BIJLAGE G

**UITGANGSPUNTEN BEREKENING GRONDVERONTREINIGING  
GASFABRIEK ARNHEM**

BIJLAGE H

**INRICHTING VOLLEDIG ISOLATIESYSTEEM GRONDWATER BIJ  
GASFABRIEK ARNHEM**



BIJLAGE J

**STOFTRANSPORTBEREKENINGEN GASFABRIEK ARNHEM**

BIJLAGE K

**INRICHTING BRONBEHEERSING DIEP GRONDWATER GASFABRIEK ARNHEM**

BIJLAGE L

**INVOER MILIEUVERDIENSTE-MODULE "DEVENTER GRONDWATER"**

BIJLAGE M

**UITGANGSPUNTEN BEREKENING GRONDWATERVERONTREINIGING  
"DEVENTER GRONDWATER"**

BIJLAGE N

**INRICHTING VOLLEDIG ISOLATIESYSTEEM "DEVENTER GRONDWATER"**

BIJLAGE O

**STOFTRANSPORTBEREKENINGEN VOLLEDIGE BEHEERSING  
"DEVENTER GRONDWATER"**

BIJLAGE P

**INRICHTING BRONBEHEERSING "DEVENTER GRONDWATER"**

BIJLAGE Q

**STOFTRANSPORTBEREKENINGEN GEEN BEHEERSING  
"DEVENTER GRONDWATER"**



BIJLAGE R

**VERSLAG AFSLUITENDE WORKSHOP**