

Commissie
Integraal
Waterbeheer

Vrijkomend grondwater bij bodemsaneringen

Handreiking voor integrale
afweging van lozingsvarianten

april 2002

Ten geleide

Eén van de belangrijkste knelpunten in de huidige uitvoeringspraktijk van de bodemsaneringsproblematiek is de sectorale benadering door het bevoegde gezag. Daarom is in het voorliggende rapport, dat primair geschreven is vanuit de visie van het waterkwaliteitsbeheer, gekozen voor een benadering waarbij alle milieuaspecten integraal worden gewogen. Vanuit deze integrale benadering is ook gekeken naar oplossingsrichtingen die buiten het directe beleidsveld van de waterkwaliteitsbeheerder vallen. Met de integrale afweging als vertrekpunt zijn verschillende lozingsopties voor verontreinigd grondwater nader uitgewerkt en de milieueffecten in kaart gebracht. Daarbij is gekozen voor het gebruik van een beslissingsondersteunend model: de RMK-beoordeling (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten).

Het rapport is een herziening van het in 1989 verschenen CUWVO-rapport 'Afvalwaterproblematiek bodemsaneringen'. In deze vernieuwde rapportage wordt vanuit de integrale benadering gekozen voor een aanpak die netto de meeste milieuwinst oplevert c.q. het minst milieubezwaarlijk is. Voor de vijf meest voorkomende stofgroepen zijn drie lozingsvarianten (lozing op riolering, lozing op oppervlaktewater en herinfiltratie in de bodem) in standaardsituaties met elkaar vergeleken en met de RMK-methode beoordeeld. Naar schatting kan hierdoor in meer dan 80% van de gevallen, zonder uitgebreide berekeningen, de meest geschikte lozingsvariant worden geselecteerd. Ook zijn indicatieve lozingsnormen geformuleerd voor lozing op de riolering en lozing op groot en klein ontvangend oppervlaktewater.

Doordat het volledige rapport veel achtergrondinformatie bevat, wordt het gebruik in de dagelijkse praktijk mogelijk belemmerd. Daarom is het voornemen op korte termijn een korte handreiking voor het Wm-, Wbb- en Wvo-bevoegd gezag uit te brengen. In deze handreiking zal ook een beoordelingskader voor diffuse emissies van vluchtige stoffen vanuit de riolering worden opgenomen.

In het rapport wordt aanbevolen om het 'Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering' uit te breiden met directe lozingen. Nu biedt deze amvb een procedureel voordeel voor indirecte lozingen. Door uitbreiding van het lozingenbesluit met directe lozingen, waarbij de indicatieve lozingsnormen uit dit rapport als uitgangspunt kunnen dienen, kan het procedurele voordeel ook voor deze lozingen gaan gelden. Lozing op oppervlaktewater heeft als bijkomend voordeel dat de RWZI niet onnodig wordt belast met relatief schoon ('dun') water. De CIW heeft deze aanbeveling onder de aandacht van de staatssecretaris van V&W gebracht en haar verzocht in overleg met de minister van VROM de uitvoering ervan in overweging te nemen.

Ik hoop en verwacht dat dit rapport in combinatie met de nog uit te brengen handreiking het bevoegd gezag in staat zal stellen de juiste integrale afweging te maken ten aanzien van lozingen van verontreinigd grondwater.

Z.K.H. de Prins van Oranje,

Voorzitter van de Commissie Integraal Waterbeheer

Inhoudsopgave

Samenvatting 7

Summary 13

- 1 Inleiding 19
 - 1.1 Probleemstelling 19
 - 1.2 Doelstelling 20
 - 1.3 Aanpak op hoofdlijnen 20
 - 1.4 Leeswijzer 22

- 2 Beschrijving bodem- en grondwatersaneringsprojecten 25
 - 2.1 Categorieën bodemsaneringsprojecten 25
 - 2.2 Bodemsaneringstechnieken en -doelen 26
 - 2.2.1 Herstelvariant 26
 - 2.2.2 IBC-variant 27
 - 2.2.3 Functiegerichte variant 28
 - 2.3 Categorieën grondwaterverontreinigingen 28
 - 2.3.1 Nevenverontreinigingen 28
 - 2.3.2 Verontreinigingen 29
 - 2.4 Gangbare grondwaterzuiveringstechnieken 30
 - 2.5 Kosten en kosteneffectiviteit van grondwaterzuiverings-
technieken 31
 - 2.5.1 Kosten 31
 - 2.5.2 Kosteneffectiviteit 33

- 3 Beleidskader en wetgeving bij bodemsaneringsprojecten 35
 - 3.1 Het bevoegd gezag bij bodemsaneringsprojecten 35
 - 3.2 Bodembeleid en de Wet bodembescherming 37
 - 3.2.1 Bodembeleid 37
 - 3.2.2 Wet bodembescherming 38
 - 3.3 Waterkwaliteitsbeleid en de Wet verontreiniging
oppervlaktewateren 39
 - 3.3.1 Waterkwaliteitsbeleid 39
 - 3.3.2 Wet verontreiniging oppervlaktewateren 44
 - 3.4 Overige relevante wetgeving 47
 - 3.4.1 Wet milieubeheer 47
 - 3.4.2 Grondwaterwet 50
 - 3.5 Samenvatting relevante beleidsuitgangspunten
grondwaterlozingen 51

- 4 Lozingsvarianten grondwater - algemene milieu-effecten en
kosten 53
 - 4.1 Lozing op de riolering 53
 - 4.2 Lozing op oppervlaktewater 60
 - 4.3 Lozing in de bodem (herinfiltratie) 66
 - 4.4 Overige lozingsvarianten 68

- 5 Integraal afwegingsmodel voor lozingsvarianten 69
 - 5.1 Integrale afwegingsmethoden 69
 - 5.2 De RMK-methode 70

5.2.1	Risicoreductie (R)	70
5.2.2	Milieuverdiensite (M)	71
5.2.3	Kosten (K)	73
5.3	Interpretatie van RMK-resultaten: uitkomsten standaard-situaties	73
5.3.1	Situatiebeschrijving cases	74
5.3.2	Uitwerking cases	74
6	Beslisschema en handreiking integrale afweging lozings-varianten	79
6.1	Beslisschema integrale afweging	79
6.1.1	Inventarisatiefase	79
6.1.2	Quick scan fase	80
6.1.3	Integrale afwegingsfase geselecteerde varianten	82
6.2	Integrale afweging bij niet-standaardsituaties	88
6.3	Integrale afweging bronbemalingen	89
7	Implementatie handreiking in Wvo-vergunningverlening	91
7.1	Integrale en gecoördineerde aanpak waarborgen	91
7.2	Nieuwe indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater toepassen	91
7.3	Ruimere lozingsnormen voor de riolering toepassen	92
7.4	Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering handhaven voor indirecte lozingen en uitbreiden met directe lozingen	92
8	Conclusies en aanbevelingen	93
8.1	Conclusies	93
8.2	Aanbevelingen	96

Literatuur 99

Bijlagen

1	Samenstelling CIW-subwerkgroep Bodemsaneringen	103
2	Taakopdracht CIW-subwerkgroep Bodemsaneringen	105
3	Hoofdlijnen waterkwaliteitsbeleid	109
4	Lijst met afkortingen	111
5	Beslisschema lozingsvarianten grondwater	113
6	CIW-modelaanvraagformulier grondwatersanering	115
7	CIW-modelvergunningvoorschriften grondwatersanering	123

Samenvatting

Inleiding

Bij bodemsaneringen komt naast vervuilde grond vaak verontreinigd grondwater vrij. Meestal wordt dit afgevoerd door lozing op riolering of oppervlaktewater. Voor beide lozingsvarianten is als regel een Wvo-vergunning vereist. Dit rapport ondersteunt saneerders én bevoegde overheden bij de keuze van de meest geschikte lozingsvariant en geeft een handreiking voor de beoordeling van Wvo-vergunningaanvragen. Achtereenvolgens komen de volgende onderwerpen in dit rapport aan de orde:

1. een inventarisatie van de huidige bodemsanerings- en grondwaterzuiveringspraktijk;
2. een integraal beleidskader voor grondwaterlozingen;
3. de algemene milieu- en kostenaspecten van verschillende lozingsvarianten;
4. het gebruik van het RMK-model voor de specifieke integrale afweging van lozingsvarianten;
5. handreiking integrale afweging lozingsvarianten;
6. aanbevelingen voor de aanpak van een brede milieubeoordeling in niet-standaardsituaties.

Dit rapport geeft uitgebreide achtergrondinformatie en is daarmee minder geschikt als handleiding voor dagelijks gebruik. In CIW-Werkgroep VI is daarom afgesproken om op basis van dit rapport een aparte, beknopte handleiding voor vergunningverleners en saneerders op te (laten) stellen. Deze zal eind 2002 ter beschikking komen.

Inventarisatie bodemsaneringspraktijk

In Nederland worden per jaar meer dan 500 bodemsaneringsprojecten gestart. De meest voorkomende verontreinigingen in het grondwater zijn BTEX, VOCl en minerale olie, op ruime afstand gevolgd door PAK en zware metalen. Dit rapport richt zich daarom op deze stofgroepen. Voor andere stoffen kan dezelfde methodiek gevolgd worden.

Een veel toegepaste grondwaterzuiveringstechniek is een striptoren met nabehandeling van de lucht door middel van actieve koolfiltratie. Naast striptorens worden (waterzijdige) actiefkoolfiltratie, biologische technieken (biofilm en bioreactor), oliescheiders en coagulatie/flocculatietechnieken regelmatig toegepast. De technieken worden vrijwel altijd in combinatie gebruikt.

De kosten van grondwaterzuiveringstechnieken zijn afhankelijk van een groot aantal factoren (zoals het debiet, influent- en effluentconcentratie), maar worden bij saneringsprojecten nauwelijks gedocumenteerd.

In het verleden zijn verschillende berekeningen uitgevoerd om voor de in grondwater meest voorkomende verontreinigingen globale kostenranges per kg verwijderde verontreiniging weer te geven. Aan de hand hiervan zijn grenzen gesteld aan de kosteneffectiviteit van

saneringsmaatregelen. In de praktijk worden deze kostenranges door zowel de vergunningverleners als het bedrijfsleven weinig gebruikt.

Integraal beleidskader voor grondwaterlozingen

Bij bodemsaneringen zijn de milieucompartimenten lucht, water en bodem betrokken en daarnaast ook aspecten als ruimtebeslag, afval en geluid. Door onvoldoende afstemming van beleidsvelden en wetgeving heeft een benadering van saneringsgevallen vanuit meerdere milieucompartimenten tegelijk tot voor kort nauwelijks plaatsgevonden. In dit rapport, geschreven vanuit de visie van waterkwaliteitsbeheerders, is zoveel mogelijk rekening gehouden met de andere milieucompartimenten. Bij de opstelling van deze richtlijn zijn bovendien de navolgende beleidsmatige uitgangspunten in acht genomen:

- Lozingen van grondwater afkomstig van bodemsaneringen zijn op zichzelf altijd nieuwe lozingen. Uitgangspunt is het voldoen aan de stand van de techniek.
- De brongerichte aanpak uit het waterkwaliteitsbeleid is niet bruikbaar. De verontreiniging is reeds aanwezig in het milieu en vormt de aanleiding van de sanering. Preventieve maatregelen om de verontreiniging te voorkomen, kunnen niet worden genomen. Het begrip "sanering aan de bron" mag bij bodemsaneringen niet worden uitgelegd als "het saneren van de grondwaterstroom op locatie".
- Voor alle lozingen geldt dat onafhankelijk van de te bereiken milieukwaliteitsnormen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen (voorzorgsprincipe).
- De aard van de verontreinigingen bij grondwatersaneringen betekent dat veelal best bestaande technieken (BBT) dienen te worden toegepast. In sommige gevallen zal alleen sprake zijn van overige (niet door menselijk handelen veroorzaakte) verontreinigingen, waarvoor best uitvoerbare technieken (BUT) dienen te worden toegepast.
- Na toepassing van stand der techniek (BBT, BUT) dient de immissietoets te worden uitgevoerd. De immissietoets is vooral van betekenis voor relatief grote lozingen op kleine wateren. Bij een significante verslechtering van de waterkwaliteit kunnen aanvullende maatregelen boven BUT/BBT worden verlangd.
- De sanering van grondwater dient kosteneffectief te zijn.
- Er dient rekening te worden gehouden met het beleid, gericht op het tegengaan van verdroging.

Het is niet mogelijk om aan alle randvoorwaarden uit alle milieu-beleidsvelden tegelijk te voldoen. Er zullen steeds *keuzes* gemaakt moeten worden, die voor één of meer milieucompartimenten sub-optimaal (kunnen) zijn. Daarom moet in een zo vroeg mogelijk stadium overleg met de verschillende bevoegde overheden plaatsvinden om tot een integrale afweging te komen van (tenminste) het rendement op langere termijn, de effecten op de verschillende milieucompartimenten en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. Het initiatief voor dit overleg ligt bij de saneerder. Een bevoegd gezag dient uiteraard actie te ondernemen als andere belanghebbende overheden dreigen te worden buitengesloten.

Voor de afvoer van grondwater bestaan bij elk saneringsgeval in theorie vier lozingsvarianten:

- lozing op de riolering (en RWZI);
- lozing op oppervlaktewater;
- lozing in de bodem (herinfiltratie);
- afvoer per as, schip of persleiding naar verwerking elders.

Lozing op de riolering

Lozing op de riolering is alleen mogelijk wanneer riolering op een redelijke, bereikbare afstand van de saneringslocatie aanwezig is. Het lozen van bodemsaneringwater op een RWZI kan leiden tot een *verhoogde emissie van verontreinigingen* als gevolg van de toename van de overstortfrequentie en -duur, alsmede ten gevolge van de lozing van dunwater op de RWZI. Deze verhoogde emissie dient te worden afgewogen tegen de *emissiereductie* die bereikt wordt met deze lozingsvariant. Hierbij moet het zuiveringsrendement van een eventuele voorzuivering en de RWZI worden meegenomen. Voor één lozing zijn de effecten op overstort- en dunwaterproblematiek meestal relatief beperkt. Bij een ver doorgevoerd gescheiden stelsel en/of een relatief kleine RWZI, alsmede bij een (extreem) grote lozing of meerdere saneringen tegelijkertijd kan sprake zijn van een significante netto verhoogde emissie van verontreinigingen. Dit zal via een specifieke berekening door de beheerder moeten worden aangetoond. Een andere lozingsvariant (of uitstel van de sanering) ligt dan voor de hand.

Bij toepassing van een voorzuivering dienen maximaal technieken (of lozingseisen) te worden toegepast die ook geschikt zijn bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater. In sommige gevallen, vooral bij biologisch afbreekbare stofgroepen, kunnen door de waterkwaliteitsbeheerder beduidend minder strenge lozingseisen worden geformuleerd. De voorzuivering kan dan (soms gedeeltelijk) achterwege blijven. Met het oog op de diffuse emissie uit de riolering, dient (door het Wm-bevoegd gezag) een nadere beschouwing van deze ruimere lozingseisen plaats te vinden. Overigens is ook dan het uitgangspunt dat onnodige emissie redelijkerwijs dient te worden voorkomen. De kosten die de beheerders van rioleringen en RWZI's moeten maken voor het transport en behandeling van grondwater spelen eveneens een rol. Middels rioolrecht en verontreinigingsheffing worden deze kosten bij de saneerders in rekening gebracht. De waterkwaliteitsbeheerder heeft echter op dit moment geen mogelijkheden om de toename van de transport- en bedrijfsvoeringskosten op een RWZI in rekening te brengen. De kosten van de verwerking van het grondwater worden dus voorlopig nog afgewenteld op de waterkwaliteitsbeheerder (en daarmee indirect op alle heffingsplichtigen).

Lozing op oppervlaktewater

Lozing op oppervlaktewater is alleen mogelijk wanneer een geschikt ontvangend oppervlaktewater op een redelijke en bereikbare afstand van de saneringslocatie aanwezig is. Er zijn twee indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater opgesteld, één voor groot en één voor klein ontvangend oppervlaktewater. De indicatieve norm voor groot ontvangend oppervlaktewater is afgeleid van de stand der techniek (zonder aanvullende maatregelen). Hiervoor zijn grotendeels de gegevens uit 1989 gebruikt, aangevuld met praktijkervaringen

die de laatste jaren zijn opgedaan. Bij deze indicatieve normering zullen de grondwatersaneringskosten binnen de kosteneffectiviteitsdrempels uit 1989 blijven. Deze kosteneffectiviteitsdrempels uit 1989 zijn anno 2002 nog steeds geldig. Voor kleine ontvangende oppervlaktewateren zijn aanvullende maatregelen, die buiten de stand der techniek vallen, nodig. Dit betekent dat voor de lozing op klein ontvangend oppervlaktewater hogere kosten moeten worden gemaakt. Deze hogere kosten zijn te rechtvaardigen omdat anders een significante verslechtering van de waterkwaliteit optreedt. Dit maakt deze variant overigens minder aantrekkelijk voor een saneerder. Naast zuiveringskosten spelen bij lozing op oppervlaktewater de heffingskosten vrijwel geen rol. Het grondwater is immers gezuiverd en bevat meestal (vrijwel) geen zuurstofbindende stoffen meer.

Lozing in de bodem

Wanneer een grondwateronttrekking in een verdrogingsgevoelig gebied ligt, dient herinfiltratie zeker te worden onderzocht. Wanneer de relevantie van herinfiltratie is aangetoond, kunnen vervolgens de technische (on)mogelijkheden van lozing in de bodem worden onderzocht, waarbij de bodemgesteldheid en de mogelijke verstopping van de (retour)putten belangrijke factoren zijn. Volgens de Wbb mag grondwater zonder zuiveringsvoorzieningen onder strikte voorwaarden in hetzelfde watervoerend pakket worden teruggevoerd. De kosten van herinfiltratie liggen meestal beduidend hoger dan die voor lozing op oppervlaktewater en de riolering. In de eerste plaats moet bij herinfiltratie tot het VR-niveau (streefwaarde) worden gezuiverd om grondwater te mogen retourneren, tenzij het wordt geretourneerd in hetzelfde watervoerende pakket waaruit het afkomstig is en het binnen het verontreinigd gebied als een gesloten systeem kan worden beschouwd. Dit betekent dat de zuiveringskosten meestal hoger zijn dan bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater. In de tweede plaats dienen bij herinfiltratie nog enkele voorzieningen, zoals een retourleiding en infiltratieputten, te worden aangebracht om het water te retourneren in de bodem.

Afvoer per as of schip en overige varianten

Grondwater kan worden opgevangen en vervolgens getransporteerd naar een verwerkingslocatie (bijvoorbeeld een RWZI). Omdat het bij grondwatersaneringen veelal gaat om grote hoeveelheden grondwater en relatief lage concentraties aan verontreiniging is deze variant vanuit kosten oogpunt vrijwel nooit interessant. De optie transport per as of schip is daarom in dit rapport verder niet meegenomen bij de afweging van lozingsvarianten.

Het vrijkomende grondwater kan in sommige situaties eerst worden benut als koel- en/of proceswater waardoor kan worden bespaard op het industriële gebruik van kwalitatief hoogwaardig (drink-)water. Deze preventie-optie verdient meer aandacht bij het opstellen en beoordelen van saneringsplannen.

Een beslissingondersteunend model voor de integrale afweging van lozingsvarianten

Voor het vergelijken van bodemsaneringsvarianten bestaat een specifieke methode: het RMK-model. Het doel van het RMK-model is een beoordelingskader te bieden op basis van de aspecten Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten, zodat de effectiviteit van

verschillende saneringsmaatregelen inzichtelijk wordt gemaakt in het besluitvormingsproces. Het RMK-model is ook geschikt voor het vergelijken van lozingsvarianten. Omdat de risicoreductie voor de bodem bij de verschillende lozingsvarianten gelijk is, is voor het vergelijken van lozingsvarianten met het RMK-model de 'R' niet van belang.

Voor de vijf meest voorkomende stofgroepen worden op basis van (R)MK-berekeningen in standaardsituaties aanbevelingen gedaan voor de optimale lozingsvariant. In een beperkt aantal gevallen zal de praktijksituatie (sterk) afwijken van de standaardsituatie en kan het nodig zijn dat de situatie met het RMK-model geheel of gedeeltelijk wordt doorgerekend.

Handreiking voor de integrale afweging van lozingsvarianten in standaardsituaties

Het elimineren en afwegen van lozingsvarianten verloopt in drie stappen: een inventarisatiefase, een quick scan fase en een gedetailleerde uitwerkingsfase van realistische varianten.

Bij de inventarisatiefase wordt getracht een zo compleet mogelijk beeld van de saneringssituatie te verkrijgen door het stellen van gerichte vragen over het type verontreiniging, de duur van de grondwatersanering, het debiet, de bodemsituatie, etc.

Bij de quick scan fase wordt onderzocht welke varianten na een snelle evaluatie afvallen. Hiervoor is het nodig om een overzicht te maken van de voor- en nadelen van de lozingsvarianten en een ruwe inschatting van de kosten. De belangrijkste criteria om in dit stadium een variant te elimineren zijn de (milieu-)technische haalbaarheid en de kosten(effectiviteit). In de gedetailleerde afwegingsfase worden de overgebleven varianten nauwkeurig vergeleken.

Wanneer alle drie de lozingsvarianten mogelijk zijn, kunnen de volgende conclusies per stofgroep worden getrokken:

- BTEX:
Bij kortdurende en/of kleinere grondwaterdebieten gaat de voorkeur uit naar lozing op de riolering. Voor grote(re) debieten is herinfiltratie of lozing op oppervlaktewater de beste keuze. Bij overschrijding van de bovenste kosteneffectiviteitsgrens (drempelbedrag per kilogram verwijderde verontreiniging) komt lozing op de riolering opnieuw in beeld.
- VOCl:
De milieuverdiensten van de verschillende lozingsvarianten zijn in het geval van VOCl vrijwel gelijk. Dit betekent dat de keuze afhangt van de kosten per lozingsvariant. In veel gevallen geniet lozing op de riolering de voorkeur, daarna lozing op het oppervlaktewater en daarna herinfiltratie.
- Minerale olie:
Herinfiltratie heeft de voorkeur. Bij overschrijding van het drempelbedrag voor minerale olie komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en dan lozing op de riolering in aanmerking.
- Naftaleen en overige PAK:
Herinfiltratie heeft de voorkeur. Bij overschrijding van het drempelbedrag voor naftaleen en overige PAK komen achtereenvolgens lozing op de riolering en lozing op oppervlaktewater in aanmerking.

-
- Zware metalen:
Herinfiltratie heeft de voorkeur. Bij overschrijding van het drempelbedrag voor zware metalen komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en dan lozing op de riolering in aanmerking.

Deze richtinggevende voorkeurskeuzen in standaardsituaties ontslaan zowel de aanvrager/saneerder als de vergunningverlener niet van hun plicht om ieder voorstel of besluit van een goede motivering te voorzien.

Het is mogelijk dat geen enkele afvoermogelijkheid voor het grondwater op basis van de ontwikkelde criteria mogelijk is. De saneerder moet zich dan afvragen of de sanering wel op de voorgestelde wijze moet worden uitgevoerd of dat hij de meerkosten boven de stand der techniek toch voor zijn rekening neemt. Wanneer dat eveneens niet mogelijk is, kan het bevoegd gezag op grond van een bestuurlijke afweging een tijdelijke verslechtering van de kwaliteit van een milieucompartiment toestaan.

Aanbevelingen voor de integrale afweging van lozingsvarianten in niet-standaardsituaties

Niet-standaardsituaties kenmerken zich met name door andere stoffen dan de hierboven genoemde, door een veel langere doorlooptijd dan een half jaar of door sterk afwijkende lozingsnormen of kosten (onder andere rioolrecht) dan waarvan in de studie is uitgegaan. In die situaties is maatwerk nodig, waarbij dezelfde gedachtelijn gevolgd moet worden die gebruikt is bij de berekening van de standaardsituaties. Onder meer moet in kaart worden gebracht wat het gedrag van die stoffen is in het riool en de RWZI, wat gangbare zuiveringstechnieken zijn en wat daarvan de kosten zijn. Zonodig dient via een aanvullende (R)MK-berekening bepaald te worden wat de optimale keuze is.

Summary

Introduction

Soil remediation works often necessitate the disposal not only of polluted soil but also of contaminated groundwater. The latter is usually discharged either to the sewerage system or to surface water. As a rule, both methods of discharge require a permit under the Pollution of Surface Waters Act. This report is designed to help both contractors and competent authorities to select the most appropriate method of discharge. It also provides guidance on the assessment of permit applications in relation to such discharges. It contains the following (in this order):

1. an inventory of current practices with regard to soil remediation and groundwater treatment;
2. an integrated policy framework concerning groundwater discharges;
3. a discussion of the general environmental and cost aspects of various methods of discharge;
4. details of the use of the REC model to support integrated decision-making on the selection of discharge methods in specific cases;
5. guidance on integrated decision-making on the selection of discharge methods;
6. recommendations on integrated decision-making on methods of discharge in non-standard situations.

Since the report contains extensive background information, it is not particularly suitable as a handbook for day-to-day use. For this reason, CIW has decided that concise guidelines for competent authorities and contractors should be drafted separately on the basis of the report. These are scheduled to appear at the end of 2002.

Inventory of soil remediation practices

Over 500 soil remediation projects are started in the Netherlands each year. By far the most common types of groundwater pollutants are BTEX, VOCs and mineral oil. The next most common are PAHs and heavy metals. These are therefore the substance groups on which this report focuses. However, the same methods can be used in relation to other substances.

One technique frequently used to treat contaminated groundwater is a stripping tower with post-treatment of the air by means of active carbon filtration. Active carbon filtration on the water side, biological techniques (biofilm and bioreactor), oil separators and coagulation/flocculation techniques are also in regular use. Techniques are almost always used in combination.

The costs of groundwater treatment techniques depend on many factors (such as the rate of flow and the loads of contaminants in influent and effluent) but are hardly ever recorded during soil remediation projects.

In the past, various methods of calculation have been used to arrive at broad cost ranges per kg of substance removed for each of the

contaminants most frequently encountered in groundwater. Based on these cost ranges, cost-effectiveness ceilings have been established for different remediation measures. In practice, however, little use is made of this information either by the competent authorities or by companies.

Integrated policy framework concerning groundwater discharges

Soil remediation operations involve not only several compartments of the environment - air, water and soil - but also issues like land use, waste and noise. Until recently, inadequate coordination of different areas of policy and legislation meant that it was extremely rare for remediation to be approached on the basis of more than one compartment of the environment at a time. This report is written from the point of view of the water management authorities but takes maximum possible account of the other compartments of the environment.

In addition, the following policy principles have been observed in drawing up these guidelines:

- Discharges of groundwater from soil remediation operations always are considered to be new discharges. As a rule, best available technology criteria must be met.
- The source-oriented approach that normally underlies water quality policy cannot be adopted in this case. The pollution is already present in the environment and is actually the reason for the remediation work. No measures can be taken to prevent it. The concept of "tackling pollution at source" must not be interpreted as "in situ remediation of groundwater".
- Irrespective of the target environmental quality standards, efforts must always be made to prevent the contamination of surface water by discharges (precautionary principle).
- The nature of the pollution to be removed from the groundwater means that use should usually be made of the best technical means. Sometimes, however, only background (non-anthropogenic) concentrations of substances are present; in that case, the best practicable means should be used.
- Following application of the best available technology (either best technical or best practicable means), the next step is to conduct the immission test. This is mainly relevant to relatively large discharges into small areas of surface water. Where the discharge will produce a significant deterioration in water quality, additional measures may be required over and above the application of the best technical or best practicable means.
- Groundwater remediation should be cost-effective.
- It is important to take account of policies directed at combating water depletion.

It is impossible to satisfy all the demands of all areas of environmental policy at the same time. Choices will constantly have to be made and the results may be less than ideal for one or more compartments of the environment. For this reason, it is important that consultations should be held with the other competent authorities at the earliest possible stage in order to ensure integrated decision-making taking into account (at least) the longer-term gains, the effects on the different compartments of the environment and the

impact on sustainable use of raw materials. The initiative for organising such consultations lies with the contractor but competent authorities should, of course, intervene if there is a risk of other stakeholder authorities being excluded.

General environmental and cost aspects of various methods of groundwater discharge

In every remediation operation, four ways of discharging groundwater are theoretically possible:

- discharge to the sewerage system (and urban wastewater treatment plant);
- discharge to surface water;
- discharge to soil (reinfiltration);
- transportation by road, rail, water or pressure pipe for treatment elsewhere.

Discharge to the sewerage system

Discharge to the sewerage system is only feasible where there are accessible sewers within a reasonable distance of the remediation site. Discharge of water from soil remediation works to an urban wastewater treatment plant can lead to increased emissions of pollutants as a result both of more frequent and prolonged overflows and of the discharge of virtually or wholly uncontaminated water ("dun water") to the urban wastewater treatment plant. These increased emissions must be balanced against the reduction in emissions brought about by this method of discharge.

The performance both of any pre-treatment and of the urban wastewater treatment plant should be taken into account.

The impact of a single discharge on overflow and dun water problems will generally be fairly limited. But where there is a comprehensive separate system and/or a relatively small urban wastewater treatment plant, or indeed a really large discharge or several simultaneous remediation operations, discharges of this kind can produce a significant net increase in the emission of pollutants. The management authority will have to perform a specific calculation to demonstrate this. In such cases, a different method of discharge (or postponement of the remediation works) is an obvious solution.

Where pre-treatment takes place, the techniques employed (or discharge limit values prescribed) should not exceed those appropriate to discharge to large receiving surface waters. In some cases, especially where biodegradable substances are involved, the water management authority may formulate significantly less stringent discharge limit values. Pre-treatment will then be unnecessary (or partially so). In view of the possibility of diffuse emissions from the sewerage system, these less stringent discharge limit values should be subjected to close scrutiny (perhaps by the authority competent under the Environmental Management Act). Here too, the principle is that all unnecessary emissions should be prevented where it is reasonably possible to do so.

The costs of groundwater transportation and treatment incurred by the authorities operating sewerage systems and urban wastewater treatment plants are also a factor. These costs are charged to the contractors by way of sewerage charges and the pollution levy. However, water management authorities have at present no way of passing on the increased transportation and operational management costs for urban wastewater treatment plants. Accordingly the costs of treating the groundwater are currently still being met by the water management authority (and hence indirectly, through the pollution levy, by the whole community).

Discharge to surface water

Discharge to surface water is only feasible where there is an accessible area of surface water to receive it within a reasonable distance of the remediation site. Two indicative discharge standards have been drawn up, one for large and the other for small areas of receiving surface water. The indicative standard for large areas of receiving surface water is derived from the best available technology (without additional measures). This standard is based largely on information dating from 1989, supplemented by the practical experience of more recent years. If these indicative standards are used, the costs of groundwater remediation will remain below the cost-effectiveness ceilings established in 1989. These are still valid in 2002. In the case of small receiving surface waters, the best available technology is not sufficient; additional measures will need to be taken. This will make discharge to small receiving surface waters more expensive. The higher costs can be justified on the grounds that the discharge would otherwise produce a significant deterioration in water quality. However, the greater expense will make this method less attractive to contractors.

Compared with treatment costs, the costs of the pollution levy are insignificant. After all, the groundwater will have been purified and will usually be virtually or entirely free of oxygen-consuming substances by the time it is discharged into surface waters.

Discharge to soil

Where groundwater is removed from an area suffering from water depletion, reinfiltration is definitely worth exploring. If reinfiltration is shown to be desirable, the technical feasibility of the approach should certainly be explored. Soil conditions and the potential for clogging of wells will be important factors in this respect. The Soil Protection Act permits the return of untreated groundwater to the same aquifer subject to stringent conditions.

The cost of reinfiltration is usually significantly higher than that of discharge to surface water or to the sewerage system. There are two reasons for this. Firstly, groundwater must be purified to the negligible risk level (target value) prior to reinfiltration, unless it is being returned to the same aquifer from which it came and the operation can be regarded as a closed system within the contaminated area. This means that the costs of treatment are generally higher than in the case of discharge to a large receiving surface water. Secondly, various additional facilities, such as a return pipe and infiltration wells, have to be constructed before the water can be returned to the soil.

Transportation by road, rail or water and other methods of disposal. Another option is to collect the groundwater and transport it to a treatment site (such as an urban wastewater treatment plant). Because groundwater remediation works usually involve large quantities of groundwater and relatively low concentrations of pollution, this method is almost always too expensive to be worth considering. For this reason, the possibility of transportation by road, rail or water is disregarded in the rest of this report.

The groundwater that is removed can sometimes be used as cooling and/or process water, producing savings in the industrial use of high quality drinking or other water. This prevention option deserves to be given greater attention in the drafting and appraisal of remediation plans.

A decision-support model for integrated decision-making on methods of discharge

A specific method is available for the comparison of different soil remediation methods. Known as the REC model, its aim is to provide a framework for the assessment of methods based on Risk reduction, Environmental merit and Costs, and so to facilitate the decision-making process by clarifying the effectiveness of various remediation measures. The REC model can also be used to compare different methods of groundwater discharge. Since all methods of discharge present the same risk reduction for the soil, the 'R' of 'REC' can be disregarded when using the model to compare different methods of discharge.

The recommendations in this report concerning the best method of discharge for the five most common groups of substances are based on (R)EC calculations in standard situations. Occasionally, however, a remediation project may present a situation so non-standard that it will be necessary to use the REC model to perform specific calculations for all or part of it.

Guidance on integrated decision-making on the selection of discharge methods in standard situations

The assessment and rejection of different methods of discharge should be done in three stages: an inventory, a quick scan and a detailed comparison of the remaining possibilities. The aim of the inventory is to obtain the most complete possible picture of the remediation situation by asking specific questions about the type of pollution, the duration of the groundwater remediation operation, the rate of flow, the soil conditions, etc.

The quick scan then focuses on establishing which methods can be rejected following only a rapid evaluation. To achieve this, the pros and cons of the different methods of discharge must be listed and the costs of each roughly estimated. The main criteria for rejecting methods at this stage are lack of technological feasibility and unacceptable cost/cost-effectiveness.

Finally, the remaining shortlist can be given detailed consideration.

If all three methods of discharge are feasible, the following are the best methods for each group of substances:

- BTEX:
For groundwater flows of short duration and/or relatively limited quantity, the preferred method is discharge to the sewerage system. For larger flows, reinfiltration or discharge to surface water is the best choice. Where the cost-effectiveness ceiling (financial limit for each kilogram of pollutant removed) is exceeded, discharge to the sewerage system is again the best option.
- VOCI:
In the case of VOCI, the environmental merits of the various methods of discharge are virtually identical. The choice will therefore depend on the relative costs of the different methods. In many cases, discharge to the sewerage system will be the best option, followed by discharge to surface water and finally reinfiltration.
- Mineral oil:
Reinfiltration is the preferred method. If the relevant cost-effectiveness ceiling is exceeded, the next best choice is discharge to surface water, followed by discharge to the sewerage system.
- Naphthalene and other PAHs:
Reinfiltration is the preferred method. If the relevant cost-effectiveness ceiling is exceeded, the next best choice is discharge to the sewerage system, followed by discharge to surface water.
- Heavy metals:
Reinfiltration is the preferred method. If the relevant ceiling is exceeded, the next best choice is discharge to surface water, followed by discharge to the sewerage system.

These guidelines on preferred options in standard situations in no way discharges the applicant /contractor and the competent authority from the obligation to provide good reasons for every proposal or decision. Situations may arise in which none of the options for dealing with the groundwater prove to be possible on the basis of the criteria that have been developed. In that case, the contractor should consider whether the remediation work can be done in a different way or whether additional costs may have to be accepted over and above those of the best available technology. Where even this is impossible, the competent authority may consent to a temporary deterioration in the quality of one compartment of the environment as a quid pro quo for environmental gains elsewhere.

Recommendations on integrated decision-making on methods of discharge in non-standard situations

Non-standard situations generally feature substances different from those mentioned above, operations taking much longer than six months or discharge standards or costs (e.g. sewerage charges) very different from those assumed in the study. Situations like these call for an individualised approach on the same general basis as that adopted in calculating the standard situations. It will be important, for example, to clarify the behaviour of the particular substances in the sewer and urban wastewater treatment plant, to identify the customary purification techniques and to calculate the costs of these. If necessary, a supplementary (R)EC calculation will have to be carried out to determine the best option.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

Vanaf het begin van de jaren tachtig van de vorige eeuw worden jaarlijks vele bodemsaneringen uitgevoerd. Een belangrijk deel daarvan wordt geïnitieerd door de overheid, een toenemend aantal saneringen wordt op eigen initiatief uitgevoerd door bedrijven en particulieren. Bij veel bodemsaneringen komt naast vervuilde grond ook verontreinigd grondwater vrij. Dit grondwater dient dan op geschikte wijze te worden afgevoerd. Op een saneringslocatie zijn diverse varianten mogelijk, te weten:

1. lozing op de riolering;
2. lozing op oppervlaktewater;
3. lozing in de bodem (herinfiltratie);
4. afvoer per tankauto ("per as") of schip naar een verwerker.

Dit rapport, uitgebracht door de Commissie Integraal Waterbeheer (CIW)¹⁾, gaat in op de vraag hoe kan worden vastgesteld welke variant voor welke saneringssituatie de meest geschikte is.

De eerste twee lozingsvarianten vallen rechtstreeks onder de werkingssfeer van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo) en daarmee onder het werkgebied van de CIW. Echter, in het kader van het emissiebeleid voor water dienen tegenwoordig maatregelen integraal te worden afgewogen [lit. 1]. Daarbij zijn niet alleen wateraspecten van belang, maar ook energie, afval, lucht-emissies, etc. De laatste twee varianten dienen derhalve ook door de waterkwaliteitsbeheerder (en andere bevoegde gezagen) in ogenschouw te worden genomen. Op deze wijze kan een 'milieu-integraal' besluit worden genomen.

Aan een Wvo-vergunning worden lozingsvoorschriften verbonden ter bescherming van het milieu, en wel die voorschriften die de grootst mogelijke bescherming geven tenzij dat redelijkerwijs niet kan worden gevergd. Dit is het zogeheten ALARA-beginsel (As Low As Reasonably Achievable). Bij veel categorieën van min of meer vergelijkbare lozingsituaties is het gebruikelijk dat middels richtlijnen wordt aangegeven wat 'redelijke' voorschriften in een Wvo-vergunning zijn. Deze richtlijnen worden uitgewerkt onder verantwoordelijkheid van werkgroep VI (Emissies en Diffuse Bronnen) van de CIW. In 1989 is over grondwaterlozingen bij bodemsaneringen reeds een CIW-richtlijn verschenen, te weten *Afvalwaterproblematiek bij bodemsaneringen* [lit. 2]. In deze richtlijn staan aanbevelingen voor lozingsnormen voor een aantal stoffen bij lozing op de riolering en zeer ruim ontvangend oppervlaktewater. De richtlijn is inmiddels achterhaald als gevolg van een aantal ontwikkelingen op het gebied van het bodem- en waterkwaliteitsbeleid. Met name een integrale

1) Voorheen de Coördinatiecommissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (CUWVO) genaamd.

benadering van de problematiek, waarbij rekening wordt gehouden met alle milieucompartmenten, ontbreekt. Vandaar dat een subwerkgroep, bestaande uit vertegenwoordigers van RWS (Rijkswaterstaat), IPO (Inter Provinciaal Overlegorgaan), VNG (Vereniging Nederlandse Gemeenten), waterschappen en het bedrijfsleven, van CIW VI de opdracht heeft gekregen om de herziening van de richtlijn uit 1989 ter hand te nemen. De samenstelling van deze subwerkgroep is weergegeven in bijlage 1. De richtlijn uit 1989 komt met de totstandkoming van deze nieuwe richtlijn te vervallen.

1.2 Doelstelling

De taakopdracht van CIW VI aan de hierboven genoemde subwerkgroep luidde als volgt (zie ook bijlage 2):

Het opstellen van een handreiking voor waterkwaliteitsbeheerders voor de wijze waarop met aanvragen voor lozing van bodemsaneringswater²⁾ op oppervlaktewater en riolering kan worden omgegaan. Deze handreiking dient ten minste aandacht te besteden aan de navolgende onderwerpen:

- Een geactualiseerde uitwerking van de beleidsuitgangspunten (onder meer bronaanpak, waterkwaliteitstoetsing, stand der techniek, doelmatige werking van RWZI's en een integrale afweging van toe te passen saneringstechnieken).
- Aandacht voor het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering (Stb. 1997, 22). De normering in dit besluit is gebaseerd op de normering in de CIW-richtlijn uit 1989. Wanneer de richtlijn wordt herzien voor de onderhavige categorie lozingen dan leidt dit niet alleen tot een aanpassing van het te voeren vergunningenbeleid van de waterbeheerders, maar zijn er mogelijk ook gevolgen voor deze AMvB (aanpassing normering).

1.3 Aanpak op hoofdlijnen

De subwerkgroep heeft aan de hand van een eerste inventarisatie geconcludeerd dat voor het selecteren van de meest geschikte lozingsvariant per locatie een groot aantal afwegingen dient te worden gemaakt. Om deze afwegingen te kunnen onderbouwen bleek behoefte aan meer informatie te bestaan. Daarom is aan een samenwerkingsverband van de adviesbureaus Iwaco (Amsterdam) en Tauw (Deventer) opdracht verleend om antwoord te geven op onder meer de volgende vragen:

- Wat zijn de meest voorkomende categorieën van bodemsaneringen en welke soorten verontreinigingen komen het meest voor in bodemsaneringswater?
- Wat zijn de gangbare vormen van voorzuivering en wat zijn daarvan de kosten, zowel per kg verwijderde stof als per m³ behandeld grondwater?

