



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk

*Ondersteuning bij enige relevante
uitvoeringsaspecten*

RIVM rapport 607050010/2011

F.A. Swartjes | J. Valstar | M.C. Zijp |

P. van Beelen | P.F. Otte



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk

Gebiedsafbakening, aanpak bronzone, procedure
voor monitoring, (risicogebaseerde) toetsing
grondwaterkwaliteit, kosten-batenanalyse

RIVM Rapport M/607050010/2011

Colofon

© RIVM 2011

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: 'Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave'.

F.A. Swartjes
J. Valstar^{*}
M.C. Zijp
P. Van Beelen
P.F. Otte

^{*} Deltares; basis voor Hfdst. 6 (Monitoring)

Contact:
Frank Swartjes
RIVM/LER
frank.swartjes@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het voormalige ministerie van VROM/Directie Leefomgevingskwaliteit, in het kader van Duurzaam gebruik van de ondergrond.

Rapport in het kort

Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk

Gebiedsafbakening, aanpak bronzone, procedure voor monitoring, (risicogebaseerde) toetsing grondwaterkwaliteit, kosten-batenanalyse

Het beheer van grondwater richt zich op beoordeling van de grondwaterkwaliteit en zonodig sanering. Dit beheer van grondwater is in Nederland vaak om technische, praktische en financiële redenen niet haalbaar. Als uitweg is de tendens gaande om verontreinigingen niet meer individueel maar op grotere schaal, in samenhang te beoordelen en aan te pakken. Dit zogeheten gebiedsgericht grondwaterbeheer maakt het beheer ervan efficiënter en daarmee vaak goedkoper. Door de gebiedsgerichte aanpak kan de grondwaterkwaliteit binnen het gedefinieerde gebied namelijk minder streng worden beoordeeld ten opzichte van individuele grondwaterverontreinigen. Bovendien is de organisatie van het beheer van een cluster verontreinigingen eenvoudiger dan voor elke verontreiniging apart op verschillende tijdstippen.

Gebiedsgericht grondwaterbeheer vraagt om een aanpak die is toegespitst op de specifieke omstandigheden van de locatie. Om dit Gebiedsgericht grondwaterbeheer te faciliteren heeft het RIVM op verzoek van het ministerie van Infrastructuur en Milieu (I&M) enkele algemene praktische aanwijzingen opgesteld. Deze zijn gericht op een methode om de afbakening van het beheersgebied te bepalen en om de bronzone voor grondwaterverontreiniging aan te pakken. Ook is een procedure opgesteld om het grondwater te monitoren, wordt de beoordeling van de grondwaterkwaliteit belicht en een kosten-batenanalyse besproken. Deze informatie vult bestaande relevante documenten aan, zoals de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer uit 2010 die eveneens in opdracht van I&M werd opgesteld.

Trefwoorden:

gebiedsgericht grondwaterbeheer, gebiedsafbakening, monitoring

Abstract

Region-specific Groundwater management in practice.

Delineation of domain, source management, procedure for monitoring, (risk-based) evaluation of the groundwater quality, cost-benefit analyses

The management of separate groundwater contamination plumes focuses on quality assessment and, when necessary, remediation. This management of groundwater plumes in the Netherlands is often problematic for technical, practical or financial reasons. One solution is a tendency towards not managing groundwater plumes individually, but from an integrated perspective and on a larger scale. This so-called region-specific groundwater management is often more efficient and hence, cheaper. The reason for this is that groundwater quality assessment within the specific region is less stringent than in individual cases of groundwater contamination. Moreover, the organisation of the management of a cluster of groundwater plumes is much easier than it would be if all individual groundwater plumes were managed at different points in time.

Region-specific groundwater management should follow a tailor-made approach. However, to facilitate region-specific groundwater management, the Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment commissioned the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) to formulate some practical guidance. This guidance relates to the delineation of the domain, the management of sources for groundwater contamination, procedures for monitoring, (risk-based) assessment of the groundwater quality and a cost-benefit analysis. This information is supplementary to other relevant documents, for example, the Practical Guide for region-specific groundwater management (in Dutch, Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer) which was also drawn up by order of the Ministry of Infrastructure and the Environment.

Key words:

Region-specific groundwater management, delineation of domain, monitoring

Inhoud

Samenvatting	9
Voorwoord	11
1	Inleiding 13
1.1	Achtergronden 13
1.2	Kansen 13
1.3	Doelen gebiedsgericht grondwaterbeheer en dit rapport 15
2	Afstemming met de praktijk 17
3	Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk 19
3.1	<i>Attenuation</i> 19
3.2	Uitvoeringsaspecten 19
3.3	Natuurlijke achtergrondgehalten 19
3.4	Organisatorische en juridische aspecten 20
3.5	Europese verplichtingen 21
3.5.1	Europese Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn 21
3.5.2	Gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen 22
3.5.3	Uitzonderingen 23
3.5.4	Voorwaarden 24
3.6	Energiegerelateerde elementen 24
3.6.1	Principe 24
3.6.2	Relatie met bodemverontreiniging 25
4	Gebiedsafbakening 27
4.1	Achtergronden 27
4.2	Criteria voor geografische afbakening 27
4.3	Criteria voor thematische afbakening 29
5	Aanpak bronzones 31
6	Monitoring 33
6.1	Doelstelling 33
6.2	Uitgangssituatie 34
6.2.1	Conceptueel model 34
6.2.2	Karakterisatie van de fysieke omgeving 34
6.2.3	Aantal en omvang van de pluimen en bronzones 34
6.2.4	Onderscheid gevaarlijke/niet-gevaarlijke stoffen 36
6.3	Uitwerking 37
6.3.1	Uitgangspunten 37
6.3.2	Procesmonitoring 38
6.3.3	Controlemonitoring 39
6.3.4	Inrichting monitoringsnetwerk 40
6.3.5	Trendmonitoring 43
6.3.6	Externe invloeden 44
6.4	Case study: uitwerking haven van Rotterdam 44
7	Beoordeling grondwaterkwaliteit 49
7.1	Achtergronden 49

7.2	Beoordeling binnen het beheersgebied	49
7.3	Beoordeling van de grondwaterkwaliteit	50
	7.3.1 Principe	50
	7.3.2 Controlemonitoring bij kwetsbare objecten	50
	7.3.3 Trendmonitoring	50
7.4	<i>Fall back</i> scenario	50
7.5	Toetscriteria	51
	7.5.1 Bestaande normen en grenswaarden	51
	7.5.2 Achtergrondconcentraties	51
	7.5.3 Maximaal toelaatbare toevoeging	51
	7.5.4 Streefwaarden	52
	7.5.5 Normen uit het Drinkwaterbesluit	52
	7.5.6 Interventiewaarden	52
	7.5.7 Drempelwaarden	53
7.6	Functie-specifieke risicogrenzen voor grondwater	54
7.7	Te hanteren toetscriteria	55
	7.7.1 Aan de rand van beheergebied	55
	7.7.2 Binnen het beheersgebied	55
8	Kosten-batenanalyse	57
8.1	Achtergrond	57
8.2	Casus Apeldoorn	57
	8.2.1 Grondwaterproblematiek	57
	8.2.2 Vergelijking geval- en gebiedsgerichte benadering	58
Referenties		61