.....
2) Naast bodemsaneringswater komt op veel plaatsen ook (niet-verontreinigd) grondwater vrij als gevolg van bronneringen en bemalingen. De problematiek van de afvoer daarvan loopt deels parallel met die van bodemsaneringswater (nevenverontreinigingen, dunwater e.d.). Door een andere CIW-subwerkgroep is de problematiek van bronbemalingen nader uitgewerkt in de rapportage "Kleine en kortdurende lozingen Wvo" (juni 2001). De lezer wordt voor de aanpak van bronbemalingen verwezen naar deze rapportage [lit. 4].

-
- Wat is het aandeel van bodemsaneringswater in de totale stroom dunwater en heeft bodemsaneringswater een significante invloed op het zuiveringsrendement van RWZI's?
 - Wat is het zuiveringsrendement bij verwerking van verontreinigd grondwater in een RWZI, wat is de invloed op het zuiveringsslib en welke processen doen zich voor tijdens transport?
 - Wat is het totale milieurendement bij de verschillende afvoermogelijkheden van het bodemsaneringswater en zijn daar dominante factoren voor aan te geven?

De antwoorden op deze vragen zijn uitgewerkt in het Iwaco/Tauw-rapport [lit. 3] en zijn in deze richtlijn verder verwerkt. Uit de studie van Iwaco/Tauw bleek dat bij lozing op de riolering sommige verontreinigende stoffen reeds op zeer korte afstand van het lozingspunt vervluchtigen. Dit betreft vooral de stofgroepen aromatische koolwaterstoffen (met name BTEX) en vluchtige organochloorverbindingen (VOCI). Deze vervluchtiging is vanwege de bezwaren tegen de verplaatsing naar een ander milieucompartiment, een onderwerp dat bij vergunningverleners veel vragen oproept. De CIW-subwerkgroep heeft daarom aan TNO-MEP opdracht verleend om deze problematiek nader te beschouwen. Ook de resultaten van deze studie [lit. 5] zijn in deze richtlijn verwerkt.

De subwerkgroep heeft relatief veel aandacht besteed aan het vertalen van de uitgangspunten van het bodembeleid en waterkwaliteitsbeleid naar de specifieke situatie van grondwatersaneringen. In de praktijk worden sommige beleidsuitgangspunten door de bevoegde gezagen niet uniform toegepast. Waarschijnlijk heeft dit te maken met de bijzondere positie die grondwatersaneringen in het water- en bodembeleid innemen. Ten eerste is er bij bodemsaneringen als regel sprake van 'bestaande situaties'. Zodra grondwater wordt opgepompt ontstaat er echter een nieuwe lozingssituatie. Ten tweede zijn procesgeïntegreerde maatregelen om de vervuiling te voorkomen niet mogelijk. De vervuiling bevindt zich in het milieu en zal altijd met "end-of-pipe" maatregelen moeten worden aangepakt, waarbij één of meer milieucompartimenten zullen worden belast. Bij de aanpak van de grondwaterverontreiniging dient natuurlijk wel te worden gestreefd naar een minimalisatie van de milieubelasting. Het opruimen van de verontreiniging dient te leiden tot een positief milieu-effect. Tot slot hebben bodemsaneringen veelal een korte doorlooptijd, en kunnen daarom sommige maatregelen (*in casu* voorzuivering) door te hoge eenmalige kosten niet als ALARA voorgeschreven worden terwijl diezelfde maatregelen bij permanente maar op overige punten vergelijkbare lozingen wel kunnen worden gevraagd.

Voorts is veel aandacht besteed aan het stellen van een duidelijk kader hoe de saneerder en de waterkwaliteitsbeheerder (in overleg met andere overheden) kunnen komen tot een integrale afweging van lozingsvarianten. Er is een specifiek integraal afwegingsmodel beschikbaar, het RMK³⁾-model. Met behulp van dit model is het mogelijk om grondwaterlozingen te beoordelen op basis van de aspecten milieuverdienste en kosten, zodat de effectiviteit van

.....
3) RMK staat voor Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten. Risicoreductie voor de bodem is bij alle lozingsvarianten gelijk en derhalve niet relevant.

verschillende saneringsmaatregelen inzichtelijk wordt gemaakt in het besluitvormingsproces.

Tijdens het opstellen van de richtlijn is regelmatig overleg gevoerd met de achterban van de verschillende partijen die in de subwerkgroep vertegenwoordigd waren. Met name de inbreng van de Werkgroep Vergunningen van de Unie van Waterschappen heeft geleid tot een duidelijke verbetering van dit eindrapport, waarvoor de subwerkgroep zeer erkentelijk is.

Deze richtlijn is bedoeld om in een groot aantal situaties een snelle en goede keuze van één lozingsvariant te maken zonder dat daarvoor een uitgebreide en kostbare RMK-rekenexercitie benodigd is. Hiertoe zijn standaardsituaties met het RMK-model doorgerekend waaraan algemene conclusies/aanbevelingen zijn verbonden. Het is echter onmogelijk om voor alle voorkomende gevallen een standaardoplossing te formuleren. In sommige situaties zal daarom niet aan het gebruik van rekenmodellen zijn te ontkomen.

Uit deze richtlijn kunnen saneerders en waterkwaliteitsbeheerders afleiden aan welke voorwaarden de aanvraag van een Wvo-vergunning moet voldoen. Bij grote projecten zal de waterkwaliteitsbeheerder betrokken dienen te zijn bij het vooroverleg om de voorwaarden te kunnen toelichten. Bij kleine projecten is de waterkwaliteitsbeheerder vanuit oogpunt van beperkte personele inzet niet altijd in de vooroverlegfase betrokken. Ook in die situatie zal de waterkwaliteitsbeheerder in het definitieve saneringsplan een duidelijke toelichting willen hebben waarom een bepaalde grondwaterstroom bij een bodemsanering vrijkomt en waarom wordt gekozen voor een bepaalde lozingsroute (integrale milieu-afweging). Het bevoegd gezag Wbb dient (in feite namens de waterkwaliteitsbeheerder) dit te bewaken in de vooroverlegfase. Deze richtlijn is derhalve ook voor het Wbb-bevoegd gezag bedoeld. Indien uit de beoordeling van de Wvo-aanvraag blijkt dat een andere lozingsvariant (bijv. herinfiltratie) de voorkeur verdient, moet de Wvo-vergunning worden geweigerd. Uit jurisprudentie is gebleken dat de vergunningverlener bij een weigering niet zonder meer mag verwijzen naar richtlijnen als deze, maar een specifieke motivatie moet geven [lit. 1].

1.4 Leeswijzer

De hoofdstukken 2, 3, 4 en 5 bevatten veel achtergrondinformatie over de bodemsaneringspraktijk, beleid en wetgeving en de RMK-methode, maar kunnen bij weinig beschikbare tijd door de lezer worden overgeslagen. Deze kan de aandacht richten op de hoofdstukken 6 en 7.

De indeling van het voorliggende rapport is als volgt:

- In hoofdstuk 2 wordt een kort overzicht gegeven van het type bodemsaneringsprojecten dat de afgelopen jaren is uitgevoerd. Aan bod komen verder de saneringsdoelen die worden gehanteerd bij de aanpak van die projecten (zowel grond als grondwater). Dit bepaalt de randvoorwaarden van iedere bodemsanering. Tenslotte wordt in dit hoofdstuk ingegaan op de vraag welke stoffen of stofgroepen voorkomen in opgepompt verontreinigd grondwater, welke zuiveringstechnieken daarvoor beschikbaar zijn en welke kosten daaraan verbonden zijn.

-
- In hoofdstuk 3 wordt een uiteenzetting gegeven van de meest van toepassing zijnde beleidskaders en wet- en regelgeving. Specifiek zal worden ingegaan op de Wet bodembescherming (Wbb), de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo), de Wet milieubeheer (Wm) en de Grondwaterwet (Gw). Aan het einde van dit hoofdstuk worden de relevante beleidsuitgangspunten voor grondwaterlozingen nog eens samengevat.
 - Het kiezen van een uiteindelijke afvoerwijze van het grondwater (lozingsvariant) is bij elke sanering maatwerk. Daarbij passeert een groot aantal varianten de revue. Van de vier belangrijkste varianten (lozing op het riool, lozing op oppervlaktewater, lozing in de bodem en afvoer per tankauto en schip) zijn de milieu-effecten en kosten in hoofdstuk 4 in kaart gebracht.
 - Hoofdstuk 5 gaat in op de mogelijkheden die er op dit moment zijn om de verschillende lozingsvarianten integraal te kunnen afwegen. Specifiek komt de RMK (Risicoreductie, Milieuverdienste en Kosten) methode aan de orde.
 - In hoofdstuk 6 wordt een gedifferentieerde, integrale aanpak uitgewerkt voor de beoordeling van grondwaterlozingen. Als saneringswater vrijkomt, dienen door de saneerder afwegingen gemaakt te worden die uiteindelijk leiden tot de keuze voor één integrale saneringsvariant, met inbegrip van de aanpak van het vrijkomende saneringswater. Bij dit afwegingsproces moet een groot aantal vragen beantwoord worden. Dit kan het best in een zo vroeg mogelijk stadium in breed verband worden gedaan door alle betrokken partijen (lozer, uitvoerder, bevoegde gezagen).
 - Hoofdstuk 7 geeft een korte beschrijving van de belangrijkste consequenties van de nieuwe richtlijn voor de Wvo-vergunningverlening.
 - In hoofdstuk 8 staan de belangrijkste conclusies en aanbevelingen van het gehele onderzoek dat in opdracht van CIW VI door de subwerkgroep Bodemsaneringen is uitgevoerd.

2 Beschrijving bodem- en grondwater-saneringsprojecten

Om inzicht te verkrijgen in het aantal en type saneringsprojecten (bodem en grondwater) is eerst een inventarisatie gemaakt van de huidige bodem- en grondwatersaneringsprojecten. De resultaten van deze inventarisatie, die voor een belangrijk deel is uitgevoerd door een combinatie van de adviesbureaus Iwaco/Tauw, worden in dit hoofdstuk gepresenteerd.

2.1 Categorieën bodemsaneringsprojecten

Terreinen waar de bodem verontreinigd is, worden in zijn algemeenheid gekenmerkt door de aanwezigheid van een verontreinigingsbron. De verontreiniging kan zich via verschillende wegen (grondwater, lucht) verspreiden en daardoor een bedreiging vormen voor een object (bijvoorbeeld een woonwijk of een waterwingebied). De verontreinigingsbronnen en dus ook de saneringsprojecten kunnen in categorieën worden ingedeeld. Iwaco en Tauw hebben een inventarisatie gemaakt van de categorieën saneringsprojecten die deze bureaus in de periode 1996-1999 hebben uitgevoerd [lit. 3]. In totaal zijn in de inventarisatie 173 saneringsprojecten meegenomen. De resultaten staan vermeld in tabel 1. Ter vergelijking is de relatieve verdeling opgenomen van een vergelijkbare inventarisatie die destijds is uitgevoerd in het kader van het opstellen van de CIW-richtlijn uit 1989 [lit. 2].

Tabel 1

Categorieën bodemsaneringsprojecten.

Categorieën saneringsprojecten	CIW 2002 (aantal)	CIW 2002 (%)	CIW 1989 (%)
Tankstations	92	53	36
(Chemische) Wasserijen	14	8	2
Gasfabrieken	8	5	15
Galvanische/metaalverwerkende industrie	10	6	12
Chemische industrie	12	7	8 ¹
Raffinaderijen	2	1	
Olie- en gaswinning	10	6	
Overige	25	14	27 ²
Totaal	173	100	100

1 Inclusief verffabrieken.

2 Voormalige stortingen van afvalstoffen, autosloperijen en "overig" (binnen 2%).

Net als in 1989 blijkt dat saneringen uitgevoerd bij tankstations de meest voorkomende categorie bodemsaneringsprojecten vormen, op ruime afstand gevolgd door de andere categorieën (chemische wasserijen, chemische industrie, galvanische/metaalverwerkende industrie, olie- en gaswinning, gasfabrieken en raffinaderijen).

Het aantal bodemsaneringsprojecten dat per jaar wordt uitgevoerd is sinds het verschijnen van de vorige CIW-richtlijn sterk gestegen. Voor 1990 bedroeg het aantal (Wvo-)vergunningen 50-60 per jaar [lit. 2]. In 1992 was dit aantal gestegen tot meer dan 500 per jaar [lit. 6].

Recente gegevens zijn niet bekend, maar de CIW-subwerkgroep schat in dat het aantal nieuw gestarte projecten jaarlijks nog steeds ongeveer 500 is.

2.2 Bodemsaneringstechnieken en -doelen

Het saneringsdoel is de verlangde eindsituatie nadat de bodem- en/of grondwatersanering is uitgevoerd. Er kunnen drie typen saneringsdoelen worden onderscheiden:

1. Herstelvariant;
2. IBC-variant (Isoleren, Beheersen, Controleren);
3. Functiegerichte variant.

In deze paragraaf worden de drie saneringsdoelen toegelicht.

2.2.1 Herstelvariant

Bij deze variant wordt de bodemkwaliteit hersteld tot de oorspronkelijke kwaliteit van voor de verontreiniging. Dit wordt multifunctionele sanering genoemd. Het verwijderen van verontreiniging kan met in situ en/of ex situ technieken worden gerealiseerd.

In situ technieken

Bij in situ technieken kan verwijdering van de verontreiniging op drie manieren plaatsvinden, namelijk via het grondwater, via de bodemlucht of door biologische en/of chemische omzetting. Het gemeenschappelijke kenmerk van deze technieken is dat de verontreiniging wordt verwijderd zonder grondverzet. In situ technieken zijn daarmee geschikt voor locaties waar door aanwezigheid van infrastructuur, sanering via afgraven niet of alleen tegen zeer hoge kosten mogelijk is. Bovendien blijven de oorspronkelijke bodemopbouw en -structuur behouden. In situ technieken vergen uitgebreider onderzoek dan ex situ technieken (verregaande kennis van verdeling van de verontreiniging en bodemstructuur). Ook duren in situ saneringen vaak langer.

Bij de uitvoering van saneringsmaatregelen kan door de opdrachtgever als randvoorwaarde worden gesteld dat bedrijfsprocessen niet mogen worden belemmerd. Aangezien dat normalerwijze alleen met in situ technieken mogelijk is, hebben deze technieken de laatste jaren een sterke ontwikkeling doorgemaakt.

Ex situ technieken

Kenmerk van ex situ technieken is dat grondverzet plaatsvindt waarbij de verontreiniging uit de bodem wordt gehaald. Ex situ technieken zijn vooral geschikt voor locaties waar de verontreiniging goed bereikbaar is, de verontreiniging snel verwijderd dient te worden of waar verontreinigingen aanwezig zijn die niet met in situ methoden kunnen worden verwijderd. Bij een ontgraving in de onverzadigde zone⁴⁾ kan worden volstaan met de verwijdering van overtollig hemelwater uit de ontgravingsput. Wanneer men in den droge wil ontgraven tot een niveau beneden de grondwaterspiegel is een bemaling nodig (grondwaterstandsverlaging). Hierbij kan onderscheid worden gemaakt tussen bemalingen met en zonder het

.....
4) Deel van de grond waarin de poriën niet of gedeeltemet met water zijn gevuld.

gebruik van waterkerende schermen. Bij een grotere ontgravingsdiepte is soms een extra bemaling nodig in het diepere watervoerend pakket om de waterdruk onder een afsluitende laag te verlagen (spanningsbemaling). Lozingen van grondwater tijdens ontgravingen worden gekenmerkt door een relatief groot debiet (tot meer dan 100 m³/h) gedurende een korte tijd (tot enige weken).

Gezien de hoge grondwaterstanden in grote delen van Nederland zal bij vrijwel alle locaties waar de bodem verontreinigd is, eveneens sprake zijn van grondwaterverontreiniging. In het geval dat de bodem wordt gesaneerd, zal het grondwater veelal ook een sanering moeten ondergaan. Wanneer een verontreiniging zich over grote afstand heeft verspreid, moet veel water worden onttrokken om de verontreiniging te saneren. De totale hoeveelheid te onttrekken grondwater is mede afhankelijk van het geohydrologisch systeem. Als er sprake is van een watervoerend pakket zal over het algemeen de hoeveelheid te onttrekken grondwater beduidend hoger zijn dan bij een deklaag. Dit verschil wordt veroorzaakt door de mate van doorlatendheid. Bij een goed doorlatende bodem is een grotere verspreiding van de verontreiniging mogelijk en bij het onttrekken van verontreinigd grondwater wordt dan ook relatief veel schoon water onttrokken.

Wanneer de verontreiniging zich over een grote afstand heeft verspreid, is een totale ontgraving van deze verontreiniging niet doelmatig. In die gevallen zal de verontreiniging uit de grond en het grondwater worden verwijderd door middel van een grondwateronttrekking. In feite is dan sprake van in situ verwijdering van de restverontreiniging. De te lozen hoeveelheid grondwater per tijdseenheid is tijdens deze fase van de sanering relatief gering (meestal kleiner dan 10 m³/h) in vergelijking tot het debiet tijdens de ontgraving. De duur zal echter veel langer zijn (tot enige jaren). Verderop in dit hoofdstuk (§ 2.3 en verder) zal specifiek worden ingegaan op grondwaterverontreinigingen.

2.2.2 IBC-variant

Indien om technische, milieuhygiënische of financiële redenen herstel van de bodem niet wenselijk of haalbaar wordt geacht, kan overgegaan worden tot het isoleren van de verontreiniging. De verontreiniging wordt niet verwijderd, maar verspreiding van verontreinigende stoffen naar de omgeving wordt zoveel mogelijk beperkt en de blootstellingsroutes van de verontreiniging met de omgeving worden afgesneden. Isolatie van een verontreiniging is eeuwigdurend en de verontreiniging dient altijd beheersbaar te blijven, ook als de isolatie faalt. Controle is daarom noodzakelijk. Men spreekt derhalve van isoleren, beheersen en controleren (IBC). De keuze tussen de herstelvariant en de IBC-variant kan overigens niet vrijelijk worden gemaakt. De Wet bodembescherming (Wbb) geeft aan dat alleen in specifieke situaties mag worden afgeweken van het herstelalternatief [lit. 7].

Isolatiemethoden kunnen in een drietal hoofdgroepen worden onderscheiden:

- civieltechnische isolatie;
- geohydrologische isolatie;
- immobilisatie.

Bij civieltechnische isolatie wordt een fysieke barrière aangebracht tussen de verontreinigde bodem en de omgeving. Bij geohydrologische isolatie wordt verspreiding van het (verontreinigde) grondwater voorkomen door het grondwaterstromingspatroon te beïnvloeden. Tenslotte worden bij immobilisatie de fysische en chemische eigenschappen van de bodem veranderd waardoor de verontreiniging zich niet verder kan verspreiden.

Vaak worden de herstelvariant en de IBC-variant gecombineerd. Een gebruikelijke combinatie is "hot spot"-sanering met IBC: het meest verontreinigde gedeelte van een terrein wordt via de herstelvariant (grond en/of grondwater) gesaneerd. Het resterende deel van de verontreiniging wordt IBC gesaneerd.

2.2.3 Functiegerichte variant

In 1997 is nieuw beleid ingezet met betrekking tot het saneringsdoel bij bodemsaneringen (zie ook hoofdstuk 3). Een belangrijke consequentie van dit nieuwe beleid, genaamd BEVER (BEleidsVERnieuwing bodem), is dat nu wordt uitgegaan van functiegericht saneren. Het tot nu toe gevoerde beleid van "multifunctioneel, tenzij" is verlaten voor de historische bodemverontreinigingsgevallen (ontstaan voor 1987)⁵⁾. Basisgedachte bij functiegericht saneren is dat door afstemmen van de saneringsmaatregelen op het gewenste gebruik saneren goedkoper wordt en het economisch rendement toeneemt [lit. 8]. Het uitwerken van functiegericht saneren dient onder andere te resulteren in het formuleren van nieuwe saneringsdoelstellingen voor immobiele en mobiele verontreinigingssituaties. Voor de bodem vertaalt zich dit concreet in het aanbrengen van een leeflaag met een voorgeschreven minimale dikte, en van een samenstelling die tenminste voldoet aan de zogeheten bodemgebruikswaarden. Ten aanzien van de sanering van het grondwater is in juni 1997 uitgesproken dat deze *costeneffectief* dient te zijn. Voorts is een nieuwe randvoorwaarde toegevoegd, de zogeheten *stabiele eind-situatie*. Daarin mag geen verdere verspreiding van verontreiniging plaatsvinden. Bij het schrijven van deze richtlijn waren deze begrippen nog maar ten dele uitgewerkt. Geconcludeerd moet worden dat concrete doelstellingen voor grondwater (eindconcentraties/ eindvracht in het grondwater, etc.) op dit moment ontbreken bij saneringen [lit. 9].

Bij functiegericht saneren blijft een gedeelte van de verontreiniging achter. Soms kan dit later gevolgen hebben. Zo kan bij toekomstige bouwactiviteiten het af te voeren bronneringswater in een gebied niet voldoende schoon zijn om te lozen op oppervlaktewater. Het dient dan alsnog gereinigd te worden.

2.3 Categorieën grondwaterverontreinigingen

2.3.1 Nevenverontreinigingen

Met verontreinigingen worden stoffen bedoeld die als gevolg van een bepaalde menselijke activiteit in het grondwater terecht zijn gekomen. In opgepompt grondwater kunnen echter ook van nature

5) Opgemerkt wordt dat bodemverontreiniging ontstaan na 1987 zo volledig mogelijk moet worden opgeruimd.

stoffen aanwezig zijn. Dit worden nevenverontreinigingen genoemd. Het betreft onder andere chloride, sulfaat, stikstof, organische stof (CZV, BZV), ijzer, mangaan en arseen. Verder wordt opgemerkt dat in grondwater nauwelijks of geen zuurstof aanwezig is.

Nevenverontreinigingen kunnen bij directe lozing op oppervlaktewater een significante invloed hebben op de waterkwaliteit. Mogelijk optredende effecten zijn:

- verzilting (chloride, sulfaat);
- vermesting (fosfaat, stikstof);
- zuurstofdepletie (CZV, BZV, stikstof; toevoer zuurstofarm grondwater);
- vertroebeling en verkleuring (ijzer, zwevend stof).

Het kan noodzakelijk zijn om grondwater uitsluitend vanwege deze 'natuurlijke' nevenverontreinigingen te behandelen voordat het wordt geloosd op oppervlaktewater. In de rapportage "Kleine en kortdurende lozingen Wvo" zijn voor nevenverontreinigingen in grondwater indicatieve lozingseisen genoemd. Deze komen in § 3.3.2 van dit rapport aan de orde [lit. 4].

Nevenverontreinigingen kunnen bovendien de werking van grondwaterzuiveringen die geïnstalleerd zijn voor andere verontreinigingen, negatief beïnvloeden. Wanneer het grondwater relatief veel ijzer bevat, zullen bijvoorbeeld striptorens verstopt kunnen raken door de oxidatie van ijzer(II)-verbindingen tot het roodbruine ijzer(III)-hydroxide. Het verdient dus aanbeveling om het grondwater altijd op nevenverontreinigingen te onderzoeken.

2.3.2 Verontreinigingen

In de voorstudie is een inventarisatie uitgevoerd naar de categorieën grondwaterverontreinigingen en concentratieniveaus die zijn aangetroffen bij 173 recent uitgevoerde saneringsprojecten [lit. 3]. In tabel 2 worden de categorieën verontreinigingen en de gevonden concentratieniveaus weergegeven. Er is daarbij zoveel mogelijk aangesloten bij de categorie-indeling die in de CIW-richtlijn uit 1989 [lit. 2] is gebruikt.

Tabel 2

Categorieën verontreinigingen en concentratieniveaus in het (ongezuiverde) opgepompte grondwater [lit. 3].

Categorieën verontreinigingen	Concentratieniveau influent Som < 100 µg/l		Concentratieniveau influent Som 100 – 1000 µg/l		Concentratieniveau influent Som > 1000 µg/l	
	Aantal	% ¹	Aantal	%	Aantal	%
BTEX	54	31	45	26	20	12
VOCI	48	28	43	25	29	17
Minerale olie ²	48	28	9	5	9	5
Naftaleen en overige PAK	10	6	1	1	1	1
Zware metalen ³	29	17	3	2	3	2

1. Uitgaande van 173 saneringsprojecten. Let op, niet alle categorieën zijn bij alle saneringsprojecten gemeten. Percentages tellen daarom niet op tot 100%.
2. De relatief lage gehalten aan minerale olie kunnen worden verklaard uit het feit dat de Iwaco/Tauw-inventarisatie met name grondwatersaneringen betreft, terwijl in de vorige CIW-studie ook veel open bemalingen waren meegenomen. Bij onttrekkingen via deepwells wordt het water via een zandpakket onttrokken hetgeen altijd leidt tot hechting van een deel van de oliecomponenten aan de vaste fase en dus lagere concentraties in de waterfase. Bij open bemalingen worden grond en grondwater, door mechanische bewerkingen bij de ontgraving, intensief met elkaar in contact gebracht en zelfs gemengd. Dit levert een hoge uitwisseling op, waarbij olie van de vaste fase wordt 'gewassen' en in de vloeistoffase terecht komt.
3. Uit de inventarisatie zijn naar voren gekomen: As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn (bij meer saneringen); Sn, V, W, In, Mo, Sb (bij één sanering).

De categorieën verontreinigingen die in deze inventarisatie worden gevonden, zijn ook bij de destijds door de CIW uitgevoerde inventarisatie gevonden. Bij het overgrote deel van de grondwatersaneringen gaat het om combinaties van de verontreinigingen BTEX, VOCl en minerale olie. Op ruime afstand worden deze verontreinigingen gevolgd door PAK en zware metalen. Cyanide is de enige verontreiniging die verder nog in redelijke mate voorkomt (bij 9 bodemsaneringen). Verder zijn in individuele gevallen genoemd: fenol, arseen, styreen, bestrijdingsmiddelen en borium.

Op grond van het bovenstaande heeft de CIW-subwerkgroep besloten om deze nieuwe richtlijn specifiek uit te werken voor de vijf meest voorkomende stofgroepen bij bodemsaneringen. Naar verwachting worden met (combinaties van) deze stofgroepen de verontreinigingen in tenminste 90% van de grondwatersaneringen gedekt.

2.4 Gangbare grondwaterzuiveringstechnieken

De meest gangbare zuiveringstechnieken bij bodemsaneringen zoals die uit de inventarisatie naar voren kwamen, zijn:

- striptoren;
- actieve koolfilter (luchtzijdig);
- actieve koolfilter (waterzijdig);
- bioreactor;
- biofilter;
- plaatbeluchter;
- oliescheider;
- zandfiltratie;
- coagulatie/flocculatie of ONO-installatie;
- ionenwisselaar.

Luchtstrippen met nabehandeling van de lucht, veelal door middel van actieve koolfiltratie, wordt het meest toegepast. Naast luchtstrippen worden (waterzijdige) actieve koolfiltratie, biologische technieken (biofilm en bioreactor), oliescheiding en coagulatie/flocculatie regelmatig toegepast.

Overigens worden de technieken vrijwel nooit 'stand alone' gebruikt, maar in combinaties, bijvoorbeeld: oliescheider → striptoren + luchtzijdige actieve kool → biorotor of flocculatie → zandfiltratie → waterzijdige actieve koolfiltratie [lit. 3].

In tabel 3 is voor de verschillende categorieën verontreinigingen aangegeven welke verwijderingstechnieken geschikt zijn. De CIW-subwerkgroep achtte het niet zinvol om een uitgebreide omschrijving van bovengenoemde zuiveringstechnieken te geven. Daarvoor wordt verwezen naar de rapporten "Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken" [lit. 10] en het "Handboek bodemsaneringstechnieken" [lit. 11].

Tabel 3
Geschiktheid van technieken voor
het verwijderen van categorieën
verontreinigingen [lit. 3].

	Strippen	Actief- kool	Biologisch systeem ¹	Precipitatie Coagulatie Flocculatie	Ionen- wisse- laar	Olie- scheider	Zand- filtratie ²
BTEX	++ ³	++	++	-	--	-	+
VOCi	++	++	--	--	--	--	--
Minerale olie	0	++	0	0	--	+	+
Naftaleen en overige PAK	0/-	++	+/0	0	--	0	+
Zware metalen	--	--	--	++	++	--	+

- 1 Uitgaande van een voorzuiveringstechniek op de saneringslocatie. Bij een RWZI (ook een biologisch systeem) is de score voor minerale olie, naftaleen en overige PAK en zware metalen beduidend positiever.
- 2 Alleen in combinatie met een andere techniek.
- 3 Verklaring van de tekens: ++ = zeer goed, + = goed, 0 = matig, - = slecht, -- = zeer slecht.

Allereerst worden de te gebruiken zuiveringstechnieken geselecteerd op basis van de technische mogelijkheden, waarbij de lokale situatie in acht moet worden genomen (grondwaterdebiet, lozing op het riool dan wel lozing op oppervlaktewater mogelijk, etc.). De uiteindelijke keuze wordt dan in belangrijke mate bepaald door de kosten van deze technieken. Hierop zal in de volgende paragraaf worden ingegaan.

2.5 Kosten en kosteneffectiviteit van grondwaterzuiverings- technieken

2.5.1 Kosten

In de CIW-studie ten behoeve van de richtlijn uit 1989 bleek het moeilijk om goede kostengegevens te verkrijgen over grondwaterzuiveringstechnieken [lit. 2]. Deze situatie is anno 2002 niet verbeterd. Uit de inventarisatie is gebleken dat de kosten van grondwaterzuiveringstechnieken nog steeds nauwelijks worden gedocumenteerd. Er vindt ook zelden een evaluatie van de gemaakte kosten plaats na voltooiing van een saneringsproject [lit. 3]. Het gebruiken van praktijkdata voor de uitvoeringskosten van zuiveringstechnieken blijft riskant. De kosten blijken sterk afhankelijk van de lokale situatie. Verder kan de aannemer bij het kostenaspect een belangrijke rol spelen door commerciële kortingen in de prijsopgaven. Ook het al dan niet beschikbaar zijn van eigen apparatuur bij de aannemer kan de prijsvorming beïnvloeden. Om toch een globaal overzicht te geven van de kosten van zuiveringstechnieken hebben Iwaco/Tauw gebruik gemaakt van de kostenbepaling zoals deze heeft plaats gehad in het hierboven al eerder aangehaalde rapport 'Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken' [lit. 10] en de verhuurtarieven van een grote leverancier van deze apparatuur. Het overzicht is gepresenteerd in tabel 4.

Tabel 4

Indicatieve kosten van gangbare zuiveringstechnieken bij hantering van de oude CIW-norm (1989) en de AMK¹-norm bij een debiet van 10 m³/h gedurende 2 jaar [lit. 3].

Verontreiniging (influent: 100-1000 µg/l)	Waterbehandelingsmethode	Normering (µg/l)		Prijs Hfl per kg verwijderd ²	Prijs Euro per kg verwijderd ²
BTEX	Biorotor	CIW	100	3000 - 10000	1361-4538
		AMK	2	niet haalbaar	niet haalbaar
BTEX	Striptoren-tegenstroombeluchter	CIW	100	2800 - 10000	1271-4538
		AMK	2	niet haalbaar	niet haalbaar
BTEX	Wateractieve koolfilter	CIW	100	3100 - 10000	1407-4538
		AMK	2	20000	9076
VOCI	Striptoren - tegenstroombeluchter	CIW	20	3700 - 22000	1679-9983
		AMK	5	niet haalbaar	niet haalbaar
VOCI	Wateractieve koolfilter	CIW	20	5000 - 50000	2269-22689
		AMK	5	50000	22689
Minerale olie (> 6 mg/l)	Striptoren - tegenstroombeluchter	CIW	6000	1000 - 10000	454-4538
		AMK	50	niet haalbaar	niet haalbaar
Minerale olie (> 6 mg/l)	Biorotor	CIW	6000	100	45
		AMK	50	niet haalbaar	niet haalbaar
Minerale olie (> 6 mg/l)	Wateractieve koolfilter	CIW	6000	100	45
		AMK	50	10000	4538
PAK	Wateractieve koolfilter	CIW	50	9000 - 50000	4084-22689
		AMK	0,1	50000	22689
Zware metalen (Cu, Ni, Zn, Pb)	ONO-installatie	CIW ³	2000	5500	2496
		AMK ⁴	3-10	niet haalbaar	niet haalbaar

1 AMK-norm staat voor Algemene Milieu Kwaliteitsnorm uit de Derde Nota waterhuishouding.

2 De gegeven kosten zijn inclusief reststoffenverwerking.

3 Som Cu, Ni, Zn en Pb normen.

4 Individuele Cu, Ni, Zn en Pb normen.

Uit tabel 4 is af te leiden dat het type zuiveringstechniek in belangrijke mate de kosten per kilogram verwijderde verontreiniging bepaalt. De eindconcentratie (na zuivering) verschilt sterk per techniek. De vereiste eindconcentratie in het effluent bepaalt daarom indirect de toe te passen techniek en daarmee de kosten van zuivering. Overigens kan aan de genoemde bedragen in de tabel slechts een indicatieve betekenis worden toegekend. Ook de term "niet haalbaar" dient met de nodige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. In sommige specifieke omstandigheden zal de AMK-norm wel haalbaar blijken (afhankelijk van influentconcentratie, welke stoffen deel uitmaken van de stofgroep en het aantal geïnstalleerde zuiveringsstappen).

In het algemeen kan worden gesteld dat de kosten per kilogram verwijderde verontreiniging en per behandelde kubieke meter grondwater afhankelijk zijn van een groot aantal factoren. Drie belangrijke factoren zijn:

- de concentratie aan verontreinigingen in het influent;
- de geëiste effluentconcentratie;
- het te behandelen debiet.

Influentconcentratie

In het rapport 'Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterreinigingstechnieken' [lit. 10] zijn voor verschillende zuiveringstechnieken kostengrafieken gemaakt. In deze kostengrafieken wordt een relatie beschreven tussen de influentconcentratie en (geëiste) effluentconcentratie en de kosten per m³ grondwater en per kg verwijderde

verontreiniging. Zo blijkt dat bij een stijging van de influentconcentratie van aromaten (BTEX) van 100 µg/l tot 10000 µg/l, de kosten van luchtstrippen met wateractieve koolfiltratie toenemen van ca. f 1,00 (€ 0,45) per m³ tot f 2,50 (€ 1,13) per m³. De kosten per kg verwijderde verontreiniging nemen echter af van ca. f 10.000,- (€ 4.538,-) tot f 250,- (€ 113,-) per kg verwijderde verontreiniging.

Effluentconcentratie

Wanneer niet tot de indicatieve lozingseisen uit de CIW-richtlijn van 1989 wordt gezuiverd maar tot het verwaarloosbaar risiconiveau (VR), zullen bepaalde technieken niet meer kunnen worden toegepast omdat ze een dergelijk laag concentratieniveau niet kunnen bereiken [lit. 10]. Het VR is gedefinieerd als 1/100 van het maximaal toelaatbaar risiconiveau (MTR) en is gelijk aan de streefwaarde. Omdat het VR is gedefinieerd voor individuele stoffen en niet voor somparameters is in tabel 4 gebruik gemaakt van de algemene milieukwaliteitsnorm (AMK) uit de Derde Nota waterhuishouding [lit. 12]. De CIW-lozingseis van 100 µg/l voor BTEX kan bijvoorbeeld gehaald worden door toepassing van een biorotor, striptoren of wateractieve koolfiltratie. De aangescherpte effluentnorm van 2 µg/l is alleen haalbaar met toepassing van wateractieve koolfiltratie. Het koolverbruik neemt sterk toe en daarmee de kosten per kilogram verwijderde stof (zie tabel 4).

Debiet

Bij afname van het grondwaterdebiet zullen de kosten per m³ grondwater (en dus ook per kg verwijderde verontreiniging) sterk stijgen. Zo blijkt een grondwaterzuivering (strippen) voor de verwijdering van BTEX (influentconcentratie 1000 µg/l, effluentconcentratie 20 µg/l) bij een debiet van 5 m³/h f 1,32 (€ 0,54) per m³ te kosten, ofwel f 1350,- (€ 613,-) per kg verwijderde verontreiniging. Wanneer het debiet 50 m³/h bedraagt, nemen de kosten af tot f 0,31 (€ 0,14) per m³ en f 320,- (€ 145,-) per kg verwijderde verontreiniging. Deze sterke afname van de kosten wordt veroorzaakt door het relatief hoge aandeel vaste kosten (huur installatie of afschrijving/rente) [lit. 3].

2.5.2 Kosteneffectiviteit

Bij het doorrekenen van zuiveringstechnieken zal doorgaans blijken dat verdergaande zuivering leidt tot meer milieuverdiensite (in casu meer verwijderde verontreiniging), maar dat daarmee ook de kosten stijgen. Zolang dit gelijk op gaat, kan een verdergaande techniek worden verlangd, tenzij de concentraties reeds in het effluent onder het VR-niveau komen: dan heeft een verdergaande techniek geen zin meer. Vaak echter zal er een duidelijke "knik" zitten in de relatie tussen milieuverdiensite enerzijds en de kosten anderzijds. Dit zal vooral optreden indien moet worden overgeschakeld op een geheel andere of aanvullende techniek ten einde de lagere concentraties te bereiken. Tegenover een beperkte toename van de milieuverdiensite staat dan een onevenredig grote toename van de kosten.

In het verleden zijn reeds verschillende pogingen gedaan om voor de in grondwater meest voorkomende verontreinigingen globale kostenranges per kg verwijderde verontreiniging weer te geven. Aan de hand hiervan werd indirect een soort grens voor kosteneffectiviteit getrokken. De saneerder en de vergunningverlener weten dan welke technieken nog als best uitvoerbare techniek en best bestaande

techniek kunnen worden beschouwd. In de vorige CIW-richtlijn is uitgegaan van de kostenranges in tabel 5 [lit. 2].

Tabel 5 Kostenranges in guldens en euro's per kg verwijderde verontreiniging voor vaststelling van de Stand der Techniek (SDT) van grondwater- zuiveringstechnieken [lit. 2].	Grondwaterverontreiniging (influent: 100-1000 µg/l)	Kostenrange in Hfl	Kostenrange in Euro
	BTEX	f 500 - 1000	€ 227 - 454
	VOCI	f 1000 - 2500	€ 454 - 1134
	Naftaleen	f 500 - 1000	€ 227 - 454
	Overige PAK	f 2500 - 5000	€ 1134 - 2269
	Minerale olie	f 50 - 150 ¹	€ 23 - 45 ¹
	Zware metalen Cd, Hg	f 2500 - 5000	€ 1134 - 2269
	Zware metalen	f 500 - 1000	€ 227 - 454

1 Gebaseerd op eenvoudige verwijderingstechnieken en relatief hoge influent-concentraties (> 6 mg/l).

De indruk bestaat dat vergunningverleners, maar ook saneerders, in de periode 1989-2000 weinig met deze kostenranges hebben gedaan. Uit tabel 4 komt naar voren dat voor de verwijdering van verontreinigingen uit grondwater veel hogere bedragen worden uitgegeven dan men op grond van de kostenranges in tabel 5 zou verwachten. Dit is waarschijnlijk te wijten aan het onvoldoende documenteren en evalueren van de gemaakte kosten na afloop van saneringsprojecten.

Het is moeilijk om een absolute bovengrens te trekken waarboven een voorzuivering (per kg verwijderde verontreiniging) niet langer als kosteneffectief c.q. ALARA kan worden aangemerkt. De kosten per kilogram verwijderde verontreinigingen zijn van sanering tot sanering erg verschillend en het is bovendien niet uitsluitend de kostenfactor die bepalend is voor de vraag of (verder) moet worden gesaneerd of niet. Dit is een samenspel van risicoreductie, milieuverdiensite en kosten. Hierop wordt in hoofdstuk 5 en 6 teruggekomen. In hoofdstuk 6 zal tevens worden ingegaan op de actualiteit van de bandbreedte van de kostenranges uit de richtlijn van 1989.

3 Beleidskader en wetgeving bij bodemsaneringsprojecten

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de relevante beleidskaders en wetten die van toepassing zijn bij bodemsaneringen. Het doel hiervan is om saneerders en de overheden een overzicht te geven van de belangrijkste beleidsuitgangspunten en wetgeving die van toepassing zijn bij de uitvoering van een bodemsaneringsproject.

3.1 Het bevoegd gezag bij bodemsaneringsprojecten

De uitvoering van een bodemsanering verloopt in verschillende fasen. Tijdens deze fasen heeft de saneerder te maken met verschillende bevoegde gezagen en wet- en regelgeving. In de beginfase van een bodemsaneringsproject is de situatie overzichtelijk. Tijdens het saneringsonderzoek en het saneringsplan is de provincie⁶⁾ het bevoegd gezag en de Wet bodembescherming (Wbb) het wettelijk kader. In het saneringsonderzoek worden verschillende saneringsvarianten uitgewerkt en vergeleken. De keuze voor een variant is afhankelijk van financiële, organisatorische en financiële aspecten. De geselecteerde variant wordt uitgewerkt in een saneringsplan, dat aan de volgende voorwaarden moet voldoen:

- de keuze van de saneringsvariant moet worden gemotiveerd;
- de technische uitvoering moet worden beschreven;
- grond- en grondwaterstromen moeten worden beschreven;
- het saneringsdoel dient duidelijk te zijn zodat na voltooiing van de sanering het resultaat kan worden getoetst;
- de kosten van de uitvoering dienen inzichtelijk te zijn.

Het saneringsplan moet vervolgens door het bevoegd gezag middels een beschikking worden goedgekeurd. Voor veel saneringswerkzaamheden zijn vergunningen noodzakelijk die buiten het kader van de Wet bodembescherming vallen. Hierdoor raken ook andere overheden bij de sanering betrokken (tabel 6).

Tabel 6
Bevoegd gezag en relevante wetgeving bij bodemsaneringen.

Bevoegd gezag	Wetgeving
Provincie	Wet milieubeheer, Wet bodembescherming, Grondwaterwet
Gemeente	Wet milieubeheer, Wet bodembescherming
Waterkwaliteitsbeheerder	Wet verontreiniging oppervlaktewateren

Uit tabel 6 blijkt dat de waterbeheerder voor een adequate uitvoering van zijn wettelijke taken in het kader van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren (Wvo) oog moeten hebben voor de samenhang met de uitvoering in andere wettelijke kaders. Het is bovendien voor de Wvo-vergunningverlener van belang om te weten aan welke andere juridische voorwaarden een sanering moet voldoen, en hoe deze mogelijk met elkaar in strijd kunnen komen. In een aantal gevallen is de samenwerking tussen verschillende

6) Ook de vier grote gemeenten in Nederland zijn bevoegd gezag voor de Wbb. Door een wijziging van de Wbb per 1-1-2001 geldt dat inmiddels voor meer gemeenten.

bevoegde gezagen geregeld. In de Wet milieubeheer (Wm) is bijvoorbeeld vastgelegd dat bij vergunningprocedures coördinatie moet plaatsvinden tussen het Wm-bevoegd gezag en Wvo-bevoegd gezag over de procedurele en inhoudelijke kanten van de vergunningen. Vanzelfsprekend moeten ook de handhavingsaspecten van bodemsaneringsprojecten gecoördineerd worden. Door het maken van goede afspraken is duidelijk welke relevante zaken door welk bevoegd gezag worden gecontroleerd, wat de handhaafbaarheid is van de vergunningsvoorschriften en of er geen belangrijke aspecten onderbelicht blijven.

De coördinatie en afstemming is op dit moment in sommige gevallen onvoldoende. Zo komt het bij bodemsaneringsprojecten regelmatig voor dat een saneerder de diverse vergunningverleners (bevoegde overheden) separaat afloopt om te overleggen over vergunningen en de eisen daarin. Met name geldt dat voor beschikkingen op basis van de Wbb en de Wvo. Dit geïsoleerde overleg kan leiden tot een onlogische aanpak van een sanering. Zo kan met het Wbb-bevoegd gezag worden overeengekomen dat een groot debiet grondwater wordt onttrokken. Later blijkt dan dat de beheerder van de riolering (de gemeente) en/of de beheerder van de RWZI (waterkwaliteitsbeheerder) dit water in sommige gevallen niet kunnen verwerken.

Het bovenstaande voorbeeld geeft geen blijk van een integrale en gecoördineerde aanpak/beschouwing van de problematiek waar dit juist zeer gewenst is. Een en ander is een gevolg van de verkokering van de wetgeving: iedere wet beoogt een specifiek belang te beschermen waarbij vaak eenzijdig naar bepaalde aspecten wordt gekeken. Het belang van het ene milieucompartiment (bijvoorbeeld bodem) kan daarmee in strijd komen met dat van een ander milieucompartiment (bijvoorbeeld water). Om te komen tot een meer integrale aanpak waarbij uiteindelijk alle belangen evenwichtig worden afgewogen, is het noodzakelijk dat de saneerder vóórdat het saneringsplan wordt opgesteld, overlegt met alle betrokken overheden tezamen. De adviesbureaus die de saneerders veelal ondersteunen bij de planontwikkeling kunnen hier een rol bij spelen. Wanneer de saneerder of het adviesbureau in gebreke blijft, dienen de betrokken overheden zelf aan te koersen op een dergelijk overleg zodat een integrale aanpak mogelijk wordt.

Overigens dient de waterkwaliteitsbeheerder zich te realiseren dat deze aanpak veel tijd kost. Het vooroverleg vraagt extra personele inzet en het is de vraag of deze inzet door (alle) waterkwaliteitsbeheerders bij alle projecten kan worden geleverd. Waarschijnlijk is het beter om uit pragmatische overwegingen de aandacht vooral te richten op de procedures van grootschalige projecten. Dit laatste betekent dat de waterkwaliteitsbeheerders alleen voor kleinere projecten geconfronteerd zullen worden met definitieve saneringsplannen.

Het is dan belangrijk dat het bevoegd Wbb-gezag in het voortraject de overwegingen en voorkeuren van de waterkwaliteitsbeheerder(s) kennen en uitdragen. Op deze wijze kunnen zij bij kleinere projecten de integrale afweging van lozingsvarianten in het voortraject voor de waterkwaliteitsbeheerders bewaken. Het vastleggen van de overwegingen en voorkeuren in deze handreiking zal zeker tot kwaliteitsverbetering (integrale afweging) en tijdsbesparing leiden bij kleinere bodemsaneringsprojecten.

3.2 Bodembeleid en de Wet bodembescherming

3.2.1 Bodembeleid

Na het verschijnen van de vorige CIW-nota over bodemsaneringen [lit. 2] heeft een omslag in het bodembeleid plaatsgevonden. Voor een overzicht van al deze veranderingen wordt verwezen naar de Leidraad Bodembescherming [lit. 8]. Hier volgt een korte samenvatting van de belangrijkste wijzigingen.

De Interimwet bodemsanering (lbs) van 1983 ging er vanuit dat er een saneringsoperatie van een beperkt aantal gevallen van ernstige, lokale bodemverontreiniging nodig was. Een schoonmaakoperatie zou worden ingezet met een beperkte doorlooptijd (5 jaar). Daarna zou Nederland schoon zijn. In 1987 kwam de regelgeving voor bodembescherming en introductie van het uitgangspunt multifunctionaliteit en van het zorgplichtbeginsel tot stand. In die tijd werd bovendien de systematiek voor onderzoek en oordeelsvorming over risico's en aanpak van saneringen uitgewerkt. In 1992 constateerde de Commissie Welschen I dat de bodemsaneringsoperatie stagneerde en zij deed onder meer de volgende aanbevelingen:

- spreiding van kosten door meer kostendragers en vermindering van kosten door goedkopere technieken;
- vereenvoudiging van procedures bij de uitvoering van onderzoek en sanering;
- verhoging van het milieurendement.

Vanaf die tijd wordt bodemsanering gezien als een langdurige zaak. Bodemkwaliteit is een onderdeel van het milieu en kan niet los worden gezien van andere maatschappelijke doelstellingen. Deze omslag in het denken (met name van beperkte naar lange doorlooptijd) wordt gekenmerkt door de termen actief bodembeheer en milieurendement.

In 1996 wordt de operatie BEVER (BEleidsVERnieuwung Bodem) in gang gezet door de (h)erkende en voortdurende stagnatie bij bodemsanering, waarbij drie soorten projecten kunnen worden onderscheiden:

- A. functiegericht in plaats van multifunctioneel saneren, zodat saneren goedkoper wordt;
- B. externe integratie en marktdynamiek, zodat de bodemsaneringsoperatie versnelt;
- C. slagvaardige overheid, zodat de operatie efficiënter wordt en de kwaliteit verbetert.

De beleidsvernieuwing is ten tijde van het opstellen van dit rapport nog in volle gang. Een belangrijke consequentie is dat met het functiegericht saneren het daarmee tot nu toe gevoerde beleid van "multifunctioneel tenzij" wordt verlaten voor de historische bodemverontreinigingsgevallen (dat wil zeggen ontstaan voor 1987).⁷⁾ Basisgedachte bij functiegericht saneren is dat door het afstemmen van de saneringsmaatregelen op het gewenste gebruik saneren goedkoper wordt en het economisch rendement toeneemt. Ten aanzien van de sanering van het grondwater is uitgesproken dat deze kosteneffectief dient te zijn. Zoals reeds opgemerkt in § 2.2.3

.....
7) Bodemverontreiniging ontstaan na 1987 moet zo volledig mogelijk opgeruimd worden.

is dit op dit moment niet uitgewerkt in concrete doelstellingen voor het grondwater.

3.2.2 Wet bodembescherming

In de Wbb zijn alle situaties waarin verontreiniging van de grond en/of het grondwater heeft plaatsgevonden ingedeeld in categorieën met een oplopende mate van impact en omvang. Daarmee samenhangend is een onderverdeling gemaakt in situaties die wel en die niet gesaneerd dienen te worden en zo ja op welke termijn die sanering uiterlijk moet zijn begonnen.

De onderverdeling op basis van impact wordt bepaald door de zogeheten interventiewaarden. De interventiewaarden vormen de getalsmatige invulling van het concentratieniveau waarboven sprake is van ernstige verontreiniging. Bij overschrijding van de interventiewaarde geldt dat de functionele eigenschappen die de bodem heeft voor mens, plant en dier ernstig zijn verminderd of dreigen te worden verminderd.

De onderverdeling op basis van omvang wordt als volgt gemaakt. Indien voor tenminste één stof de gemiddelde gemeten concentratie van minimaal 25 m³ bodemvolume in het geval van bodem- of sedimentverontreiniging, of 100 m³ poriënverzadigd bodemvolume in het geval van grondwaterverontreiniging, hoger is dan de interventiewaarde dan is sprake van een 'geval van ernstige verontreiniging'. Hierna moet worden bezien of voor de sanering wel of niet sprake is van zogeheten urgentie. Een sanering is urgent indien uit een nadere beoordeling blijkt dat de aanwezige verontreiniging leidt tot een onacceptabele blootstelling aan schadelijke stoffen van mensen dan wel planten of dieren, of indien uit die beoordeling volgt dat er een onacceptabele toename is van de hoeveelheid verontreinigd grondwater door verspreiding van de verontreiniging.

Het valt buiten het kader van deze CIW-richtlijn om diep op dit onderwerp in te gaan. Voor het goede begrip wordt nog wel vermeld dat er vele situaties zijn waarin de interventiewaarden (ruim) worden overschreden maar desondanks geen sprake is van urgentie.

Bij de niet-urgente gevallen wordt door het Wbb-bevoegd gezag niet een termijn vastgesteld waarbinnen uiterlijk met de sanering moet zijn begonnen. Toch kan er sprake zijn van sanering van een 'niet-urgent geval', bijvoorbeeld bij bouwactiviteiten of bij vrijwillige sanering.

Bij de urgente gevallen wordt het tijdstip wel vastgesteld door het bevoegd gezag Wbb. Naast dat tijdstip wordt ook vastgesteld wat het eindresultaat na sanering minimaal moet zijn ('hoe schoon'). Streefwaarden geven het niveau aan dat voor het curatieve beleid bereikt moet worden om de functionele eigenschappen die de bodem voor mens, dier, plant heeft volledig te herstellen. Daarnaast geven de streefwaarden aan wat het ijkpunt is voor de milieukwaliteit op de lange termijn, uitgaande van Verwaarloosbare Risico's voor het ecosysteem.

De Wbb speelt ook een rol bij de herinfiltratie van grondwater, één van de lozingsvarianten voor opgepompt grondwater (zie verder hoofdstuk 4). Juridisch gezien zijn er aan herinfiltratie beperkingen verbonden die zijn vermeld in het Lozingenbesluit bodembescherming. Deze Algemene Maatregel van Bestuur (AMvB) is gebaseerd op de Wbb en heeft als kern een verbod op het in de bodem brengen van vloeistoffen. Dit verbod geldt niet voor water dat ter plaatse is

opgepompt en in dezelfde watervoerende laag wordt teruggebracht, indien netto geen verontreiniging aan het water is toegevoegd. Voor overige lozingen is (voor een periode van maximaal 4 jaar) een ontheffing op het verbod mogelijk, onder voorwaarde dat:

- lozing op de riolering of een andere wijze van afvoer niet mogelijk is, en
- geen stoffen voorkomen die op de langere termijn tot verontreiniging van de bodem kunnen leiden. Deze stoffen zijn aangegeven in een bijlage van het Lozingenbesluit bodembescherming.

Samengevat komt het er dus op neer dat terugvoer in de bodem juridisch geen bezwaren ontmoet (geen vergunning of dergelijke vereist) zolang het gaat om dezelfde watervoerende laag. Herinfiltratie in de invloedssfeer van de onttrekking is daarom een optie die bij het zoeken naar oplossingen voor de afvoer van grondwater vaak kan worden onderzocht. Herinfiltratie in een andere watervoerende laag (buiten de invloedssfeer van de onttrekking) zal vrijwel nooit toegelaten (kunnen) worden omdat afvoer van het grondwater op een andere wijze vaak ook mogelijk is.

3.3 Waterkwaliteitsbeleid en de Wet verontreiniging oppervlaktewateren

3.3.1 Waterkwaliteitsbeleid

In bijlage 3 staan schematisch de hoofdlijnen van het emissiebeleid voor water weergegeven. Het nationale emissiebeleid voor water kent twee hoofduitgangspunten, te weten: vermindering van de verontreiniging en het zogeheten stand-still-beginsel. Op deze twee uitgangspunten wordt hieronder kort ingegaan.⁸⁾

Het hoofduitgangspunt vermindering van de verontreiniging wordt vertaald in een algemene aanpak (A) en een stofspecifieke aanpak (B). Het stand-still-beginsel (C) is nader vorm gegeven door de immissietoets. Tevens moet de waterbeheerder bij de afweging van maatregelen ter beperking van emissies kijken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieucompartimenten dan water en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. De integrale afweging van emissie maatregelen (D) is daarom ook een zeer belangrijk uitgangspunt van het huidige waterkwaliteitsbeleid.

A. Algemene aanpak emissies

Het hoofduitgangspunt vermindering van de verontreiniging krijgt in eerste instantie gestalte door prioriteit te geven aan de ketenbenadering. Daarbij wordt een product van grondstof tot afvalstadium beoordeeld. Op basis van het resulterende totaaloverzicht kunnen maatregelen worden gekoppeld aan die onderdelen waar ze, met inachtneming van de kosten, de meeste milieuwinst opleveren. Preventie heeft hierbij de voorkeur boven hergebruik respectievelijk verwerking. Brongerichte maatregelen hebben de voorkeur boven zuiveringstechnische (end-of-pipe) maatregelen.

.....
8) Als informatiebron is het Handboek Wvo-vergunningverlening [lit. 1] gebruikt, tenzij anders vermeld.

In NW4 wordt de ketenbenadering ook als een belangrijk instrument gezien om de Esbjergdoelstelling te realiseren: de emissies van milieugevaarlijke stoffen (ongeacht de bron), moeten continu worden gereduceerd in de richting van de beëindiging binnen 1 generatie.

In het verleden werd het begrip "aankpak aan de bron" door waterkwaliteitsbeheerders soms uitgelegd als "saneren op locatie", met andere woorden, de locatie werd als de bron zelf gezien. Dit is niet terecht. Bij bodemsaneringen is voor de waterkwaliteitsbeheerder sprake van een bijzondere situatie. De emissie van stoffen, die de waterkwaliteitsbeheerder bij lozingen dient te beperken, heeft immers al plaatsgevonden, zij het naar een ander milieucompartiment: de bodem of het grondwater. In dat kader bezien is er geen bron meer en kan van preventie en hergebruik geen sprake meer zijn. Bron-gerichte maatregelen kunnen niet worden toegepast.

De waterkwaliteitsbeheerder dient wel (mede) te beoordelen of een voorstel voor het oppompen en lozen van het grondwater op oppervlaktewater of riolering de beste saneringsoplossing is. Immers, de Wvo-vergunningverlener moet bij de afweging van maatregelen ter beperking van emissies kijken naar onder andere effecten op andere milieucompartimenten (integrale afweging). Dit betekent dat een saneerder in het saneringsplan voldoende duidelijk moet hebben gemaakt dat andere varianten, zoals herinfiltratie of het oppompen van minder water door het gebruik van damwanden, geen (integrale) voordelen bieden boven de voorgestelde variant. Het bevoegd Wbb-gezag dient bij het verstrekken van de beschikking voor kleinere projecten de waterkwaliteitsaspecten mee te wegen, zo nodig in overleg met de betreffende waterkwaliteitsbeheerder. Bij grotere projecten dient de waterkwaliteitsbeheerder in het voortraject in principe altijd betrokken te worden.

B. Stofspecifieke aankpak emissies

Voor vrijwel alle verontreinigingen staat in het waterkwaliteitsbeleid de emissie-aankpak voorop. Afhankelijk van de aard en schadelijkheid van de verontreinigingen wordt, nog los gezien van de effecten van deze emissies, toepassing van best uitvoerbare en best bestaande technieken geëist. De emissie-aankpak houdt dus in dat onafhankelijk van de te bereiken milieukwaliteitsnormen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen.

Voor (potentieel) zwartelijststoffen bestaat de aankpak uit toepassing van best bestaande technieken (BBT). Voor de overige stoffen waarvoor de emissie-aankpak geldt, is een saneringsinspanning vereist volgens de best uitvoerbare technieken (BUT). Van de vijf belangrijkste stofgroepen die worden onderscheiden bij de verontreinigingen in grondwater kunnen er drie als (potentieel) zwart worden aangemerkt: BTEX, VOCl en Naftaleen en overige PAK.⁹⁾

BUT en BBT vormen de stand der techniek. Het verschil tussen BBT en BUT is met name financieel-economisch. Onder BUT wordt verstaan: technieken waarmee rekening houdend met economische aspecten, dat wil zeggen uit kostenoogpunt aanvaardbaar te achten voor een normaal renderend bedrijf, de grootste reductie in de verontreiniging wordt gekregen. Onder BBT wordt verstaan: technieken,

9) Cd en Hg worden binnen de groep van zware metalen als zwartelijststof aangemerkt.

waarmee tegen hogere kosten, een nog grotere reductie van de verontreiniging wordt verkregen en die in de praktijk kunnen worden toegepast. Naarmate de milieuschadelijkheid van een stof groter is, kunnen dus hogere financiële inspanningen aanvaardbaar zijn en worden geëist. Niet bedoeld is dat de financiële en bedrijfseconomische aspecten bij toepassing van BBT in het geheel geen rol zouden mogen spelen. In alle gevallen dient een ALARA-afweging te worden gemaakt. ALARA staat voor 'as low as reasonably achievable' en betekent dat de voorschriften die aan een vergunning worden verbonden, de grootst mogelijk bescherming voor het milieu moeten bieden tenzij dat redelijkerwijs niet gevraagd kan worden. De stand der techniek is daarbij uitgangspunt.

In aanvulling hierop heeft het bevoegd gezag op grond van het emissiebeleid de mogelijkheid om verdergaande eisen te stellen. Dit is het geval als de restlozing van zwartelijststoffen leidt tot een onaanvaardbare concentratie in het ontvangende oppervlaktewater of de restlozing van overige stoffen leidt tot overschrijding van de waterkwaliteitsdoelstellingen. Dit is het zogeheten stand-still-beginsel.

C. Stand-still-beginsel

Het tweede hoofduitgangspunt van het waterkwaliteitsbeleid, het stand-still-beginsel, maakt ook onderscheid tussen zwartelijststoffen en overige stoffen. Voor zwartelijststoffen mogen de emissies niet toenemen, voor de overige mag de waterkwaliteit niet significant verslechteren. Overigens bestaat de mogelijkheid dat het genoemde onderscheid tussen zwartelijststoffen en overige stoffen op basis van de nieuwe Europese Kaderrichtlijn Water op termijn komt te vervallen. Dan geldt voor alle stoffen dat de waterkwaliteit niet achteruit mag gaan.

Een CIW-subwerkgroep heeft het stand-still-beginsel voor nieuwe directe lozingen nader geconcretiseerd met de immissietoets, hetgeen heeft geleid tot een in de praktijk toepasbaar toetsingsinstrument. Voor directe lozingen gelden over het algemeen strengere eisen dan voor lozing op de riolering. Voor meer informatie wordt verwezen naar het rapport "Emissie-immissie - prioritering van bronnen en de immissietoets" [lit. 13]. Hieronder volgt een samenvatting van de toetsing van nieuwe directe lozingen. Deze toetsing dient te worden doorlopen indien een saneerder na toepassing van de stand der techniek het vrijkomende grondwater op het oppervlaktewater wil lozen.

1. Toets of de effluentconcentratie reeds voldoet aan de streefwaarde

In het waterkwaliteitsbeleid is sprake van twee vaste ijkpunten, het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) en het Verwaarloosbaar Risiconiveau (VR). Het MTR is de concentratie van een stof, waarboven voor mens of ecosysteem negatieve effecten te verwachten zijn. Het VR is een concentratie van een stof, waar beneden sprake is van verwaarloosbare effecten op mens of ecosysteem. Hierbij is rekening gehouden met mogelijke effecten als gevolg van gecombineerde werking van grote aantallen stoffen die gelijktijdig in een watersysteem aanwezig kunnen zijn. Het afleiden van risiconiveaus gebeurt volgens een vastgestelde methodiek onder verantwoordelijkheid van de interdepartementale Stuurgroep Integrale Normstelling Stoffen (INS) [lit. 14]. De normen worden beleidsmatig vastgesteld door de Regering, bijvoorbeeld in NW4. Voor een groot deel van de

stoffen die als regel worden aangetroffen in verontreinigd grondwater zijn de MTR- en VR-niveaus afgeleid (tabel 7).

Er zijn geen MTR- en VR-niveaus beschikbaar voor de eerder geselecteerde stofgroepen BTEX, VOCl¹⁰⁾, minerale olie, naftaleen en overige PAK en zware metalen, maar wel voor veel van de individuele componenten. Niet voor alle individuele stoffen is een MTR (en VR) afgeleid. Voor de stoffen waarvoor door de Stuurgroep Integrale Normstelling Stoffen geen MTR is vastgesteld, kan een zogenaamd (tijdelijk) 'ad-hoc MTR'¹¹⁾ worden afgeleid. Deze 'ad-hoc MTR' heeft geen beleidsmatige status, maar kan wel gebruikt worden als ijkwaarde voor de specifieke situatie. Na inventarisatie en beoordeling van beschikbare (acute) toxiciteitsgegevens, kan deze 'ad-hoc MTR' worden afgeleid.

Indien de effluentconcentratie van een lozing (na toepassing van BUT/BBT) voldoet aan de streefwaarde voor oppervlaktewater (= VR-niveau) dan wordt verondersteld dat er geen sprake is van een significante verslechtering van de waterkwaliteit. Daarmee wordt dus ook verondersteld dat aan het stand-still-beginsel voldoende invulling is gegeven.

Tabel 7
MTR- en VR-niveaus voor oppervlaktewater van individuele verontreinigingen die veel worden aangetroffen bij grondwatersaneringen.

Stof	MTR (µg/l)	VR (µg/l)
Benzeen	240	2
Tolueen	730	7
Ethylbenzeen	370	4
Xyleen	380	4
Tetrachlooretheen	330	3
Trichlooretheen	2400	24
1,2 dichlooretheen	6100	61
Vinylchloride	820	8
Koper ¹	3,8	1,1
Nikkel ¹	6,3	4,1
Zink ¹	40	12
Lood ¹	220	5,3
Naftaleen	1,2	0,01

1 Het VR-niveau is inclusief de natuurlijke achtergrondconcentratie

2. Toets of de concentratieverhoging na menging over een bepaalde afstand meer is dan 10 % van het MTR.

Als de concentratieverhoging op een bepaalde afstand van het lozingspunt meer dan 10% van het MTR is, leidt dit voor nieuwe lozingen tot aanvullende eisen. Deze aanvullende eisen kunnen bijvoorbeeld betekenen dat de zuiveringsinstallatie moet worden uitgebreid met een extra stap of dat het lozingsdebiet moet worden beperkt. Deze aanvullende maatregelen zijn noodzakelijk om een significante verslechtering van de waterkwaliteit te voorkomen. Indien de concentratieverhoging minder is, dient voorafgaand aan de volgende stap nagegaan te worden of de concentratie in het ontvangende oppervlaktewater bekend is c.q. geschat kan worden aan de hand van bovenstroomse meetgegevens. Het betreft hier de concentratie van een stof in het oppervlaktewater voor of stroomopwaarts van het lozingspunt. Als de concentratie in oppervlaktewater niet bekend is, moet deze worden gemeten.

10) Alleen voor VOCl is inmiddels een MTR-niveau beschikbaar van 5 µg/l.

11) 'Ad-hoc MTR' = laagst beschikbare acute toxiciteitswaarde voor aquatisch organisme x 0,001.

3. *Toets of de relatieve bijdrage van de lozing ten opzichte van de achtergrondswaarde meer dan 10 % is.*

Met deze stap wordt nagegaan of er sprake is van een significante overschrijding van het stand-still-beginsel. Indien de achtergrondconcentratie lager is dan het VR-niveau (of zelfs niet meetbaar) dan kan het VR-niveau als uitgangspunt worden genomen. Wanneer de relatieve bijdrage van de lozing aan de achtergrondconcentratie te hoog is, dienen aanvullende maatregelen te worden genomen om een significante verslechtering van de waterkwaliteit te voorkomen.

4. *Eventueel meer gedetailleerde berekeningen*

In beginsel kunnen op basis van stap 3 verdere eisen aan de lozing gesteld worden. Indien er duidelijke redenen voor zijn, kunnen meer gedetailleerde berekeningen over de effecten van de lozing worden uitgevoerd en de resultaten ervan getoetst worden aan uitgangspunt 1.

D. Integrale afweging

De waterkwaliteitsbeheerder dient conform NW4 bij de afweging van maatregelen ter beperking van emissies te kijken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieucompartimenten en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. Dit kan betekenen dat wordt afgezien van korte termijn oplossingen ten gunste van meer duurzame lange termijn oplossingen.

Bij bodemsaneringen (en ook bronneringen) is sprake van een bijzondere situatie. De emissie van stoffen, die de waterkwaliteitsbeheerder bij lozingen dient te beperken, heeft immers al plaatsgevonden, zij het naar een ander milieucompartiment: de bodem of het grondwater. Er is meestal sprake van kortdurende lozingen en relatief lage concentraties verontreinigingen.

Wanneer bij lozingen van grondwater dat vrijkomt bij bodemsaneringen het stand-still-beginsel strikt wordt toegepast, zullen in een aantal gevallen de saneringskosten zeer hoog oplopen. Wanneer alternatieven om de lozing te beperken of te voorkomen niet mogelijk of zeer kostbaar zijn, zal de waterkwaliteitsbeheerder vanuit een integraal oogpunt (positief effect voor andere milieucompartimenten) soms het stand-still-beginsel minder strikt dienen te hanteren. Met name bij kortdurende saneringen zal slechts tijdelijk een verslechtering van de waterkwaliteit optreden. Uiteraard mag de kwaliteit van het oppervlaktewater in dit integrale afwegingsproces niet in gevaar komen. Acute risico's moeten te allen tijde worden vermeden. Dit betekent dat na verdunning van een lozing het MTR niet mag worden overschreden.

De integrale afweging is dus richtinggevend bij het beoordelingsproces voor de waterkwaliteitsbeheerder en kan er soms toe leiden dat de stofspecifieke aanpak en het stand-still-beginsel slechts gedeeltelijk voor het watercompartiment kunnen worden toegepast. Overigens behoort deze integrale afweging ook door andere bevoegde gezagen plaats te vinden. Waterkwaliteitsbelangen dienen meegewogen te worden bij iedere keuze voor een saneringsvariant.

3.3.2 Wet verontreiniging oppervlaktewateren

In deze paragraaf wordt onderscheid gemaakt in directe lozingen (naar oppervlaktewater) en indirecte lozingen (via de riolering én de rioolwaterzuiveringsinstallatie naar oppervlaktewater).

Directe lozingen

Centraal in de Wvo staat het verbod om zonder vergunning rechtstreeks verontreiniging in het oppervlaktewater te brengen. Bij de verlening van een vergunning voor deze zogeheten 'directe lozingen' kunnen voorwaarden worden gesteld die er kort gezegd op neerkomen dat de vergunninghouder zoveel mogelijk de verontreiniging uit het te lozen afvalwater verwijdert. Daarbij geldt de hiervoor beschreven emissie-aanpak. Het is uit oogpunt van efficiëntie niet de bedoeling dat bij iedere aanvraag opnieuw het wiel wordt uitgevonden. Voor het grootste deel van de lozingssituaties zijn richtlijnen verschenen die in belangrijke mate aangeven wat in een vergunning aan eisen kan worden vastgelegd. Deze eisen zijn meestal gebaseerd op wat wordt aangeduid als de stand der techniek. Het betreft richtlijnen, er kan dus van worden afgeweken indien specifieke omstandigheden daarom vragen. Dit moet dan terdege worden gemotiveerd. De financiële positie van een bedrijf is geen reden of specifieke omstandigheid om soepele(r) eisen op te leggen. Ook in de jurisprudentie van de Raad van State is bevestigd dat ALARA branche-breed is en niet betrekking heeft op wat van een individueel bedrijf op basis van diens financiële draagkracht kan worden verlangd. Wel is bij de oplegging van vergunningseisen wellicht een fasering mogelijk. Om toestemming te verkrijgen voor de directe lozing van bodemsaneringswater dient een vergunningaanvraag te worden ingediend. Hierbij dient informatie te worden overlegd over de specifieke, door menselijk handelen veroorzaakte, verontreinigingen en de nevenverontreinigingen in het grondwater. Omdat nevenverontreinigingen ook de kwaliteit van het oppervlaktewater kunnen beïnvloeden, zijn voor deze stoffen indicatieve lozingseisen beschikbaar (tabel 8).

Tabel 8

Indicatieve normen voor nevenverontreinigingen in grondwater dat wordt geloosd op oppervlaktewater (mg/l).

Nevenverontreiniging	Lozingsnorm (mg/l) voor groot ontvangend oppervlaktewater	Lozingsnorm (mg/l) voor klein ontvangend oppervlaktewater zonder bijzondere functie	Lozingsnorm (mg/l) voor klein ontvangend oppervlaktewater met kwetsbare functie
Onopgeloste bestanddelen	50	20	15
IJzer	5	5	3
Zuurstofgehalte	5	5	5
pH	6,5-9,0	6,5-9,0	6,5-9,0
Chloride	200	200	50-100
Sulfaat	100	100	100
CZV	50	50	30-50
N-totaal	20	10	5
Fosfaat	1	0,5	0,2

In het algemeen kan gesteld worden dat de lozingen van de (van nature aanwezige) nevenverontreinigingen op ruim ontvangend oppervlaktewater vrijwel nooit een significante verslechtering van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater opleveren. Zeker wanneer wordt voldaan aan de indicatieve lozingseisen in tabel 8. Deze zijn ontleend aan de normering voor bronneringswater in de CIW-rapportage "Kleine en kortdurende lozingen Wvo" [lit. 4]. Indien toch een significante verslechtering van de kwaliteit van het ruim ontvangende oppervlaktewater kan optreden, dienen technieken te worden toegepast om het negatieve effect te voorkomen of te beperken.

Nevenverontreinigingen kunnen op klein ontvangend oppervlaktewater vaak wèl een significante invloed hebben. In veel gevallen zullen daarom specifieke maatregelen (zoals ontijzering en bezinking van gesuspendeerd materiaal) worden gevraagd om de lozing van nevenverontreinigingen te beperken. Voor wateren waarin vrijwel geen verdunning optreedt of met kwetsbare functies dienen de indicatieve lozingsnormen voor nevenverontreinigingen laag te liggen. In dit rapport is aangesloten bij de normering die in het CIW-rapport "Afvalwaterproblematiek mestverwerking" is opgesteld voor klein ontvangend oppervlaktewater. Voor de onderbouwing van de normering wordt verwezen naar deze leidraad [lit. 15].

Van de vijf belangrijkste stofgroepen die worden onderscheiden bij de verontreinigingen in grondwater worden er drie als "zwart" aangemerkt: BTEX, VOCl en naftaleen en overige PAK.¹²⁾ De waterkwaliteitsbeheerder verwacht derhalve een saneringsinspanning (meestal BBT, soms BUT)¹³⁾ van de lozer van het grondwater en zal deze toetsen aan de stand van de techniek. Vervolgens wordt de restlozing getoetst met behulp van de zogeheten immissietoets. De stand der techniek voor de behandeling van grondwater met bepaalde componenten aan verontreinigingen is feitelijk niet meer dan een lijst van end-of-pipe-technieken en hun geschiktheid voor (bepaalde concentraties aan) componenten. Aan de hand hiervan kunnen voor de afzonderlijke stoffen of groepen van stoffen indicatieve lozingsnormen worden afgeleid. De indicatieve lozingsnormen zijn dus direct gekoppeld aan de technieken die toegepast kunnen worden.

In de oude CIW-richtlijn waren indicatieve lozingsnormen opgenomen die waren gebaseerd op de stand van de techniek in 1989. In de richtlijn staat expliciet vermeld dat deze indicatieve lozingsnormen gelden voor zeer ruim ontvangend oppervlaktewater of lozing op de riolering (tabel 9). De reden hiervan was de onzekerheid die bestond over het effect van omvangrijke grondwaterlozingen met deze indicatieve lozingsnormen op klein ontvangend oppervlaktewater [lit. 2]. Op dat moment waren nog geen MTR- en VR-niveaus en een immissietoets beschikbaar om het effect van de lozing goed in te kunnen schatten. De indicatieve lozingsnormen van de CIW-richtlijn zijn in de loop der jaren door een aantal regionale directies van Rijkswaterstaat (beheerders van zeer ruim ontvangend oppervlaktewater) aangescherpt. In tabel 9 zijn als voorbeeld de indicatieve lozingseisen van een regionale directie van Rijkswaterstaat opgenomen. In 1989 was nog niet veel ervaring met grondwaterzuiveringstechnieken. In de praktijk bleken lagere effluentconcentraties met de in de CIW-richtlijn genoemde technieken haalbaar.

.....
12) Cd en Hg worden binnen de groep van zware metalen als zwartelijststof aangemerkt.

13) BBT voor BTEX, VOCl en Naftaleen en overige PAK, Cd en Hg. BUT voor minerale olie en overige zware metalen.

Tabel 9	Verontreiniging	CIW-1989	Waterschap	Regionale directie RWS	MTR	VR
Normen voor lozing van verontreinigingen op oppervlaktewater (µg/l). Weergegeven zijn de indicatieve lozingseisen uit de CIW-nota van 1989, de indicatieve lozingseisen anno 2001 van een waterschap en de indicatieve lozingseisen van een regionale directie van Rijkswaterstaat. Tevens zijn de bijbehorende MTR en VR-niveaus weergegeven.	BTEX-som	100	4	50		
	- Benzeen	10	2	20	240	2
	- Tolueen	50	2	20	730	7
	- Ethylbenzeen				370	4
	- Xyleen				380	4
	VOCI					
	- totaal alifatisch	20		20		
	- totaal aromatisch	20		20		
	- tetrachlooretheen		2	5	330	3
	- trichlooretheen		2	5	2400	24
	- 1,2-dichlooretheen		2	5	6100	61
	- vinylchloride			5	820	8
	PAK en naftaleen					
	- naftaleen	40	0,2	10	1,2	0,012
	- PAK overig	50			0,03-0,9	0,0003-0,009
	Minerale olie	6000-20000	200	6000-20000		
	Zware Metalen					
	- Cd	20	1	5	2	0,4
	- Cr	500	30	30	84	2,4
	- Cu	500	30	50	3,8	1,1
	- Ni	500	75	50	6,3	4,1
	- Pb	500	75	50	220	5,3
	- Zn	500	500	100	40	12

Veel waterschappen konden met de normstelling in de CIW-richtlijn niet uit te voeren, omdat zij beheerders zijn van over het algemeen klein(er) ontvangend oppervlaktewater met soms bijzondere functies. Zij hebben daarom een eigen, scherpere normstelling voor directe lozingen ontwikkeld. In tabel 9 zijn als voorbeeld de indicatieve lozingseisen van een waterschap opgenomen. Deze normen zijn niet meer gebaseerd op de stand der techniek uit de CIW-richtlijn, maar op aanvullende maatregelen boven BUT/BBT om geen negatieve effecten van de directe lozing van (verontreinigd) grondwater op klein ontvangend oppervlaktewater te verkrijgen. Omdat MTR- en VR-niveaus tot voor kort ontbraken heeft dit onder andere geleid tot indicatieve lozingsnormen voor BTEX en VOCI die onder VR-niveau in oppervlaktewater liggen (tabel 9). Omdat de gevraagde inspanning waarschijnlijk al boven de kosteneffectiviteitsdrempels van BUT/BBT ligt, is het zuiveren tot onder het VR-niveau in het oppervlaktewater, op zijn minst opmerkelijk te noemen. Door de invoering van de recent ontwikkelde immisietoets kunnen te ver doorgevoerde saneringsinspanningen bij lozing op oppervlaktewater met behulp van deze nieuwe CIW-richtlijn worden voorkomen. In § 4.2 worden nieuwe indicatieve lozingseisen voor klein(er) en groot ontvangend oppervlaktewater afgeleid. De nieuwe richtlijn is daardoor meer algemeen bruikbaar dan de oude.

Indirecte lozingen

Lozingen van verontreinigd grondwater afkomstig van grond- en grondwatersaneringen op de riolering zijn in principe Wvo-vergunningplichtig (zie artikel 2 van het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering). Voor het vrijkomende grondwater bij *bronbemalingen* is geen Wvo-vergunning vereist. De gemeente is in deze situatie het bevoegd gezag. Omdat in dit soort gevallen vaak geen overleg plaatsvindt tussen gemeente en waterkwaliteitsbeheerder, kunnen problemen ontstaan met betrekking tot de doelmatige werking van een RWZI ('dunwater'). Hierop wordt later ingegaan (§ 4.1).

Bij lozing op de riolering zal (in de meeste gevallen) de aangesloten RWZI het aangeboden grondwater verwerken. Deze biologische zuivering zal in zekere mate de biologisch afbreekbare componenten verwijderen uit het aangeboden grondwater. Dit geldt met name voor de stofgroepen BTEX en minerale olie. Het ongezuiverd lozen op de RWZI is echter niet per definitie een gelijkwaardig alternatief voor zuivering op locatie. Zo kunnen er bij het transport van het grondwater van de locatie naar de RWZI nog allerlei effecten optreden (bijvoorbeeld diffuse emissie van BTEX vanuit de riolering naar de lucht). In § 4.1 wordt daar nader op ingegaan.

Jaarlijks worden vele honderden Wvo-vergunningen voor lozing van verontreinigd grondwater op de riolering aangevraagd. Om praktische redenen is voor veel voorkomende, vergelijkbare en kortdurende grondwaterlozingen de formele vergunningplicht opgeheven. De lengte van de vergunningsprocedure werd als te lang ervaren. Hierdoor in de plaats is een meldingsplicht gekomen. Degene die verontreinigd grondwater loost dient zich (na acceptatie van de melding) te houden aan een pakket van zogeheten algemene regels die feitelijk in de plaats komen van vergunningvoorschriften. De algemene regels zijn vastgelegd in het 'Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering' die vooral van toepassing is op de grondwater-sanering bij tankstations, chemische wasserijen en garagebedrijven. De reikwijdte van de AMvB is beperkt tot lozingen van relatief korte duur (minder dan drie jaar) en een gering debiet (tot 15 m³/h). Ook proefbronneringen komen in de AMvB aan bod. Bij proefbronneringen wordt voorafgaand aan een bodemsanering grondwater opgepompt ter bepaling van het vereiste debiet van het op te pompen grondwater alsmede ter bepaling van de verontreiniging in kwalitatieve en kwantitatieve zin. Ook hier geldt een beperking van de reikwijdte van het besluit. De AMvB is alleen geldig voor proefbronneringen korter dan drie weken en een maximaal lozingsdebiet van 50 m³/h. De normstelling voor indirecte lozingen van verontreinigd grondwater in het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering is gebaseerd op de CIW-richtlijn van 1989. In deze oude richtlijn werd geen onderscheid gemaakt in de normstelling voor lozing op groot ontvangend oppervlaktewater of lozing op de riolering. De basisinspanning die door de saneerder moest worden geleverd, was in beide situaties gelijk. Vanuit het oogpunt van de bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI is dit niet nodig voor stoffen die door de RWZI goed verwijderd zullen worden, zoals minerale oliecomponenten. In § 4.1 wordt daar verder op ingegaan. Als gevolg van herziening van deze CIW-richtlijn is het mogelijk dat het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering op termijn eveneens een update zal dienen te krijgen. Hierop wordt in hoofdstuk 7 teruggekomen.

3.4 Overige relevante wetgeving

3.4.1 Wet milieubeheer

Voor het reguleren van de milieugevolgen van inrichtingen (kort gezegd: bedrijvigheid, die in het Inrichtingen- en vergunningenbesluit milieubeheer -IVB- is aangewezen) werkt de Wet milieubeheer (Wm) net als de Wvo met vergunningen en algemene regels. In een Wm-vergunning of algemene regels staan eisen die ertoe moeten

leiden dat de betreffende inrichting zo weinig mogelijk belasting van het milieu veroorzaakt, dus zo weinig mogelijk geluidsuitstraling, energieverbruik, afvalproductie, emissie van oplosmiddelen, etc. Ook moeten in de vergunning of algemene regels eisen worden gesteld aan lozingen op de riolering. Deze eisen hebben betrekking op de bescherming van het rioleringsstelsel, de doelmatige werking van de RWZI, de bescherming van het oppervlaktewater waarop uiteindelijk wordt geloosd, en op eventuele andere milieuaspecten die met een lozing samen kunnen hangen.

In § 3.3 is reeds aan bod gekomen dat lozingen op de riolering vanuit bodemsaneringen Wvo-vergunningplichtig zijn of onder het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering vallen. De eisen die worden gesteld aan een lozing op de riolering waarbij het gaat om de bescherming van de RWZI en het oppervlaktewater zijn derhalve vastgelegd in de Wvo-vergunning of in algemene regels. In de Wm behoeven alleen eisen te worden gesteld met betrekking tot de overige milieu-aspecten die met een lozing op de riolering samenhangen. Daaronder valt ondermeer de bescherming van de riolering zelf (het buizenstelsel), maar ook de (diffuse) emissie van vluchtige stoffen vanuit de riolering tijdens het transport van afvalwater.