Samenvatting

Het beheer van grondwater richt zich op beoordeling van de grondwaterkwaliteit en zonodig sanering. Het *gebiedsgericht beheer van grondwater*, oftewel *gebiedsgericht grondwaterbeheer*, is ontstaan door een omslag in het denken over de aanpak van grondwaterverontreiniging. Deze omslag in denken was nodig, omdat de gevalsgerichte aanpak vaak om technische, praktische en financiële redenen niet haalbaar bleek en veelal leidde tot stagnatie. Het *doel van dit rapport* is richting geven aan enige relevante uitvoeringsaspecten van gebiedsgericht grondwaterbeheer, met name gericht op het afbakenen van een beheersgebied, de aanpak van de bronzone voor grondwaterverontreiniging, de procedure van monitoren, het (risicogebaseerde) beoordelen van de grondwaterkwaliteit en kosten-batenanalyse. Alhoewel de aanpak maatwerk is, faciliteert inzicht in deze aspecten gebiedsgericht grondwaterbeheer en draagt bij aan de uniformiteit van de aanpak. Deze uitvoeringsaspecten zijn aanvullend ten opzichte van relevante bestaande documenten, zoals de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer. Bij gebiedsgericht beheer van verontreinigd grondwater moet rekening worden gehouden met verplichtingen die voortvloeien uit de Kader Richtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR).

Gebiedsafbakening

Een essentiële stap in de beginfase van gebiedsgericht grondwaterbeheer is de afbakening van een zogenaamd *beheersgebied*, zowel fysiek (geografisch) als thematisch. Criteria voor geografische afbakening van een gebied kunnen zijn: bestuurlijke grenzen, historische grenzen, eigendomsgrenzen, functiegrenzen, grondwaterverontreinigingspatroon, hydrologische grenzen, de ligging van kwetsbare objecten en financiën. Doorgaans wordt een combinatie van criteria gebruikt voor de gebiedsafbakening. Voor de verticale geografische afbakening kan worden gekeken naar het voorkomen van verontreinigingsbronnen (bovengrens) en de mate van gebruik van de ondergrond (ondergrens). De geografische afbakening moet altijd plausibel zijn, uitlegbaar en gestoeld op gezond verstand. De thematische afbakening richt zich op het definiëren van thema's die binnen een specifiek gebied op gebiedsgerichte wijze worden aangepakt.

Aanpak bronzone

Het wordt algemeen onderkend dat in alle gevallen verwijdering van de bronzone voor grondwaterverontreiniging de voorkeur verdient. Er worden verschillende definities van begrip 'bronzone' gegeven. In meer algemene zin geldt dat de sanering van de bronzone de gebiedsgerichte aanpak van de pluim in de ondergrond niet mag belemmeren en omgekeerd.

Monitoring

Controlemonitoring wordt uitgevoerd om te controleren of een verontreiniging zich niet over de grens van het beheersgebied of naar een ander kwetsbaar object toe dreigt te verspreiden, en daar onaanvaardbare risico's op kan leveren, en indien nodig maatregelen te treffen. *Procesmonitoring* is erop gericht om de modelparameters voor

de belangrijkste processen te kalibreren. *Trendmonitoring* is bedoeld om vast te stellen wat de totale omvang (totale volume boven de norm) van de verontreiniging in het beheersgebied is en te bepalen hoe deze omvang zich in de toekomst zal ontwikkelen om vast te stellen of er een trendombuiging op zal treden.

Als uitgangssituatie voor monitoring in geval van gebiedsgericht grondwaterbeheer geldt dat er een goed conceptueel model moet zijn. Dit conceptuele model moet informatie bevatten over de fysieke omgeving, aanwezige pluimen en bronzones en het onderscheid tussen gevaarlijk en niet-gevaarlijke stoffen. De uitwerking van de monitoring voor gebiedsgericht grondwaterbeheer richt zich op het gebruik van metingen en modellering. Om in de praktijk goed te kunnen werken met modelvoorspellingen bij gebiedsgericht grondwaterbeheer dient rekening gehouden te worden met onzekerheden in de modelvoorspellingen en zal op basis van een cyclus van monitoren en modelleren de modelberekening te worden verbeterd.

(Risicogebaseerd) beoordelen van de grondwaterkwaliteit

Binnen het beheersgebied wordt niet voor iedere pluim getoetst op de hoeveelheid aangrenzend schoon grondwater dat verontreinigd raakt, zoals bij de gevalsspecifieke aanpak gebeurt. Wel moeten de ondergrondse en bovengrondse functies binnen het beheersgebied mogelijk blijven zonder dat er sprake is van onaanvaardbare risico's. Controlemonitoring vindt plaats om een duurzame grondwaterkwaliteit buiten het beheersgebied te borgen. Het is raadzaam om indien er in een monitoringslocatie een verhoogde concentratie (bijvoorbeeld groter dan 0,1 x de te hanteren norm) wordt aangetroffen, aanvullende monitoring uit te voeren.

Voor wat betreft de toetscriteria is het wenselijk aan te sluiten bij bestaande wettelijke kaders voor toetsing van grondwaterkwaliteit, zoals achtergrondconcentraties, maximaal toelaatbare toevoeging, streefwaarden, normen uit het Drinkwaterbesluit, interventiewaarden en drempelwaarden. Aan de rand van het beheersgebied is de interventiewaarde voor grondwater de bovengrens van de te hanteren toetscriteria. Bovendien hangt het toetscriterium af van de aanwezige kwetsbare objecten.

De risico's van grondwaterverontreiniging kunnen worden beoordeeld vanuit de functies die aan het grondwater kunnen worden toegekend. Op grond hiervan wordt momenteel, in analogie met de maximale waarden voor duurzaam bodemgebruik voor de bovengrond, functie-specifieke risicogrenzen voor grondwater afgeleid voor een aantal relevante contaminanten (nieuw rapport).

Kosten-batenanalyse

In het algemeen wordt aangenomen dat gebiedsgericht grondwaterbeheer goedkoper is dan een gevalsgesichte aanpak. In de praktijk wordt bij de gevalsgesichte aanpak ROSA (Robuuste Saneringsafweging) gebruikt om verschillende varianten systematisch af te wegen en te komen tot een realistische saneringsdoelstelling. Voor de casus Apeldoorn wordt een overzicht gegeven van kosten en baten. Hieruit blijkt dat gebiedsgericht grondwater beheer een factor 8-10 minder netto kosten met zich meebrengt dan een gevalsgesichte benadering.

Voorwoord

De laatste jaren is een aantal interessante gebiedsgerichte grondwaterbeheersprojecten uitgevoerd. Een aantal steden, regio's en provincies vervulde hierbij een pioniersrol. Ook waren diverse werkgroepen actief op het gebied van gebiedsgericht grondwaterbeheer. Zo werkten verschillende overheden, marktpartijen en maatschappelijke organisaties samen in het *Grondwatercollectief* (<http://www.grondwatercollectief.nl/>). Vanuit verschillende invalshoeken is een aantal relevante documenten verschenen.

In dit rapport is gebruik gemaakt van de schat aan nuttige informatie uit de bestaande projecten, documenten en werkgroepen, en tevens aanvullende aspecten bevat die bijdragen aan een succesvolle uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk. Met name de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer (Van der Gun, 2010) is hierbij van groot belang, vooral voor de beleidsmatige inkadering.