Op 1 december 2001 is het Besluit voorzieningen en installaties milieubeheer (Staatsblad 2001/487) in werking getreden. Het besluit is ook van toepassing op inrichtingen of onderdelen daarvan, waarbij uitsluitend of in hoofdzaak sprake is van het reinigen van binnen de inrichting vrijgekomen grond of grondwater. Het besluit is echter niet van toepassing indien als gevolg van een lozing op oppervlaktewater of riolering een Wvo-vergunning vereist is (zie artikel 2, onder g van het besluit).

In het besluit zijn ook regels opgenomen met betrekking tot het lozen van afvalwater op de riolering. Aangegeven is, dat grondwater dat

- a. meer dan 10 mg/l bevat aan minerale olie,
- b. meer dan 300 mg/l bevat aan sulfaat,
- c. meer dan 500 µg/l bevat aan chroom, koper, lood, nikkel, zink en tin individueel,
- d. meer dan 100 µg/l bevat aan monocyclische aromatische koolwaterstoffen som,
- e. meer dan 40 µg/l bevat aan naftaleen,
- f. meer dan 30 mg/l bevat aan onopgeloste bestanddelen,
- g. meer dan 10 µg/l bevat aan perchloorethyleen,
- h. meer dan 50 µg/l bevat aan polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK 10),
- i. meer dan 10 µg/l bevat aan trichloorethyleen, of
- j. een pH heeft lager dan 6,5 of hoger dan 8,5 bij een etmaalmonster, respectievelijk 10 bij een zogenaamd steekmonster (piekwaarde),

niet geloosd mag worden.

Daarnaast gelden voor de lozing de "standaard afvalwatervoorschriften" uit de Wet milieubeheer amvb's, waaronder de zogenaamde vangnetbepaling, waarbinnen de gemeente zo nodig nadere eisen kan stellen met betrekking tot de samenstelling, eigenschappen of hoeveelheid van het geloosde afvalwater in het belang van de bescherming van de riolering, de RWZI en het oppervlaktewater.¹⁴⁾

.....
14) Voor bodemsaneringen is overigens binnen de Wm wat betreft de vangnetbepaling alleen de bescherming van de riolering van belang, omdat de andere twee aspecten binnen de Wvo meegenomen moeten worden.

Overigens vallen alleen die situaties waar sprake is van het reinigen van vrijgekomen grond of grondwater onder het besluit, welke binnen de Wm als inrichting of onderdeel daarvan worden gezien. Bepalend daarvoor is, of de installaties vallen onder het IVB. Grondwaterzuiveringsinstallaties vallen meestal onder het IVB vanwege het aanwezige elektromotorisch vermogen. Hoewel de zuiveringsinstallaties doorgaans tijdelijk zijn, vallen de meeste installaties wel onder het IVB, omdat het reinigingsproces in veel gevallen enige jaren zal duren. Daarnaast kan de omstandigheid dat een zuiveringsinstallatie gedurende een zekere tijd een vaste standplaats heeft of daar met een bepaalde regelmaat wordt opgesteld en daar in werking wordt gebracht, met zich meebrengen dat er sprake is van een inrichting in de zin van de Wm. Eenmalige activiteiten die in een kort tijdsbestek (hooguit enkele maanden) kunnen worden afgerond, zijn geen inrichting. Een vuistregel na hoeveel maanden er sprake is van een inrichting kan in zijn algemeenheid niet worden gegeven. Deze beoordeling is in beginsel voor het bevoegd gezag, waarbij omstandigheden als de tijd die benodigd is voor een vergunningprocedure, de aard en mate van milieubelasting een rol kunnen spelen. Wanneer een bodemsanering geen inrichting is, is er op grond van hoofdstuk 8 van de Wm geen vergunning vereist en gelden ook geen algemene regels waarin alle milieuaspecten zijn geregeld. Voor een lozing op de riolering zou dat tot gevolg hebben dat geen eisen zouden kunnen worden gesteld met betrekking tot de bescherming van het rioleringsstelsel, de doelmatige werking van de RWZI en het oppervlaktewater. Teneinde die leemte op te vullen zijn bepalingen opgenomen in een ander hoofdstuk van de Wm (hoofdstuk 10 Afvalstoffen). Daar is bepaald dat het lozen vanuit niet-inrichtingen op het riool verboden is, afgezien van hemelwater, huishoudelijk afvalwater en afvalwater dat daarmee vergelijkbaar is. Van dit verbod kan, al dan niet onder voorwaarden, ontheffing worden verleend door het college van B&W, zodat het bodemsaneringswater alsnog op de riolering kan worden geloosd.

Wat betreft de relatie tussen de Wm en de Wvo kunnen zich bij lozingen van water dat vrijkomt bij grondwaterreiniging dus verschillende situaties voordoen:

1. De sanering valt zowel onder de Wm- als de Wvo-amvb. In beide besluiten zijn identieke voorschriften opgenomen waar het gaat om de geloosde concentraties. Op grond van de vangnetbepaling kunnen desnoods binnen het Wm-besluit nadere eisen worden gesteld met het oog op de doelmatige werking van de riolering.
2. De sanering is zowel Wm- als Wvo-vergunningplichtig. Dit kan het gevolg zijn van de duur van de lozing of de omvang daarvan, maar ook van de keuze van de lozer om een hogere concentratie van een van de stoffen te willen lozen dan in de besluiten staat aangegeven. De systematiek van beide besluiten biedt de mogelijkheid om de lozing van een dergelijke hogere concentratie binnen een vergunningprocedure te toetsen.
3. De sanering is geen inrichting in de zin van de Wm. Voor het lozen op de riolering is op grond van de Wm een ontheffing vereist. Op grond van de Wvo gelden algemene regels of er is een vergunning vereist.

In § 3.3.1 onder D is reeds besproken dat coördinatie/samenwerking tussen de Wm- en Wvo-bevoegde overheden noodzakelijk is wanneer

een activiteit zowel Wm- als Wvo-vergunningplichtig is. Bij bodemsaneringen is dit vaak het geval. De coördinatie kan het beste plaatsvinden in het stadium van de keuze en het verder uitwerken van de saneringsvariant. In deze fase van een bodemsaneringsproject is nog ruimte om tot een zorgvuldige afstemming tussen bevoegde gezagen en saneerder te komen. Na de afstemming kan het Wm-bevoegd gezag nog altijd afzien van vergunningverlening en verdere coördinatie (voor zover het eigen beleid dit toelaat).

Voorbeelden van aspecten die coördinatie behoeven tussen Wm en Wvo zijn:

- Door het zuiveren van grondwater (Wvo) kan er emissie naar de luchtfase plaatsvinden. De emissierichtlijnen kunnen voorschrijven dat luchtreiniging (Wm) moet plaatsvinden.
- Door het zuiveren van grondwater (Wvo) kan een afvalstroom (onder andere slib) ontstaan. De opslag en afvoer van deze afvalstoffen moet geregeld worden in het kader van de Wm.

3.4.2. Grondwaterwet

De provincies zijn verantwoordelijk voor het grondwaterbeleid. Sinds het begin van de jaren negentig is dat vooral zichtbaar als anti-verdrogingsbeleid. Van verdroging is sprake wanneer een structureel verlaagde stand van het grondwater en/of oppervlaktewater leidt tot nadelige effecten op de natuur. Samen met de milieuthema's verzuring en vermesting wordt verdroging als de belangrijkste bedreiging voor het duurzaam voortbestaan van de vochtige en natte natuur in Nederland gezien.

Verdroging is het gevolg van maatregelen ten behoeve van de ont- en afwatering van landbouwgebieden, de winning van grondwater voor de drink- en industriewatervoorziening en diverse andere activiteiten; landelijk gezien in een verhouding van respectievelijk 60, 30 en 10%. Het verdrogingsbeleid is gericht op een afname van het verdroogde areaal met 25% in 2000 en met 40% in 2010, beide ten opzichte van de situatie in 1985 (ca. 600.000 hectare).

Uit onderzoek is gebleken dat het theoretisch en technisch mogelijk is deze 25%-doelstelling te realiseren. Gezien de omvang van de problemen en de maatregelen is het echter niet waarschijnlijk dat de doelstelling in 2000 is gerealiseerd. Om de 25%-doelstelling te realiseren kan niet worden volstaan met lokale kleinschalige maatregelen binnen de gebieden met bestemming natuur. Er zijn ook maatregelen in de regio aansluitend aan de natuurgebieden nodig. Gebleken is dat specifieke, gebiedsgerichte maatregelen effectiever zijn dan generieke maatregelen, met andere woorden de bestrijding van de verdroging vraagt om maatwerk. In het algemeen worden waterhuishoudkundige maatregelen ten opzichte van het reduceren of realloceren van grondwaterwinningen als veel effectiever gezien. Specifieke plaatselijke omstandigheden kunnen echter tot andere conclusies leiden [lit. 16].

De provincie heeft de Grondwaterwet als instrument om de grondwatervoorraden te beschermen. Volgens deze wet is het verboden om zonder vergunning (te verlenen door Gedeputeerde Staten) grondwater te onttrekken. Kleine onttrekkingen (tot maximaal 10 m³/h) zijn echter vrijgesteld van deze vergunningplicht. Met vergunningen voor grotere onttrekkingen zijn de meeste provincies zeer terughoudend geworden. Deze worden doorgaans alleen verleend bij een hoogwaardige toepassing van het grondwater.

Grondwateronttrekkingen voor bodemsaneringen zijn over het algemeen relatief kleine onttrekkingen van relatief korte duur (maximaal enkele jaren). Zij zullen derhalve slechts een miniem aandeel leveren in de verdrogingsproblematiek. De verwachting is dan ook dat provincies onttrekkingsvergunningen voor grondwatersaneringen, afgezien van zeer specifieke plaatselijke omstandigheden, zonder al te veel voorwaarden zullen verlenen. Bij de aanvraag voor de onttrekkingsvergunning zou echter het nut van herinfiltratie van het grondwater (indien technisch en tegen redelijke kosten mogelijk) onderwerp van gesprek moeten zijn. Een fors aandeel van de grondwatersaneringen valt echter binnen de vrijstellingsgrens van 10 m³/h, zodat de provincie het onderwerp herinfiltratie in die situaties (indien relevant) beter in een vroeger stadium van een saneringsproject aan de orde kan stellen (bij voorkeur voor het kiezen van de uit te werken saneringsvariant).

Op basis van de Grondwaterwet kunnen overigens geen eisen worden gesteld met betrekking tot het terugvoeren van (al dan niet gezuiverd) grondwater, tenminste zolang 'netto' niet méér grondwater wordt teruggevoerd dan was opgepompt.

3.5 Samenvatting relevante beleidsuitgangspunten grondwaterlozingen

In de vorige CIW-nota werd geconstateerd dat in de praktijk de integratie van beleidsuitgangspunten voor bodemsaneringen en grondwaterbehandeling te wensen overlaat [lit. 2]. Dit heeft sterk te maken met het eerder vermelde aspect van verkokering van beleidsvelden (en wetgeving). In deze paragraaf worden de belangrijkste uitgangspunten van de hierboven beschreven beleidskaders nog eens vertaald naar de specifieke situatie van grondwatersaneringen en bronbemalingen. Deze richtlijn zal zoveel mogelijk binnen het hieronder gepresenteerde beleidskader voor grondwaterlozingen dienen te passen.

1. *Grondwatersaneringen zijn nieuwe lozingen en moeten voldoen aan stand der techniek*

Hoewel het meestal om historische verontreinigingsgevallen gaat, zijn lozingen van grondwater afkomstig van bodemsanering op zichzelf altijd nieuwe lozingen. Bij sanering van nieuwe lozingen, zowel op oppervlaktewater als op de riolering, is het uitgangspunt dat aan de stand der techniek wordt voldaan.

2. *Voorzorgsprincipe geldt ook voor grondwaterlozingen*

Voor alle lozingen geldt dat onafhankelijk van de te bereiken milieukwaliteitsnormen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen (voorzorgsprincipe).

3. *Stand der techniek bij grondwatersaneringen betreft veelal BBT*

In veel gevallen bevat het opgepompte grondwater bij saneringen zwartelijststoffen. Dit betekent dat beste bestaande technieken (BBT) dienen te worden toegepast. In gevallen waar geen sprake is van zwartelijststoffen kunnen best uitvoerbare technieken (BUT) worden ingezet.

4. Na toepassing van stand der techniek dient de immisietoets te worden uitgevoerd

Met de beoordeling van de restlozing wordt beoogd bescherming te bieden aan de kwaliteit van het watersysteem. De immisietoets kan vooral bij relatief grote lozingen op kleine wateren leiden tot aanvullende maatregelen boven BUT/BBT. Acute risico's dienen te allen tijde te worden voorkomen.

5. Brongerichte maatregelen zijn niet van toepassing op bestaande grondwatersaneringsgevallen

De Wbb schrijft maatregelen voor ter voorkoming van nieuwe gevallen van bodemverontreiniging. Voor bestaande saneringslocaties is deze brongerichte aanpak niet van toepassing. De verontreiniging is reeds aanwezig in het milieu en vormt juist de aanleiding van de sanering. Lozing van verontreinigd grondwater kan het gevolg zijn van een integraal afgewogen saneringskeuze. Omdat bronaanpak via procesinterne maatregelen niet mogelijk is, komt het zwaartepunt te liggen bij de zuivering (end of pipe).

6. Sanering van grondwater dient kosteneffectief te zijn

Binnen het bodembeleid is dit onderwerp nog niet concreet uitgewerkt. Basisgedachte van het nieuwe functiegerichte bodemsaneren is dat het saneren goedkoper wordt en het economisch rendement toeneemt en dat de sanering van grondwater kosteneffectief moet zijn. Binnen het waterkwaliteitsbeleid is het kosteneffectief saneren van een verontreinigde grondwaterstroom wel getalsmatig uitgewerkt in de vorm van bovengrenzen voor kosten per kilogram verwijderde verontreiniging.

7. Integrale afweging van saneringsmogelijkheden door saneerder en bevoegde gezagen

Een saneerder dient (zeker bij grotere saneringen) zo spoedig mogelijk aan te sturen op overleg met de verschillende bevoegde gezagen. Bij de afweging van maatregelen ter beperking van emissies bij een bodem- of grondwatersanering moet worden gekeken naar het rendement op langere termijn, de effecten op de verschillende milieucompartimenten en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. Betrokkenheid van alle bevoegde gezagen in het voortraject (met name saneringsonderzoek en saneringsplan) van een bodemsaneringsproject zal vaak een voorwaarde zijn om deze integrale afweging succesvol te laten verlopen. Het initiatief ligt bij de saneerder.

Bij een integrale afweging zullen keuzes gemaakt moeten worden. In geval van aanpak van verontreiniging van bodem en/of grondwater zal altijd een milieucompartiment belast worden of blijven. Voor één of meer compartimenten kan de (integraal afgewogen) gekozen saneringsvariant leiden tot een voor die compartimenten suboptimale oplossing.

4 Lozingsvarianten grondwater - algemene milieu-effecten en kosten

Voor de afvoer van (grond)water bestaan theoretisch vier lozingsvarianten, te weten:

- lozing op de riolering (en RWZI);
- lozing op oppervlaktewater;
- lozing in de bodem (herinfiltratie);
- afvoer per as, schip of persleiding naar verwerking elders.

Bij al deze varianten kan het grondwater op locatie eerst worden (voor)gezuiverd alvorens het wordt geloosd. Uit § 3.5. is gebleken dat het uitgangspunt bij een sanering moet zijn dat alle lozingsvarianten dienen te worden bekeken en dat daaruit dan de beste wordt gekozen (integrale afweging). Bij het 'afstrepen' van alternatieven is het vanzelfsprekend om eerst na te gaan of bepaalde alternatieven al min of meer bij voorbaat afvallen op grond van technische, locatiespecifieke kenmerken of kosten. In dit hoofdstuk wordt ingegaan op dit soort algemene overwegingen die voor alle saneringen gelden, ongeacht het debiet en de soort stoffen. Na deze eerste algemene screening kan vervolgens met de overgebleven varianten een verdere (integrale) afweging worden gemaakt.

4.1. Lozing op de riolering

Bij lozing van (verontreinigd) grondwater op het rioleringsstelsel¹⁵⁾ en behandeling in de RWZI dienen de volgende algemene overwegingen in beschouwing te worden genomen:

Aanwezigheid riolering met voldoende capaciteit

Een belangrijke voorwaarde voor het lozen van het grondwater op de riolering is dat deze zich op redelijke (en bereikbare) afstand bevindt van de saneringslocatie. Anders vormen de kosten van het transport van het saneringswater een te groot aandeel in de saneringskosten. De exploitatiekosten van het transport (zoals het leggen en onderhouden van een tijdelijke transportleiding) dienen meegenomen te worden in de kosten van deze lozingsvariant.

Rioleringsstelsels hebben geen onbeperkte capaciteit voor de doorstroming van afvalwater. Het kan blijken dat gezien de diameter van een stelsel het niet mogelijk is om daar een substantieel extra debiet grondwater op te zetten. Het rioolstelsel zal ten gevolge van het vrijkomende grondwater bij een bodemsanering zwaarder worden belast. De overstortfrequentie en -duur nemen hierdoor toe. De hieruit volgende overstortproblematiek staat momenteel sterk in de politieke belangstelling omdat rioolwateroverstorten een risico kunnen vormen voor de dier- en volksgezondheid. De overstort van rioolwater op oppervlaktewater dient dan ook voortvarend te worden aangepakt.

¹⁵⁾ Met lozing op de riolering wordt in dit rapport steeds lozing op het vuilwaterriool (en RWZI) bedoeld. Lozing op het schoonwaterriool valt onder lozing op oppervlaktewater.

In het STOWA-rapport 'Aansluiten van dunwaterbronnen op de riolering en RWZI - Doelmatigheidsonderzoek' [lit. 17] is een inschatting gemaakt van de verhoging van de overstortfrequentie bij een dunwateraanvoer die respectievelijk 20, 50 en 100% van de Droog Weer Aanvoer (DWA) op een RWZI bedraagt (tabel 10).

Tabel 10
Percentage overstortend rioolwater bij toenemende hoeveelheid dun water [lit. 17].

DWA	Lozing	Totaal	Totale duur overstorting	Percentage overstortend rioolwater van aanvoer	Overstortfrequentie
0,2 mm/h	0,00 mm/h	100%	36,0 uur/jaar	0,41%	7,4
0,2 mm/h	0,04 mm/h	120%	37,8 uur/jaar	0,43%	7,7
0,2 mm/h	0,10 mm/h	150%	42,3 uur/jaar	0,48%	8,3
0,2 mm/h	0,20 mm/h	200%	46,7 uur/jaar	0,53%	9,2

De toename van de overstortfrequentie en -duur als gevolg van het vrijkomende grondwater bij bodemsaneringen zal in het algemeen beperkt zijn. Of toch sprake is van een significante toename van overstorten moet blijken uit een locatiespecifieke afweging. Hoe groot de werkelijke toename van de overstortfrequentie is, hangt (uitgaande van een gemengd stelsel) namelijk af van de plaats van de lozing, de capaciteit van het rioolstelsel, de droogweerafvoer (DWA), de berging in het stelsel, de pompovercapaciteit en de eventuele aanwezigheid van een bergbezinkbassin. Een eventueel te verwachten lokale toename van de overstortfrequentie en -duur kan overigens nog beperkt worden door tijdens hevige regenbuien de grondwaterlozing bij bodemsaneringen te staken. Samenvattend, het kan dus incidenteel voorkomen dat de locatiespecifieke situatie de lozingsvariant "lozing op de riolering" bij voorbaat uitsluit op grond van de afstand of vanwege een ontoelaatbare toename van de overstortfrequentie en -duur. Dit laatste dient echter in dat specifieke geval door de beheerder van het rioolstelsel (gemeente) en de waterkwaliteitsbeheerder te worden aangetoond.

Dunwaterproblematiek

Onder deze term wordt het negatieve effect verstaan dat de lozing van nagenoeg schoon water heeft op de werking van de RWZI. Dunwater vermindert de concentratie aan verontreinigingen in het afvalwater met als gevolg een minder efficiënte verwerking van verontreinigingen in de RWZI. De kosten per kg verwijderde verontreiniging nemen toe en het zuiveringsrendement neemt af. De lozing van dunwater veroorzaakt derhalve een *toename van de vracht* aan verontreinigingen die wordt geloosd met het effluent van de RWZI en kan derhalve een significant effect op het ontvangende oppervlaktewater hebben. Zowel bemalingswater als bodemsaneringswater worden door waterkwaliteitsbeheerders als dunwater aangemerkt. Andere dunwaterbronnen zijn niet verontreinigd hemelwater, koelwater en grondwater dat via lekkende rioolstelsels in kwelgebieden bij de RWZI aankomt. Uit interviews is naar voren gekomen dat de waterkwaliteitsbeheerders verschillend omgaan met de acceptatie van dunwaterstromen op de RWZI. Sommige waterschappen accepteren het op de RWZI, anderen proberen elke aansluiting van dunwater zoveel mogelijk te weren [lit. 3].

Hoewel de informatie over dunwater beperkt is, komen Tauw en Iwaco tot de voorzichtige conclusie dat het bodemsaneringswater maar een beperkt deel uitmaakt van de dunwaterstromen op een RWZI. Landelijk gezien bedraagt de aanvoer van bodemsanerings-

water (exclusief bemalingen) circa 5% van het influentdebiet (DWA) van de RWZI's. Voor individuele RWZI's kan de situatie sterk verschillen. Op basis van het landelijke scenario is met het SIMBA-model uitgerekend wat de gevolgen zijn voor het zuiveringsrendement. Het SIMBA-model is in Nederland geaccepteerd als standaard voor de modellering van RWZI's. De modelberekening is uitgevoerd met een voor Nederland representatieve laagbelaste RWZI met denitrificatie/nitrificatie. De belasting van de installatie is 110.000 i.e. met een DWA van 24.000 m³/d. De invloed van een stroom bodemsaneringswater van 50 m³/h (5% van het influentdebiet) is berekend en weergegeven in tabel 11.

Tabel 11
Resultaten SIMBA berekening¹,
vrachten in het influent en het
effluent van de RWZI, inclusief het
verwijderingsrendement [lit. 3].

Parameter	Zonder bodemsaneringswater			Inclusief bodemsaneringswater (+ 50 m ³ /h, CZV = 0 mg/l)		
	Infl.	Effl.	Rend.(%)	Infl.	Effl.	Rend.(%)
Q (m ³ /d)	24000	24000	-	25200	25200	-
CZV (kg/d)	7954	775	90,3	7954	809	89,8
NH ₄ ⁺ -N (kg/d)	1116	58	94,8	1116	60	94,6
PO ₄ ³⁻ -P (kg/d)	154	7	95,5	154	8	94,8
Aantal v.e.	95986	7648	92,0	95986	7965	91,7
Zware metalen (g/d) ²	7732	1725	77,7	7732	1763	77,2
PAK +VOCl (g/d) ²	278,4	22,32	91,98	278,4	22,41	91,95

1 modelberekeningen zijn uitgevoerd op basis van steady-state situatie.

2 berekeningen mede op basis van lit. 17 en 18.

De extra belasting van de zuivering met 5% dunwater heeft slechts een gering effect op de effluentconcentraties van de RWZI. Door het hogere debiet is er wel sprake van een toename van de vrachten die vanuit de RWZI worden geloosd. Als gevolg van de toename van het (effluent)debiet met 50 m³/h ontstaat bijvoorbeeld een extra CZV-emissie van 34 kg/d (een toename van 4-5%). Naast een toename van de CZV-vracht zal er ook sprake zijn van een toename van de emissie van stikstof, fosfaat, zware metalen en microverontreinigingen. De toename van de emissie van zware metalen (2,2%) en PAK + VOCl (0,4%) is enerzijds het gevolg van het toenemende debiet en anderzijds het gevolg van een verminderde adsorptie.

Elke m³ schoon- of dunwater geeft een netto-emissie van verontreinigingen uit een RWZI. Dit maakt de lozing van grondwater op de riolering vanuit milieu-oogpunt niet tot een voor de hand liggende oplossing. De toename van de emissie zal overigens bij een kleine sanering (met een debiet van maximaal 10 à 20 m³/h op een middel-grote RWZI) gering zijn. Veel saneringen blijven onder dit debiet. Toch kunnen er ook bij kleine saneringen dunwaterproblemen ontstaan. Zo kan bij een ver doorgevoerd gescheiden rioelstelsel bij een relatief kleine RWZI het bodemsaneringswater een relatief grote invloed hebben op de doelmatige werking van de RWZI. Ook kan, door het aansluiten van meerdere saneringen op dezelfde RWZI, een onacceptabel negatief effect (verhoogde vracht in effluent) ontstaan. Waar het omslagpunt ligt is niet algemeen vast te leggen, omdat de aanvoer- (andere dunwaterbronnen) en lozingssituatie (ontvangend oppervlaktewater) bij elke RWZI verschillend is.

Samenvattend kan worden gesteld dat de bijdrage van saneringen aan de dunwaterproblematiek bij RWZI's landelijk gezien gering is. In specifieke situaties is de bijdrage aan de problematiek wel groot,

bijvoorbeeld bij een groot saneringsdebiet, lozing op een kleine RWZI of in het geval dat veel saneringen tegelijkertijd zijn aangesloten op de RWZI. Met een SIMBA-berekening kan dit worden aangetoond. Wat in ieder geval voorkomen moet worden, is dat op voorhand lozing op de riolering en RWZI wordt uitgesloten op grond van de dunwaterproblematiek. Hoewel lozing op de riolering niet de meest voor de hand liggende oplossing is vanuit waterkwaliteitsstandpunt, kan het vanuit een integraal standpunt soms toch de beste oplossing blijken.

Kosten transport en behandeling van grondwater in rioleringsstelsel en RWZI

De kosten die de beheerders van rioleringen en RWZI's moeten maken voor het transport en behandeling van grondwater spelen eveneens een rol. Door middel van rioolrecht en verontreinigingsheffing worden deze kosten bij de veroorzaker in rekening gebracht. Uit het Tauw/lwaco-rapport kan worden geconcludeerd dat de kosten die moeten worden betaald aan de gemeenten voor het transport van (verontreinigd) grondwater naar de RWZI zeer sterk kunnen variëren van f 0,00 tot meer dan f 1,25 (€ 0,57) per m^3 . Een hoog tarief per m^3 heeft consequenties voor de totale kosten van een lozingsvariant. Bij de afweging van lozingsvarianten in een praktijksituatie dient derhalve te worden nagegaan wat de lokale tarieven voor het rioolrecht zijn [lit. 3].

In de huidige heffingsformule voor de verontreinigingsheffing bepalen de geloosde vracht CZV en N-kj het aantal in rekening gebrachte vervuilingseenheden (v.e.). In verontreinigd grondwater zitten in het algemeen zo weinig zuurstofbindende stoffen, dat het heffingsbedrag per m^3 erg laag is.¹⁶⁾ Ter illustratie: bij een CZV-concentratie van 10 mg/l in het opgepompte grondwater en een gemiddeld tarief van f 100,- (€ 45,-) per v.e., bedraagt de heffing f 0,02 (€ 0,01) per m^3 . Bij veel lozingen op de riolering wordt alleen het debiet gemeten, terwijl de heffing wordt bepaald met behulp van de afvalwatercoëfficiëntentabel. In de per 1 januari 2001 vastgestelde afvalwatercoëfficiëntentabel is als heffingscoëfficiënt 0,001 v.e. per m^3 grondwater opgenomen (laagste klasse). De heffing bedraagt dan bij het hierboven genoemde gemiddelde tarief ongeveer f 0,10 (€ 0,05) per m^3 . Het is overigens mogelijk dat in de heffingsformule op korte termijn (ook) andere heffingsparameters worden opgenomen, zoals het geloosde volume, waardoor in combinatie met de stijging van het tarief per v.e., het lage heffingstarief de komende jaren (sterk) zal kunnen stijgen. Bij de afweging van lozingsvarianten in een praktijksituatie dient derhalve na te worden gegaan wat de lokale tarieven voor de heffing bij de betreffende waterkwaliteitsbeheerder zijn.

Overigens zijn de hierbovengenoemde heffingskosten per m^3 grondwater niet dekkend voor de bedrijfsvoeringskosten van RWZI's waardoor feitelijk afwenteling van de behandelingskosten naar andere lozers plaatsvindt. Het principe "de vervuiler betaalt" wordt dan in het geval van bodemsaneringen niet volledig gehanteerd. De kosten die gemaakt moeten worden om het grondwater in de RWZI te behandelen en het zuiveringsrendement van de RWZI te handhaven,

16) Ook hier geldt dat er uitzonderingen zijn op de regel: in veenachtige gebieden is gebleken dat het CZV-gehalte in het grondwater kan oplopen tot zelfs enkele honderden mg/l. Ook kan in sommige gevallen een aanzienlijke concentratie aan N-kj worden aangetroffen.

zouden ongeveer f 0,50 (€ 0,23) tot f 1,00 (€ 0,45) per m^3 geloosd grondwater bedragen. Deze kosten zijn gelijk verdeeld over hogere transport- en bedrijfsvoeringskosten en kosten voor investeringen in extra zuiveringstechnische voorzieningen om het rendement te handhaven [lit. 3].

In de praktijk zal zelden worden overgegaan tot het uitbreiden van de RWZI om het rendement te herstellen. De extra kosten van de beheerder zijn dan de som van de verhoging van de kosten voor transport en bedrijfsvoering en de toename van de heffing voor de lozing van de RWZI. De toename van de heffing voor de waterkwaliteitsbeheerder ligt in het hierboven omschreven voorbeeld in tabel 11 (317 v.e. bij 438000 m^3 /jaar) op f 0,07 (€ 0,03) per m^3 bij f 100,- (€ 45,-) per v.e.. De bedrijfsvoeringskosten (met name voor transport en beluchten) moeten hier nog bij worden opgeteld. De totale kosten om het grondwater in de RWZI te behandelen, zijn beduidend hoger dan de heffing die de waterkwaliteitsbeheerder van de saneerder ontvangt. De waterkwaliteitsbeheerder heeft (nog) geen mogelijkheden om de toename van de transport- en bedrijfsvoeringskosten op een RWZI in rekening te brengen. Dit leidt bij deze en vergelijkbare dunwaterstromen tot niet-dekkende vergoedingen. De kosten van de verwerking van het grondwater worden dus voorlopig nog afgewenteld op de waterkwaliteitsbeheerder (en daarmee indirect op alle heffingsplichtigen). Bij de vergelijking van lozingsvarianten dient er rekening mee te worden gehouden dat er afgezien van de directe kosten voor de saneerder er derhalve nog meer 'verborgen' kosten zijn die de balans kunnen doen doorslaan naar een andere variant dan lozing op de riolering.

Afbraak van stofgroepen in de RWZI en invloed op de kwaliteit van het zuiveringsslib

In de voorstudie zijn berekeningen uitgevoerd aan de meest voorkomende (groepen van) stoffen in verontreinigd grondwater [lit. 3]. Daaruit is naar voren gekomen dat:

- BTEX geen nadelige invloed heeft op het slib, als gevolg van een slechte adsorptie en een hoog afbraakrendement.
- VOCI evenmin een nadelige invloed heeft, als gevolg van een slechte adsorptie en een grote mate van vervluchtiging.
- Naftaleen en overige PAK geen nadelige invloed hebben als gevolg van vervluchtiging en een goede afbraak voorzover het de lichtere PAK betreft (max. 3 ringen). Voor de zwaardere PAK kan het slib nadelig worden beïnvloed door adsorptie, omdat de afbraak slechts zeer langzaam verloopt. Indien het slib wordt verbrand heeft dit geen gevolgen. Indien het slib nuttig wordt toegepast zal uit analyses daarvan moeten blijken of kritische concentraties worden overschreden. De bijdrage van de grondwatersaneringsaanpak aan de PAK-concentraties in het actief-slib zijn, zeker na een voorzuivering, gering.
- Voor minerale olie hetzelfde geldt als voor PAK en naftaleen (afbraak bij lichtere soorten, adsorptie bij zwaardere soorten).
- Zware metalen niet (kunnen) worden afgebroken maar grotendeels worden geadsorbeerd aan zwevend stof. Zij kunnen dus een verslechtering betekenen van de slibkwaliteit. Per RWZI kan dat verschillen. De invloed is immers afhankelijk van de aanvoer van zware metalen uit andere bronnen. Uit analyses van het slib zal moeten blijken of deze verslechtering zodanig significant zal

zijn, dat op basis daarvan de lozing moet worden geweigerd.

Effecten tijdens transport door de riolering (vervluchting en afbraak in de lucht)

De in bodemsaneringswater aanwezige stofgroepen BTEX en VOCl zullen in de riolering vervluchtigen. Uit een studie van TNO [lit. 5] blijkt dat de afbraak van BTEX en VOCl in de lucht vrij traag verloopt. De halfwaardetijden voor BTEX bedragen 1-5 dagen en voor VOCl 2-200 dagen. Omdat in rioollucht lagere concentraties aan instabiele hydroxylradicalen aanwezig zijn dan in de buitenlucht, zal de afbraaksnelheid in rioollucht lager zijn. Deze afbraakroute leidt dus niet tot een snelle concentratiedaling ter hoogte van het emissiepunt. Uit het onderzoek is verder naar voren gekomen dat bij grondwatersaneringen met BTEX of VOCl:

- zelden de massastroomtoetsingwaarde uit de Nederlandse Emissie Richtlijn voor een stof bij een grondwatersanering zal worden overschreden;
- zelden sprake zijn van niet-acceptabele blootstelling bij het emissiepunt;
- zelden sprake zal zijn van overschrijding van de LEL (Lowest Explosion Levels) in het riool omdat de bijdrage van BTEX over het algemeen miniem zal zijn. Daarnaast zijn vrijwel alle VOCl-verbindingen onbrandbaar;
- mogelijk geurproblemen kunnen optreden, met name bij benzeen en ethylbenzeen (laagste geurdrempels).

Indicatieve lozingseisen bij lozing op de riolering

In de vorige CIW-nota waren de indicatieve lozingseisen gebaseerd op de stand der techniek van beschikbare voorzuiveringsmethoden. Hierbij was geen onderscheid gemaakt voor de normstelling op groot ontvangend oppervlaktewater of lozing op de riolering. De basisinspanning die door de saneerder moest worden geleverd, was in beide situaties gelijk [lit. 2].

Uit onderzoek [lit. 3] is gebleken dat voorzuivering bij lozing op de riolering niet altijd een positief milieu-effect heeft, maar wel leidt tot beduidend hogere kosten. Bij dit onderzoek zijn de luchtemissies vanuit de riolering echter niet beschouwd. Wanneer de saneerder kan aantonen dat de lozing van het grondwater via de riolering op de RWZI kan worden beschouwd als stand der techniek, kunnen (soms veel) hogere concentraties in het te lozen grondwater worden toegestaan.

De CIW-subwerkgroep heeft voor lozing op de riolering geen nieuwe lijst "ruimere" indicatieve lozingseisen op kunnen stellen omdat er een te grote variatie is in sanerings- en rioleringssituaties:

- Zo zal bij een transportafstand van meer dan 1500 m namelijk vrijwel geen BTEX meer aankomen bij een RWZI [lit. 3]. De lengte van de riolering is dus belangrijk.
- Benzeen heeft een lage geurdrempel waardoor gemakkelijk geurproblemen kunnen ontstaan. Bovendien valt benzeen volgens de Nederlandse Emissie Richtlijn (NER) in de categorie carcinogenen zonder drempelwaarde. Voor deze categorie stoffen (waartoe ook bijvoorbeeld de VOCl's 1,2-dichloorethaan en vinylchloride vallen) geldt de zogenaamde minimalisatieverplichting. Dit houdt in dat binnen acceptabele grenzen blijvend moet worden gestreefd naar nulmissie.

In een aantal situaties zal het dus zo zijn dat beperkingen moeten

worden gesteld aan de maximale concentraties aan te lozen stoffen op de riolering om andere dan waterkwaliteitseisen. Voor wat betreft BTEX, VOCl en minerale olie zal dat zich met name voordoen indien sprake is van:

- diffuse emissie naar de lucht vanuit de riolering, welke door een voorzuivering redelijkerwijs kan worden voorkomen;
- mogelijke geurproblemen;
- het ontstaan van ontoelaatbare hoge concentraties aan vluchtige stoffen in de leefomgeving.

Voor wat betreft PAK en zware metalen is het niet mogelijk om een indicatie te geven van situaties waarin in ieder geval beperkingen moeten worden gesteld aan de maximale concentratie.

Vanuit oogpunt van de bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI is er in veel gevallen geen bezwaar tegen ruimere lozingseisen voor lozing op de riolering. Met het oog op de diffuse emissie uit de riolering, dient echter door het Wm-bevoegd gezag een nadere beschouwing van deze ruimere lozingseisen plaats te vinden. Hiervoor zou zo nodig een systematiek kunnen worden ontwikkeld, bijvoorbeeld in het kader van de NER. Overigens is ook dan het uitgangspunt dat onnodige emissie redelijkerwijs dient te worden voorkomen.

De verwachting is, dat wat lozen op de riolering betreft zonder meer lozingen kunnen worden toegestaan die voldoen aan de indicatieve lozingseisen voor groot ontvangend oppervlaktewater. Bij die concentraties zijn geen geurproblemen te verwachten en ontstaan ook geen ontoelaatbaar hoge concentraties aan vluchtige stoffen in de leefomgeving. Om binnen deze indicatieve lozingseisen te kunnen lozen moet als regel door de saneerders een zuiveringsinstallatie op locatie (voorzuivering) worden geplaatst. In sommige gevallen, met name voor biologisch afbreekbare stofgroepen (minerale olie, BTEX, naftaleen en overige PAK), kunnen door de waterkwaliteitsbeheerder beduidend hogere lozingseisen worden geformuleerd. De voorzuivering kan dan waar het gaat om bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI (soms gedeeltelijk) achterwege blijven. Dit dient echter locatiespecifiek te worden bekeken en in overleg tussen de waterkwaliteitsbeheerder, de gemeente en de saneerder te worden vastgesteld. De indicatieve lozingseisen voor groot ontvangend oppervlaktewater blijven het 'startpunt' bij lozing op de riolering, waarvan gemotiveerd kan worden afgeweken.

Samenvattend kan worden gesteld dat bij lozing van grondwater op de riolering rekening moet worden gehouden met de overstortfrequentie, de dunwaterproblematiek, de effecten en kosten tijdens het transport door de riolering en de effecten en kosten van behandeling in een RWZI. Met name als gevolg van de dunwaterproblematiek, wordt lozing van bodemsaneringswater op de riolering niet als een voor de hand liggende oplossing gezien. Vanuit een integraal standpunt kan het echter soms toch de beste (of in sommige situaties zelfs de enige) oplossing blijken. Voorkomen moet dan ook worden dat lozing van bodemsaneringswater op de riolering op voorhand wordt geweigerd.

Bij toepassing van een voorzuivering dienen maximaal technieken (of lozingseisen) te worden toegepast die ook geschikt zijn bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater. In sommige gevallen, vooral

bij biologisch afbreekbare stofgroepen, kunnen door de waterkwaliteitsbeheerder beduidend hogere lozingseisen worden geformuleerd. De voorzuivering kan dan waar het gaat om bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI (soms gedeeltelijk) achterwege blijven. Of het (gedeeltelijk) achterwege blijven van de voorzuivering aanvaardbaar is in het licht van andere milieuaspecten, zoals diffuse emissie naar de lucht, wordt niet in kader van de Wvo, maar in kader van de Wm getoetst.

4.2 Lozing op oppervlaktewater

Bij lozing van (verontreinigd) grondwater op het oppervlaktewater dienen de volgende aspecten in beschouwing te worden genomen:

Aanwezigheid van geschikt ontvangend oppervlaktewater

Een belangrijke voorwaarde voor het lozen van het grondwater op oppervlaktewater is dat het oppervlaktewater (of een schoonwater-riool dat rechtstreeks loost op oppervlaktewater) zich op redelijke afstand bevindt van de saneringslocatie. De afstand is van belang omdat de exploitatiekosten van het transport van het saneringswater (leggen en onderhouden van een tijdelijke transportleiding) meegenomen dienen te worden in de totale exploitatiekosten van deze lozingsvariant. Verder geldt dat een groter ontvangend oppervlaktewater veelal meer geschikt is voor het lozen van bodemsaneringswater dan een kleiner ontvangend oppervlaktewater. Dit aspect wordt in de al eerder besproken immissietoets meegenomen. Tot slot dient de functie van het ontvangende oppervlaktewater in beschouwing te worden genomen.

Of het oppervlaktewater daadwerkelijk geschikt is, kan pas worden beoordeeld als er een duidelijk beeld is van de restlozing. Met behulp van de immissietoets kan dan worden bepaald of de restlozing acceptabel is. Indien dit het geval is, kan de lozing worden toegestaan. Zo niet, dan zijn aanvullende maatregelen (verder saneren) noodzakelijk. Als verder saneren niet mogelijk is, is het ontvangende oppervlaktewater niet geschikt.

Sanering volgens Stand der Techniek

Bij lozing op oppervlaktewater dient een nieuwe lozing onmiddellijk gesaneerd te zijn volgens de stand der techniek. In principe is een heel scala van technieken mogelijk om de verschillende verontreinigingen uit het grondwater te verwijderen. Uit de studie van Tauw/Iwaco blijkt dat bij de gekozen uitgangspunten strippen (al dan niet met wateractieve koolfiltratie) één van de meest geschikte technieken is om BTEX en VOCl te verwijderen. Voor naftaleen en overige PAK en minerale olie is dat een biorotor (al dan niet met wateractieve koolfiltratie) en voor de zware metalen is een Precipitatie-Coagulatie-Flocculatie (al dan niet met een ionenwisselaar) de meest geschikte techniek [lit. 3].

Kosten behandeling grondwater in zuiveringsinstallatie en lozing op oppervlaktewater

De kosten per verwijderde kilogram en per behandelde kubieke meter zijn afhankelijk van een aantal factoren. De drie belangrijkste factoren zijn de concentratie aan verontreinigingen in het influent, de minimaal geëiste effluentconcentratie en het te behandelen debiet (zie § 2.5.1). Daarom dient in elke situatie een kostenanalyse

gemaakt te worden om te beoordelen of de verwijderingstechniek in die specifieke situatie onder BUT/BBT valt.

In de huidige heffingsformule voor de verontreinigingsheffing bepalen de geloosde vracht CZV en N-kj het aantal in rekening gebrachte vervuilingseenheden (v.e.). In het (voorgezuiverde) grondwater zitten in het algemeen zo weinig zuurstofbindende stoffen, dat het heffingsbedrag per m³ erg laag is.¹⁷⁾ Ter illustratie: bij een CZV-concentratie van 10 mg/l in het opgepompte grondwater en een gemiddeld tarief van f 100,- (€ 45,-) per v.e., bedraagt de heffing ruim f 0,02 (€ 0,01) per m³.

Indicatieve lozingseisen voor lozing op oppervlaktewater

Veel waterkwaliteitsbeheerders schrijven geen end-of-pipe-technieken voor, maar hebben een lijstje met indicatieve lozingseisen ontwikkeld waaraan het effluent van een bodemsanering moet voldoen. Het werken met deze indicatieve lozingseisen heeft veelal tot gevolg dat geen locatiespecifieke afwegingen worden gemaakt: indicatief wordt vaak prescriptief. Opvallend is ook dat deze indicatieve lozingseisen in de loop der jaren niet zozeer meer zijn gebaseerd op de stand der techniek, maar dat door de waterkwaliteitsbeheerders (met name voor kleine oppervlaktewateren) de indicatieve lozingseisen uit de CIW-richtlijn van 1989 scherp naar beneden zijn bijgesteld. De kosten per kilogram verwijderde verontreiniging liggen daarom bij veel grondwatersaneringen vaak beduidend hoger dan de kosteneffectiviteitsdrempels die door CIW in de vorige richtlijn waren vastgesteld. De verklaring hiervoor is dat de waterkwaliteitsbeheerders hebben geprobeerd in de indicatieve lozingseisen de immissietoets mee te nemen. Met name op klein ontvangende oppervlaktewateren kan de volgens stand der techniek gereinigde grondwaterlozing een significante verslechtering opleveren van de waterkwaliteit.¹⁸⁾

Hierdoor wordt op dit ogenblik terecht door veel waterkwaliteitsbeheerders bij directe lozingen op oppervlaktewater veelal niet alleen stand der techniek (SDT) geëist, maar stand der techniek inclusief aanvullende maatregelen (SDT+) om een significante verslechtering van de waterkwaliteit te voorkomen.

Op grond van het bovenstaande kunnen twee typen indicatieve lozingsnormen worden afgeleid. In de eerste plaats kan een indicatieve norm worden afgeleid die gebaseerd is op de stand der techniek (zonder aanvullende maatregelen). Hiervoor kunnen grotendeels de gegevens uit 1989 worden gebruikt (inclusief ervaringen van de laatste jaren met grondwaterzuiveringstechnieken). Bij deze indicatieve normering zal de saneerder grotendeels binnen de kosteneffectiviteitsdrempels blijven die in 1989 zijn afgesproken. Voor kleine ontvangende oppervlaktewateren zijn aanvullende maatregelen nodig (die dus niet binnen SDT maar wel binnen SDT+ vallen). Dit betekent dat voor de lozing op klein ontvangend oppervlaktewater hogere kosten moeten worden gemaakt die buiten de stand der

17) Ook hier geldt dat er uitzonderingen zijn op de regel: in veenachtige gebieden is gebleken dat het CZV-gehalte in het grondwater kan oplopen tot zelfs enkele honderden mg/l. Ook kan in sommige gevallen een aanzienlijke concentratie aan N-kj worden aangetroffen.

18) Een definitie van klein en groot ontvangend oppervlaktewater is moeilijk te geven. Het belangrijkste verschil is de verdunningsfactor. In klein ontvangend oppervlaktewater treedt niet/nauwelijks verdunning op (verdunningsfactor = 0), in tegenstelling tot groot ontvangend oppervlaktewater (verdunningsfactor > 100). Met behulp van de immissietoets (spreadsheet) is het mogelijk, mits een aantal kerngegevens bekend is, een concentratie van een bepaalde stof in het oppervlaktewater te berekenen.

techniek vallen. Deze hogere kosten zijn te rechtvaardigen omdat anders een significante verslechtering van de waterkwaliteit optreedt (immissietoets). Dit houdt in dat de indicatieve lozingsnorm minder stringent mag worden, naarmate het ontvangende oppervlaktewater groter is. Voor de duidelijkheid wordt hier nogmaals benadrukt dat dit alleen geldt voor het traject SDT - SDT+. Immers, SDT moet altijd worden toegepast.

De aanvullende maatregelen boven de stand der techniek en de hiermee gepaard gaande kostenstijging betekenen overigens ook dat deze lozingsvariant bij klein(er) ontvangend oppervlaktewater minder aantrekkelijk is voor een saneerder, omdat de kosten die voor de sanering moeten worden gemaakt veelal buiten de kosten-effectiviteitsdrempels uit de richtlijn van 1989 vallen.

In tabel 12 zijn de nieuwe indicatieve lozingseisen voor oppervlaktewater weergegeven. Vervolgens wordt hieronder per stofgroep een toelichting gegeven hoe de nieuwe indicatieve lozingseisen tot stand zijn gekomen.

BTEX

In de vorige CIW-richtlijn was voor de som BTEX een indicatieve lozingseis van 100 µg/l opgenomen. Deze lozingseis was geheel gebaseerd op de stand der techniek. Uit ervaringen met projecten na 1989 bleken de toegepaste technieken (met name strippen) zo goed dat de indicatieve norm gemakkelijk kon worden gehalveerd (50 µg/l). Bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater zal de toepassing van deze norm zelden leiden tot een significante verslechtering van de waterkwaliteit. Dit moet echter bij elke saneringslocatie opnieuw worden geverifieerd met de immissietoets. Voor klein ontvangend oppervlaktewater is deze norm, zoals ook door veel waterschappen is geconstateerd, te hoog. Met behulp van nog verdergaande grondwater-zuiveringstechnieken kan de concentratie in het effluent tot VR-niveau of mogelijk nog iets lager worden gebracht. Lozing op klein ontvangend oppervlaktewater zal dan ook, mits een goede en vergaande zuiveringstechniek wordt toegepast, zelden een probleem zijn. Van belang is dat hier wordt vastgesteld dat deze verdergaande technieken niet als stand der techniek mogen worden beschouwd (vanwege de hoge kosten per kilogram verwijderde verontreiniging) maar als aanvullende maatregel om te voldoen aan de uitgangspunten van de immissietoets. Als indicatieve lozingsnorm voor klein ontvangend oppervlaktewater kan derhalve het VR-niveau van de individuele componenten worden aangehouden. Een alternatief is om de som-BTEX vast te leggen, gebaseerd op de individuele componenten die in het specifieke saneringsgeval deel uitmaken van BTEX.

VOCI

In de vorige CIW-richtlijn waren twee indicatieve lozingsnormen afgeleid op basis van de stand der techniek. Voor de som alifatische chloorkoolwaterstoffen was deze 20 µg/l en voor de som aromatische koolwaterstoffen eveneens 20 µg/l. Deze normen zijn nog steeds zeer bruikbaar voor toepassing op groot ontvangend oppervlaktewater. Slechts incidenteel zal een aanvullende techniek nodig zijn om te voorkomen dat de waterkwaliteit significant verslechtert. Voor klein ontvangend oppervlaktewater zijn deze indicatieve lozingseisen niet bruikbaar. Met behulp van goede en verdergaande grondwater-zuiveringstechnieken kan de concentratie in het effluent tot onder

Verontreiniging	CIW SDT 2002 (g.o.o)	CIW SDT+ 2002 (k.o.o)	VR
BTEX-som	50	2-17	--
- Benzeen	--	2	2
- Tolueen	--	7	7
- Ethylbenzeen	--	4	4
- Xyleen	--	4	4
VOCl-som alifatisch	20	3-20	
- tetrachlooretheen	--	3	3
- trichlooretheen	--	20	24
- 1,2-dichlooretheen	--	20	61
- 1,1,1 trichloorethaan	--	20	21
- vinylchloride	--	8	8
VOCl-som aromatisch	20	1-11	
- monochloorbenzeen	--	7	7
- dichloorbenzenen (ind)	--	3	3
- trichloorbenzenen	--	1	0,7
Minerale olie	500	50	50
Naftaleen	0,1	0,01	0,01
Overige PAK	--	--	--
- anthraceen	--	--	0,0008
- fenantreen	--	--	0,003
- fluorantheen	--	--	0,005
- benzo(a)anthraceen	--	--	0,0003
- chryseen	--	--	0,009
- benzo(k)fluorantheen	--	--	0,002
- benzo(a)pyreen	--	--	0,002
- benzo(ghi)peryleen	--	--	0,005
- indenopyreen	--	--	0,004
Zware metalen	--	--	--
- Cadmium (Cd)	4	0,4	0,4
- Kwik (Hg)	1	0,1	0,07
- Koper (Cu)	11	1,1	1,1
- Nikkel (Ni)	41	4,1	4,1
- Lood (Pb)	53	5,3	5,3
- Zink (Zn)	120	12	12
- Chroom (Cr)	24	2,4	2,4

De hier gepresenteerde lozingsnormen mogen niet zonder meer worden gebruikt bij het opstellen van Wvo-vergunningen. Deze lozingsnormen geven globaal aan bij welke lozingsconcentraties geen significante verslechtering van de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater zal optreden. Dan wordt voldaan aan de immisietoets voor nieuwe lozingen. Voor naftaleen (inclusief overige PAK) en de zware metalen leidt dit in tabel 12 tot (zeer) stringente indicatieve lozingsnormen. Deze normen zullen met de nu bestaande grondwaterzuiveringstechnieken veelal niet haalbaar zijn. Hiermee wordt aangegeven dat lozing op oppervlaktewater voor deze stofgroepen een minder voor de hand liggende oplossing is. Wanneer een sanering plaatsvindt op een locatie waar afvoer van het grondwater naar oppervlaktewater toch de meest geschikte (of enige) lozingsoptie is, dient de waterkwaliteitsbeheerder als uitgangspunt te gebruiken dat in ieder geval Stand der Techniek met eventueel nog mogelijke aanvullende maatregelen (SDT+) wordt toegepast. Wanneer de concentratie in het effluent van deze grondwaterzuiveringstechniek na verdunning voldoet aan het MTR-niveau in het ontvangende oppervlaktewater dan kan de waterkwaliteitsbeheerder de lozing met een beduidend hogere concentratie aan bijvoorbeeld zware metalen toestaan. Er vindt weliswaar een significante verslechtering van de waterkwaliteit plaats, maar de risico's voor het aquatisch milieu blijven beperkt.

het VR-niveau gebracht worden. Lozing op klein ontvangend oppervlaktewater zal dan ook, mits een verdergaande zuiveringstechniek wordt toegepast, zelden een probleem zijn. Als indicatieve lozingsnormen kan het laagste VR-niveau van één van de individuele componenten worden aangehouden. Een alternatief is om som-VOCl vast te leggen, gebaseerd op de individuele componenten die in het specifieke saneringsgeval deel uitmaken van de VOCl. De maximumwaarde voor de som-VOCl voor klein ontvangend oppervlaktewater ligt op 20 µg/l (het in de vorige CIW-nota afgesproken stand der techniek niveau voor groot ontvangend oppervlaktewater).

Minerale olie

In de vorige CIW-richtlijn was voor minerale olie een indicatieve lozingsnorm opgenomen van 6000-20000 µg/l. Deze ruime lozingsnorm is op zich vreemd te noemen omdat minerale olie en benzine monocyclische aromatische koolwaterstoffen bevatten en dieselolie daarnaast naftaleen (polycyclische koolwaterstof).¹⁹⁾ Voor deze stofgroepen gelden veel stringenter indicatieve lozingsnormen.

De verklaring van de ruime lozingsnorm moet worden gezocht in het feit dat in de vorige CIW-richtlijn vooral open bemalingen zijn geïnventariseerd, waarbij hoge concentraties aan minerale olie in het grondwater werden aangetroffen (> 20 mg/l). Bij open bemalingen worden grond en grondwater, door mechanische bewerkingen bij de ontgraving, intensief met elkaar in contact gebracht en gemengd. Dit levert een hoge uitwisseling op, waarbij olie van de vaste fase wordt gewassen en in het grondwater terecht komt. Bij de meeste grondwatersaneringen wordt het water opgepompt via deepwells. Hierbij wordt het grondwater via een zandpakket onttrokken hetgeen altijd leidt tot hechting van een deel van de oliecomponenten aan de vaste fase en dus lagere concentraties in de waterfase (tot enkele mg/l). In feite is er dus sprake van twee typen saneringssituaties. Voor minerale olie is (nog) geen streefwaarde voor het oppervlaktewater vastgesteld. De AMK-norm bedraagt 50 µg/l en de vastgestelde streefwaarde voor grondwater heeft dezelfde waarde. Daarom is hier de streefwaarde voor oppervlaktewater ook op 50 µg/l gesteld. Bij lage influentconcentraties in grond- en grondwater is het mogelijk om met de inzet van zeer vergaande technieken (waterzijdige actieve koolfiltratie) te komen tot gehalten in de buurt van de streefwaarde. Het voorstel is dan ook om voor klein ontvangend oppervlaktewater de indicatieve lozingsnorm te stellen op 50 µg/l. Hierbij moet worden opgemerkt dat deze lage effluentwaarde veelal alleen bereikt kan worden met kostbare technieken (waterzijdige actieve koolfiltratie) en dat de daarbij gemaakte kosten, ca. f 500,- (€ 227,-) tot f 1500,- (€ 681,-) per kg verwijderde verontreiniging ruim buiten de kosteneffectiviteitsdrempels van 1989 vallen [lit. 3]. Overigens wijken de kosteneffectiviteitsdrempels uit 1989 voor minerale olie wel heel erg sterk af van de andere stofgroepen, terwijl in minerale olie ook vaak BTEX en naftaleen aanwezig kunnen zijn. Het is daarom beter om voor minerale olie dezelfde kosteneffectiviteitsdrempels te hanteren als voor BTEX en naftaleen. Voor groot ontvangend oppervlaktewater is het niet noodzakelijk dat de streefwaarde al bereikt wordt in het effluent van de waterzuivering omdat nog een forse verdunning plaatsvindt. Om toch te voldoen aan het stand-still-beginsel mag op groot ontvangend oppervlaktewater (verdunningsfactor 100) indicatief maximaal 10 x het VR (of de achtergrondconcentratie) worden geloosd. Dit betekent dat voor groot ontvangend oppervlaktewater de indicatieve lozingsnorm ongeveer 500 µg/l mag bedragen. Hierdoor is het soms mogelijk om goedkopere technieken toe te passen, waarbij de kosten eerder binnen de kosteneffectiviteitsdrempels vallen.

Naftaleen en overige PAK

In de vorige CIW-richtlijn was op basis van de stand der techniek

.....
19) Overigens is na het verschijnen van de vorige CIW-nota in 1989 de analysemethode ter bepaling van minerale olie in water veranderd. Bij de nieuwe methode (NVN 6678) vindt extractie plaats met petroleumether en kwantificering met gaschromatografie. Als gevolg hiervan worden aromatische verbindingen, die met de oude methode wel werden meegerekend bij de minerale olieanalyse, niet meer geanalyseerd.

voor naftaleen en voor de overige PAK een indicatieve lozingsnorm vastgesteld van 40 µg/l respectievelijk 50 µg/l. Anno 2002 blijkt het in de meeste gevallen mogelijk om lagere effluentwaarden te halen. Het is echter niet mogelijk om tot het VR-niveau van deze verbindingen te zuiveren, zelfs niet met toepassing van zeer goede en geavanceerde zuiveringstechnieken.

Naftaleen kan veelal tot het MTR-niveau (1 µg/l) of zelfs nog wat lager (0,1 µg/l) worden gezuiverd. Voor de overige PAK is het MTR-niveau (0,03-0,9 µg/l) niet haalbaar.

Het opstellen van een indicatieve lozingseis voor naftaleen en overige PAK is op grond van het bovenstaande problematisch. Het blijkt immers niet mogelijk in de buurt van het VR-niveau te komen. Dit geldt het sterkst voor de overige PAK. De lozing op oppervlaktewater zal daarom niet of zelden (bij naftaleen) voldoen aan alle toetsingscriteria van de immissietoets. De waterkwaliteitsbeheerder moet terdege afwegen of hij de lozing van naftaleen en overige PAK in het beheersgebied zal toestaan.

Voor naftaleen worden indicatieve lozingseisen van 0,01 µg/l en 0,1 µg/l voorgesteld voor respectievelijk klein en groot ontvangend oppervlaktewater. Deze concentraties kunnen in veel gevallen technisch niet of alleen met zeer hoge kosten per kg verwijderde verontreiniging worden gehaald. Een indicatieve lozingseis voor de overige PAK is niet te geven. De MTR-niveaus variëren sterk en worden in de meeste gevallen ook met zeer goede zuiveringstechnieken niet gehaald. Wanneer bekend is welke PAK aanwezig zijn kan een indicatieve lozingseis worden opgesteld door de waterkwaliteitsbeheerder, aan de hand van de VR-niveaus. In de praktijk zal het echter niet of zelden mogelijk blijken om deze lozingseisen te halen.

Op basis van het bovenstaande kan worden geconcludeerd dat lozing op oppervlaktewater voor naftaleen en zeker voor overige PAK een niet voor de hand liggende optie is. Wanneer een sanering plaatsvindt op een locatie waar wel oppervlaktewater aanwezig is maar geen mogelijkheden voor herinfiltratie en eveneens geen riolering, dan dient de waterkwaliteitsbeheerder als uitgangspunt te gebruiken dat in ieder geval Stand der Techniek met aanvullende maatregelen (SDT+) wordt toegepast. Wanneer de lozing na verdunning voldoet aan het MTR-niveau in het oppervlaktewater zal de waterkwaliteitsbeheerder de lozing toe kunnen staan. Er vindt dan weliswaar een significante verslechtering van de waterkwaliteit plaats, maar de risico's voor het aquatisch milieu blijven beperkt.

Metalen

Van belang is om eerst op te merken dat bij de afleiding van de MTR- en VR-niveaus voor zware metalen rekening is gehouden met het feit dat deze stoffen van nature in het milieu voorkomen. De normen voor metalen zijn daarom opgebouwd uit een natuurlijke achtergrondgehalte en een risicogrens. Als natuurlijk achtergrondgehalte is gekozen voor de bovengrens van in relatief onbelaste gebieden aangetroffen concentraties. Het hanteren van een vast getal als achtergrondgehalte doet geen recht aan de van nature voorkomende variatie in gehalten. Zo is het mogelijk dat van nature overschrijding van die waarden plaatsvindt. Dit wordt niet als normoverschrijding beschouwd. In die situaties vervangt het locale natuurlijke gehalte de norm [lit. 13].

In de vorige CIW-richtlijn waren op basis van de stand der techniek voor de zware metalen verschillende indicatieve lozingseisen afgeleid, namelijk 4 µg/l (Hg), 20 µg/l (Cd) en 500 µg/l (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). Deze

golden voor groot ontvangend oppervlaktewater. De immissietoets bestond indertijd nog niet, waardoor de lozing toch kon leiden tot een significante verslechtering van de waterkwaliteit. Anno 2002 blijkt het veelal nog steeds niet mogelijk om tot het VR-niveau te zuiveren, zelfs niet met toepassing van zeer goede zuiveringstechnieken. Een aantal zware metalen kan zelfs niet tot het MTR-niveau worden gezuiverd. De lozing van zware metalen op klein ontvangend oppervlaktewater zal daarom meestal niet kunnen voldoen aan alle criteria van de immissietoets, tenzij er sprake is van een hoge natuurlijke achtergrondconcentratie. De in tabel 12 opgenomen indicatieve lozingsnormen voor klein ontvangend oppervlaktewater zijn gesteld op VR-niveau (immissietoets) en dus in de praktijk veelal niet haalbaar. Een individuele beoordeling door de vergunningverlener moet dan leiden tot een zo laag mogelijke, maar wel reële lozingseis. In ieder geval mag, rekening houdend met verdunning, het MTR-niveau in het ontvangende oppervlaktewater niet worden overschreden. Er vindt dan weliswaar een significante verslechtering van de waterkwaliteit plaats, maar de risico's voor het aquatische milieu blijven toelaatbaar.

Bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater is het niet noodzakelijk dat de streefwaarde al wordt bereikt in de lozing zelf omdat nog verdunning plaatsvindt. Om toch te voldoen aan het stand-still-beginsel mag op groot ontvangend oppervlaktewater (verdunningsfactor >100) indicatief 10 x het VR (of de achtergrondconcentratie) worden geloosd. Ook deze eisen zijn niet altijd haalbaar. Een individuele beoordeling door de vergunningverlener moet dan leiden tot een zo laag mogelijke, maar wel reële lozingseis. In ieder geval mag het MTR-niveau in het ontvangende oppervlaktewater niet worden overschreden. Uitgangspunt blijft in beide situaties dat Stand der Techniek met aanvullende maatregelen (SDT+) wordt toegepast.

Samenvattend, de hierboven opgestelde indicatieve lozingseisen voor lozing op oppervlaktewater zijn met opzet zo stringent mogelijk opgesteld. Hierdoor ontstaat duidelijkheid over de mogelijkheden die oppervlaktewater biedt om voorgezuiverd verontreinigd grondwater te ontvangen, zonder dat de uitgangspunten van de immissietoets worden overschreden. Een waterkwaliteitsbeheerder kan deze indicatieve lozingseisen minder stringent toepassen. Geconstateerd wordt dat zeker bij lozing van zware metalen en naftaleen en overige PAK de stringente eisen onmiddellijk leiden tot knelpunten bij grondwatersaneringen waarbij lozing op oppervlaktewater de enige optie is. In dat soort situaties dient de waterkwaliteitsbeheerder te beseffen dat uitvoering van de sanering alleen mogelijk wordt wanneer de beheerder een tijdelijke (gedurende de saneringsperiode) significante verslechtering van de waterkwaliteit accepteert. Natuurlijk dienen tijdens die periode de eventuele milieurisico's als gevolg van de tijdelijke overschrijding zo gering mogelijk en acceptabel te zijn. Zo lang het MTR van de betreffende stof in het ontvangende oppervlaktewater niet wordt overschreden, is dat ook het geval.

4.3 Lozing in de bodem (herinfiltratie)

Vaststellen mogelijke noodzaak tot herinfiltratie

Het toenemend gebruik van ondergrondse waterreserves kan leiden tot verdroging van de bodem, maaiveldzettingen en problemen met

de lozing van dunwater. Bij bodemsaneringsactiviteiten wordt het retourneren van onttrokken grondwater dan ook steeds vaker als eis opgenomen in de vergunning in het kader van de Grondwaterwet. Wanneer een grondwateronttrekking in een verdrogingsgevoelig gebied ligt, dient de optie van herinfiltratie zeker te worden onderzocht. Verdroging is een milieu-aspect dat in verschillende delen van het land aan de orde is. Het relevant zijn van dit aspect zal met name moeten blijken uit specifiek provinciaal beleid voor het betreffende gebied. Er kan niet worden volstaan met een algemene opmerking dat grondwateronttrekkingen bijdragen aan de verdroging.

Vaststellen "technische" mogelijkheden herinfiltratie

Locatiespecifieke omstandigheden vormen een belangrijke factor bij de beoordeling of herinfiltratie mogelijk is. Hierbij moet vooral gedacht worden aan de bodemgesteldheid. Zo laten klei-pakketten slecht water door en zullen niet geschikt zijn voor herinfiltratie. Zowel bij het onttrekken als bij het retourneren van water kunnen de systemen na verloop van tijd verstopt raken, waardoor regeneratie noodzakelijk wordt. Daardoor kan de effectiviteit van een installatie geleidelijk aan verminderen. Verstopping van de putten wordt veroorzaakt door een accumulatie van materiaal in of rond de put waardoor de stroming van het water wordt belemmerd. Accumulatie van materiaal kan plaatsvinden door:

1. accumulatie van (minerale) deeltjes afkomstig uit de bodem;
2. vorming van fysisch-chemische of minerale neerslagen;
3. vorming van biologisch-chemische neerslagen of slijm (biomassa);
4. accumulatie van gassen.

Het spreekt vanzelf dat een combinatie van processen, bijvoorbeeld de vorming van een bacterieslijm dat deeltjes afvangt, resulteert in een snellere verstopping dan de processen afzonderlijk. Bij de toepassing van een gecombineerd onttrekkings- en retourstelsel bij bodemsaneringen spelen nog enkele aspecten een rol die een nadelige werking op het stelsel kunnen hebben:

- bodemsaneringen worden uitgevoerd ter plaatse van een verontreiniging, waar de omstandigheden voor onttrekking en retourneren vaak niet ideaal zijn voor herinfiltratie, zoals bij de onttrekking van grondwater voor de (drink)watervoorziening meestal wel het geval is;
- door de niet ideale omstandigheden voor grondwaterstroming zal het grondwater met behulp van vele kleine putten moeten worden onttrokken en weer geretourneerd. Dit maakt het stelsel gecompliceerd en kwetsbaar;
- bij bodemsanering wordt het onttrokken grondwater in het algemeen behandeld door een grondwaterzuiveringsinstallatie voor het wordt geretourneerd. De zuivering is meestal niet gericht op het voorkomen van verstopping van de filters of andere problemen met de infiltratie. Niet altijd wordt daarbij een effluentkwaliteit bereikt die het probleemloos retourneren mogelijk maakt. Door het zuiveren kunnen allerlei evenwichten in het grondwater worden verstoord waardoor juist neerslagen (en verstoppingen) ontstaan. Ook andere componenten dan de verontreinigingen (bijvoorbeeld ijzer) kunnen hierbij problemen veroorzaken en verdienen de nodige aandacht.

Voldoen aan de lozingeisen voor herinfiltratie

Bij herinfiltratie in de bodem worden in de praktijk zeer scherpe kwaliteitseisen gehanteerd voor grondwater dat wordt geretourneerd in de bodem. Veelal wordt gesteld dat het te retourneren grondwater na zuivering moet voldoen aan de streefwaarden voor grondwater. Deze zijn voor de genoemde stofgroepen veelal gelijk aan het VR (zie ook tabel 12). Overigens geldt dit niet in situaties waarin sanering van grondwater geen doel op zich is en herinfiltratie in hetzelfde watervoerend pakket plaatsvindt (zie § 3.2.2) en er sprake is van

een gesloten systeem. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn bij bronbemalingen in een verontreinigd gebied.

Kosten herinfiltratie

De kosten van herinfiltratie liggen gemiddeld zo'n 30% hoger dan bij lozing op oppervlaktewater [lit. 3]. Dit heeft twee oorzaken. In de eerste plaats moet bij herinfiltratie tot het VR-niveau (streefwaarde) worden gezuiverd om grondwater te mogen retourneren. Dit betekent dat de zuiveringskosten hoger zijn dan bij lozing op groot ontvangend oppervlaktewater of de riolering. In de tweede plaats dient bij herinfiltratie nog een voorziening te worden aangebracht om het water te retourneren in de bodem. Deze voorziening zal in veel gevallen bestaan uit een retourleiding en enkele infiltratieputten. De druk die op de putten benodigd is, kan worden geleverd door de pompen van de zuiveringsinstallatie. De investering van de infiltratievoorziening zal sterker op de exploitatiekosten (€/m³) drukken naarmate het debiet geringer is en de doorlooptijd van de sanering korter.

4.4 Overige lozingsvarianten

In theorie kan verontreinigd grondwater op de saneringslocatie worden opgevangen en vervolgens worden getransporteerd naar een verwerkingslocatie (meestal een RWZI). Omdat het bij grondwatersaneringen veelal gaat om grote hoeveelheden grondwater en relatief lage concentraties aan verontreiniging is deze variant milieuhygiënisch en kostentechnisch vrijwel nooit interessant. Deze optie wordt dan ook niet uitgewerkt en in deze richtlijn verder buiten beschouwing gelaten.

Door bij saneringen en andere onvermijdbare bemalingen vrijkomend grondwater opnieuw te gebruiken als koel- en proceswater kan worden bespaard op het industriële gebruik van kwalitatief hoogwaardig (drink-)water. Hoewel dit geen aparte lozingsvariant is (het water zal immers indirect via riolering/RWZI of direct op oppervlaktewater worden geloosd), moet deze preventie-optie (veel) vaker meegenomen worden bij het opstellen en beoordelen van saneringsplannen. In de praktijk blijkt het hergebruik toch vaak moeilijk realiseerbaar. Eventuele knelpunten die ontstaan door variaties in de hoeveelheid en de kwaliteit van het water zouden kunnen worden uitgebufferd door een zogenaamde waterbank waarin verschillende waterafnemers en leveranciers participeren.

5 Integraal afwegingsmodel voor lozingsvarianten

5.1 Integrale afwegingsmethoden

In hoofdstuk 3 is reeds naar voren gekomen dat de waterkwaliteitsbeheerder bij de afweging van maatregelen ter beperking van emissies dient te kijken naar het rendement op langere termijn, de effecten op andere milieucompartimenten dan water en de effecten op het duurzame gebruik van grondstoffen. In het verleden werd door waterkwaliteitsbeheerders vaak alleen rekening gehouden met wateraspecten. Omdat ook andere aspecten een belangrijke rol spelen (energie, afval, luchtmissies, etc.) wordt tegenwoordig een veel bredere milieubeoordeling van een maatregel noodzakelijk geacht. Hierdoor kan probleemafwenteling naar andere milieucompartimenten worden voorkomen.

Voor het uitvoeren van milieubeoordelingen is de afgelopen jaren een aantal methoden/modellen beschikbaar gekomen. Deze integrale afwegingsmethoden hebben gemeenschappelijk dat de relevante milieu- en (soms) kostenaspecten van een product of proces zo objectief mogelijk in kaart worden gebracht. Desondanks bevatten deze methoden een aantal normatieve elementen. Dit is een onvermijdelijk gevolg van de noodzaak tot reductie van de informatie zodat uiteindelijk de milieubeoordeling kan worden uitgevoerd. Het is niet nodig om de normatieve elementen te vermijden. Hun mogelijke invloed op het eindresultaat dient wel inzichtelijk en bespreekbaar te worden gemaakt. Integrale afwegingsmethoden zijn daarom zogenaamde beslissingsondersteunende systemen. Zij geven geen absoluut antwoord, maar geven op een overzichtelijke manier de relevante milieu-informatie weer die de beslisser (saneerder/overheid) kan meenemen in zijn eindoordeel.

In dit hoofdstuk zal verder ingegaan worden op een specifieke integrale afwegingsmethode die is ontwikkeld voor het vergelijken van bodemsaneringsvarianten, de zogenaamde Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten (RMK) methode. De RMK-methode is ontwikkeld als multi-criteria analyse voor het tegen elkaar afwegen van saneringsvarianten voor bodemsaneringen op basis van verschillende factoren. Het doel van RMK is een beoordelingskader te bieden van 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 [lit. 19].

De CIW-subwerkgroep heeft aan de adviesbureaus Iwaco en Tauw gevraagd of de RMK-methodiek een geschikte methode is om lozingsvarianten voor bodemsaneringswater te vergelijken. Met een paar kanttekeningen, waarop in § 5.2 nader zal worden ingegaan, bleek dit inderdaad het geval te zijn. Daarna hebben Iwaco en Tauw voor de meest voorkomende categorieën verontreinigingen (BTEX, VOCl, minerale olie, naftaleen en overige PAK en zware metalen)

cases uitgewerkt waarin de milieuverdiensten en kosten van verschillende lozingsroutes zijn bepaald [lit. 3]. Het doel van deze cases was om meer inzicht te krijgen in de voor- en nadelen van een bepaalde lozingsvariant, waardoor ook duidelijk wordt door welke factoren een definitieve integrale keuze van een lozingsvariant wordt bepaald. Deze cases worden besproken in § 5.3.

5.2 De RMK-methode

Het huidige RMK-model is uitgewerkt in een spreadsheetprogramma. In dit programma worden de verschillende berekeningen benodigd voor een RMK-beoordeling uitgevoerd. De invoer van het RMK-model is gebaseerd op de gegevens uit een saneringsonderzoek. De invoergegevens voor de berekeningen bestaan uit:

- verontreinigingen;
- concentraties;
- effluentconcentratie;
- benodigde ruimte en tijdsduur;
- geproduceerde afvalhoeveelheid;
- opgenomen vermogen gedurende de zuivering;
- luchtmissies als gevolg van de gebruikte energie;
- lozingslocatie.

Er wordt (op basis van een aantal onderliggende factoren) aan de saneringsvarianten een score toegekend voor Risicoreductie (R), Milieuverdiensite (M) en Kosten (K). Bij de RMK-analyse wordt voor de R, de M en de K een vergelijking gemaakt tussen de varianten. Er wordt echter geen koppeling gemaakt tussen R, M en K onderling. De gebruiker moet op basis van de uitkomsten uiteindelijk zelf de keuze maken. Wat belangrijk is, is dat de RMK-methodiek alleen een relatieve afweging maakt. De verschillende varianten worden ten opzichte van elkaar in beeld gebracht. Er wordt geen absoluut oordeel gegeven over een saneringsvariant. Hieronder zal kort worden ingegaan op R, M en K.

5.2.1 Risicoreductie (R)

Wanneer bij een sanering verontreiniging wordt weggehaald, daalt het risico van blootstelling of verspreiding. Meer verontreiniging verwijderen bij een sanering betekent derhalve meer risicoreductie. Een objectief getal daaraan geven is niet mogelijk, maar er kunnen wel verhoudingsgetallen worden gehanteerd. Voor stoffen die meer toxisch zijn, zullen die getallen (bij eenzelfde vracht en concentratie) hoger zijn en omgekeerd lager bij minder toxische stoffen. Een groep deskundigen heeft op basis van kennis en ervaring relatieve waarderingsfactoren gegeven aan de risicoreductie bij bodemsaneringen. Bij een immobiele verontreiniging onder een gebouw heeft de systematiek dus tot gevolg dat R zeer klein of zelfs nul is, al wordt veel verontreiniging weggehaald. In de aanvang is de blootstelling reeds zeer klein en die neemt door de sanering niet af. De absolute hoogte van de getallen zegt niet zoveel, maar het maakt wel een relatieve vergelijking mogelijk tussen saneringsprojecten onderling (welke bodemsaneringsvariant geeft de grootste risicoreductie).

Voor deze nieuwe CIW-richtlijn, waarbij gekeken wordt naar verschil-

lende lozingsvarianten bij bodemsaneringen is de bepaling van de R niet zinvol. De risicoreductie (voor de bodem) is bij de verschillende lozingsvarianten van het opgepompte bodemsaneringswater gelijk. Overigens moet het fixeren van de R-factor niet als een vaste keuze worden gezien in het afwegingsproces voor het vaststellen van de optimale saneringsvariant. Vanuit het oogpunt van een *integrale benadering* is dit ongewenst. Door de R-factor te fixeren kan een situatie ontstaan waarbij bijvoorbeeld hoge kosten moeten worden gemaakt, terwijl bij een iets andere R-factor die kosten veel lager zouden kunnen uitvallen. Om die reden is al eerder gezegd dat een overleg tussen alle betrokkenen van groot belang is voor een optimale keuze.

5.2.2 Milieuverdiensite (M)

De score voor milieuverdiensite wordt onder andere bepaald door de factoren energieverbruik, luchtmissies, oppervlaktewatermissies, finaal afval en ruimtegebruik. Door na te gaan hoe een saneringsvariant op deze factoren scoort ten opzichte van de andere varianten en door aan de verschillende factoren een wegingsfactor mee te geven, wordt de uiteindelijke score bepaald. Over de hoogte van de toe te passen weegfactoren is na uitgebreide discussie consensus bereikt tussen bodemsaneringsdeskundigen. Daarom wordt voor deze richtlijn aangesloten bij de bestaande RMK-methodiek en zijn geen aanpassingen in de te hanteren weegfactoren doorgevoerd.

De milieuverdiensite geeft een integraal beeld van de (negatieve en positieve) effecten op het milieu ten gevolge van de saneringsoperatie. Het uitgangspunt is dat de negatieve gevolgen voor het milieu zo klein mogelijk moeten zijn en dat de grondstofvoorraden zo veel mogelijk beschikbaar moeten zijn voor toekomstige generaties. Om alle aspecten bij elkaar op te kunnen tellen tot één eindscore wordt gebruik gemaakt van een normalisatiefactor en een weegfactor. De normalisatiefactor is een referentiescore, waarbij de uitkomst wordt gerelateerd aan een zogenaamd 'gemiddeld' bodemsaneringsgeval. De weegfactor geeft aan hoe belangrijk het aspect is. De weegfactoren zijn ontwikkeld op basis van interviews met verscheidene deskundigen over de prioriteit die zij aan de verschillende aspecten toekennen.

Er zijn zeven parameters relevant als invoerparameters voor de milieuverdiensiteberekeningen van verschillende lozingsvarianten: tijdsduur sanering, lozingsdebiet, influentconcentratie, effluentconcentratie, energieverbruik, ruimtebeslag en finaal afval. Op basis van deze zeven invoerparameters kan voor de verschillende lozingsvarianten de invloed op de volgende factoren berekend:

Positieve factoren:

1. schone grond door sanering;
2. schoon grondwater door sanering;
3. voorkomen verontreiniging grondwater.

Negatieve factoren:

- | | |
|----------------------------|-----------------------------|
| 1. verlies aan grond; | 5. oppervlaktewatermissies; |
| 2. verlies aan grondwater; | 6. finaal afval; |
| 3. energieverbruik; | 7. ruimtebeslag. |
| 4. luchtmissies; | |

Door het effect van die scores bij elkaar op te tellen ontstaat een totaalscore voor een lozingsvariant. De resultaten van de M-berekeningen worden weergegeven per kubieke meter saneringswater.

Bij de M-berekeningen kunnen de volgende kanttekeningen worden geplaatst [lit. 3]:

- Uit de discussie over de dunwaterproblematiek is naar voren gekomen dat de lozing op het riool een extra emissie vanuit de RWZI naar het oppervlaktewater tot gevolg heeft van CZV, stikstof, fosfaat en microverontreinigingen. De M-berekening houdt hier in eerste instantie geen rekening mee. Uit discussie met deskundigen (RIZA) is naar voren gekomen dat aan de extra emissie van zware metalen het zwaarste gewicht moet worden toegekend (op basis van de geloosde vracht en de milieu-bezwaarlijkheid). Daarom is besloten om in de later uit te werken cases geen rekening te houden met de extra emissie van CZV, stikstof, fosfaat en organische microverontreinigingen. Het effect van de extra emissie uit de RWZI wordt berekend aan de hand van de toegenomen emissie van zware metalen. De zware metalen die worden geloosd, liggen waarschijnlijk boven het VR en leveren daarmee een negatieve bijdrage aan de milieuverdienste van deze lozingsvariant.
- Eén van de factoren in de RMK-berekening is het verlies aan grondwater. Of deze factor van belang is, hangt sterk af van de lokale situatie. In gebieden waar de verdrogingsproblematiek en grondwaterstandsverlaging een belangrijke rol spelen, is dit een belangrijke factor. In poldergebied is het verlies aan grondwater echter niet relevant. In de cases is er van uitgegaan dat het verlies aan grondwater bij de saneringslocatie een factor is die moet worden meegenomen.
- De factor 'luchtemissies' zoals deze wordt gehanteerd in de uitkomsten van de RMK-berekeningen heeft alleen betrekking op de emissies veroorzaakt door het gebruik van energie. Emissies van verontreinigingen vanuit de (voor)zuiveringsinstallaties en vanuit de riolering worden hier niet meegenomen. De diffuse emissie uit de grondwaterzuiveringsinstallaties kan worden verwaarloosd omdat de zuiveringen in de cases, waar relevant, uitgerust zijn met een luchtbehandeling. De diffuse emissie vanuit de riolering is in het geval van lozing op de riolering zonder voorzuivering niet zonder meer te verwaarlozen. Dit moet worden getoetst door het Wm-bevoegd gezag.
- Uit de resultaten van de cases komt naar voren dat infiltratie in de bodem een hoge milieuverdienste heeft. Dat hangt samen met de keuze dat de factor "verlies aan grondwater" meegewogen wordt en omdat er bij infiltratie in de bodem geen sprake meer is van emissie naar het oppervlaktewater. Deze uitkomsten gaan voorbij aan de technische (on-)mogelijkheden om het water inderdaad in de bodem te infiltreren. Een korte inventarisatie onder specialisten op dit gebied leert dat ongeveer 50% van de projecten die op theoretische gronden geschikt zijn geacht voor infiltratie dermate grote problemen ondervinden dat een hernieuwde afweging niet tot retourbemaling zou leiden.
- Opvallend is dat de post ruimtebeslag een relatief grote factor is. Dit kan worden verklaard uit de ontstaansgeschiedenis van de RMK-methodiek. Bij het aanbrengen van weegfactoren tussen de verschillende onderdelen is experts gevraagd een factorverdeling

aan te geven. Hierbij is een behoorlijke spreiding in de factoren aangetroffen. De beleving bij de factor "ruimtebeslag" is bij de afweging tussen verschillende saneringsvarianten natuurlijk ook anders. Indien grond niet gesaneerd wordt, rusten forse gebruiksbependingen op de grond. Voor de grondwatersaneringen is in de cases gesteld dat een hoeveelheid grond slechts een gegarandeerde beperkte periode niet beschikbaar is. Na afloop van de grondwatersanering komt de grond onbezwaard weer beschikbaar.