Momenteel is gebiedsgericht grondwaterbeheer in een ontwikkelingsfase, waaraan de gememoreerde projecten, documenten en werkgroepen een bijdrage leveren. Deze documenten dragen in meer of mindere mate bij aan 'het richting geven aan de uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer'. Naar verwachting zal deze ontwikkeling zich de komende jaren voortzetten.

1 Inleiding

1.1 Achtergronden

Het beheer van grondwater richt zich op beoordeling van de grondwaterkwaliteit en zonodig sanering. Het *gebiedsgericht beheer van grondwater*, oftewel *gebiedsgericht grondwaterbeheer*, is ontstaan door een omslag in het denken over de aanpak van grondwaterverontreiniging. Deze omslag in denken was nodig, omdat de gevalsgerichte aanpak vaak om technische, praktische en financiële redenen niet haalbaar bleek en veelal leidde tot stagnatie. Daarnaast is er de wens om het potentieel van de ondergrond, in termen van ruimte, energie, grondstoffen, water, biomassa en veiligheid, duurzaam aan te wenden en zo een bijdrage te leveren aan diverse maatschappelijke opgaven (Ministerie van VROM, 2010). Dit betekent dat ook het beheer en sanering van (grootschalige) grondwaterverontreinigingen plaats dient te vinden vanuit een integrale visie in samenhang met ruimtelijke ontwikkelingen. Dit is wettelijk gezien lastig, aangezien er voor deze thema's sectoraal beleid bestaat, geformuleerd in de Wet bodembescherming (waterkwalitatieve aspecten, oftewel bodemverontreiniging) en de Waterwet (kwantitatieve en energiegerelateerde aspecten). Mogelijk moeten nog andere relevante grondwateraspecten worden beschouwd (bijvoorbeeld: doelstellingen voor oppervlaktewater, bodemdaling, natuur).

Een gevolg van het specifieke karakter van gebiedsgericht grondwaterbeheer is, dat er (nog meer) aanspraak gemaakt wordt op specifieke vaardigheden van betrokkenen, zoals onderhandelingscapaciteiten en procesmanagement. Volgens De Graaf et al. (2009), die een enquête hebben uitgezet, vinden de waterbeheerders de volgende elementen van belang voor gebiedsgericht grondwaterbeheer:

- beschikbare lokale gebiedskennis;
- vertrouwen tussen samenwerkende partijen;
- draagvlak en overeenstemming bij bestuurders;
- ervaring met het koppelen van ruimtelijke ordening en stedelijk waterbeheer;
- betrokkenheid van burgers.

1.2 Kansen

De keuze of voor een bepaalde locatie overgegaan wordt tot gebiedsgericht grondwaterbeheer en welke situatie daarbij dan aan de orde is, ligt bij de initiatiefnemer voor gebiedsgericht grondwaterbeheer in overleg met het bevoegd gezag. Belangrijke punten hierbij zijn de technische haalbaarheid, de economische consequenties, milieudoelstellingen, de aanwezigheid van kwetsbare objecten, de mate waarin alle verontreinigingen in beeld zijn en de beperking van het gebruik van de ondergrond voor andere functies.

Of een gebiedsgerichte aanpak wenselijk is, hangt af van de schaalgrootte en complexiteit van de verontreinigingssituatie in de ondergrond en bestuurlijke aspecten. In het algemeen wordt aangenomen dat een gebiedsgerichte aanpak met minder kosten tot

een acceptabel milieurendement moet kunnen leiden dan een gevalsgerichte aanpak.

Een andere trend die als een stimulans voor gebiedsgericht grondwaterbeheer gezien kan worden, is de sterker wordende positie van de ondergrond binnen de ruimtelijke ordening. Dit wordt mede gedragen doordat de directe relatie tussen bovengrondse ontwikkelingen en de kwaliteit van de ondergrond wordt erkend. Het primaire idee van gebiedsgericht grondwaterbeheer is dat men niet vanuit grondwaterpluimen beredeneert wat de risico's en mogelijke oplossingsrichtingen zijn, maar dat een groter gebied beschouwd wordt, waarbinnen zich een aantal al dan niet overlappende pluimen bevindt. Binnen dit gebied worden de risico's van de individuele pluimen weliswaar in beschouwing genomen, maar ligt het accent op het beheersen van grondwatergerelateerde problemen voor de directe (aangrenzende) omgeving van het gebied. Daarnaast wordt gekeken hoe het grondwater binnen het gebied aan haar specifieke functies kan voldoen.

In de praktijk wordt gebiedsgericht grondwaterbeheer in verschillende gevallen geheel verschillend opgepakt. Dit blijkt bijvoorbeeld uit de casussen beschreven door de Stichting Kennisoverdracht Bodem (SKB, 2010). Soms staat de *waterkwaliteit* centraal, in andere gevallen de *waterkwantiteit*, maar meestal worden beide gecombineerd. Een voorbeeld van dit laatste is de wijk Roombeek in Enschede, waar men met gebiedsgericht grondwaterbeheer zowel het probleem van wateroverlast als van onvoldoende grondwaterkwaliteit aanpakt (Van Dijk-Lubbers en Spijker, 2010).

Een gebiedsgerichte aanpak hoeft niet per definitie als alternatief voor een gevalsgerichte te worden uitgevoerd. Het verschilt per situatie of een gebiedsgerichte aanpak of een gevals- of clusterbenadering de voorkeur verdient. Volgens SKB (2008) is zelfs een clustergerichte aanpak problematisch als er in een gebied meer dan 10 à 15 grondwaterpluimen aanwezig zijn en het betreffende gebied groter is dan 25 ha, waarbij binnen dit gebied ook nog sprake kan zijn van onbekende verontreinigingen. In de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer (Van de Gun, 2010; hoofdstuk 4) is een stroomschema opgenomen waarmee globaal bepaald kan worden welke strategie het beste kan worden gevolgd.

In Nederland wordt in een aantal gevallen gebiedsgericht grondwaterbeheer toegepast. Volgens de Technische Commissie Bodembescherming zijn er circa 130 gebieden in Nederland, variërend in grootte van 10 tot 100 ha, waar de toepassing van gebiedsgericht beheer voordelen zou bieden (TCB, 2009). Naar schatting zou dit ongeveer 6500 saneringslocaties betreffen.

Volgens de Technische Commissie Bodembescherming (TCB, 2009) is er een gebrek aan initiatief voor gebiedsgericht grondwaterbeheer door onzekerheid over de technische haalbaarheid, de hoge kosten en de moeilijkheid de veroorzakers van de verontreiniging vast te stellen. In het TCB-advies wordt tevens de zorg geuit over de hoge eisen die gebiedsgericht aan kennis en informatie stelt bij uitvoerende organisaties en gemeenten.