5.2.3 Kosten (K)

De letter 'K' staat voor kosten. Bij de sanering van 'vaste grond' zijn die kosten redelijk evenredig aan de hoeveelheid verontreinigde grond, omdat de totale kosten van de sanering grotendeels worden beheerst door de verwerkingskosten van die grond. Bij grondwatersaneringen is het kostenaspect meer complex. Dit komt omdat bij (voor)zuiveringen ter plaatse vaak hoge (eenmalige) kosten worden gemaakt voor het plaatsen van de installatie, en vervolgens veel lagere doorloopkosten tijdens de sanering. Vooral bij kortdurende saneringen en bij saneringen met een laag debiet zullen de eenmalige kosten sterk doorwerken als de saneringskosten worden berekend per kubieke meter grondwater. Overigens worden door aannemers ook grondwaterzuiveringsinstallaties verhuurd. Dit is met name aantrekkelijk bij kortlopende saneringen.

Het vaststellen van K gaat via bureau studies waarbij ervaringscijfers van vorige saneringen worden gebruikt. Er wordt een investeringsbegroting opgesteld en een inventarisatie gemaakt van de verdere exploitatiekosten (hulpstoffen, energie, onderhoud, bediening, etc.). Vervolgens worden de jaarkosten (exploitatiekosten inclusief de kapitaalslasten) van de installatie berekend. De kosten voor verschillende lozingsvarianten worden eveneens uitgedrukt per m³ saneringswater.

5.3 Interpretatie van RMK-resultaten: uitkomsten standaardsituaties

Het moeilijkste deel van de RMK-operatie is het interpreteren van de resultaten en het maken van een keuze. In het kader van deze CIW-richtlijn kan dat in zoverre vereenvoudigd worden dat de Risicoreductie vastligt. Het gaat immers om het vergelijken van verschillende lozingsvarianten, waarbij de reductie van het blootstellingsrisico als gevolg van het verwijderen van de verontreiniging uit de bodem gelijk is. De keuze voor de optimale variant wordt daarom bepaald door de milieuverdiensite en de kosten. Daarbij zijn verschillende uitkomsten denkbaar. In het meest ideale geval is de variant met de grootste milieuverdiensite ook de goedkoopste variant. Aan de andere kant zijn situaties denkbaar waarbij de variant met de grootste milieuverdiensite ook de duurste variant is. In de praktijk zullen de meeste saneringsvarianten daar ergens tussenin zitten. Een goede hantering komt er op neer dat steeds van twee of drie varianten onderling wordt gezien hoe de verschillen liggen. Indien van deze twee of drie varianten onderling de milieuverdiensite weinig verschilt maar de kosten sterk uiteenlopen, dan is het redelijk dat wordt gekozen voor de variant met de laagste kosten.

De CIW-subwerkgroep heeft Tauw en Iwaco gevraagd om met

behulp van de RMK-methodiek een aantal standaardsituaties door te rekenen. Veel grondwatersaneringen die in de praktijk voorkomen, zullen sterk lijken op deze standaardsituaties. Op deze manier kan voor de keuze van een bepaalde lozingsvariant worden aangesloten bij de conclusies van die standaardsituatie. Het is dan niet noodzakelijk om de rekenexercitie met het RMK-model uit te voeren, hetgeen een grote tijdsbesparing oplevert.

Uit de beschrijving van de standaard-situaties blijkt dat *noch het debiet noch de concentratie aan verontreiniging van grote invloed zijn op de milieuverdiensite van een lozingsvariant*. Gevolg daarvan is dat veel situaties in de praktijk kunnen worden aangemerkt als een standaardsituatie. Het RMK-model hoeft in een standaardsituatie niet te worden doorgerekend. Dat is wel nodig als bijvoorbeeld:

- het een stof betreft die niet in de standaardsituaties is beschreven;
- de lokale saneringssituatie sterk afwijkt van de standaard-situaties, bijvoorbeeld veel kortere of veel langere doorlooptijd;
- de betreffende RWZI sterk afwijkt van de gemiddelde RWZI waarvan is uitgegaan.

5.3.1 Situatiebeschrijving cases

In de cases is uitgegaan van een bodemsaneringssituatie waarvoor gedurende een half jaar grondwater (50 m³/h) moet worden opgepompt met daarin een van de volgende categorieën verontreinigingen: BTEX (1000 µg/l), VOCI (1000 µg/l), naftaleen en overige PAK (300 µg/l), zware metalen (1750 µg/l) of minerale olie (2000 µg/l). De saneringslocatie is gelegen op 5 km van een RWZI. Deze heeft een influentdebiet van 1000 m³/h. Er is ruim ontvangend oppervlaktewater in de directe omgeving. De locatie ligt in een gebied dat gevoelig is voor verdroging. Bij de uitwerking van de cases worden beschreven:

- de effecten die optreden tijdens transport van de saneringlocatie naar de RWZI;
- de effecten die optreden tijdens verwerking in een RWZI;
- de systeemkeuze, dimensionering en kostenraming van verschillende mogelijke (voor)zuiverings-technieken per lozingsvariant;
- de kosten uitgedrukt in €/m³ grondwater van de goedkoopste of enige geschikte voorzuiveringstechniek per lozingsvariant, uitgewerkt bij een debiet van 50 m³/h, 20 m³/h en 5 m³/h;
- de milieuverdiensite genormeerd per m³ grondwater, berekend voor de goedkoopste zuiveringstechniek per lozingsroute bij een debiet van 50 m³/h, 20 m³/h en 5 m³/h.

5.3.2 Uitwerking cases

Hieronder volgt een korte uitwerking van de cases aan de hand van de bovengenoemde punten, waarbij de resultaten staan samengevat in tabel 13. Voor elke categorie verontreiniging wordt per lozingsvariant de geselecteerde techniek, de milieuverdiensite en de kosten

Tabel 13
 Samenvatting van de resultaten van de uitgewerkte cases [lit. 3].

Categorie	Lozing op riool zonder voorzuivering ¹	Lozing op riool met voorzuivering ¹	Lozing op oppervlaktewater	Herinfiltratie
BTEX				
-Techniek	N.v.t.	Strippen	Strippen+koolfiltratie	Strippen+koolfiltratie
-Milieuverdienste	1,48	1,40	2,05	2,82
-Kosten (€/m ³)	0,00 (0,27)	0,14-0,60 (0,41-0,87)	0,29-0,98	0,39-1,22
VOCI				
-Techniek	N.v.t.	Strippen	Strippen+koolfiltratie	Strippen+koolfiltratie
-Milieuverdienste	77,18	77,09	78,24	78,21
-Kosten (€/m ³)	0,00 (0,27)	0,19-0,68 (0,46-0,95)	0,36-1,08	0,43-1,41
PAK & naftaleen				
-Techniek	N.v.t.	Biorotor	Zand- +koolfiltratie	Zand- +koolfiltratie
-Milieuverdienste	-1,13	-1,18	-1,48	0,22
-Kosten (€/m ³)	0,00 (0,27)	0,19-0,77 (0,46-1,04)	0,28-1,10	0,42-1,60
Minerale olie				
-Techniek	N.v.t.	N.v.t.	Biorotor	Biorotor+koolfiltratie
-Milieuverdienste	-0,80	-0,80	0,28	0,53
-Kosten (€/m ³)	0,00 (0,27)	0,00 (0,27)	0,28-1,10	0,39-1,47
Zware metalen				
-Techniek	N.v.t.	PCF ²	PCF+ionenwisselaar	PCF+ionenwisselaar
-Milieuverdienste	0,25	0,37	0,98	1,80
-Kosten (€/m ³)	0,00 (0,27)	0,24-0,91 (0,51-1,18)	0,54-1,76	0,59-1,96

1 Tussen haakjes staan de kosten inclusief een fictief rioolrecht van € 0,27/m³ (f 0,60/m³).

2 PCF: Precipitatie-Coagulatie-Flocculatie.

bij een debiet van respectievelijk 50 en 5 m³/h aangegeven.

Effecten tijdens transport

Tijdens transport spelen met name vervluchtiging en adsorptie een rol. De vluchtige categorieën verontreinigingen (met name BTEX en VOCI) zullen, wanneer een sanering op grote(re) afstand van de RWZI plaatsvindt, de RWZI voor het belangrijkste deel niet bereiken. De overige categorieën verontreinigingen (naftaleen en overige PAK, zware metalen en minerale olie) zullen voor een belangrijk deel geadsorbeerd aan het zwevend stof voorkomen. Deze verontreinigingen bereiken de RWZI in opgeloste vorm dan wel geadsorbeerd aan zwevend stof. Over het algemeen zal slechts een miniem deel direct worden geëmitteerd naar oppervlaktewater als gevolg van overstorten. Bij overstorten zullen echter ook andere stoffen in hoge(re) concentraties vrijkomen.

Effecten in de RWZI

Bij verwerking in de RWZI is sprake van zowel vervluchtiging, adsorptie, als biologische afbraak. BTEX zal in een RWZI met een hoog rendement (circa 99%) worden verwijderd. Het overgrote deel van die verwijdering is toe te schrijven aan biologische afbraak. VOCI zal met een rendement van ruim 90% worden verwijderd, waarbij het grootste deel is toe te wijzen aan vervluchtiging. Ook PAK en naftaleen worden in de biologische zuivering met een hoog rendement verwijderd. Voor de lagere PAK wordt de verwijdering voornamelijk toegeschreven aan biologische afbraak, voor de hogere PAK speelt ook adsorptie een rol. Bij de verwijdering van zware metalen en minerale olie speelt adsorptie een dominante rol.

Bij minerale olie zal naast de adsorptie aan het actief-slib van de RWZI ook een aanzienlijke biologische afbraak kunnen plaatsvinden.

Systeemkeuze en kostenraming van voorzuiveringstechnieken per lozingsvariant

De keuze van de voorzuiveringstechniek wordt sterk bepaald door de eisen die aan de effluentkwaliteit worden gesteld. In de huidige bodemsaneringspraktijk zijn de effluenteisen voor herinfiltratie zeer streng, voor oppervlaktewater wat minder streng en voor het riool het minst streng.

Voor BTEX en VOCl blijkt strippen (met nabehandeling van de lucht) bij alle lozingsroutes waar een voorzuiveringstechniek noodzakelijk is de goedkoopste oplossing. Bij lozing op oppervlaktewater en bij herinfiltratie dient de techniek uitgebreid te worden met (water)-actieve koolfiltratie om aan de indicatieve lozingseisen te kunnen voldoen.

Voor PAK en naftaleen is de biorotor de meest geschikte techniek voor lozing op de riolering. Bij lozing op oppervlaktewater en bij herinfiltratie dient wateractieve koolfiltratie (inclusief zandfiltratie) te worden toegepast om aan de lozingseisen te kunnen voldoen.

Voor minerale olie is bij lozing op het riool bij de genoemde concentratie geen zuiveringstechniek nodig. Bij lozing op oppervlaktewater wordt een biorotorsysteem gebruikt, bij herinfiltratie is behalve het biorotorsysteem ook een (water)actieve koolfilter nodig.

Zware metalen kunnen bij alle lozingsroutes het best worden verwijderd middels precipitatie-coagulatie-flocculatie (PCF). Bij lozing op het riool volstaat deze techniek, bij lozing op oppervlaktewater en bij herinfiltratie is ook een nageschakelde ionenwisselaar noodzakelijk.

Kosten van geselecteerde technieken per lozingsvariant

Uit de kostenberekeningen van de verschillende technieken per lozingsvariant blijkt het volgende:

- De kosten van de zuiveringstechniek hangen sterk samen met de lozingseisen die bij een lozingsroute worden gesteld. Wanneer geen rekening wordt gehouden met rioolrecht, dan is ongezuiverd lozen op het riool de goedkoopste lozingsvariant. Daarna komt voorgezuiverd lozen op het riool, gevolgd door lozing op oppervlaktewater en ten slotte herinfiltratie.
- Het rioolrecht heeft bij sommige grondwatersaneringen een significante invloed op de totale kosten van een lozingsroute. Als gevolg van het rioolrecht kan voorgezuiverde lozing op het riool duurder zijn dan lozing op oppervlaktewater of herinfiltratie, met name bij hoge debieten.
- Bij afname van het grondwaterdebiet stijgen de kosten per m³ grondwater bij voorgezuiverde lozing op het riool, op het oppervlaktewater of in de bodem sterk. Hieruit blijkt dat de vaste kosten (huur installatie of afschrijving en rente) een belangrijke kostenpost zijn.

Milieuverdienste-index van geselecteerde technieken per lozingsvariant

De berekening van de milieuverdienste-index uit de RMK-methodiek wordt niet beïnvloed door het debiet. Dit hangt samen met de opzet van deze multicriteria-analyse waarin de milieuverdienste is genormeerd per m³ grondwater. Onder de gedane aannames in de cases en in de RMK-methodiek kan worden geconcludeerd dat uit oogpunt van milieuverdienste herinfiltratie bij BTEX, PAK en naftaleen, minerale olie en zware metalen de beste lozingsroute is. Herinfiltratie scoort

hoog op het aspect milieuverdienste omdat bij die lozingsvariant geen sprake is van verlies aan grondwater en emissies naar oppervlaktewater. Daarbij dient nadrukkelijk te worden vermeld dat in de uitgewerkte cases verdroging als belangrijk onderwerp is beschouwd en in de index is meegenomen. In de praktijk kan het dus zijn dat in andere gebieden deze factor minder zwaar weegt en herinfiltratie lager scoort op dit aspect.

Voor BTEX, minerale olie en zware metalen blijkt de volgorde in de score van de milieuverdienste-index van de lozingsvarianten als volgt te zijn: herinfiltratie, lozing op oppervlaktewater en lozing op het riool. Bij PAK en naftaleen scoort lozing op oppervlaktewater beduidend slechter dan de andere varianten. Bij VOCl is de milieuverdienste-index van de verschillende lozingsvarianten niet onderscheidend. Bij alle stofgroepen behalve de zware metalen blijkt dat lozen met voorzuivering op het riool op basis van de uitgevoerde berekeningen van de milieuverdienste-index geen interessante optie is. Wanneer luchtmissies vanuit de riolering buiten beschouwing worden gelaten, scoort lozing op het riool met voorzuivering bij BTEX, VOCl en naftaleen en overige PAK slechter dan lozing op het riool zonder voorzuivering. Hoe de score zou zijn wanneer wel met luchtmissies vanuit de riolering rekening zou worden gehouden is niet bekend.

Integrale afweging van kosten- en milieuverdienste per lozingsvariant
In het ideale geval zal naar voren komen dat de goedkoopste optie ook de optie is met de hoogste milieuverdienste. Dit blijkt echter bij de cases niet het geval te zijn. Zo heeft herinfiltratie bij BTEX, PAK en naftaleen, minerale olie en zware metalen de hoogste milieuverdienste-index, maar is tevens ook de duurste oplossing. Er zal derhalve een keuze moeten worden gemaakt tussen de goedkoopste lozingsvariant en de lozingsvariant met de hoogste milieuverdienste. Daarbij dient zorgvuldig naar de gevoeligheid van de weegfactoren gekeken te worden. Is een bepaald aspect, zoals verlies aan grondwater of ruimtebeslag niet of vrijwel niet relevant in het onderhavige saneringsgeval dan moet de uitkomst nader worden bekeken. Ook zal het bevoegd gezag in sommige situaties moeten afwegen wat extra milieuverdienste financieel waard mag zijn. De studie van Tauw/Iwaco doet daarover geen uitspraak [lit.3]. In hoofdstuk 6 is een beslisschema opgenomen dat de belangrijkste knelpunten in de afweging van de keuze tussen 2 of 3 lozingsvarianten laat zien. Tevens wordt een handreiking gegeven hoe het bevoegd gezag in overleg met de saneerder tot een optimale keuze kan komen. Overigens blijkt uit het beslisschema dat in veel gevallen de saneringssituatie niet zo complex is en dat op relatief eenvoudige wijze een keuze gemaakt kan worden tussen lozingsvarianten.

Uiteraard zullen er praktijksituaties blijven die vragen oproepen. Als bij een vergelijking tussen twee lozingsvarianten blijkt dat bij de ene variant zowel de milieuverdienste als de kosten hoger zijn (beide in dezelfde relatieve mate), dan blijft de keuze moeilijk. In dergelijke gevallen verdient het aanbeveling om de beslissing voor te leggen aan deskundigen ter zake, die goed zijn ingevoerd in de materie zoals bijvoorbeeld de Stichting Kennisontwikkeling en Kennistransfer Bodem (SKB) of het Steunpunt Emissies van het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA).

6 Beslisschema en handreiking integrale afweging lozingsvarianten

Als grondwater vrijkomt, dienen afwegingen gemaakt te worden die uiteindelijk leiden tot de keuze voor één integraal afgewogen lozingsvariant. Bij dit afwegingsproces moet een groot aantal vragen beantwoord worden. Dit kan het best in een zo vroeg mogelijk stadium in breed verband worden gedaan door alle betrokken partijen (lozer, uitvoerder, bevoegde gezagen). Een gezamenlijke uitvoering van dit afwegingsproces tussen de betrokken partijen zal het draagvlak voor de uitkomsten sterk vergroten en tevens leiden tot een meer integrale oplossing.

6.1 Beslisschema integrale afweging

Het integrale afwegingsproces moet leiden tot een bredere milieubeoordeling van grondwatersaneringsmaatregelen in combinatie met lozingsvarianten. Alleen op deze manier is het mogelijk om probleemafwenteling naar andere milieucompartimenten bij grondwatersaneringen te voorkomen. Als basis voor het integrale afwegingsproces, weergegeven in een beslisschema (bijlage 5), is gekozen voor de zogenaamde eliminatiemethodiek. Hierbij blijven realistische varianten zo lang mogelijk in beschouwing en vallen onrealistische varianten zo snel mogelijk af. Uitgangspunt bij het beslisschema is dat het vrijkomen van (sanerings)water bij de bodemsanering niet meer te voorkomen is. Bevoegde gezagen hebben in het voortraject van de sanering (met name saneringsonderzoek en saneringsplan) afgesproken dat een andere saneringswijze (bijvoorbeeld in situ technieken, nat afgraven) van een bodemsaneringsproject niet tot de meest gewenste saneringsvariant zal leiden.

Het eliminatie- en afwegingsproces verloopt in drie stappen:

1. Inventariseer de grondwatersaneringssituatie en alle mogelijke lozingsvarianten.
2. Elimineer middels een 'quick scan' lozingsvarianten die (technisch) onmogelijk zijn of anderszins (kosten) minder realistisch zijn.
3. Werk de overblijvende varianten gedetailleerd uit en maak de uiteindelijke (integrale) keuze.

Per fase dient steeds een groot aantal vragen beantwoord te worden om uiteindelijk tot een juiste keuze te komen.

6.1.1 Inventarisatiefase

Bij de inventarisatiefase wordt getracht een zo compleet mogelijk beeld van de saneringssituatie te verkrijgen. Hierbij moeten de volgende vragen door de saneerder worden gesteld.

Algemene analyse van saneringssituatie

- Welke verontreinigingen zitten in het vrijkomende grondwater en in welke concentraties?
- Wat zijn de MTR/VR-niveaus van de verontreinigingen?
- Welke nevenverontreinigingen zitten in het grondwater (ijzer, mangaan, chloride, sulfaat, nutriënten)?
- Hoeveel grondwater komt vrij?
- Hoelang komt het water vrij (en in welke hoeveelheden per te onderscheiden tijdvak)?
- Wat is de bodemsituatie ter plaatse (opbouw, zand, veen, klei, etc.)?
- Wat is de afstand van de locatie tot de (dichtstbijzijnde) riolering?
- Wat is de afstand tot een geschikt ontvangend oppervlaktewater (of schoonwaterriool)?
- Is nuttig hergebruik van het grondwater (al dan niet na zuivering) nog mogelijk?

6.1.2 Quick scan fase

In de quick scan fase wordt onderzocht welke varianten bij een snelle evaluatie afvallen. Hiervoor is een overzicht nodig van de voor- en nadelen van een bepaalde lozingsvariant en een ruwe inschatting van de kosten. Vragen die per variant door de saneerder moeten worden beantwoord zijn:

Herinfiltratie:

- Welke eisen worden door het bevoegd gezag gesteld aan het te infiltreren water?
- Welke zuiveringstechnieken komen in aanmerking om te voldoen aan deze lozingseisen?
- Is herinfiltratie -al dan niet na zuivering- technisch goed uitvoerbaar (bodempopbouw, verstopping infiltratieputten)?
- Is herinfiltratie gewenst (bijvoorbeeld in verband met de verdrogingsproblematiek ter plaatse)?
- Wat zijn de globale kosten van herinfiltratie per m³ grondwater?

Lozing op riolering:

- Welk type riolering is bij de saneringslocatie aanwezig (gescheiden, gemengd, verbeterd gemengd stelsel of persriolering) en op welke afstand?
- Is de capaciteit riolering toereikend (overstortproblematiek)?
- Vormt de toegenomen overstortfrequentie en -duur tengevolge van de extra lozing een onacceptabele bedreiging voor de waterkwaliteit op de locatie van de overstort?
- Welke effecten treden op of kunnen optreden in het riool (verdampen, geur)?
- Is voorzuivering op grond van de hierboven genoemde effecten gewenst? Zo ja, welk type zuivering is dan noodzakelijk?
- Is de capaciteit van de RWZI toereikend? Wat zijn de gevolgen van de lozing van het dunne water op de emissies uit de RWZI (dunwaterproblematiek)?
- Wat zijn de globale kosten per m³ grondwater?

Lozing op oppervlaktewater:

- Welk type/functie/kwaliteit oppervlaktewater is aanwezig en wat is de mate van doorstroming (onderscheid in klein of groot ontvangend oppervlaktewater)?

- Welke indicatieve lozingseisen horen bij dit ontvangende oppervlaktewater?
- Welke zuiveringstechnieken komen in aanmerking om te voldoen aan deze lozingseisen?
- Wat zijn globale kosten per m³ grondwater?

Op basis van de quick scan fase zal een aantal varianten afvallen. De belangrijkste criteria om in dit stadium een variant te elimineren zijn de technische haalbaarheid en kosten.

Technische haalbaarheid

Wanneer de technische haalbaarheid van een lozingsvariant gering is, kan deze variant in dit vroege stadium afvallen. Zo is de lozing van naftaleen en overige PAK veelal geen realistische optie voor lozing op (klein ontvangend) oppervlaktewater. Het blijkt namelijk technisch niet mogelijk om tot VR-niveau te zuiveren, zelfs niet met toepassing van zeer goede zuiveringstechnieken. De waterkwaliteit zal als gevolg van de lozing significant verslechteren. De waterkwaliteitsbeheerder kan reeds van tevoren aangeven dat directe lozingen van naftaleen en overige PAK alleen worden toegestaan als andere varianten nog minder haalbaar blijken.

Kosten

In de vorige CIW-nota zijn voor de meest voorkomende verontreinigingen globale kostenranges per kg verwijderde verontreiniging weergegeven. Hiermee werd indirect een soort grens voor kosteneffectiviteit getrokken. De saneerder en de vergunningverlener weten dan welke technieken nog als best uitvoerbare techniek en best bestaande techniek kunnen worden beschouwd. De kostenranges zijn afgeleid van de in 1989 toepasbaar geachte technieken voor het reinigen van grondwater. Over de hoogte van de kosten in relatie tot de schadelijkheid van de stoffen, zijn lange discussies te voeren. De subwerkgroep is echter van mening dat de kostencijfers uit 1989 nog steeds een bruikbaar toetsingscriterium zijn bij de quick scan fase. Een inflatiecorrectie wordt niet nodig geacht omdat sinds 1989 de kosten voor grondwaterzuiveringstechnieken vrijwel gelijk zijn gebleven (betere beschikbaarheid en meer concurrentie). Alleen voor minerale olie wijken de kosteneffectiviteitsdrempels uit 1989 sterk af van de andere stofgroepen, terwijl in minerale olie ook vaak BTEX en naftaleen aanwezig kunnen zijn.²⁰⁾ Daarom worden nu voor minerale olie dezelfde kosteneffectiviteitsdrempels gehanteerd als voor BTEX en naftaleen (tabel 14).

Tabel 14

Kostenranges in guldens en euro's per kg verwijderde verontreiniging voor vaststelling van de Stand der Techniek (SDT) van grondwaterzuiveringstechnieken anno 2002.

Grondwaterverontreiniging	Kostenrange in Hfl	Kostenrange in Euro
BTEX	f 500 - 1000	€ 227 - 454
VOCI	f 1000 - 2500	€ 454 - 1134
Naftaleen	f 500 - 1000	€ 227 - 454
Overige PAK	f 2500 - 5000	€ 1134 - 2269
Minerale olie	f 500 - 1000	€ 227 - 454
Zware metalen Cd, Hg	f 2500 - 5000	€ 1134 - 2269
Zware metalen	f 500 - 1000	€ 227 - 454

²⁰⁾ De lage kosteneffectiviteitsdrempels voor minerale olie uit 1989 zijn ontstaan omdat indertijd veel saneringen zijn meegenomen waarbij in het grondwater hoge concentraties (> 20 mg/l) aan minerale olie zijn aangetroffen (open bemalingen). Behandeling van deze grondwaterstromen vond plaats met behulp van een relatief eenvoudige en goedkope techniek (oliescheider). Hiermee zijn effluentconcentraties van 6-20 mg/l haalbaar. Deze voorzuivering is voldoende bij lozing op een RWZI. Bij lozing op oppervlaktewater zijn echter aanvullende technieken nodig.

Wanneer bij een bepaalde lozingsvariant een overschrijding van de kosten in de rechterkolom plaatsvindt, dan valt deze variant buiten de range van Stand der Techniek. Dit betekent dat er beter eerst naar andere, goedkopere varianten kan worden gezocht. De lozingsvariant met te hoge kosten hoeft dan in eerste instantie niet verder worden doorgerekend. Wanneer later blijkt dat er geen betere lozingsvarianten bestaan, dan kan de optie die eerder was afgevallen alsnog in beeld komen.

6.1.3 Integrale afwegingsfase geselecteerde varianten

De beste varianten (1, 2 of 3 stuks), die overblijven na de quick scan, worden gedetailleerd uitgewerkt. In de situatie waarin alle lozingsvarianten mogelijk zijn, geeft een afweging op (R)MK-basis de doorslag. In standaardsituaties is het niet nodig om de milieuverdienste-scores van de verschillende lozingsvarianten met het model te berekenen. Deze kunnen immers aan de hand van de standaardcases in hoofdstuk 5 worden bepaald. In het onderstaande wordt het integrale afwegingsschema voor lozingsvarianten nader uitgewerkt.

Het schema start met de vraag of herinfiltratie een technisch haalbare en wenselijke optie is. Herinfiltratie is namelijk de lozingsvariant met hoogste milieuverdiensite in het geval er sprake is van verdroging in het onttrekkingsgebied. Wanneer deze vraag met ja beantwoord wordt, dient het afwegingsschema verder via route I te worden doorlopen. Indien het antwoord nee is, dient route II doorlopen te worden. Beide routes worden hieronder verder beschreven.

Route I. Herinfiltratie meegenomen in de integrale afweging

Vier mogelijkheden doen zich hierbij voor:

- Alleen herinfiltratie is mogelijk, dit is situatie I.A.
- Herinfiltratie en lozing op het oppervlaktewater zijn mogelijk, dit is situatie I.B.
- Herinfiltratie en lozing op het riool zijn mogelijk, dit is situatie I.C.
- Alle drie de varianten zijn mogelijk, dit is situatie I.D.

I.A. Herinfiltratie is enige lozingsvariant

Uit de studie van Tauw/Iwaco is gebleken dat herinfiltratie in vrijwel alle gevallen het hoogst scoort op het aspect milieuverdiensite. Het is echter een relatief dure lozingsvariant. De hoge kosten worden voor een belangrijk deel veroorzaakt door de infiltratievoorziening en de strenge eisen die veelal worden gesteld aan het terug te voeren water. Deze eisen zijn niet gebaseerd op een wet of AMvB, maar op het beleid van het betreffende bevoegd gezag. Op basis van de idee dat een grondwatersanering moet leiden tot een multifunctionele eindsituatie zijn strenge eisen voor het effluent verdedigbaar. In hoofdstuk 3 is reeds opgemerkt dat deze saneringsdoelstelling is verlaten. Daarom is het beter om via een iteratief proces tussen aanvrager, bevoegd gezag Wbb en bevoegd gezag Wvo tot een optimum te komen tussen de saneringsdoelstelling (hoe schoon moet het grondwater worden) en de lozingseisen. Het is uiteraard weinig zinvol om gesaneerd water terug te voeren dat aanzienlijk schoner is dan de uiteindelijk te bereiken grondwaterkwaliteit, zeker niet indien daarvoor veel hogere kosten gemaakt moeten worden dan voor een (voor)zuivering die minder vérgaand is. Deze twee factoren, de saneringsdoelstelling enerzijds en lozingseisen anderzijds staan uiteraard met elkaar in verband. Het is aan de saneerder

om daar een optimum in te vinden. Deze vraag staat echter buiten deze richtlijn omdat een Wvo-vergunning bij herinfiltratie niet aan de orde is.

I.B. Herinfiltratie en lozing op oppervlaktewater zijn mogelijk
In deze situatie zal een afweging plaats moeten vinden tussen de varianten herinfiltratie en lozing op het oppervlaktewater. Afhankelijk van de stofgroep kan daarover het volgende worden gezegd:

BTEX

De milieuverdiensite van herinfiltratie is hoger dan die van een directe lozing van grondwater. De meerkosten van herinfiltratie liggen relatief in dezelfde grootte-orde als de extra milieuverdiensite zodat geen specifieke voorkeur voor de ene of de andere variant geldt. In sommige gevallen kan er toch een duidelijke voorkeur zijn. Met name bij kortdurende saneringen zal lozing op oppervlaktewater de voorkeur genieten, omdat de aanlegkosten van de infiltratievoorzieningen relatief zwaar meewegen in de exploitatiekosten. Ook zal het effect op het verdrogingsprobleem klein zijn als sprake is van een kortdurende onttrekking met een laag debiet. Ook kan de situatie voorkomen dat het opgepompte grondwater een zo lage concentratie aan BTEX bevat dat het niet of nauwelijks binnen de kosteneffectiviteitsdrempels van BUT/BBT kan worden gesaneerd. Door de lage concentratie aan verontreiniging zijn de kosten van behandeling van het grondwater hoger dan de eerder genoemde kosteneffectiviteitsdrempels. Een voorzuivering kan, indien de lozing voldoet aan de voorwaarden van de immissietoets, niet worden verlangd. Het grondwater kan dan zonder voorzuivering worden geloosd op het oppervlaktewater.

VOC

Uit de resultaten van de standaardcases in hoofdstuk 5 komt naar voren dat de milieuverdiensite voor herinfiltratie en lozing op oppervlaktewater nagenoeg gelijk zijn. Dit betekent dat de keuze op basis van de kosten van de lozingsvariant kan worden gemaakt. Omdat lozing op oppervlaktewater beduidend goedkoper is (geen infiltratievoorziening noodzakelijk) ligt de lozing op oppervlaktewater het meest voor de hand.

Minerale olie

Herinfiltratie is de lozingsvariant met de hoogste milieuverdiensite. De meerkosten liggen relatief in dezelfde grootte-orde. Een duidelijke voorkeur is hieruit niet af te leiden. Analoog aan de situatie voor BTEX kan bij kortdurende saneringen en/of bij lage concentraties aan minerale olie worden bezien of het op basis van BUT redelijk is bij een directe lozing een voorzuivering te verlangen.

Naftaleen en overige PAK

Herinfiltratie heeft bij deze stofgroep een aanzienlijk hogere milieuverdiensite dan lozing op oppervlaktewater, terwijl de meerkosten naar verhouding minder groot zijn. Als uitgangspunt geldt dan ook dat de voorkeur uitgaat naar herinfiltratie. Analoog aan hetgeen is gesteld bij de categorie BTEX kan eventueel een uitzondering worden gemaakt voor kortdurende saneringen en/of saneringen met een zodanig lage concentratie aan naftaleen en overige PAK dat voorzuivering achterwege kan blijven en daardoor directe lozing de voorkeur heeft vanwege de fors lagere kosten. Echter vanwege de lage

MTR-niveaus van naftaleen en overige PAK zal dit zelden voorkomen.

Zware metalen

Herinfiltratie heeft een duidelijke hogere milieuverdienste dan lozing op oppervlaktewater en heeft, omdat de meerkosten naar verhouding beperkt zijn, de voorkeur. Analoog aan de categorie BTEX kan eventueel een uitzondering worden gemaakt voor kortdurende saneringen en/of saneringen met een zodanig lage concentratie aan zware metalen dat voorzuivering achterwege kan blijven en daardoor directe lozing de voorkeur heeft vanwege de fors lagere kosten. Echter vanwege de lage MTR-niveaus van zware metalen zal dit zelden voorkomen.

I.C. Herinfiltratie en lozing op de riolering zijn mogelijk
Afhankelijk van de stofgroep kan daarover het volgende worden gezegd:

BTEX

Herinfiltratie scoort qua milieuverdienste beter dan lozing op de riolering. De kosten zijn echter evenzeer hoger, zeker bij lage debieten. Als vuistregel kan worden aangehouden dat voor beperkte debieten, relatief hoge vervuilingconcentraties en/of een korte saneringsduur lozing op de riolering in de rede ligt. In andere situaties komt herinfiltratie in beeld. Als omslagpunt voor de keuze tussen lozing op de riolering en herinfiltratie zou voor de kosteneffectiviteit een bedrag van circa f 500,- (€ 227,-) per kg verwijderde verontreiniging kunnen worden aangehouden, zijnde de ondergrens van het eerdergenoemde traject (zie tabel 14) van f 500,- (€ 227,-) tot f 1.000,- (€ 454,-). Dit vanwege de beperkte hogere milieuverdienste van herinfiltratie.

VOC

Uit de resultaten van de standaardcases in hoofdstuk 5 komt naar voren dat de milieuverdienste voor herinfiltratie en lozing op de riolering nagenoeg gelijk zijn. Dit betekent dat de keuze op basis van de kosten van de lozingsvariant kan worden gemaakt. Omdat lozing op de riolering in vrijwel alle gevallen beduidend goedkoper is (geen infiltratievoorziening noodzakelijk), ligt lozing op de riolering het meest voor de hand.

Minerale olie

De milieuverdienste van herinfiltratie is veel groter dan bij lozing op de riolering. De kosten zijn veelal echter evenzeer veel hoger, de kosten nemen naar verhouding iets meer toe dan het milieurendement. Voor kleinere, kortdurende lozingen en lozingen met een relatief hoge concentratie aan minerale olie wordt de voorkeur gegeven aan lozing op het riool. Zonodig dient voor grotere lozingen een specifieke (R)MK-berekening te worden gemaakt waarbij globaal een bedrag van f 500,- (€ 227,-) tot f 1.000,- (€ 454,-) per kg als kosteneffectiviteitsdrempel kan worden aangehouden.

Naftaleen en overige PAK

Herinfiltratie heeft bij deze stofgroep een aanzienlijk hogere milieuverdienste dan lozing op de riolering, terwijl de meerkosten naar verhouding minder groot zijn. Als uitgangspunt geldt dan ook dat de voorkeur uitgaat naar herinfiltratie ondanks de aanzienlijk hogere kosten. Als grens voor evident niet-kosteneffectieve saneringen kan de kosteneffectiviteitsgrens uit tabel 14 worden aangehouden, te

weten f 500,- (€ 227,-) tot f 1.000,- (€ 454,-) voor naftaleen en f 2.500,- (€ 1.134,-) tot f 5.000,- (€ 2269,-) voor de overige PAK. Bij overschrijding van de kosteneffectiviteitsdrempel heeft lozing op de riolering dan de voorkeur.

Metalen

Herinfiltratie heeft bij deze stofgroep een aanzienlijk hogere milieuverdiensite dan lozing op de riolering, terwijl de meerkosten naar verhouding minder groot zijn. Daarbij kan worden opgemerkt dat - zeker bij kleine debieten - de kosten van voorzuivering bij de huidige gangbare normen zeer hoog zijn. Als uitgangspunt geldt dat de voorkeur uitgaat naar herinfiltratie ondanks de aanzienlijk hogere kosten. Bij overschrijding van de kosteneffectiviteitsdrempels uit tabel 14, te weten f 500,- (€ 227) tot f 1.000,- (€ 454,-) voor de meeste zware metalen en f 2.500,- (€ 1134,-) tot f 5.000,- (€ 2269,-) voor Cd en Hg, heeft lozing op de riolering de voorkeur.

I.D. Herinfiltratie, lozing op oppervlaktewater en lozing op de riolering zijn mogelijk

Afhankelijk van de stofgroep kan daarover het volgende worden gezegd:

BTEX

Tussen herinfiltratie en lozing op oppervlaktewater bestaat geen duidelijke voorkeur, terwijl in een vergelijking tussen lozing op oppervlaktewater en riolering de voorkeur veelal vanwege de kosten naar de laatste optie zal uitgaan. Combinatie van deze drie varianten levert dus op dat bij kortdurende en kleinere grondwaterdebieten de voorkeur uitgaat naar lozing op de riolering en voor grotere stromen herinfiltratie of lozing op oppervlaktewater de beste keuze is. Voor de varianten van herinfiltratie of lozing op oppervlaktewater geldt als kosteneffectiviteitsgrens f 500,- (€ 227,-) tot f 1.000,- (€ 454,-) per kg verontreiniging (tabel 14).

VOCI

Uit alle vergelijkingen in de standaardcases volgt dat lozing op de riolering de voorkeur (hoge milieuverdiensite, laagste kosten) heeft.

Minerale olie

Uit de vergelijking van de drie varianten komt naar voren dat herinfiltratie de voorkeur geniet. Bij overschrijding van het drempelbedrag uit tabel 14 komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en lozing op de riolering in aanmerking.

Naftaleen en overige PAK

Uit de vergelijking van genoemde drie varianten komt naar voren dat herinfiltratie de voorkeur geniet. Bij overschrijding van de drempelbedragen uit tabel 14 komen achtereenvolgens lozing op de riolering en lozing op oppervlaktewater in aanmerking.

Metalen

Uit de vergelijking van de drie varianten komt naar voren dat herinfiltratie de voorkeur geniet. Bij overschrijding van de drempelbedragen uit tabel 14 komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en lozing op de riolering in aanmerking.

II. Herinfiltratie niet verder meegenomen in de integrale afweging

Er zijn vier varianten te onderscheiden:

- lozing op het riool is mogelijk en lozing op het oppervlaktewater niet (bijvoorbeeld te klein, of te ver weg), dit is situatie II.A;
- lozing op het riool is niet mogelijk (b.v. te weinig capaciteit, te ver weg) en op oppervlaktewater wel, dit is situatie II.B;
- beide varianten zijn mogelijk, dit is situatie II.C;
- geen van beide varianten is mogelijk, dit is situatie II.D.

II.A Lozing op de riolering als enige lozingsvariant

In situatie II.A is lozing op de riolering feitelijk de enig uitvoerbare lozingsvariant. In hoofdstuk 5 is aangegeven dat een voorzuivering in veel gevallen leidt tot een negatieve milieuverdiensite (en tot verhoogde kosten) voor de stofgroepen BTEX, VOCl en naftaleen en overige PAK. Uitgangspunt is derhalve dat lozing van deze stoffen kan plaatsvinden zonder voorzuivering, mits aan een aantal randvoorwaarden (geur-, gezondheids- en veiligheidsaspecten) is voldaan bij transport door de riolering. Voor minerale olie is een voorzuivering (voor lozing op het riool) niet specifiek doorgerekend in de studie van Tauw/Iwaco. Echter, ook hier zal gelden dat een uitgebreide voorzuivering leidt tot verhoogde kosten en een negatieve milieuverdiensite. Dit blijkt uit de overeenkomstige berekening bij lozing op oppervlaktewater. Een RWZI heeft over het algemeen weinig problemen met het verwerken van minerale olie in de concentraties die vrijkomen bij een bodemsanering, zodat slechts bij hogere concentraties in het grondwater een mechanische voorzuivering om opdrijvende olie tegen te houden in de rede ligt. Voor wat betreft de zware metalen is geen algemeen geldende aanbeveling te geven. In hoofdstuk 5 is aangegeven dat de kosten van voorzuivering hoog zijn, zeker bij relatief lage debieten terwijl de milieuverdiensite niet sterk verbetert door de voorzuivering. Daarnaast moet worden opgemerkt dat de gangbare technieken voor de voorzuivering (bij lozing op het riool) nauwelijks tot lagere concentraties komen dan 1.000 µg/l. Bovendien is de standaardcase in hoofdstuk 5 gebaseerd op een hypothetische grondwatersamenstelling van vier verschillende metalen, waarvan sommige metalen vrij goed (bijvoorbeeld Cu, Zn) en andere juist veel slechter (bijvoorbeeld Ni) kunnen worden verwijderd in een RWZI. Omdat in de praktijk veelal stromen zullen bestaan uit slechts één of enkele metalen is het heel goed mogelijk dat voor metalen als Cu en Zn in 'monostromen' het milieurendement van de voorzuivering geringer zal blijken, en voor bijvoorbeeld Ni groter dan het gemiddelde zoals vermeld in hoofdstuk 5. Het is aan de aanvrager van de Wvo-vergunning om deze afweging te maken of een specifieke (RMK-)rekenexercitie uit te voeren. Hierna kan overleg plaatsvinden met de Wvo-vergunningverlener of een voorzuivering mogelijk achterwege kan worden gelaten. Als vuistregel kan daarbij worden aangehouden dat een bedrag van meer dan f 1.000,- (€ 454,-) per kg verwijderd zwaar metaal (voor Cd en Hg is het bedrag f 5000,- of € 2269,- per kg) niet als kosteneffectieve verwijdering moet worden beoordeeld (tabel 14).