1.3 Doelen gebiedsgericht grondwaterbeheer en dit rapport

Voor het succesvol uitvoeren van gebiedsgericht grondwaterbeheer zullen doelen gesteld moeten worden, met daarbij behorende termijnen waarop deze doelen dienen te zijn gerealiseerd. Deze doelen moeten gericht zijn op de diverse aspecten die binnen gebiedsgericht grondwaterbeheer een rol spelen, zoals genoemd waterkwantitatieve en -kwalitatieve en energiegerelateerde aspecten en wellicht in later stadium nog andere aspecten. Buro 38 (2010) stelt in het kader van het grondwaterbeheersplan voor Gelderland (inclusief Arnhem en Nijmegen) dat voor dit doel gebruik kan worden gemaakt van de zogenaamde routeplanner bodemambities (www.bodemambities.nl). Deze bodemambities moeten de beoogde doelstellingen op het gebied van waterkwaliteit en -kwantiteit en bodemenergie formuleren, waarbij rekening gehouden wordt met de kosteneffectiviteit. Buro 38 (2010) onderscheidt en specificeert drie ambitieniveaus: laag (de vanuit de sectorale wetgeving minimale eisen), midden (*stand-still*) en hoog (verbering van de huidige situatie).

Het *doel van dit rapport* is richting geven aan enige relevante uitvoeringsaspecten van gebiedsgericht grondwaterbeheer, met name gericht op het afbakenen van een beheersgebied, de aanpak van de bronzone voor grondwaterverontreiniging, de procedure van monitoren, het (risicogebaseerd) beoordelen van de grondwaterkwaliteit en kostenbatenanalyse. Inzicht in deze aspecten faciliteert gebiedsgericht grondwaterbeheer en draagt bij aan de uniformiteit van de aanpak. Deze uitvoeringsaspecten zijn aanvullend ten opzichte van bestaande documenten, zoals de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer (Van der Gun, 2010).

2 Afstemming met de praktijk

Om inzicht te krijgen in hoe de uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk momenteel verloopt, welke problemen daarbij ontstaan en aan welke soort informatie behoefte zou zijn om andere partijen bij gebiedsgericht grondwaterbeheer te ondersteunen, werd een aantal gesprekken gevoerd met mensen die betrokken zijn bij de uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer. Daarbij werd gesproken met de volgende organisaties:

- Gemeente Apeldoorn (R. Nap);
- Actief bodembeheer De Kempen (E. Kessels);
- Gemeente Zwolle (R. Slager en A. Brand);
- Gemeente Hilversum (G. van Lunteren en F.-R. Janssens);
- DCMR (A. Roeloffzen);
- Gemeente Utrecht (A. de Vries).

Uit deze gesprekken zijn de volgende conclusies te trekken:

- Er bestaan geheel verschillende interpretaties van gebiedsgericht grondwaterbeheer. De doelen van gebiedsgericht grondwaterbeheer variëren van het ordenen van grondwaterkwantiteitsstromen binnen een beheersgebied tot het beschouwen van het verloop in de grondwaterkwaliteit in de tijd aan de grenzen van een beheersgebied. Het gemeenschappelijke element is, dat er bij alle initiatieven sprake is van de afbakening van een specifiek gebied waarop de aandacht gericht is: het beheersgebied.
- De afbakening van beheersgebieden is op heel verschillende manieren tot stand gekomen. Ook de grootte van de beheersgebieden varieert sterk. In hoofdstuk 4, Gebiedsafbakening, wordt hier verder op in gegaan.
- In sommige gevallen wordt gebruik gemaakt van de specifieke functies die de ondergrond of het grondwater heeft. In alle gevallen worden de specifieke functies van de ondergrond of het grondwater van belang geacht.
- Bij de geraadpleegde partijen is weinig tot geen behoefte aan het beschikbaar komen van een vastomlijnd instrumentarium (richtlijnen, *Decision Support Systems*, modellen) voor efficiënt gebiedsgericht grondwaterbeheer. Dit komt met name doordat deze partijen al veel praktijkervaring hebben met gebiedsgericht grondwaterbeheer. Het lijkt echter zinvol om handvatten te bieden aan uitvoerders die geen of weinig ervaring met gebiedsgericht grondwaterbeheer hebben. Hiermee kunnen zij profiteren van de kennis die de meer ervaren uitvoerders in de praktijk hebben opgedaan. Bij de ontwikkeling van dergelijke handvatten dient dan wel rekening te worden gehouden met het feit dat gebiedsgericht grondwaterbeheer vaak maatwerk is en dat het instrumentarium daarom voldoende flexibiliteit moet bieden.
- Er is behoefte aan kwaliteitscriteria voor grondwater, als functie van de gebruiksfunctie van dat grondwater. De precieze betekenis van deze kwaliteitscriteria moet nader worden bediscussieerd, mede in

relatie tot andere grondwaternormen, zoals interventiewaarden en drempelwaarden.

3 Gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk

3.1 *Attenuation*

Voor een succesvol gebiedsgericht grondwaterbeheer kan gesteld worden dat (i) er verlaging van de contaminant-concentratie op moet treden tijdens transport van bronzone (of pluim) naar de grens van het beheersgebied, of (ii) er sprake moet zijn van een beter beheer van risico's bij de grens van het beheersgebied (of bij kwetsbare objecten zoals de mens, oppervlaktewater, enzovoort), of (iii) het gunstiger is beheer op een later tijdstip in te zetten. Verlaging van de contaminant-concentratie, *attenuation*, zal doorgaans het gevolg zijn van een combinatie van afbraak, chemische reacties, en verdunning door diffusie en dispersie. Daarom zijn de volgende factoren in de ondergrond van belang:

- redoxcondities;
- koolstofbron;
- aanwezigheid van geschikte organismen;
- transportprocessen.

Bij transportprocessen moet ook worden gedacht aan 'geforceerd transport' ten gevolge van bronbemaling en/of Warmte-koudeopslag (WKO).

3.2 **Uitvoeringsaspecten**

Op basis van de beschikbare rapporten gericht op gebiedsgericht grondwaterbeheer en de gevoerde gesprekken met deskundigen (hoofdstuk 2) is te concluderen dat het voor een succesvolle uitvoering van gebiedsgericht grondwaterbeheer in de praktijk wenselijk is de aandacht op de volgende uitvoeringsaspecten te richten:

- gebiedsafbakening (zie hoofdstuk 4);
- aanpak bronzone (zie hoofdstuk 5);
- monitoring (zie hoofdstuk 6);
- beoordeling van de grondwaterkwaliteit, binnen en buiten het beheersgebied (zie hoofdstuk 7);
- kosten-batenanalyse (zie hoofdstuk 8).

3.3 **Natuurlijke achtergrondgehalten**

Voor contaminanten die van nature voorkomen geldt, in analogie met een gevalsgerichte aanpak, een beleidsmatige en een risicotecnische invalshoek. Dit is met name van belang voor metalen en metalloïden. Er zijn bijvoorbeeld veel gevallen bekend, waarbij van nature verhoogde concentraties aan arseen worden gemeten in het grondwater.

Beleidsmatig gezien worden alleen antropogeen toegevoegde verontreinigingen in het kader van de Wet bodembescherming beoordeeld en eventueel beheerd. Praktisch gezien is hier veel voor te zeggen wanneer er sprake is van verhoogde natuurlijke achtergrondgehalten over een groot gebied (groter dan het beheersgebied). In dat geval is het verdedigbaar dat de kwaliteit van

het grondwater in het beheersgebied niet beter hoeft te zijn dan die van de wijde omgeving.

Vanuit risicoperspectief kan er wel degelijk sprake zijn van mogelijke effecten ten gevolge van natuurlijk voorkomende contaminanten. Deze kunnen het grondwaterecosysteem betreffen en de kwaliteit van uit grondwater gewonnen drinkwater. Vaak wordt beweerd dat ecosystemen zich ten minste in enige vorm hebben aangepast aan de aanwezigheid van van nature voorkomende contaminanten. Deze hypothese is de rechtvaardiging voor het zogenaamde 'toegevoegde risicoconcept' voor de beoordeling van ecosystemen (Struijs et al., 1997), waarbij alleen een risico toegekend wordt aan het gedeelte van de concentratie van een contaminant dat bovenop de natuurlijke achtergrondconcentratie komt.

Er is overigens discussie mogelijk, wat de precieze betekenis van het woord 'natuurlijk' is in het begrip 'natuurlijke achtergrondconcentraties'. Zo komen metalen en metalloïden ten gevolge van geologische (en dus natuurlijke) processen in de aardkost voor, maar zijn ze vaak ten gevolge van menselijk activiteiten in de bovenste laag van de bodem gekomen. Een ander voorbeeld van een situatie waarbij het ter discussie gesteld kan worden of contaminanten een natuurlijke oorsprong hebben is een verhoogde concentratie aan metalen ten gevolge van rivieroverstromingen, waarbij de overstroming ten dele veroorzaakt is door menselijk handelen bovenstrooms.

3.4 Organisatorische en juridische aspecten

Een probleem bij gebiedsgericht grondwaterbeheer is dat er in tegenstelling tot de gevalsgerichte aanpak sprake is van verschillende eigenaren en/of veroorzakers van de grondwaterverontreiniging. Het is daarom van belang dat bij aanvang in een gebiedsgericht beheersplan duidelijke afspraken worden vastgelegd over de gezamenlijke doelen, de verantwoordelijkheden, het monitoren, de maatregelen, de tijdslijmie en tijdsperiode, de evaluatiemomenten van de praktische en organisatorische voortgang, en de financiering.

Op sommige punten kan de gebiedsgerichte aanpak strijdig zijn met de huidige wetgeving (Wet bodembescherming, Wbb). Een traject dat leidt tot een mogelijke herziening van wet- en regelgeving is in gang gezet door het ministerie van Infrastructuur en Milieu. Parallel aan het 'technische spoor' om gebiedsgericht grondwaterbeheer vorm te geven, dient er daarom een beleidsspoor te worden ingezet. Wel biedt de Wet bodembescherming (artikel 42) de mogelijkheid voor een clusteraanpak. De interpretatie van de Wet bodembescherming is hierbij van belang. De gemeente Utrecht heeft, na onderzoek van de juristen van de afdeling Milieu&Duurzaamheid en in overleg met het voormalige ministerie van VROM, gekozen voor 'een Integraal Gebiedsplan Ondergrond, in de geest van de Wbb' voor de aanpak van de ondergrond van het Stationsgebied, waarin zich tien grootschalige pluimen bevinden (Gemeente Utrecht, 2007). Anders gezegd: 'door het gezamenlijk te saneren, als ware het één geval, past de aanpak binnen de huidige Wbb en verkrijgt de oplossingsrichting voor het Stationsgebied een legitieme juridische houdbaarheid'. Deze benadering is mogelijk omdat er volgens het bevoegd gezag voldoende samenhang tussen de verschillende gevallen bestaat.

In de Handreiking gebiedsgericht grondwaterbeheer (Van der Gun, 2010) wordt aanbevolen dat de gemeente of provincie voorafgaand aan het inzetten van de instrumenten van de Wet bodembescherming beleid ontwikkelt met het oog op de gebiedsgerichte aanpak van bodemverontreiniging. Hiertoe biedt het Convenant bodembeleid een aanknopingspunt, aangezien hierin als onderdeel van beleidswijziging het integreren van bodemsaneringsbeleid in een gebiedsgerichte benadering wordt genoemd.

Een uitgebreid overzicht van de relevante beleidskaders voor gebiedsgericht grondwaterbeheer wordt gegeven in Van der Gun (2010; hoofdstuk 3). In deze handreiking wordt een drietal mogelijkheden beschreven voor beleidsmatige verankering:

- de ruimtelijke structuurvisie van een gemeente en/of provincie met als basis de Wet ruimtelijke ordening;
- het gemeentelijk of provinciaal waterplan, al dan niet met de status van structuurvisie of op gemeentelijk niveau eventueel het verbrede gemeentelijk rioleringsplan (GRP+);
- een bodemvisie met afwegingskader van een gemeente en/of provincie.

3.5 Europese verplichtingen

3.5.1 *Europese Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn*

In deze paragraaf wordt de relatie tussen gebiedsgericht grondwaterbeheer en de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR) belicht. Een gebiedsgerichte aanpak past niet direct binnen de KRW en de GWR. Volgens deze richtlijnen kan echter gebruik worden gemaakt van de zogenaamde *exemption*-mogelijkheid (uitzonderingsmogelijkheid).

Bij gebiedsgericht beheer van verontreinigd grondwater moet rekening worden gehouden met verplichtingen die voortvloeien uit de KRW en de GWR. In deze richtlijnen is bepaald dat lidstaten maatregelen moeten nemen om:

1. de goede toestand van grondwaterlichamen (zowel kwantiteit als chemische kwaliteit) te behouden of te halen, uiterlijk in 2015;
2. stijgende trends in concentraties aan contaminanten in grondwaterlichamen om te buigen;
3. inbreng van contaminanten te voorkomen (gevaarlijke stoffen) dan wel te beperken (niet-gevaarlijke stoffen);
4. achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen voorkomen;
5. de doelen voor beschermde gebieden te halen.

Het derde (over inbreng van contaminanten) en het vierde (over achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen) punt zijn waarschijnlijk het meest relevant voor gebiedsgericht grondwaterbeheer.

De criteria 1. ('goede toestand') en 2. ('stijgende trends') zijn geïmplementeerd in Nederland met het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (BKMW; Staatsblad, 2010). Nadere informatie over het bepalen van de goede toestand staat in het Voorlopig protocol voor de toestandbepaling in grondwaterlichamen (Ministerie van VROM,

2009). Nadere details over het bepalen van trends in grondwaterlichamen staat in Verweij et al. (2011).

De criteria 3 ('inbreng van contaminanten') en 4 ('achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen') zijn geïmplementeerd middels ruim veertig bestaande wetten en regelingen, waaronder de Wet bodembescherming. Ze zijn relevant voor gebiedsgericht grondwaterbeheer, omdat verspreiding van bestaande verontreiniging ook gezien wordt als inbreng van contaminanten (Europese Commissie, 2007 en Claessens et al., 2010). Inbreng van contaminanten en de achteruitgang van de toestand van grondwaterlichamen is met bestaande wet- en regelgeving geïmplementeerd en (nog) niet volledig afgestemd op de nuances die de KRW en GWR bieden. In het kader van gebiedsgericht grondwaterbeheer is wat dat betreft voornamelijk het volgende relevant:

- het onderscheid tussen gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen;
- uitzonderingsbepalingen;
- de voorwaarden bij het toepassen van uitzonderingsbepalingen.

Voor wat betreft de doelen voor beschermde gebieden (criterium 5) zal in het algemeen weinig ruimte zijn voor het toepassen van gebiedsgericht grondwaterbeheer.