II.B. Lozing op oppervlaktewater als enige lozingsvariant

In § 4.2 zijn indicatieve lozingseisen voor verontreinigd grondwater op klein ontvangend en groot ontvangend oppervlaktewater afgeleid. Uit deze tabel blijkt dat het mogelijk is met de juiste zuiveringstechnieken BTEX, VOCl en minerale olie te lozen op zowel groot als

klein ontvangend oppervlaktewater. Voor naftaleen en overige PAK en zware metalen is de lozing op oppervlaktewater geen goede lozingsvariant omdat het vrijwel onmogelijk is om binnen de uitgangspunten van BUT/BBT en zelfs met aanvullende maatregelen te kunnen voldoen aan de uitgangspunten van de immisietoets. Bij lozing op oppervlaktewater zal de waterkwaliteit in veel gevallen significant verslechteren. Dit betekent dat de waterkwaliteitsbeheerder en de saneerder in overleg moeten treden of de lozing toch wordt toegestaan (in welke mate verslechtering van de waterkwaliteit wordt geaccepteerd en voor hoelang). In ieder geval mag het MTR-niveau in het oppervlaktewater na verdunning niet worden overschreden. Aan de hand hiervan kan het niveau van voorzuivering worden afgeleid.

II.C Lozing op riolering en oppervlaktewater zijn beide mogelijk
Afhankelijk van de stofgroep kan daarover het volgende worden gezegd:

BTEX

De relatieve milieuverdiensite van lozing op oppervlaktewater (na voorzuivering) ten opzichte van lozing op de riolering lijkt beperkt, zeker in verhouding tot de meerkosten. Lozing (zonder voorzuivering) op de riolering is daarom het uitgangspunt. Alleen bij een hoog rioolrecht en bij hoge debieten komen de kosten dicht bij elkaar en komt lozing op oppervlaktewater als lozingsvariant in beeld. Ook bij langdurige saneringen in combinatie met een hoog rioolrecht kan lozing op oppervlaktewater aantrekkelijker worden.

VOC

De milieuverdiensite van de twee varianten blijkt niet significant te verschillen. De kosten geven daardoor de doorslag, zodat lozing op de riolering zonder voorzuivering uitgangspunt kan zijn. Uitzonderingen zijn onder andere saneringssituaties waarbij een zeer hoog rioolrecht wordt gecombineerd met een groot (of langdurig) debiet.

Minerale olie

Bij minerale olie lopen de milieuverdiensite en kosten van de twee lozingsvarianten sterk uiteen. Lozing op oppervlaktewater scoort op milieuverdiensite veel beter dan lozing op de riolering, maar het is ook aanzienlijk duurder. Bij lage debieten, kortdurende saneringen en een laag rioolrecht, is lozing op de riolering zonder (uitgebreide) voorzuivering een aantrekkelijke lozingsvariant. In andere situaties komt directe lozing na voorzuivering in beeld. In twijfelgevallen zal een specifieke RMK-berekening benodigd zijn. Het is aan de aanvrager om de afweging te maken om al dan niet deze exercitie uit te (laten) voeren.

Naftaleen en overige PAK

Lozing op de riolering scoort bij naftaleen en overige PAK op milieuverdiensite beter dan directe lozing (na voorzuivering). Hetzelfde geldt voor de kosten, tenzij sprake is van een zeer hoog rioolrecht en een hoog debiet. Temeer omdat het MTR-niveau voor naftaleen en overige PAK zeer laag is, ligt lozing op de riolering (zonder voorzuivering) het meest voor de hand.

Zware metalen

Ook voor deze stofgroep geldt dat de milieuverdiensite en de kosten

van deze twee lozingsvarianten sterk uiteenlopen. De verschillen in milieuverdiensite zijn minder groot dan bij de stofgroep minerale olie, maar de verschillen in kosten zijn veel groter. Omdat de kosten relatief sterker dalen bij hogere debieten dan in de categorie 'minerale olie' is het uitgangspunt ook hier dat bij een gering debiet en een gematigde rioolrecht een voorkeur bestaat voor lozing op de riolering, en daarboven een directe lozing op oppervlaktewater meer in beeld komt. Een en ander hangt echter weer af van de doorlooptijd en van de aard van de metalen (verwijderingsrendement in de RWZI). Opgemerkt wordt dat alleen met geavanceerde en kostbare technieken kan worden voldaan aan de indicatieve lozingseisen voor oppervlaktewater. In twijfelgevallen zal een RMK-berekening uitkomst moeten brengen. Ook hier geldt dat bij kleine en kortdurende saneringen de kosten niet onevenredig hoog mogen worden. Als vuistregel kan een bedrag van f 1.000,- (€ 454,-) per kg verwijderd zwaar metaal (voor Cd en Hg een bedrag van f 5000,- of € 2269,- per kg) worden aangehouden waarboven de meerkosten niet langer als kosteneffectief kunnen worden beschouwd.

II.D. Lozing op riolering en oppervlaktewater zijn niet mogelijk

Er is geen afvoermogelijkheid voor het grondwater, anders dan per as of schip. Vanwege de relatief grote debieten en de lage concentraties zullen de milieuverdiensite en kosten van deze lozingsvariant respectievelijk laag en hoog zijn. Dit kan betekenen dat geen enkele lozingsvariant geschikt is voor het vrijkomende grondwater van een bodemsanering. De saneerder is dan "terug bij af" en heeft de volgende varianten:

- bodem niet saneren, maar bijvoorbeeld een bodembeheersplan opstellen;
- bodem op een andere wijze saneren, zodat minder of geen grondwater vrijkomt (bijvoorbeeld door in-situ technieken);
- bodem saneren en eventuele meerkosten boven stand der techniek (kosteneffectiviteitsdrempels) toch financieren om een lozingsvariant mogelijk te maken;
- bodem saneren en grondwater lozen, waarbij de waterkwaliteitsbeheerder op grond van een bestuurlijke afweging een tijdelijke verslechtering van de waterkwaliteit (binnen de grenzen van het toelaatbaar risico) toestaat.

6.2 Integrale afweging bij niet-standaardsituaties

In het voorgaande zijn aanwijzingen gegeven voor wat als een optimale lozingsvariant mag worden beschouwd bij veel voorkomende saneringssituaties. Afhankelijk van de lokale situatie en afhankelijk van de soort verontreiniging kan in veel gevallen een duidelijke voorkeur worden uitgesproken. In een aantal gevallen (met name bij grote debieten) zal een (naar verhouding eenvoudige) berekening moeten worden uitgevoerd om tot een keuze te komen, waarbij in dit rapport financiële bovengrenzen zijn aangegeven die als uitgangspunt kunnen worden gehanteerd voor wat betreft de kosteneffectiviteit.

De nieuwe CIW-richtlijn is geen kookboek voor alle denkbare saneringen. De materie is zeer divers en uit registratie van de vragen die worden gesteld aan het Steunpunt Emissies van het RIZA blijkt dat veel vergunningverleners moeite hebben met het doorhakken van

de knoop in een specifiek geval. De CIW-subwerkgroep Bodemsaner-ingen verwacht echter dat met de hierboven geschetste werkwijze het maken van een keuze wel gemakkelijker is geworden.

Deze richtlijn voorziet niet in een kant en klare oplossingsrichting voor stoffen die minder vaak of zelden aanwezig zijn in bodemsane-eringswater. Hierbij kan worden gedacht aan cyanide, HCH, fluoride of fenolen. Voor de aanpak van deze stoffen is naar de mening van CIW-subwerkgroep eveneens maar één werkwijze mogelijk, namelijk het volgen van dezelfde route als voor de in deze richtlijn gepresen-terde stofgroepen. Dit betekent dat informatie moet worden verza-meld over de volgende aspecten van een stof(groep):

- Wat is het gedrag in de riolering (verdamping, afbraak)?
- Wat is het verwijderingsrendement in de RWZI en wat is de invloed op de slibkwaliteit?
- Welke methoden van (voor)zuivering zijn mogelijk, wat zijn daarvan de kosten?
- Wat zijn de MTR- en VR-niveaus voor oppervlaktewater (en grondwater)?

Het spreekt vanzelf dat meerdere factoren/variabelen bij deze nieuwe stoffen identiek zijn aan de wel uitgewerkte stofgroepen, zoals dunwaterproblematiek, verdroging en dergelijke.

Op basis van de verzamelde informatie kan een overzicht worden gemaakt van de kosten per m³ afgevoerd grondwater bij de diverse varianten (riool, oppervlaktewater, infiltratie) alsmede van de milieu-verdienste daarvan. In het ideale geval zal de goedkoopste lozings-variant ook de lozingsvariant zijn met de hoogste milieuverdienste. In een minder ideaal geval zullen de kosten weinig uiteenlopen bij een groot verschil in milieurendement of vice versa. Ook kunnen de kosten en milieuverdiens-ten van de verschillende lozingsvarianten nauwelijks verschillen. Er kan dan toch een keuze worden gemaakt door een stofgroep te kiezen in het bestaande beslisschema die de meeste overeenkomsten vertoont met de nieuw te beoordelen stof.

6.3 Integrale afweging bronbemalingen

In de taakopdracht van de CIW-VI-subwerkgroep is opgenomen dat aandacht moet worden besteed aan de problematiek van kortdurende lozingen zoals bronbemalingen (bijlage 2). Inmiddels is door een CIW-I-subwerkgroep een rapportage opgesteld, getiteld "Kleine en kortdurende lozingen Wvo", waarin specifiek aandacht is voor dit type grondwaterlozingen [lit. 4]. In het algemeen blijkt het "schone" grondwater weinig tot geen invloed te hebben op het ontvangende oppervlaktewater, mits aan een aantal randvoorwaarden wordt voldaan. Met name de concentraties aan nevenverontreinigingen die van nature in het grondwater aanwezig kunnen zijn, zijn daarbij van belang. Mogelijk zullen op basis van dit rapport algemene regels worden opgesteld voor het lozen van bronneringswater op oppervlaktewater, zodat in veel gevallen een Wvo-vergunning voor deze lozingen niet meer nodig zal zijn.

De CIW-VI-subwerkgroep heeft een beoordeling uitgevoerd van de aanpak van bronbemalingen aan de hand van het ontwikkelde beslisschema in § 6.1. Omdat er geen of nauwelijks verontreinigingen in dit opgepompte grondwater aanwezig zijn, is de integrale afweging

eenvoudiger dan bij verontreinigd grondwater²¹). Herinfiltratie heeft de hoogste milieuverdienste, gevolgd door lozing op oppervlaktewater, op ruimere afstand gevolgd door lozing op het riool. De milieuverdienste tussen oppervlaktewater en herinfiltratie loopt weinig uiteen. In het geval er geen verdrogingsproblemen in de omgeving van de saneringslocatie zijn, is lozing op oppervlaktewater het beste alternatief. Lozing op de riolering scoort significant slechter vanwege de toename van emissies uit de RWZI (dunwaterproblematiek). De CIW-I-subwerkgroep "Kleine en kortdurende lozingen Wvo" komt tot dezelfde conclusies.

Op basis van een kostenoverweging verdient lozing op het oppervlaktewater in de meeste gevallen de voorkeur. Wanneer het bronbemaalingswater voor lozing op oppervlaktewater gereinigd moet worden, zullen de kosten voor deze lozingsvariant sterk toenemen als gevolg van de toe te passen zuiveringstechniek. Andere varianten kunnen op grond daarvan de voorkeur krijgen.

.....
21) In sommige gevallen is bronbemaalingswater wel verontreinigd (met van nature voorkomende nevenverontreinigingen of door menselijke handelingen veroorzaakte microverontreinigingen).

7 Implementatie handreiking in Wvo-vergunningverlening

In dit hoofdstuk worden kort de belangrijkste consequenties van het verschijnen van de nieuwe CIW-richtlijn voor de Wvo-vergunningverlening samengevat.

7.1 Integrale en gecoördineerde aanpak waarborgen

De nieuwe richtlijn gaat ervan uit dat bij bodemsaneringsprojecten een integrale en gecoördineerde aanpak plaatsvindt tussen de bevoegde gezagen en de saneerder. Om te komen tot deze integrale aanpak waarbij uiteindelijk alle belangen (bodem, water, lucht en afval) evenwichtig zijn afgewogen, is het noodzakelijk dat de saneerder vóórdat het saneringsplan wordt opgesteld, overlegt met alle betrokken overheden tezamen. Wanneer de saneerder of het adviesbureau in gebreke blijft, dienen de betrokken overheden zelf aan te sturen op een dergelijk overleg.

Saneerders kunnen uit deze richtlijn afleiden aan welke voorwaarden de aanvraag moet voldoen, wil deze in behandeling worden genomen door het Wvo-bevoegd gezag. De waterkwaliteitsbeheerder zal duidelijkheid verlangen waarom een bepaalde grondwaterstroom bij een bodemsanering vrijkomt en waarom wordt gekozen voor een bepaalde lozingsroute (integrale milieu-afweging). Deze vraag is derhalve ook overgenomen in Model Aanvraagformulier Wvo-vergunningverlening Bodemsaneringsprojecten (vraag 2.4 in bijlage 6). Wanneer de waterkwaliteitsbeheerder in een vroeg stadium wordt betrokken bij een bodemsaneringsproject is de kans het grootst dat er overeenstemming is over de aanpak van het gehele project (inclusief lozing van grondwater) voordat de Wvo-vergunning wordt aangevraagd.

7.2 Nieuwe indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater toepassen

De nieuwe richtlijn geeft indicatieve lozingsnormen voor klein en groot ontvangend oppervlaktewater. De oude richtlijn had alleen lozingsnormen voor zeer ruim ontvangend oppervlaktewater (en riolering). De nieuwe richtlijn is ook bruikbaar voor waterbeheerders met klein ontvangend oppervlaktewater in het beheersgebied. Hierdoor wordt een uniformere aanpak van grondwatersaneringsprojecten in Nederland mogelijk gemaakt.

Bij het opstellen van de indicatieve lozingsnormen voor oppervlaktewater is in deze richtlijn behalve met de stand der techniek ook reeds rekening gehouden met de zogenaamde immissietoets. Er mag geen significante verslechtering van de waterkwaliteit optreden. Op grond hiervan zijn sommige indicatieve lozingsnormen ruimer dan in de huidige uitvoeringspraktijk, andere zijn juist strenger. Indicatieve lozingsnormen zijn niet voor niets indicatief: ze zijn niet in elke saneringssituatie toe te passen. Het zijn richtwaarden. De waterkwaliteitsbeheerder dient in elke saneringssituatie de lozing

van een grondwaterzuivering op oppervlaktewater te beoordelen met behulp van de immissietoets.

7.3 Ruimere lozingsnormen voor de riolering toepassen

In de nieuwe richtlijn worden geen indicatieve lozingsnormen voor lozing op de riolering aangegeven. In ieder geval kunnen lozingen op de riolering worden toegestaan die voldoen aan de indicatieve lozingseisen voor groot ontvangend oppervlaktewater. In veel gevallen, met name voor biologisch afbreekbare stofgroepen (BTEX, minerale olie, naftaleen en overige PAK), kunnen vanuit het oogpunt van bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI beduidend minder strenge lozingseisen worden geformuleerd. De diffuse emissie van vluchtige componenten uit de riolering moet dan echter nader worden beschouwd (door het Wm-bevoegd gezag). De NER zou hierbij als kader kunnen dienen.

De subwerkgroep heeft geen ruimere indicatieve lozingsnormen af kunnen leiden die algemeen toepasbaar zijn bij lozing op de riolering. Dit wordt veroorzaakt door de grote variatie in sanerings- en riolerings-situaties die in de praktijk worden aangetroffen. De saneerder zal, eventueel in overleg met de beheerder van het riool en de waterkwaliteitsbeheerder, aan moeten geven wat de gevolgen zullen zijn van het lozen van hogere gehalten aan stoffen in verontreinigd grondwater op het riool (met name bij vluchtige bestanddelen van belang: diffuse emissie uit riolering, explosiegrenzen, geurdrempels) en de effecten op de RWZI. Deze gevolgen zullen dan door de beheerder van het riool en de waterkwaliteitsbeheerder op aanvaardbaarheid worden getoetst.

7.4 Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering handhaven voor indirecte lozingen en uitbreiden met directe lozingen

Voor lozingen op de riolering wordt voorgesteld om de normstelling zoals die gehanteerd wordt in het huidige Lozingenbesluit te handhaven. Saneerders hebben daarbinnen de mogelijkheid om een verruiming van de lozingsnormen aan te vragen. Er dient dan wel een Wm- en Wvo-vergunning te worden aangevraagd.

Het uitbreiden van het Lozingenbesluit met *directe lozingen* is wenselijk om een verschuiving naar indirecte lozingen te voorkomen (dunwaterproblematiek). Doordat voor indirecte lozingen een meldingenstelsel voldoet, kiezen saneerders daarom op voorhand vaak voor lozing op de riolering.

In een nieuwe AMvB dienen voor directe lozingen de scherpere lozingseisen voor klein ontvangend oppervlaktewater te worden opgenomen. Op deze wijze is men ervan verzekerd dat in vrijwel geen enkele situatie de lozing van het (gereinigde) grondwater problemen oplevert voor de waterkwaliteit. Wanneer de saneerder niet aan deze strenge lozingseisen kan (of wil) voldoen en maatwerk is vereist, dan moet een vergunning worden aangevraagd om een ruimere lozingseis te verkrijgen.

8 Conclusies en aanbevelingen

8.1 Conclusies

Inventarisatie van bodemsaneringsprojecten

- Het aantal bodemsaneringsprojecten dat per jaar wordt opgestart, is sinds het verschijnen van de vorige CIW-richtlijn gestegen van 50-60 tot ruim 500 in 2000.
- Bij het grootste deel van de grondwatersaneringen gaat het om (combinaties van) de verontreinigingen BTEX, VOCl, minerale olie, PAK en zware metalen. Door de nieuwe richtlijn uit te werken voor deze vijf stofgroepen, wordt tenminste 90% van de grondwatersaneringen gedekt.
- De kosten van grondwaterzuiveringstechnieken worden nauwelijks gedocumenteerd. Er vindt zelden een evaluatie van de gemaakte kosten plaats na voltooiing van een saneringsproject.
- De in de vorige CIW-nota vastgestelde ranges van kosteneffectiviteit voor het verwijderen van verontreinigingen uit grondwater zijn in de periode 1989-2000 regelmatig (ver) overschreden.

Beleid voor grondwaterlozingen

- Lozingen van grondwater afkomstig van een bodemsanering zijn nieuwe lozingen. Uitgangspunt is het voldoen aan de stand van de techniek.
- Voor alle lozingen geldt dat onafhankelijk van de te bereiken waterkwaliteitsnormen een inspanning moet worden geleverd om verontreiniging van het oppervlaktewater te voorkomen. Dit is het zogenaamde voorzorgsprincipe.
- Bij bodemverontreinigingen heeft de vervuiling reeds in het verleden plaatsgevonden en bevindt zich al in het milieu. Van preventie en hergebruik van de verontreiniging kan geen sprake zijn en brongerichte maatregelen kunnen derhalve niet worden toegepast. Sommige waterkwaliteits-beheerders leggen het begrip "aanpak aan de bron" uit als "saneren op locatie". Dit is echter niet juist. Wel kunnen maatregelen worden genomen om bijvoorbeeld de hoeveelheid op te pompen water zoveel mogelijk te beperken.
- Na toepassing van de stand van de techniek (veelal BBT) dient op de restlozing de immissietoets te worden uitgevoerd. Met de beoordeling van de restlozing wordt beoogd bescherming te bieden aan de kwaliteit van het ontvangende watersysteem. Bij een significante verslechtering van de waterkwaliteit kunnen aanvullende maatregelen boven de stand der techniek worden geëist.
- In geval van aanpak van verontreiniging van bodem en/of grondwater zullen (vrijwel) altijd de andere milieucompartimenten worden belast. Bij het vinden van een integraal gezien optimale keuze van een bodemsaneringsvariant zal daarom een verslechtering van één of meer milieucompartimenten kunnen optreden.

Milieu-effecten en kosten van verschillende lozingsvarianten

- Bij lozing van grondwater op de riolering moet rekening gehouden met de overstortfrequentie, de dunwaterproblematiek, de effecten en kosten tijdens transport door de riolering, de kosten van behandeling in een RWZI en de afbraak of verwijdering van stoffen in de RWZI.
- Lozing van grondwater op de riolering zonder voorzuivering levert in meeste gevallen wat belasting van het oppervlaktewater betreft vrijwel dezelfde milieuverdiensite op als wanneer wel een voorzuivering wordt toegepast (uitzondering: zware metalen).
- Het opstellen van een lijst met (ruimere) indicatieve lozingseisen voor de riolering is door de grote variatie in sanerings- en rioleringssituaties niet mogelijk. Indien op grond van diffuse luchtemissies vanuit de riolering een voorzuivering noodzakelijk wordt geacht, kunnen maximaal technieken worden geëist die ook geschikt zijn voor lozing op groot ontvangend oppervlaktewater.
- Voor biologisch afbreekbare stofgroepen (BTEX, minerale olie, naftaleen en overige PAK) kunnen vanuit het oogpunt van bescherming van het oppervlaktewater en de RWZI vaak beduidend minder strenge lozingseisen voor de riolering worden geformuleerd. Met het oog op de diffuse emissie uit de riolering, dient echter door het Wm-bevoegd gezag een nadere beschouwing van deze ruimere lozingseisen plaats te vinden. Uitgangspunt is dat onnodige emissie redelijkerwijs dient te worden voorkomen.
- Voor oppervlaktewater zijn twee typen indicatieve lozingsnormen afgeleid, één voor groot en één voor klein ontvangend oppervlaktewater. Bij de indicatieve normering die geschikt is voor groot ontvangend oppervlaktewater, zal de saneerder grotendeels binnen de kosteneffectiviteitsdrempels blijven die in 1989 zijn bepaald. Voor kleine(re) ontvangende oppervlaktewateren zijn aanvullende maatregelen nodig. De kosten die hiervoor moeten worden gemaakt vallen buiten het begrip stand der techniek, maar zijn te rechtvaardigen om een significante verslechtering van de waterkwaliteit te voorkomen.
- De lozing van naftaleen en overige PAK en zware metalen op oppervlaktewater voldoet in veel gevallen als gevolg van de lage MTR- en VR-niveaus van deze stoffen zelfs na voorzuivering niet aan alle criteria van de immissietoets. Lozing op oppervlaktewater is geen voor de hand liggende optie voor deze stofgroepen.
- Herinfiltratie is in vrijwel alle saneringsgevallen de meest kostbare lozingsvariant (vergaande zuiveringstechniek en een infiltratievoorziening nodig).

Integrale afweging van lozingsvarianten

- De RMK (Risicoreductie, Milieuverdiensite en Kosten) methode is geschikt om lozingsvarianten van grondwater integraal af te wegen, mits rekening wordt gehouden met een aantal beperkingen van de milieuverdiensite-module (o.a. emissies van vluchtige verbindingen naar de luchtfase).
- Voor de meest voorkomende stofgroepen bij grondwatersaneringen zijn RMK-berekeningen in standaard-situaties gemaakt, welke hebben geleid tot aanbevelingen voor de optimale lozingsvariant van grondwater met deze verontreinigingen. Wanneer de lozing lijkt op de standaardsituatie is het niet zinvol om het gehele RMK-model door te rekenen. Wanneer een praktijksituatie sterk afwijkt van de standaardsituatie dan dient daarmee rekening te worden

gehouden bij de (beslissing op de) aanvraag van een Wvo-vergunning.

- Voor BTEX, minerale olie en zware metalen blijkt de volgorde in de score van de milieuverdienste-index van de lozingsvarianten als volgt te zijn: herinfiltratie, lozing op oppervlaktewater en lozing op het riool. Bij PAK en naftaleen scoort lozing op oppervlaktewater beduidend slechter dan de andere varianten. Bij VOCl is de milieuverdienste-index van de verschillende lozingsvarianten niet onderscheidend. Bij alle stofgroepen behalve de zware metalen blijkt dat lozen met voorzuivering op het riool op basis van de uitgevoerde berekeningen van de milieuverdienste-index geen interessante optie is. Wanneer luchtmissies vanuit de riolering buiten beschouwing worden gelaten, scoort lozing op het riool met voorzuivering bij BTEX, VOCl en naftaleen en overige PAK slechter dan lozing op het riool zonder voorzuivering. Hoe de score zou zijn wanneer wel met luchtmissies vanuit de riolering rekening zou worden gehouden, is niet bekend.
- De variant met de hoogste milieuverdienste is vaak de duurste oplossing. Er zal derhalve een keuze moeten worden gemaakt tussen de goedkoopste lozingsvariant en de lozingsvariant met de hoogste milieuverdienste. Daarbij dient zorgvuldig naar de gevoeligheid van de weegfactoren gekeken te worden.

Beslisschema en handreiking integrale afweging lozingsvarianten

- Het elimineren en afwegen van lozingsvarianten verloopt in drie stappen: een inventarisatiefase, een quick scan fase en een gedetailleerde uitwerkingsfase van realistische varianten. Hierna kan de definitieve integrale keuze voor een lozingsvariant worden gemaakt.
- Bij de inventarisatiefase wordt getracht een zo compleet mogelijk beeld van de saneringssituatie te verkrijgen door het stellen van gerichte vragen over het type verontreiniging, de duur van de grondwatersanering, het debiet, de bodemsituatie, etc.
- Bij de quick scan fase wordt onderzocht welke varianten bij een snelle evaluatie afvallen. Hiervoor is het nodig om een overzicht te maken van de voor- en nadelen van de lozingsvarianten en een ruwe inschatting van de kosten. De belangrijkste criteria om in dit stadium een variant te elimineren zijn de (milieu-)technische haalbaarheid en kosten(effectiviteit). In de gedetailleerde afwegingsfase van geselecteerde varianten worden de overgebleven varianten met meer nauwkeurigheid met elkaar vergeleken. Wanneer alle drie de lozingsvarianten mogelijk zijn, kunnen de volgende conclusies per stofgroep worden getrokken:

BTEX	Bij kortdurende en/of kleinere grondwaterdebieten gaat de voorkeur uit naar lozing op de riolering. Voor grote(re) debieten is herinfiltratie of lozing op oppervlaktewater de beste keuze. Voor de duurdere varianten, herinfiltratie of lozing op oppervlaktewater, kan het drempelbedrag van f 500,- tot f 1000,- per kg ofwel € 227,- tot € 454,- verwijderde verontreiniging gelden als kosteneffectiviteitsgrens. Bij overschrijding van het drempelbedrag komt lozing op de riolering weer in beeld.
VOCl	De milieuverdiensten van de verschillende lozingsvarianten zijn in het geval van VOCl vrijwel gelijk. Dit betekent dat de keuze afhangt van de kosten per

	lozingsvariant. In veel gevallen geniet lozing op de riolering de voorkeur, dan lozing op het oppervlaktewater en dan herinfiltratie.
Minerale olie	Herinfiltratie heeft de hoogste milieuverdiensite. Bij overschrijding van het drempelbedrag (<i>f</i> 500,- tot <i>f</i> 1000,- ofwel € 227,- tot € 454,- per kg) komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en dan lozing op de riolering in aanmerking.
Naftaleen/PAK	Herinfiltratie heeft de voorkeur. Bij overschrijding van het drempelbedrag (<i>f</i> 500,- tot <i>f</i> 1000,- ofwel € 227,- tot € 454,-) per kg verwijderde naftaleen en <i>f</i> 2500,- - <i>f</i> 5000,- ofwel € 1134,- tot € 2269,- per kg verwijderde overige PAK) komen achtereenvolgens lozing op de riolering en lozing op oppervlaktewater in aanmerking.
Zware metalen	Herinfiltratie heeft de voorkeur. Bij overschrijding van het drempelbedrag (<i>f</i> 500,- tot <i>f</i> 1000,- ofwel € 227,- tot € 454,- per kg metaal) komen achtereenvolgens lozing op oppervlaktewater en dan lozing op de riolering in aanmerking.

- Het is mogelijk dat geen enkele afvoermogelijkheid aan de ontwikkelde criteria voldoet. De saneerder moet zich dan afvragen of de sanering wel op de voorgestelde wijze moet worden uitgevoerd of dat hij de meerkosten boven de stand der techniek toch voor zijn rekening neemt. Ook kan het bevoegd gezag op grond van een bestuurlijke afweging een tijdelijke verslechtering van de waterkwaliteit toestaan.
- De beoordeling van bronbemalingen is met behulp van de RMK-methodiek eenvoudiger dan grondwatersaneringen, omdat er dan in het grondwater geen of nauwelijks verontreinigingen aanwezig zijn. Herinfiltratie heeft de hoogste milieuverdiensite, gevolgd door lozing op oppervlaktewater en op ruimere afstand gevolgd door lozing op het riool. Indien er geen sprake is van verdroging bij de saneringslocatie, is lozing op oppervlaktewater het beste alternatief. Lozing op de riolering scoort significant slechter vanwege een toename van de emissies uit de RWZI. Op basis van kosten verdient lozing op oppervlaktewater in veel gevallen de voorkeur.

8.2 Aanbevelingen

- De saneerder dient, vóórdat het saneringsplan wordt opgesteld, tijdig te overleggen met alle betrokken overheden tezamen. De adviesbureaus die de saneerders veelal ondersteunen bij de planontwikkeling kunnen hierbij een rol spelen.
- Bij een bodemsaneringsoperatie doen zich formeel twee afzonderlijke keuzemomenten voor. Eerst dient de keuze te worden gemaakt of de sanering echt noodzakelijk is en zo ja, tot welk niveau dan moet worden gesaneerd. Wanneer het saneringsdoel vaststaat, gaat het bij het maken van de keuze voor een lozingsvariant om een optimum te vinden tussen milieuverdiensite en kosten.
- Iedere sanering en lozing van grondwater waarvoor een vergunning is vereist, dient door de saneerder gemotiveerd te worden vanuit milieuverdiensite en kosteneffectiviteit. In de aanvraag van de benodigde Wvo- en Wm-vergunningen dient deze afweging aan bod te komen.

-
- Om beter inzicht te verkrijgen in de kosteneffectiviteit van saneringsmaatregelen dient na uitvoering van een bodemsaneringsproject (of bij langdurige projecten tijdens de uitvoering) vaker een evaluatie van de (exploitatie)kosten te worden gemaakt. De verkregen informatie kan worden gebruikt om bij nieuwe saneringsgevallen een betere keuze te kunnen maken.
 - De AMvB Bodemsanering en proefbronnering zou ook betrekking moeten hebben op directe lozingen zodat het procedurele voordeel ook voor deze lozingen gaat gelden.
 - Een korte handreiking zal worden opgesteld voor het gebruik van deze richtlijn door vergunningverleners en saneerders, omdat deze volledige richtlijn veel achtergrondinformatie bevat waardoor het gebruik in de dagelijkse praktijk mogelijk wordt belemmerd.
 - Deze richtlijn moet niet alleen gebruikt worden door het Wvo-bevoegd gezag, maar ook door adviesbureaus en het Wbb- en Wm-bevoegd gezag. Daarom zullen voor alle betrokken partijen workshops worden georganiseerd om de nieuwe richtlijn zo snel mogelijk te implementeren.

Literatuur

1. Handboek Wvo-vergunningverlening. CIW/CUWVO-rapport, mei 1999.
2. Afvalwaterproblematiek bij Bodemsaneringen. CUWVO-rapport, april 1989.
3. Integrale afweging van lozingsopties voor vrijkomend grondwater bij bodemsaneringen en bronbemalingen. IWACO/TAUW-rapport 19064, februari 2000.
4. Kleine en kortdurende lozingen Wvo. CIW-rapport, juni 2001.
5. Milieu-effecten van diffuse emissies van vluchtige organische stoffen, TNO-rapport TNO-MEP - R 2000/407, november 2000.
6. Lozingsvergunningen voor opgepompt grondwater. Interne RIZA-notitie, oktober 1995.
7. Leidraad Bodembescherming, Deel B, Leidraad voor de praktijk. Hoofdstuk 6: Bodemsanering op hoofdlijnen (P.J. de Bruijn, G.M.M. Kok en J.W. Strookappe), 1996.
8. Leidraad Bodembescherming, Deel B, Leidraad voor de praktijk. Hoofdstuk 9: Actuele ontwikkelingen bodembeleid (M. Veul en J. Zegwaard), 1999.
9. Een rondobberend bootje op het grondwater: quo vadis met de kosteneffectieve stabiele eindsituatie? E. Alders, Bodem, oktober 2000.
10. Inventarisatie praktijkgegevens van grondwaterzuiverings-technieken. Tauw-rapport R3257320.VO5/BAB, februari 1994.
11. Handboek Bodemsaneringstechnieken. Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 1983.
12. Derde Nota waterhuishouding. Ministerie Verkeer en Waterstaat, augustus 1989.
13. Emissie-immissie - prioritering van bronnen en de immissietoets. CIW-rapport, juni 2000.
14. Beleidsnotitie Milieukwaliteitsnormen voor water, bodem en lucht. Werkgroep Integrale Normstelling Stoffen, 1997.
15. Concept Leidraad Afvalwaterproblematiek Mestverwerking, CIW-VI, mei 2001.

-
16. Operationalisatie van de 25%-doelstelling Verdroging: maatregelen, kosten en effecten. Achtergronddocument ten behoeve van Milieuverkenningen 3 en Evaluatienota Water. RIVM-rapport 715001001 of RIZA-nota 95.029, 1995.
 17. Aansluiten van dunwaterbronnen op de riolering en RWZI - Doelmatigheidsonderzoek, STOWA-rapport 96-11, 1996.
 18. Gezuiverde cijfers over zuiveren. RIZA-rapport 99.018, maart 1999.
 19. Het beslissingsondersteunend systeem RMK voor het beoordelen van varianten voor bodemsanering, fase 2. NOBIS-rapport 95-1-03, 1995.

Bijlagen

Bijlage 1 Samenstelling CIW-subwerkgroep Bodemsaneringen

Voorzitter:

ir. J.F. Boegborn Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden

Secretaris:

ir. D.A. Vroon RWS/RIZA

Leden (in alfabetische volgorde):

mr. drs. E.C. Alders FME-CWM (vertegenwoordiger VNO-NCW)

ing. A. Bolt
(tot april 2000) Gemeente Enschede (vertegenwoordiger VNG)

ing. J.D. Hattink Provincie Zeeland (vertegenwoordiger IPO)

ir. K. Krijt
(vanaf juni 2000) Ministerie VROM

ing. J. Nederlof
(tot september 1999) RWS/Directie Zuid-Holland

ing. W.H. Pieters Waterschap Reest en Wieden

ing. J.M. Segers Waterschap Rivierenland

drs. P.T. Tchang
(vanaf september 1999) RWS/Directie Zuid-Holland

ing. C. van der Vlist
(tot juni 2000) Ministerie VROM

Kader

In 1989 is de CUWVO-nota "Afvalwaterproblematiek bij bodemsaneringen" verschenen. Bij het opstellen van het Lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering (per 1 maart 1997 van kracht) is gebleken dat er kritiek bestaat op deze nota, zowel van de zijde van de overheid als van het bedrijfsleven. Het RIZA heeft in de eerste helft van 1997 een globale inventarisatie uitgevoerd naar deze kritiek. De inventarisatie had tot doel om een beeld te krijgen van de mogelijke problemen die zowel de waterkwaliteitsbeheerders (waterschappen en RWS) als het bedrijfsleven (o.a. VNO/NCW) ondervinden bij de implementatie van de nota uit 1989 bij bodemsaneringen.

Er blijkt een duidelijke behoefte te bestaan om de huidige CUWVO-nota aan te passen. De gevraagde aanpassingen liggen bij de betrokken partijen vooral op beleidsmatig terrein. De oude nota uit 1989 heeft o.a. onvoldoende rekening gehouden met:

- dunwaterproblematiek;
- verdrogingsproblematiek;
- integrale afweging andere milieucompartimenten;
- kortdurende en kleine lozingen.

Dunwaterproblematiek

Waterkwaliteitsbeheerders worden in toenemende mate geconfronteerd met de aanvoer van dunwater op de RWZI's. Dunwater kan worden omschreven als afvalwater met (zeer) lage concentraties aan zuurstofbindende stoffen en vaak ook nog zekere hoeveelheden milieubezwaarlijke stoffen, zoals nutriënten, zware metalen, PAK en bestrijdingsmiddelen. Bodemsaneringswater hoort daarbij, maar ook voorgezuiverd industrieel afvalwater en koelwater. Volgens de CUWVO-richtlijn uit 1989 dient het behandelde bodemsaneringswater zoveel mogelijk op de riolering te worden aangesloten, terwijl uit een STOWA-rapport (96-11) blijkt dat vanuit technologisch oogpunt (goede en doelmatige werking RWZI) zoveel mogelijk moet worden voorkomen dat dunwater op de riolering wordt aangesloten.

Verdrogingsproblematiek

Door de geohydrologische opbouw zijn sommige delen van Nederland zeer gevoelig voor het verspreiden van verontreinigingen via het grondwater. Dit heeft geresulteerd in een groot aantal verontreinigingsgevallen. Deze kunnen alleen worden gesaneerd door het onttrekken van grote hoeveelheden grondwater. Het grondwater wordt vervolgens op oppervlaktewater of riolering geloosd. Weliswaar resulteren deze technieken in de beoogde grondwaterkwaliteitsverbetering, maar tegelijkertijd komen beleidsvoornemens om de grondwatervoorraden te beschermen onder druk. Om aan dit beleidsconflict te ontkomen, kan het gereinigde grondwater door middel van infiltratie opnieuw in de bodem worden gebracht.

Integrale afweging milieucompartimenten

De CUWVO-nota uit 1989 gaat ervan uit dat in principe reiniging aan de bron moet plaatsvinden. Dit is gebaseerd op één van de belangrijkste uitgangspunten van het Nederlandse waterkwaliteitsbeleid (emissie-aanpak). De industrie vindt dat deze benadering (vanuit één milieucompartiment) te weinig rekening houdt met de eventuele negatieve effecten op andere milieucompartimenten en met de kosteneffectiviteit.

De provincie is de belangrijkste actor bij het integrale afwegingsproces bij bodemsaneringsprojecten. Gedeputeerde Staten moeten immers het saneringsplan van een bodemsanering goedkeuren. Voor het saneringsplan wordt een saneringsonderzoek uitgevoerd om te komen tot de keuze van de saneringsmethode. Verschillende varianten worden in dat onderzoek uitgewerkt en vergeleken. De uiteindelijke keuze voor een methode is afhankelijk van technische, organisatorische en financiële aspecten. Het saneringsonderzoek is dus de fase waarin de integrale afweging moet plaatsvinden. De andere actoren worden bij die fase niet altijd betrokken: zij lopen het risico dat hun belangen onvoldoende worden meegenomen. Het is dus van belang om in een vroege fase (saneringsonderzoek) als actor betrokken te zijn en/ of dermate heldere uitgangspunten te hebben voor de behandeling van eventueel vrijkomend grondwater dat de afweging door de provincie kan worden gemaakt. Door gebrek aan integrale afweging kan uiteindelijk de voortgang van bodemsaneringsprojecten in het geding komen. Het is dus zaak dat dit goed gebeurt.

Kortdurende en kleine lozingen

Hieronder vallen onder andere bronnerings- en bemalingswater. Hiervoor zijn geen richtlijnen in de CUWVO-nota uit 1989 opgesteld. Bij de waterkwaliteitsbeheerders is hier wel behoefte aan.

Uit de bovenstaande probleembeschrijving wordt duidelijk dat het nodig is om te komen tot overeenstemming over de uitgangspunten waarop een aanvraag van een bodemsanering dient te worden beoordeeld.

Taakopdracht

De taakopdracht van de subwerkgroep Bodemsaneringen is het opstellen van een handreiking voor waterkwaliteitsbeheerders voor de wijze waarop met aanvragen voor lozing van bodemsaneringswater op oppervlaktewater en riolering kan worden omgegaan. Deze handreiking dient ten minste aandacht te besteden aan de navolgende onderwerpen:

- Een geactualiseerde uitwerking van de beleidsuitgangspunten (o.m. bronaanpak, waterkwaliteitstoetsing, but/bbt, doelmatige werking van RWZI's en een integrale afweging van toe te passen saneringstechnieken).
- Aandacht voor het lozingenbesluit Wvo bodemsanering en proefbronnering (Stb. 1997, 22). De normering in dit besluit is gebaseerd op de normering in de CIW-richtlijn uit 1989. Wanneer de richtlijn wordt herzien voor de onderhavige categorie lozingen dan leidt dit niet alleen tot een aanpassing van het te voeren vergunningenbeleid van de waterbeheerders, maar zijn er mogelijk ook gevolgen voor deze AMvB (aanpassing normering).

Samenstelling

Bij bodemsaneringsprojecten zijn een groot aantal actoren betrokken. Ten behoeve van een succesvolle implementatie is een brede deelname in de subwerkgroep vereist. Gedacht wordt aan:

- Voorzitter: Waterkwaliteitsbeheerder
(Stichtse Rijnlanden: ir. J.F. Boegborn)
- Secretaris: RIZA (Afdeling EMP: ir. D.A. Vroon)
- Leden: Waterschappen (minimaal 2)
Rijkswaterstaat Regionale directies (minimaal 1)
Ministerie VROM
IPO
VNG
VNO/NCW

Bijlage 3 Hoofdpijnen waterkwaliteitsbeleid

Schematische weergave van de hoofdpijnen van het emissiebeleid voor water (bron: CIW-Handboek Wvo-vergunningverlening [lit. 1]).