3.5.2 *Gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen*

De KRW maakt onderscheid tussen gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen. Volgens de KRW en GWR moet de inbreng van gevaarlijke stoffen worden voorkomen. Voorkomen betekent dat alle maatregelen genomen moeten worden die noodzakelijk en redelijk zijn om de inbreng van gevaarlijke stoffen in het grondwater en een significante toename in de grondwaterconcentratie te vermijden, ook op lokale schaal. 'Redelijk' betekent technisch haalbaar zonder disproportionele kosten. De definitie van 'disproportionele kosten' is afhankelijk van de lokale omstandigheden.

De inbreng van niet-gevaarlijke stoffen moet *beperkt* worden. Lidstaten moeten alle noodzakelijke maatregelen nemen om de inbreng van niet-gevaarlijke stoffen te beperken, om te verzekeren dat een dergelijke inbreng niet leidt tot verslechtering van de toestand van het grondwaterlichaam of leidt tot een significant toenemende trend in de concentratie van contaminanten in het grondwater.

Wat gevaarlijke stoffen zijn is aan de lidstaten zelf, maar bij de overweging moeten de stofgroepen 1-9 uit Bijlage 8 (zie onderstaand kader) van de KRW worden meegenomen. De meeste verontreinigingen die in aanmerking komen voor gebiedsgericht grondwaterbeheer vallen binnen de categorie gevaarlijke stoffen.

Stofgroepen in Bijlage 8 van de KRW:

- 1) Organische halogeenverbindingen en stoffen die in water dergelijke verbindingen kunnen vormen.
- 2) Organische fosforverbindingen.
- 3) Organische tinverbindingen.
- 4) Stoffen en preparaten, of de afbraakproducten daarvan, waarvan is aangetoond dat zij carcinogene of mutagene eigenschappen hebben, of eigenschappen die in of via het aquatische milieu gevolgen kunnen hebben voor steroïdogene functies, schildklierfuncties, de voortplanting of andere hormonale functies.
- 5) Persistente koolwaterstoffen en persistente en bioaccumuleerbare organische toxische stoffen.
- 6) Cyaniden.
- 7) Metalen en metaalverbindingen.
- 8) Arseen en arseenverbindingen.
- 9) Biociden en gewasbeschermingsmiddelen.

Wat vanuit de bestaande Nederlandse wetgeving gezien kan worden als gevaarlijke stoffen is uitgewerkt in Heldring en Van Zwam (2008). Claessens et al. (2010) bevelen aan de in dat rapport aangewezen gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen en mogelijk nog andere contaminanten wettelijk vast te leggen in een nieuwe of bestaande maatregel van bestuur (AMvB).

3.5.3

Uitzonderingen

Het bovenstaande lijkt te suggereren dat elke verspreiding van verontreiniging in het grondwater volgens de KRW opgeruimd moet worden. Dat is in principe zo, maar de KRW en GWR erkennen dat dit niet altijd mogelijk is. De GWR biedt daarom uitzonderingsbepalingen (*exemption*-mogelijkheden) (artikel 6, lid 3). Van de uitzonderingsbepalingen is er één in dit verband relevant (artikel 6.3e): de inbreng wordt 'door de bevoegde autoriteiten geacht technisch niet te voorkomen of te beperken te zijn zonder gebruik te maken van:

- maatregelen die het risico voor de menselijke gezondheid of kwaliteit van het milieu als geheel zouden vergroten; of
- onevenredig kostbare maatregelen om hoeveelheden contaminanten uit vervuilde bodem of ondergrond te verwijderen, of anderszins te zorgen dat insijpeling daarvan kan worden beheerst.'

Een voorbeeld van hoe deze uitzonderingsbepaling kan worden toegepast voor een gebied met een complexe grondwater verontreinigings situatie (Apeldoorn) is opgenomen in Zijp et al. (2007; hoofdstuk 6 en bijlage 3).

3.5.4 *Voorwaarden*

Uitzonderingsbepalingen hoeven niet te worden aangevraagd, maar worden gewoon toegepast. Toepassing is echter wel aan enkele voorwaarden verbonden. Namelijk:

- Voor de uitzonderingsbevoegdheid geldt 'onverminderd strengere communautaire wetgeving'. Hiermee wordt bedoeld dat de toepassing van een uitzondering niet in strijd mag zijn met strengere Europese regelgeving en dus bijvoorbeeld geen negatieve gevolgen mag hebben voor een Natura 2000-gebied of op de drinkwaterproductie (Europese Commissie, 2007). Het Nederlandse bodemsaneringsbeleid houdt hier gelet op de Circulaire bodemsanering tot op zekere hoogte rekening mee (Zijp et al., 2008). Bevoegde overheden mogen echter afwijken van de circulaire. Claessens et al. (2010) geven aan dat de GWR daarom op dit punt strenger is door te spreken van toepassing van de uitzonderingsbevoegdheid van artikel 6, lid 3 'onverminderd strengere communautaire wetgeving'.
- Vermelding in de stroomgebiedbeheersplannen van het gebruik van de uitzonderingsbepaling. Claessens et al. (2010) geven aan dat kan worden volstaan door te verwijzen naar een instrument waarmee het gebruik van een uitzonderingsbepaling evenwichtig kan worden bepaald en gemotiveerd, bijvoorbeeld ROSA (Slenders et al., 2005). Zij bevelen ook aan om vanuit het oogpunt van correcte implementatie van de GWR in ieder geval de hiervoor bedoelde transparante criteria vast te leggen in een wettelijke regeling.
- Passende monitoring. De wijze van monitoring hoeft niet exact te worden vastgelegd. Wel moet door de bevoegde instanties expliciet ten aanzien van de uitzonderingen zijn vastgesteld dat de monitoring efficiënt dan wel passend is. Dit vereist dus een beoordeling door het bevoegd gezag. Claessens et al. (2010) bevelen aan deze beoordelingsverplichting wettelijk vast te leggen. In hoofdstuk 6 is een procedure beschreven voor passende monitoring in de praktijk.
- Het bijhouden van een inventaris met locaties waarop een uitzonderingsbepaling van toepassing is. De GWR geeft hierover geen specificaties. Er is in Nederland nog niet afgesproken of bepaald welke informatie in deze inventaris zou moeten staan en wie hiervoor de verantwoordelijkheid krijgt.

3.6 **Energiegerelateerde elementen**

3.6.1 *Principe*

Warmte-koudeopslag (WKO) in het grondwater is een kostenefficiënte methode voor het verwarmen en koelen van gebouwen. De methode draagt tevens bij aan een verminderde CO₂-uitstoot (Van Oostrom et al., 2010). De techniek werkt met warmtepompen net zoals een koelkast of een airconditioner. De laatste twee methoden verwarmen de lucht om een ruimte te kunnen koelen met behulp van een warmtepomp. Het principe van een Warmte-koudeopslag-installatie (WKO-installatie) is dat deze het grondwater verwarmd om een ruimte

te koelen. Doordat in de zomer een warme bel grondwater wordt gevormd kan deze in de winter weer gebruikt worden voor het verwarmen van het gebouw. Op deze manier kan er bij een goed geregelde WKO-installatie een balans zijn tussen de hoeveelheid warmte en koude die in het grondwater worden geladen (Bonte et al., 2010).

De warme en koude bellen in het grondwater bevinden zich vaak op een diepte van ongeveer 100 meter in goed waterdoorlatende pakketten. Deze goed waterdoorlatende pakketten zijn ook erg belangrijk voor het gebiedsgericht grondwaterbeheer, omdat deze in verspreiding van verontreinigingen kunnen resulteren.

De warmtecapaciteit van grondwater is veel groter dan die van de lucht en de normale temperatuur van het grondwater in Nederland (tussen de 10 en 12°C) is beduidend koeler dan de luchttemperatuur in de zomer. De temperatuur in de warme bel mag niet hoger zijn dan 25°C. Nederland is door zijn klimaat en door de aanwezigheid van grote zandpakketten in de ondergrond bij uitstek geschikt voor Warmte-koudeopslag (Bonte et al., 2011).

Er zijn gesloten en open WKO-installaties. De gesloten WKO-installaties worden meestal gebruikt voor kleinere gebouwen zoals huizen. Deze installaties pompen geen grondwater op maar koelen of verwarmen het grondwater door middel van warmtewisselaars in de ondergrond. Het nadeel van deze techniek is dat er veel warmtewisselaars in de ondergrond worden gebracht die later moeilijk te verwijderen zijn (TCB, 2009). Ook is het mogelijk dat de warmtewisselaars koelvloeistof lekken in het grondwater (Van Beelen et al., 2011). In principe kunnen gesloten WKO-installaties toegepast worden in verontreinigd grondwater.

3.6.2 *Relatie met bodemverontreiniging*

Bij open WKO-installaties ligt de zaak gecompliceerder. Deze installaties pompen grote hoeveelheden grondwater heen en weer tussen de koude en de warme bel. Op deze manier kunnen verontreinigingen zich verspreiden in het grondwater. Anderzijds kan het mengen van het grondwater en het verhogen van de temperatuur in de warmtebel een eventuele microbiologische afbraak van verontreinigingen in het grondwater stimuleren. De combinatie van Warmte-koudeopslag en grondwatersanering vraagt maatwerk om de verspreiding van de verontreiniging te voorkomen (Verburg et al., 2010).

Bij grondwatersanering worden relatief kleine hoeveelheden grondwater opgepompt gedurende een periode van enkele jaren. Hierbij is de groei van het aantal bacteriën in de ondergrond een positief punt omdat deze de verontreiniging afbreken. Een nadeel van een gedeeltelijke verstopping van de putten door de groei van bacteriën weegt hierbij vaak minder zwaar dan de voordelen. Een open WKO-installatie verpompt grote hoeveelheden grondwater voor een periode van tientallen jaren. Hierbij moet verstopping van de putten door de groei van het aantal bacteriën worden voorkomen. In de huidige praktijk worden open WKO-installaties in verontreinigde gebieden wel toegepast, maar er worden dan geen middelen toegevoegd om de groei van bacteriën te stimuleren (Verburg et al., 2010). In het stedelijk gebied moet het gebruik van Warmte-koudeopslag gereguleerd worden, omdat anders de verschillende WKO-installaties elkaar kunnen hinderen

(Oomes et al., 2010). Er komt in 2011 een nieuwe algemene maatregel van bestuur die moet voorkomen dat WKO-installaties elkaar hinderen en dat deze installaties een negatieve invloed hebben op de grondwaterkwaliteit.

4 Gebiedsafbakening

4.1 Achtergronden

Een essentiële stap in de beginfase van gebiedsgericht grondwaterbeheer is de afbakening van een zogenaamd *beheersgebied*, zowel fysiek (geografisch) als thematisch. Deze stap heeft belangrijke technische, juridische, praktische en financiële consequenties. Het is raadzaam de fysieke en thematische afbakening tezamen te beschouwen. De afbakening wordt mede bepaald door de beleidsmatige verankering van gebiedsgericht grondwaterbeheer. In SKB (2010) worden voor deze verankering drie opties gegeven: vanuit dynamiek en ondergronds ruimtegebruik, vanuit het water(systeem)beheer, en vanuit de ruimtelijke ordening. In paragraaf 4.2 worden criteria voor de geografische afbakening behandeld en in paragraaf 4.3 de thematische afbakening.

4.2 Criteria voor geografische afbakening

Een belangrijke voorwaarde voor aanvaarding van de gebiedsafbakening is synergie en benutting van kansen (benutting samenvallend met beheer) (SKB, 2010). Criteria voor geografische afbakening van een gebied kunnen zijn: bestuurlijke grenzen, historische grenzen, eigendomsgrenzen, functiegrenzen, grondwaterverontreinigingspatroon, hydrologische grenzen, de ligging van kwetsbare objecten en financiën. Voor de verticale geografische afbakening kan worden gekeken naar het vóórkomen van verontreinigingsbronzones (bovengrens) en de mate van gebruik van de ondergrond (ondergrens). Doorgaans wordt een combinatie van criteria gebruikt voor de gebiedsafbakening. Deze geografische afbakening moet altijd plausibel zijn, uitlegbaar en gestoeld op gezond verstand. Het moet begrijpelijk passen in de natuurlijke omgeving (bodem, geohydrologie), in de maatschappelijke omgeving (effect- en invloedsgebied, ontwikkelingsgebied, enzovoort) en in de bestuurlijk-juridische context (competenties, begrenzing van organisatorische en bestuurlijke eenheden).

In sommige gevallen kan sprake zijn van gebiedsbeheer vanuit een andere invalshoek dan die van grondwaterbeheer. In dat geval kan vanuit grondwaterbeheer worden aangesloten bij dit gebiedsbeheer, waarbij in de meeste gevallen geen sprake is van een logische afbakening vanuit het perspectief van het grondwaterbeheer. Van der Gun (2010) beschrijft de strategie voor twee situaties waarbij sprake is van gebiedsbeheer, maar dit gebiedsbeheer heeft in het ene geval betrekking op de grondwaterkwaliteit en in het andere geval niet.

Het *grondwaterverontreinigingspatroon* kan een belangrijk element zijn voor de wijze van afbakening. Vanuit het meest basale oogpunt wordt het beheersgebied rond de aanwezige verontreinigingvlekken getrokken binnen een min of meer homogeen gebied qua functie (bijvoorbeeld een havengebied, een binnenstad, een industrieterrein). Hierbij is het zinvol ervoor te zorgen dat overlappende vlekken binnen het beheersgebied vallen en er niet te veel ruimte tussen de gebiedsbegrenzing en de grondwaterpluimen is en ook niet tussen de

grondwaterpluimen onderling, omdat er dan schoon relatief veel grondwater wordt opgeofferd. Er is geen optimaal aantal verontreinigingspluimen te definiëren, of grootte van de pluimen aan te geven, waarbij gebiedsgericht grondwaterbeheer het meest efficiënt is, noch een specifiek aantal verontreinigingspluimen waarboven gebiedsgericht grondwaterbeheer rendabel is. Vanuit milieuhygiënisch perspectief zou rekening moeten worden gehouden met de verhouding tussen verontreinigd en schoon grondwatervolume binnen het beheersgebied. Een begrenzing om een aantal verontreinigde grondwaterpluimen mag niet betekenen dat er een groot volume schoon grondwater rondom de pluimen 'opgegeven' wordt.