Vermindering van de verontreiniging				i n t e g r a l e a f w e g i n g	p r i o r i t e r i n g						
A algemene aanpak emissies (ketenbenadering): →											
<i>Stap 1 Preventie:</i> (voorkomen van verontreiniging)	bronaanpak gericht op: <ul style="list-style-type: none"> • grond- en hulpstofkeuze • toepassing van schone technologie in het productieproces of de bedrijfsvoering • nieuw(e) productieproces of bedrijfsvoering • toepassing van procesgeïntegreerde oplossingen 										
<i>Stap 2 Hergebruik:</i> (hergebruik van water en stoffen waar mogelijk)	<ul style="list-style-type: none"> • kringloopsluiting (hergebruik binnen het productieproces/ de bedrijfsvoering) • hergebruik buiten het productieproces / de bedrijfsvoering • opwerking t.b.v. mogelijk hergebruik 										
<i>Stap 3 Verwijderen:</i> (‘end-of-pipe’)	afvalwaterbehandeling, zuivering										
B stofspecifieke aanpak emissies: →											
1 Implementatie <i>‘Esbjerg/OSPAR’:</i>	streven naar beëindiging van de lozing uiterlijk in 2020*)										
	<table border="1" style="width: 100%;"> <thead> <tr> <th style="width: 33%;">zwartelijststoffen</th> <th style="width: 33%;">overige verontreinigingen</th> <th style="width: 33%;"></th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>organohalogeenvr- bindingen, kwik, cadmium, benzeen, etc.</td> <td>zware metalen, zuurstofbindende stoffen, P, N, etc.</td> <td>sulfaat, chloride, warmte</td> </tr> </tbody> </table>		zwartelijststoffen			overige verontreinigingen		organohalogeenvr- bindingen, kwik, cadmium, benzeen, etc.	zware metalen, zuurstofbindende stoffen, P, N, etc.	sulfaat, chloride, warmte	
zwartelijststoffen	overige verontreinigingen										
organohalogeenvr- bindingen, kwik, cadmium, benzeen, etc.	zware metalen, zuurstofbindende stoffen, P, N, etc.	sulfaat, chloride, warmte									
2 Sanering op basis van:	emissieaanpak	emissieaanpak	waterkwaliteitsaanpak								
2a Primair inspanningsbeginsel:	beste bestaande technieken**)	best uitvoerbare technieken**)	toelaatbaarheid van lozingen en te nemen maatregelen afhankelijk van de nagestreefde milieukwaliteitsnormen****)								
2b Verdere eisen op grond van (= immissietoets):	MTR***) of andere van toepassing zijnde milieukwaliteitsnormen****)	MTR***) of andere van toepassing zijnde milieukwaliteitsnormen****)									
Stand-still-beginsel											
C bij nieuwe lozingen of toename van bestaande lozingen:	emissies in een beheersgebied mogen niet toenemen	de waterkwaliteit mag niet significant verslechteren	de waterkwaliteit mag niet significant verslechteren								

*) Geldt in ieder geval voor 43 in OSPAR-kader aangewezen prioritaire stoffen/stofgroepen.

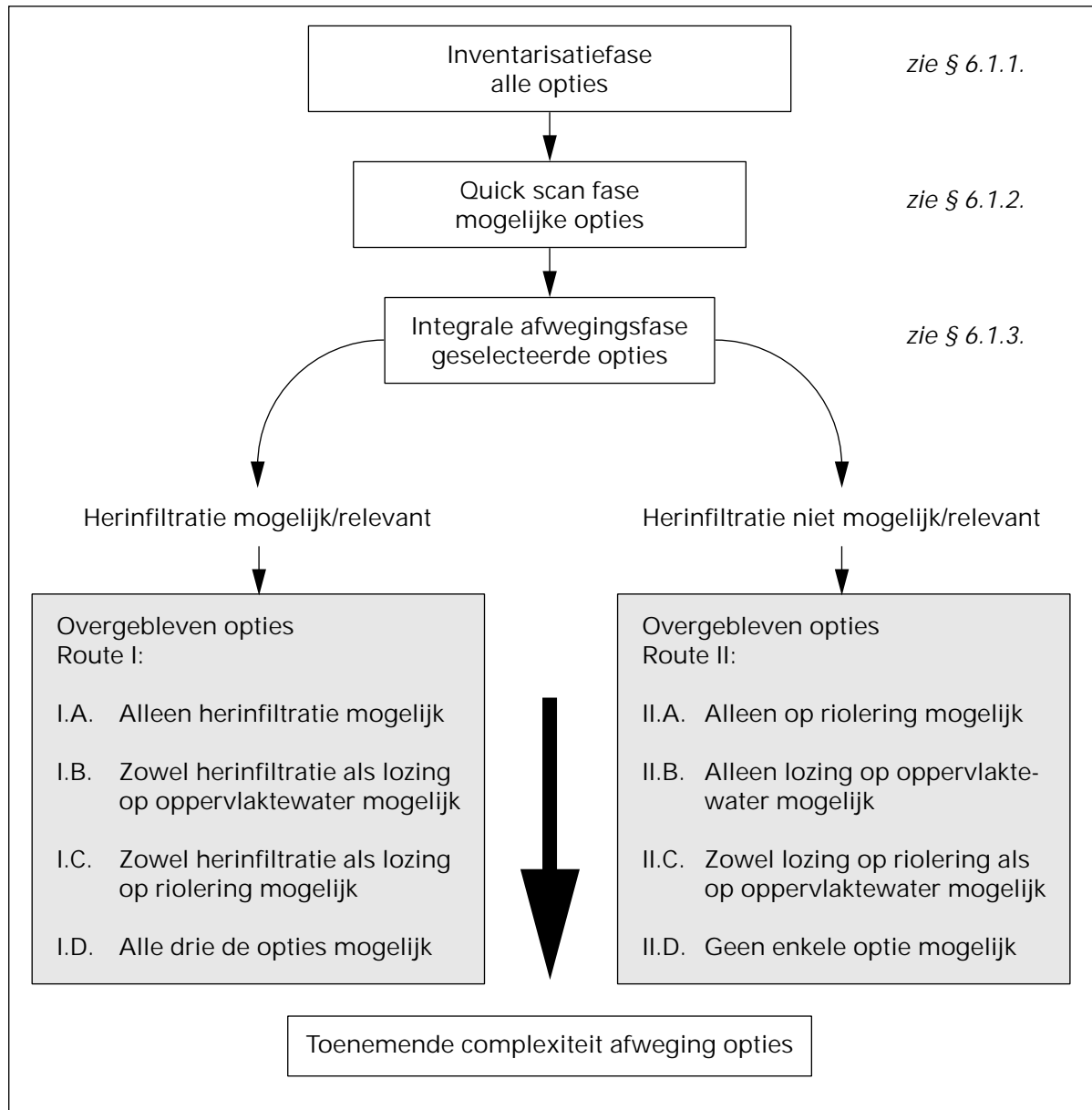
**) Het in internationaal kader vaak gebruikte begrip ‘best available techniques’ (bat) omvat zowel bbt als but.

***) Gelet op de lage concentraties in het mariene milieu gelden daar de streefwaarden in plaats van de MTR's als inspanningsverplichting.

****) Bij indirecte lozingen vanuit AMvB-inrichtingen omvat de immissietoets c.q. de waterkwaliteitsaanpak - naast de bescherming van het ontvangende oppervlaktewater - ook de bescherming van de doelmatige werking van zuiveringstechnische werken.

Bijlage 4 Lijst met afkortingen

AMK	Algemene milieukwaliteitsnorm
AMvB	Algemene Maatregel van Bestuur
BTEX	Benzeen, Tolueen, Ethylbenzeen, Xyleen
CIW	Commissie Integraal Waterbeheer
CZV	Chemisch zuurstof verbruik
DWA	Droogweerafvoer
GRP	Gemeentelijk rioleringsplan
Gw	Grondwaterwet
INS	Integrale normstelling stoffen
MTR	Maximaal toelaatbaar risiconiveau
NER	Nederlandse Emissie Richtlijn
Nkj	Kjeldahl-stikstof
NOBIS	Nederlands Onderzoeksprogramma Biologische In situ Sanering
NW4	Vierde Nota waterhuishouding
ONO	Ontgiften Neutraliseren Ontwateren
PAK	Polycyclische aromatische koolwaterstoffen
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
RMK	Risicoreductie, Milieuverdienste, Kosten
RWA	Regenwaterafvoer
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinrichting
SKB	Stichting Kennisontwikkeling en Kennistransfer Bodem
STOWA	Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
v.e.	Vervuilingseenheid (= inwonerequivalent)
VOCl	Vluchtige Organische Chloorkoolwaterstoffen
VR	Verwaarloosbaar risiconiveau
Wbb	Wet bodembescherming
Wm	Wet milieubeheer
Wvo	Wet verontreiniging oppervlaktewateren



Bijlage 6 CIW-modelaanvraagformulier grondwatersanering

.....

Gegevens te verstrekken bij een aanvraag tot verlening of wijziging van een vergunning ingevolge de Wet verontreiniging oppervlaktewateren ten behoeve van bodemsaneringsprojecten.

A. ALGEMEEN

1 TENAAMSTELLING

1.1 naam van de feitelijke lozer:
adres:
postcode:
plaats:
gemeente:

1.2 VESTIGING

naam:
adres:
postcode: plaats:
gemeente:
kadastrale aanduiding: plaats:
sectie:nr(s):

(U dient een situatietekening te overleggen, zie bijlage).

1.3 CONTACTPERSOON

naam:
functie:
adres:
postcode: plaats:
gemeente:
telefoon:

2 BESTAANDE, NIEUWE OF TIJDELIJKE LOZING

2.1 Betreft de aanvraag een bestaande, nieuwe of een tijdelijke lozing? bestaand
 nieuw
 tijdelijk
van tot

2.2 Met ingang van welke datum of in welke periode heeft de lozing plaatsgevonden of zal deze gaan plaatsvinden? Datum:

2.3 Waar vindt de lozing plaats of zal deze gaan plaatsvinden. op de gemeentelijke vuilwaterriolering
 op de riolering van een ander bedrijf
 op de gemeentelijke hemelwater-riolering (gescheiden stelsel/verbeterd gescheiden stelsel)
 op oppervlaktewater

- 2.4 Heeft er vooroverleg plaatsgevonden met de gemeente/provincie inzake de aanpak van de sanering?
Zo ja, eventuele besprekingsverslagen overleggen met een onderbouwing van de onder 2.3 vermelde lozingsvariant en informatie over de eventuele registratie-/meldings-/vergunning-plicht in het kader van de Wet bodembescherming en de Grondwaterwet.
- O nee
O ja, met
Zie bijlage
- 2.5 Is voor de lozing reeds eerder vergunning verleend krachtens enige wet of verordening? (Zo ja, gaarne een kopie overleggen, zie bijlage).
- O nee
O ja, door
datum:
reg.nr.:
- 2.6 Wordt/is naast deze aanvraag ook een aanvraag voor deze activiteiten ingediend voor een vergunning krachtens de Wet milieubeheer of beschikt u reeds over een geldige WM-vergunning?
- O nee, op is door medegedeeld dat hiervan wordt afgezien.
O ja, ingediend bij/verleend door
datum:
reg.nr.:

B. AFVALWATERSTROMEN

3 AFVALWATER

Welke soorten afvalwater worden geloosd in de situatie waarvoor vergunning aangevraagd wordt? Hoeveel afvalwater betreft dit en waar zal de lozing plaatsvinden?

	gem. hemelw. riool	gem. vuilw. riool	opper- vlakte water	bepaald volgens	bemon- stering ja/nee	tijds- duur
a) grondsanering
b) grondwater- sanering
c) beheersmaat- regel(en)
Totaal

In de vierde kolom aangeven op welke wijze(n) de volumestroom van de verschillende soorten (afval)water is bepaald. Gaarne codering volgens onderstaand overzicht:
- debietmeting (D) - pompuren (P) - watermeters (W) - schatting (S) - (.)

4 GRONDWATER

- 4.1 Hoeveel grondwater wordt er gemiddeld per etmaal en maximaal per uur geloosd opgesplitst naar aard van het afvalwater? Geef op dezelfde wijze als in tabel 3 aan op welke wijze(n) de volumestroom van het grondwater is bepaald.

aard van het afvalwater	gemiddelde afvoer in m ³ /etmaal	maximale afvoer in m ³ /uur	bepaald volgens
-------------------------	---	--	-----------------

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

4.2 Hoe vaak en gedurende welk tijdsbestek doen zich situaties voor waarin de gemiddelde afvoerdebieten in ruime mate worden overschreden?

4.3 Waardoor worden deze pieken veroorzaakt ?

5 ONVOORZIENE GEBEURTENISSEN
 Zijn er maatregelen getroffen om extra lozingen t.g.v. storingen, proefdraaien, in gebruik stellen, buiten bedrijf nemen, schoonmaken of herstelwerkzaamheden te voorkomen?
 O nee
 O ja, namelijk

C. ACTIVITEITEN EN MAATREGELEN

6 AARD VAN DE VERONTREINIGING

6.1 Wat is de aard van de activiteit die de bodemverontreiniging heeft doen ontstaan? (eventueel beschrijven in aparte bijlage).

6.2 Welke verontreinigingen zijn in de bodem en het grondwater aangetroffen en op welke plaats? (aangeven eventueel in aparte bijlage, zie bijlage).

Stof	Plaats	diepte in m	concentratie in bodem	concentratie in grondwater
------	--------	-------------	-----------------------	----------------------------

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

6.3 Geef op een plattegrond met dwarsdoorsneden aan waar de verontreiniging genoemd in 6.2 zich in de bodem dan wel in het grondwater bevindt, en geef op de tekening tevens eventuele ondoordringbare lagen aan en de grondwaterdoorstroming door de verschillende bodemlagen.

6.4 Er is wel/geen* drijfslaag aanwezig.
(*doorhalen wat niet van toepassing is)

7 PROCESVOERING

7.1 Geef op een aparte bijlage een beschrijving van het saneringsproject met planning van de werkzaamheden aan. Zie bijlage

7.2 Geef in de volgende tabel gegevens omtrent de verontreiniging van het te onttrekken grondwater (max. concentratie in µg/l, gem. concentratie in µg/l).

Stof	verwachte maximale concentratie in µg/l	verwachte gemiddelde concentratie in µg/l
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....
.....

7.3 Geef in een aparte bijlage in tabelvorm of grafisch het concentratieverloop in het te lozen water aan. (zie bijlage

7.4 Geef op de in vraag 6.3 genoemde plattegrond de plaats aan waar het lozingspunt alsmede de onttrekkingspunten gesitueerd zijn, en geef tevens per onttrekkingspunt aan of open dan wel gesloten bemaling is toegepast.

7.5 Geef aan welke andere soorten afvalwater vrij kunnen komen en hoe de afvoer/behandeling van de stroom geschiedt.

soort afvalwater	afvoer/behandeling
<input type="checkbox"/> spoelwater van de filters
<input type="checkbox"/> waswater van de transportwagens
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>
<input type="checkbox"/>

Geef van elk van de aangekruiste afvalwaterstromen de hoeveelheden en de verontreinigingen aan op een afzonderlijke bijlage. Zie bijlage

7.6 Zijn er andere omstandigheden dan hier-voor vermeld, die van invloed kunnen zijn op de hoeveelheid of hoedanigheid van het te lozen afvalwater? nee ja,

het te verwachten
rendement in %

- 8.1 Welke maatregelen/voorzieningen zijn er getroffen ter beperking van de hoeveelheid te lozen stoffen en wat is het rendement per onderdeel?
- O vuilwaterbassin
 - O olie/vetafscheiding
 - O flocculatie
 - O bezinken
 - O zandfilter(s)
 - O koolfilters(s)
 - O luchtstripping met afgasbehandeling
 - O luchtstripping zonder afgasbehandeling
 - O biologische zuivering
 - O chemische oxidatie
 - O drijf laag strippen
 - O

Geef op een afzonderlijke bijlage een onderbouwing van de keuze voor bovenstaande maatregel(en)/voorziening(en). Geef tevens van elk van de aangekruiste maatregelen een volledige beschrijving inclusief dimensionering. (Zie bijlage

- 8.2 Welke chemicaliën of andere hulpstoffen worden toegepast bij de zuivering van het verontreinigd grondwater? (zodanig opgeven op een aparte bijlage, zie bijlage
- O
 - O
 - O
 - O
 - O
- 8.3 Hoeveel van de in vraag 8.2 bedoelde stoffen worden per jaar toegepast?
- O m³/jaar
 - O kg/jaar
- 8.4 Op welke wijze wordt voorkomen dat de teruggehouden verontreinigingen (residuen, slibstoffen) met het afvalwater worden geloosd).
- O afvoeren naar een verwerkings- of inzamelbedrijf
 - O behandeling in eigen beheer
 - O op andere wijze, namelijk
- 8.5 Hoeveel van de in vraag 8.4 bedoelde stoffen worden per jaar afgevoerd en/of behandeld?
- O m³/jaar
 - O kg/jaar
- 8.6 Welke afvalwaterstromen zullen worden geloosd naar hoeveelheid, samenstelling, tijdstip en tijdsduur? (in aparte bijlage vermelden, voorzover deze gegevens bij vraag 3 nog niet zijn opgegeven). Zie bijlage

Ondergetekende verklaart als daartoe bevoegd persoon dit formulier en de daarbij behorende bescheiden, te weten bijlage(n), naar waarheid te hebben ingevuld.

plaats:

datum:

handtekening:

naam en functie (in blokletters):

telefoon:

TOELICHTING OP VRAGENLIJSTEN A, B en C

Deze vragenlijst betreft de aanvraag tot verlening of wijziging van een lozingsvergunning ten behoeve van bodemsaneringsprojecten. Bodemsaneringsprojecten vallen onder bedrijven of inrichtingen die afvalstoffen opslaan, behandelen of verwerken.

Volledige informatieverstrekking

Soms zal het nodig zijn dat er naast de beantwoording van de vragenlijst nog aanvullende gegevens worden gevraagd, hetgeen echter de ontvankelijkheid van de aanvraag niet in de weg behoeft te staan. Niettemin verdient het aanbeveling om in gecompliceerde gevallen contact op te nemen met de waterkwaliteitsbeheerder of de beheerder van het rioolstelsel teneinde er zeker van te zijn dat de over te leggen gegevens voldoende zijn voor het verlenen van de lozingsvergunning. Om de aanvraag te toetsen kan het bevoegd gezag in veel gevallen verzoeken het saneringsplan en/of de rapportage van het laatste bodemonderzoek in enkelvoud toe te voegen. Daarnaast moet u als aanvrager alle gegevens verstrekken met betrekking tot omstandigheden die van invloed kunnen zijn op de hoeveelheid of hoedanigheid van het te lozen afvalwater. Dit geldt ook voor omstandigheden waarnaar niet expliciet in de vragenlijst gevraagd wordt. Verzocht wordt om de vragenlijst volledig in te vullen en niet in plaats daarvan te verwijzen naar eventuele rapporten.

Deel A

Dit deel bevat algemene vragen waaruit in grote lijnen de aard van de inrichting/de sanering kan worden afgeleid en waarin de belangrijkste administratieve gegevens kunnen worden verstrekt.

1. Hier moeten de naam en adres van het bedrijf of instelling waarvoor vergunning wordt gevraagd worden vermeld. Indien deze gegevens betrekking hebben op een perceel van waaruit het afvalwater wordt geloosd moet bij vraag 1.1 de aanvrager (verantwoordelijke instantie/persoon) worden ingevuld. Ondertekening van de aanvraag moet door dezelfde instantie/persoon geschieden. Teneinde vertragingen in de procedure te voorkomen is het gewenst dat de aanvrager een contactpersoon aanwijst die een toelichting kan geven op de in de vragenlijst gegeven antwoorden en eventuele nadere gegevens kan verstrekken.
2. Bij de beoordeling of een vergunning al of niet kan worden afgegeven is het van belang te weten of het om een reeds bestaande, tijdelijke of om een nieuwe lozing gaat. Indien een bestaande lozing aanmerkelijk wordt uitgebreid, moet de nieuwe situatie in aanmerking worden genomen. Duidelijk moet worden aangegeven waardoor de wijziging van de bestaande lozingsituatie wordt veroorzaakt. Om de lozing correct te kunnen beoordelen is het gewenst dat informatie wordt gegeven over de plaats van lozing. Bij lozing op de gemeentelijke hemelwaterriolering moet (middels doorhalen) onderscheid worden gemaakt tussen de hemelwaterriolering van een gescheiden stelsel en de hemelwaterriolering van een verbeterd

gescheiden stelsel. Lozing op de hemelwaterriolering van een gescheiden stelsel zal worden beschouwd als een lozing op oppervlaktewater.

Om te komen tot de juiste lozingsvariant is het noodzakelijk dat een integrale afweging wordt gemaakt. Een optie die hierbij niet over het hoofd mag worden gezien is die van herinfiltratie in de bodem. Overleg met verschillende overheden is daarbij gewenst. Besprekingsverslagen kunnen inzicht verschaffen omtrent de juistheid van de gekozen lozingsvariant.

Het kan zijn dat voor de betreffende lozing reeds eerder vergunning is gegeven. Bijvoorbeeld, wanneer uitsluitend het lozingspunt wordt verplaatst, wanneer een aanvullende sanering noodzakelijk is of indien de bevoegdheid tot het verlenen van de vergunning op een andere instantie is overgedragen.

Teneinde te voorkomen dat met elkaar in strijd zijnde voorschriften worden gegeven of dat recentelijk getroffen maatregelen ongedaan zouden moeten worden gemaakt, is het gewenst dat kennis wordt genomen van eerder verleende vergunningen.

In het kader van de Wet milieubeheer (WM) bestaat er de verplichting om de vergunningverlening te coördineren. Gevraagd wordt of bij de gemeente of een andere overheidinstelling een aanvraagprocedure wordt of gaat worden gestart. Bij coördinatie is het vereist dat de aanvragen niet meer dan 6 weken na elkaar worden ingediend.

Deel B

Dit onderdeel van de vragenlijst heeft betrekking op de verschillende afvalwaterstromen.

3. U moet hier een zo goed mogelijke schatting maken van de hoeveelheden afvalwater die op de verschillende lozingspunten worden geloosd, uitgesplitst naar type afvalwaterstromen.
4. Deze vraag heeft betrekking op het grondwater zoals dat vrijkomt bij het productie-proces of bij de hoofdactiviteit waarvoor de vergunning wordt aangevraagd. De hoeveelheden water per uur en per etmaal moeten bekend zijn om na te gaan of de afvoersystemen en eventuele zuiveringstechnische voorzieningen voldoende capaciteit hebben. Daarbij is het uiteraard ook van belang te weten of er pieklozingen kunnen optreden.
5. Hier moet worden aangegeven welke voorzieningen zijn getroffen om te voorkomen dat onder buitengewone omstandigheden zoals ongelukken of storingen, verontreinigende stoffen in de riolering of in het oppervlaktewater terecht kunnen komen (zoals vloeistofdichte bakken onder opslagtanks, afsluiters in rioolleidingen, enz.).

Deel C

Dit deel bevat vragen betreffende de werking van installatie(s) waarin processen plaatsvinden die (kunnen) leiden tot lozingen van toxische, bio-accumulatieve of persistente afvalstoffen. Zowel uit processchema's als uit de beschrijvingen moet blijken, welke afvalstoffen, waar en in welke mate vrijkomen. Er moeten recente analysegegevens worden overgelegd.

-
6. Voor de beoordeling van de afvalwatersituatie is het van belang de aard van de te behandelen bodemverontreiniging te kennen. De aanvraag moet gericht zijn op de te verwachten hoeveelheid verontreiniging in de lozing. Het is van belang deze zo reëel mogelijk aan te geven. Bij een te lage inschatting kunnen de te lozen hoeveelheden in werkelijkheid hoger zijn dan die waarmee bij de beoordeling van de aanvraag rekening is gehouden. Het wordt dan moeilijk de vergunningsvoorschriften na te leven. Uiterste consequentie kan dan zijn dat de lozing moet worden beperkt of gestaakt. Aan de andere kant kan een te ruime opgave er toe leiden dat aan de vergunning onnodig stringente voorschriften worden verbonden, waaraan dan wellicht slechts kan worden voldaan door gebruik te maken van geavanceerde zuiveringstechnieken. In vraag 6.1 geeft u de aard van de activiteit op die de bodemverontreiniging heeft doen ontstaan zoals: gasfabriek, chemische wasserij, olieopslagplaats, asfaltfabriek, enz.
 7. Informatie over het saneringsproces is tevens noodzakelijk voor de beoordeling van de vraag welke gevolgen storingen kunnen hebben voor de samenstelling en de hoeveelheid van het afvalwater. Ook moeten andere vuilwaterbronnen worden opgegeven zoals bijvoorbeeld het uitwendig schoonspuiten van vrachtauto's, het spoelen van de filters. Tevens moet een onderscheid gemaakt worden in het type onttrekkingspunt. Bij een open bemaling kan mogelijk een grotere verontreiniging worden aangetroffen dan bij een "gesloten" bemaling zoals b.v. een strengenbemaling. Er zijn verschillende methoden om de verwachte concentratie te voorspellen zoals: middeling van concentraties in peilbuizen, voorspellingsmodellen, enz. Aangegeven moet worden op welke wijze de voorspelling tot stand is gekomen.
 8. Van de door u getroffen maatregelen moet u hier een volledige beschrijving op een afzonderlijke bijlage geven. Uit de beantwoording van de vragen moet blijken in hoeverre maatregelen er toe leiden dat de hoeveelheden te lozen afvalstoffen worden beperkt.
Bij gebruik van adsorptiemiddelen is opgave van de adsorptiecapaciteit noodzakelijk. Voor zover mogelijk moet voor iedere zuiveringstrap het rendement of de uitgangskoncentratie vermeld worden.
De samenstelling en de hoeveelheid van het onttrokken grondwater is in vraag 7 aangegeven. Hier moet aangegeven worden welke concentraties na passage van de beschreven zuiveringstechnische voorzieningen in het effluent verwacht worden.
Voor de beoordeling van de procesvoering is het noodzakelijk opgave te doen van de (automatische) regelsystemen met alarmbeveiliging en de bewaking door personeel.

CIW-MODELVERGUNNINGVOORSCHRIFTEN TEN BEHOEVE VAN
LOZING(EN) VANUIT BODEMSANERINGSPROJECTEN

BESLUIT:

een lozingsvergunning ex artikel 1, lid 1 van de Wet verontreiniging oppervlaktewateren te verlenen, onder de volgende voorschriften:

VOORSCHRIFT 1 (soorten afvalwaterstromen)

De ingevolge deze vergunning op de gemeentelijke riolering/oppervlaktewater te brengen afvalstoffen, verontreinigende of schadelijke stoffen mogen uitsluitend bestaan uit:

1. huishoudelijk afvalwater, afkomstig van
2. hemelwater, afkomstig van
3. overig afvalwater, te weten:
 - a. (gezuiverd) grondwater, afkomstig van een bronnering voor het in het droge afgraven van verontreinigde grond;
 - b. (gezuiverd) grondwater, afkomstig van een grondwatersanering;
 - c. (gezuiverd) grondwater, afkomstig van
 - d. drainagewater, afkomstig van
 - e. spoel/waswater, afkomstig van transportmiddelen
4.

Overeenkomstig de bij deze vergunning behorende aanvraag
d.d. nr. overgelegde beschrijving(en).

VOORSCHRIFT 2 (lozingseisen)

1. Het huishoudelijk afvalwater, als bedoeld in voorschrift 1, lid 1, afkomstig van, moet minimaal een IBA klasse doorlopen. De eventueel vrijkomende afvalstoffen mogen niet op het oppervlaktewater worden geloosd.*
- 2.1. Het te lozen water, als bedoeld in voorschrift 1, lid 3, mag gedurende een periode van maximaal een hoeveelheid van m³/etmaal en m³/uur niet overschrijden;
- 2.2. Het te lozen water, als bedoeld in voorschrift 1, lid 3, mag gedurende een periode van maximaal een hoeveelheid van m³/etmaal en m³/uur niet overschrijden;
3. Ter plaatse van het (de) lozingspunt(en)/de controleput/meetvoorziening moet het water, als bedoeld in voorschrift 1, lid 3, aan de volgende eisen te voldoen:

-
- a. de zuurgraad, uitgedrukt in pH-eenheden, mag niet lager zijn en niet hoger zijn dan
 - b. het chloridegehalte mag niet hoger zijn dan mg/l;
 - c. het sulfaatgehalte mag niet hoger zijn dan mg/l;
 - d. het gehalte aan bezinkbare bestanddelen mag niet hoger zijn dan ml/l;
 - e. het gehalte aan onopgeloste stoffen mag niet hoger zijn dan mg/l; *
 - f. het gehalte aan ijzer (Fe) mag niet hoger zijn dan mg/l;*
 - g. het chemisch zuurstofverbruik, bepaald als CZV, mag niet meer bedragen dan mg/l; *
 - h. het biochemisch zuurstofverbruik, bepaald als BZV, mag niet meer bedragen dan mg/l; *
 - i. het gehalte aan minerale olie, mag niet meer dan mg/liter bedragen;
 - j. het totaal gehalte aan vluchtige aromaten (BTEX), mag in totaliteit niet meer dan µg/liter bedragen;
 - k. de individuele gehalten van de vluchtige aromaten (BTEX) mogen onderstaande waarden niet overschrijden:
 - benzeen µg/liter;
 - toluen µg/liter;
 - ethylbenzeen µg/liter;
 - xyleen µg/liter;
 - l. het gehalte aan naftaleen, mag in totaliteit niet meer dan µg/liter bedragen;
 - m. het gehalte aan PAK mag niet meer dan µg/liter bedragen;
 - n. het gehalte aan PER mag niet meer dan µg/liter bedragen;
 - o. het gehalte aan TRI mag niet meer dan µg/liter bedragen;
 - p. het gehalte aan cyanide mag niet meer dan µg/liter bedragen.

* Alleen bij lozing rechtstreeks op oppervlaktewater

VOORSCHRIFT 3 (controlevoorzieningen)

(a: verplichting tot het hebben van een meetvoorziening)

1. Het te lozen afvalwater dient te allen tijde te kunnen worden onderworpen aan continue debietmeting en proportionele bemonstering. Daartoe dient het afvalwater via een doelmatig functionerende voorziening voor continue debietmeting en bemonstering te worden geleid, welke de goedkeuring behoeft van de waterkwaliteitsbeheerder.
2. De in lid 1 bedoelde voorziening dient zodanig te worden geplaatst, dat deze voor inspectie goed bereikbaar en toegankelijk is.

(b: verplichting tot het hebben van een controleput)

1. Het te lozen afvalwater dient te allen tijde te kunnen worden bemonsterd. Daartoe dient het via een controleput te worden geleid, die geschikt is voor bemonsteringsdoeleinden.
2. De in lid 1 bedoelde controleput dient zodanig te worden geplaatst, dat deze goed bereikbaar en toegankelijk is.

VOORSCHRIFT 4 (verplichting tot meten en bemonsteren)

1. Het te lozen afvalwater dient maal per maand/jaar door of vanwege vergunninghouder door meting en bemonstering te worden gecontroleerd.
2. De in lid 1 genoemde controle betreft de hoeveelheid van het geloosde afvalwater, per etmaal, alsmede de volgende van de in voorschrift 2, lid 3, genoemde stoffen/parameters:
.....
.....
.....
.....
3. Indien uit de onderzoeksresultaten blijkt dat met een lagere onderzoeksfrequentie, danwel met een geringer aantal parameters/stoffen kan worden volstaan, kan de waterkwaliteitsbeheerder op een daartoe strekkend verzoek aldus besluiten.
4. De analyses van de in lid 2 genoemde stoffen/parameters moeten worden uitgevoerd conform de voorschriften, waarnaar wordt verwezen in de bijlage behorende bij deze vergunning.
5. Indien uit onderzoeksresultaten blijkt dat met andere analysemethoden gelijkwaardige resultaten kunnen worden bereikt als die met de in lid 4 bedoelde methoden, mogen die - na verkregen toestemming van de waterkwaliteitsbeheerder - worden gebruikt.
6. De meet- en analyseresultaten met betrekking tot de te controleren afvalwaterstromen moeten maal per jaar binnen maanden na afloop van de controleperiode aan de waterkwaliteitsbeheerder worden gerapporteerd.
7. De wijze van het te verrichten onderzoek, alsmede de wijze van rapporteren behoeven de goedkeuring van de waterkwaliteitsbeheerder.

VOORSCHRIFT 5 (beheer en onderhoud)

De in de voorschriften en bedoelde lozingswerken en voorzieningen moeten doelmatig functioneren, in goede staat van onderhoud verkeren en met zorg worden bediend. Aanwijzingen hieromtrent van of vanwege de waterkwaliteitsbeheerder moeten worden opgevolgd.

VOORSCHRIFT 6 (aansluiting derden)

Het is de vergunninghouder niet toegestaan zonder schriftelijke toestemming van de waterkwaliteitsbeheerder een werk aan te sluiten of te doen aansluiten op het werk ten behoeve waarvan deze vergunning is verleend.

VOORSCHRIFT 7 (melden van wijzigingen)

Voorgenomen wijzigingen die tot gevolg zullen hebben dat de feitelijke situatie niet meer door de ten behoeve van de vergunningverlening overgelegde beschrijvingen correct wordt weergegeven, moeten aan de waterkwaliteitsbeheerder worden gemeld.

VOORSCHRIFT 8 (aanwijzen contactpersoon)

De vergunninghouder is verplicht één of meer personen aan te wijzen die in het bijzonder belast is (zijn) met het toezicht op de naleving van het bij deze vergunning bepaalde of bevolene, waarmede door of namens de waterkwaliteitsbeheerder in spoedgevallen overleg kan worden gevoerd. De vergunninghouder deelt binnen 14 dagen nadat deze vergunning in werking is getreden de waterkwaliteitsbeheerder mee de naam, het adres en het telefoonnummer van degene(n) die door of vanwege hem is (zijn) aangewezen. Wijzigingen dienen onmiddellijk te worden gemeld.

VOORSCHRIFT 9 (melding aanvang lozing)

Tenminste uur/dagen voor aanvang van de onderhavige lozing moet de vergunninghouder de waterkwaliteitsbeheerder schriftelijk in kennis stellen van het tijdstip van aanvang van de lozing.

VOORSCHRIFT 10 (calamiteitenregeling)

1. Indien als gevolg van calamiteiten of andere uitzonderlijke omstandigheden niet aan de gestelde voorschriften wordt voldaan of naar verwachting niet kan worden voldaan, moet de vergunninghouder terstond maatregelen treffen teneinde de nadelige invloed van de lozing op de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater en/of de doelmatige werking van de RWZI, voor zover zij niet kunnen worden voorkomen, zoveel mogelijk te beperken of ongedaan te maken. De waterkwaliteitsbeheerder moet van één en ander zo spoedig mogelijk op de hoogte worden gesteld. De door of vanwege de waterkwaliteitsbeheerder ter zake gegeven aanwijzingen moeten strikt worden opgevolgd.
2. Indien de waterkwaliteitsbeheerder dit gewenst acht, zal vergunninghouder betreffende het voorval schriftelijk rapport uitbrengen met vermelding van oorzaak, datum en tijd van aanvang en beëindiging van het voorgevallene en de gevolgen ervan voor de kwaliteit van het geloosde afvalwater, alsmede van de voorgenomen maatregelen ter voorkoming van herhaling.
3. Indien als gevolg van calamiteiten of andere uitzonderlijke omstandigheden de kwaliteit van het ontvangende oppervlaktewater en/of de doelmatige werking van de RWZI zodanig beïnvloed wordt dat het noodzakelijk is maatregelen van tijdelijke aard te treffen, dan is de vergunninghouder verplicht daartoe op aanschrijving van of vanwege de waterkwaliteitsbeheerder onverwijld over te gaan.

-
4. De tijdelijke maatregelen kunnen slechts bestaan uit het opleggen van niet in de vergunning opgenomen voorzieningen betreffende de hiervoor omschreven lozingen en/of beperken of staken van de lozing van verontreinigende stoffen zoals deze volgens de vergunning is toegestaan.
 5. Een maatregel als hierboven bedoeld zal maximaal voor een periode van 48 uur, telkenmale met maximaal even zoveel uren te verlengen, worden opgelegd en mag in geen geval tot gevolg hebben dat de lozing van afvalwater volgens de vergunning na het vervallen van de tijdelijk opgelegde verplichtingen geheel of gedeeltelijk niet meer mogelijk is.

VOORSCHRIFT 11 (kennisgeving overdracht)

Van overdracht door de vergunninghouder van het bedrijf of het werk aan een rechtsopvolger onder algemene of bijzondere titel, moet door laatstgenoemde, binnen 14 dagen na overdracht, mededeling aan de waterkwaliteitsbeheerder worden gedaan.

Bijlage

Behorende bij de Wvo-vergunning ten name van

ANALYSEVOORSCHRIFTEN

- Bepalingen van de in de vergunning vermelde parameters moeten door het bevoegd gezag en bij voorkeur door de vergunninghouder, voor zover de vergunninghouder beschikt over een voorgeschreven bemonsteringsplicht, worden uitgevoerd overeenkomstig de analysemethode zoals vermeld in de kolom "voorgeschreven methode" voor de in de eerste kolom weergegeven parameter.
- Het is de vergunninghouder toegestaan, zonder toestemming gebruik te maken van de analysemethoden zoals vermeld in de kolom "gelijkwaardige methoden" voor de in de eerste kolom weergegeven parameters. Dit onder voorwaarde dat de gelijkwaardige methode geschikt is voor de matrix van het afvalwater waarop de lozingseis betrekking heeft en dat de bepalingsgrens gelijk of lager is dan de lozingseis van de betreffende parameter.

Parameter	Voorgescreven methode	Gelijkwaardige methoden
Zuurgraad	ISO 10523 (1994)	NEN 6411 (1981)
CZV (chemisch zuurstofverbruik)	ISO/DIS 15705 (2000)	NEN 6633 (1998)
BZV (biologisch zuurstofverbruik)	ISO/DIS 5815-1 (2001)	NEN-EN 1899 (1998)
NKj (Kjeldahl stikstof)	NEN-ISO 5663 (1993)	NEN 6646 (1990)
Bezinksel (Imhoff)	NEN 6623 (1988)	Geen
Onopgeloste bestanddelen (in droge stof)	NEN-EN 12880 (2001)	NEN 6621 (1988)
Olie (minerale)	NEN-EN-ISO 9377-2 (2000)	NEN 6675 (1989)
Vet (plantaardig/dierlijk)	NEN 6671 (1994)	NEN 6672 (1994)
Nitraat	NEN-EN-ISO 10304-2 (1996)	NEN-EN-ISO 13395 (1997), NEN-ISO 7890-3 (1999)
Sulfaat	NEN-EN-ISO 10304-2 (1996)	NEN 6654 (1992), NEN 6487 (1997)
Chloride	NEN-EN-ISO 15682 (2001)	NEN 6476 (1981), NEN 6470 (1997)
Fosfaat (totaal)	ISO/DIS 15681-2 (2001), ISO/DIS 15681-1 (2001)	NEN 6426 (1995), NEN-EN 1189 (1997), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6645 (1999), O-NEN 6427 (1999)
Fluoride	ISO 10359-2 (1994)	NEN 6483 (1982)
Cyanide (totaal)	NEN 6655 (1997)	NEN 6489 (1982), ISO/DIS 14403 (1998)
Fenolen	ISO 8165-1 (1992)	NEN-EN-ISO 14402 (1999)
MAK (monocyclische aromatische koolwaterstoffen), BTEX, naftaleen	NEN 6407 (1997)	ISO 11423-1 (1997)
Chloorbenzenen	NEN-EN-ISO 6468 (1997)	NEN-EN-ISO 10301 (1997)
Chloorfenolen	NEN-EN-ISO 12673 (1999)	ISO 8165-1 (1992)
VOX (vluchtige organische halogenen)	NEN 6401 (1991)	Geen
EOX (extraheerbare organische halogenen)	NEN 6676 (1994)	Geen
PER (perchloorethyleen)	NEN-EN-ISO 10301 (1997)	NEN 6407 (1997)
TRI (trichloorethyleen)	NEN-EN-ISO 10301 (1997)	NEN 6407 (1997)
Organofosfor-pesticiden	NEN-EN-ISO 12918 (1999)	Geen
Organostikstof-pesticiden	NEN-EN-ISO 11369 (1997)	NVN 6409 (1997)
Organochloor-pesticiden en PCB's	NEN-EN-ISO 6468 (1997)	Geen
PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen, 6 van Borneff)	NEN 6524 (1984)	Geen
PAK (polycyclische aromatische koolwaterstoffen, 10 PAK)	O-NEN 6527 (2000)	Geen
PAK (EPA)	VPR C85-11	Geen
Zuurstofgehalte	NEN-ISO 5814 (1993)	NEN-ISO 5813 (1993)
Arseen	NEN 6426 (1995)	NEN 6432 (1993), NEN-ISO 6595 (1993), NEN 6457 (1994), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Cadmium	NEN 6426 (1995)	NEN 6452 (1980), NEN 6458 (1983), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999)
Chroom	NEN 6426 (1995)	NEN 6448 (1981), NEN 6444 (1997), NEN-EN 1233 (1997), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Koper	NEN 6426 (1995)	NEN 6451 (1980), NEN 6454 (1994), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Kwik	NEN-EN 1483 (1997)	NEN 6438 (1986), NEN 6439 (1986), NEN 6445 (1997), NEN-EN 12338 (1998), ISO 5666 (1999), O-NEN 6427 (1999), ISO 16590 (2000)
Lood	NEN 6426 (1995)	NEN 6453 (1980), NEN 6429 (1994), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Nikkel	NEN 6426 (1995)	NEN 6456 (1981), NEN 6430 (1994), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Zink	NEN 6426 (1995)	NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
IJzer	NEN 6426 (1995)	NEN 6460 (1981), NEN 6482 (1982), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Zilver	NEN 6426 (1995)	NEN 6462 (1982), NEN 6609 (1997), NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999), O-NEN-EN-ISO 15586 (2001)
Tin	NEN 6426 (1995)	NEN-EN-ISO 11885 (1998), O-NEN 6427 (1999)