Een begrenzing *op basis van hydrologische karakteristieken* is in die zin optimaal, dat het grondwater binnen een specifiek gebied zal blijven (stroomgebied). In de meeste gevallen zijn hydrologische grenzen echter beperkt bruikbaar, omdat deze vaak op grotere schaal spelen dan de schaal waarop gebiedsgericht grondwaterbeheer interessant is. Rekening houden met hydrologische kenmerken kan ook in beperktere zin een rol spelen. Bijvoorbeeld als het grondwater in het betreffende beheersgebied in een zelfde richting stroomt en weinig seizoensfluctuaties vertoont kan een effectief monitoringssysteem worden opgezet (zie hoofdstuk 6). Ook kan het handig zijn oppervlaktewateren als rivieren en kanalen als een stuk grens van het beheersgebied te gebruiken, omdat deze het grondwaterstromingspatroon in sterke mate beïnvloeden en een belangrijk kwetsbaar object zijn dat moet worden beschermd tegen verontreiniging door contaminanten in grondwater. Tot slot moet rekening gehouden worden met eventuele grondwateronttrekking en -bemaling, omdat deze het hydrologische patroon beïnvloeden. Het ligt voor de hand om *kwetsbare objecten*, zoals bijvoorbeeld waterwingebieden, grondwaterafhankelijke natuurgebieden, buiten het beheersgebied te houden.

Reden om voor *bestuurlijke grenzen* te kiezen is dat de beslissingsbevoegdheid en verantwoording bij een beperkt aantal bestuurlijke organen liggen. Het kan bovendien praktisch zijn om het gehele probleem van grondwaterverontreiniging binnen bijvoorbeeld de grenzen van één gemeente onder de noemer van gebiedsgericht grondwaterbeheer 'onder één dossier' onder te brengen. Ook kan binnen een bestuurlijke eenheid gebiedsgericht grondwaterbeheer vaak eenvoudiger worden gecombineerd met andere ingrepen, zoals bijvoorbeeld met WKO. In het geval van gebiedsafbakening op grond van bestuurlijke grenzen hoeft vaak ook geen aparte faciliterende/beherende organisatie in het leven te worden geroepen, aangezien deze rol in principe door de gemeente of provincie kan worden vervuld.

Met *historische grenzen* wordt bedoeld op bestuurlijke consequenties van de periode waarin de verontreiniging plaats heeft gevonden. Deze zijn anders voor oude verontreinigingen, van voor 1987 (invoering zorgplicht) en vóór 1975 (subsidiemogelijkheden), dan voor relatief nieuwe verontreinigingen. Het is vaak onwenselijk verontreinigingspluimen met verschillende bestuurlijke consequenties binnen een beheersgebied te beschouwen.

De keuze voor *eigendomsgrenzen* zou gedragen kunnen worden door juridische argumenten. Er is dan immers een beperkt aantal (het liefst één) probleembezitters, die bijvoorbeeld de eventuele kosten moeten dragen.

Op grond van de lange omlooptijd van gebiedsgericht grondwaterbeheer kan in veel gevallen de gebiedsbegrenzing flexibel worden gehanteerd. Dit heeft tevens als voordeel dat de resultaten van het gebiedsgericht grondwaterbeheer, bijvoorbeeld de resultaten uit de monitoring aan de randen van het beheersgebied, gebruikt kunnen worden bij een eventuele aanpassing van de begrenzing van het beheersgebied.

Als een bevoegd gezag de eis heeft gesteld dat bronzones kosteneffectief dienen te worden verwijderd is het logisch dat deze bronzones geen onderdeel van het beheersgebied uitmaken. In dat geval kan de onderkant van de bronzone als bovenkant van het beheersgebied worden beschouwd. Het begrip 'bronzone' moet dan wel nader worden gedefinieerd (zie hoofdstuk 5). Als onderkant van het beheersgebied kan of de onderkant van een specifieke aquifer worden gebruikt (oftewel de bovenkant van een scheidende laag), of in geval van uniforme zandformaties de geologische basis. Indien kan worden aangetoond dat de waterkwantiteit en -kwaliteit niet wordt beïnvloed beneden een specifieke diepte, kan eventueel deze diepte als ondergrens worden gehanteerd.

De aanwezigheid van zak- of zinklagen bemoeilijkt de verticale gebiedsafbakening. In feite zijn zaklagen bewegende 'bronzones', die zich zelf tussen aquifers kunnen verplaatsen.

4.3 Criteria voor thematische afbakening

De thematische afbakening richt zich op het definiëren van thema's die binnen een specifiek gebied op gebiedsgerichte wijze worden aangepakt. Dit kan primair grondwaterkwaliteit en grondwaterkwantiteit zijn, maar ook bijvoorbeeld energiefuncties van de ondergrond, of de habitatfunctie van grondwater of archeologische waarden in de ondergrond. Hierbij kan het helpen kaarten met betrekking tot verschillende thema's 'over elkaar heen te leggen' en te zien of er voldoende ruimtelijke overlap is. In feite kan voor het gebied het gehele spectrum aan gebruiksfuncties in de ondergrond, en zelfs bovengrondse gebruiksfuncties, worden meegenomen. Het uitsluiten van thema's die binnen een specifiek gebied op gebiedsgerichte wijze worden aangepakt is meestal niet nodig, aangezien in latere stadia er altijd additionele thema's kunnen worden meegenomen, bijvoorbeeld in het geval van 'nieuwe ontwikkelingen' in relatie tot de energiefuncties van de bodem.

5 Aanpak bronzones

Het wordt algemeen onderkend dat in alle gevallen verwijdering van de bronzone voor grondwaterverontreiniging de voorkeur verdient. In geval dat er sprake is van de aanwezigheid van locatie-specifieke humane risico's dient dit in het kader van de Wet bodembescherming (Wbb) zelfs met spoed te gebeuren. En in geval van de aanwezigheid van puur product (drijfslagen) is verwijdering van de bronzone doorgaans erg effectief. Al deze aspecten zijn in het geval van gebiedsgericht grondwaterbeheer niet anders dan voor een gevalsgesichte aanpak.

De Technische Commissie Bodembescherming (TCB) pleit voor een bindend karakter van verwijdering van de bronzone en voor het opstellen van een handreiking voor wat tot bronzone en wat tot pluim behoort (TCB, 2009). In veel gevallen is de bronzone voor grondwaterverontreiniging een verontreinigde bodem. Er is discussie mogelijk in hoeverre bodemmateriaal nog tot de bronzone behoort als een gedeelte van de verontreinigde bodem in de verzadigde bodemzone ligt.

Er zijn verschillende manieren om het begrip 'bronzone' te definiëren. Buro38 (2010) beschouwt bijvoorbeeld de volgende verontreinigingen als bronzone:

- verontreinigingen in de onverzadigde zone (boven de grondwaterstand);
- verontreinigingen in de smeerlaag, tot een diepte van 1 meter beneden de GLG (gemiddeld laagste grondwaterstand);
- verontreinigingen in de verzadigde zone onder de smeerlaag, die gesaneerd moeten worden om nalevering van verontreiniging naar het beheersgebied in voldoende mate te beperken.

Volgens de Nederlands Technische Afspraak (NTA) 5755 wordt bronzone gedefinieerd als 'een afgebakend bodemvolume waar zodanige gehalten aan verontreinigingen aanwezig zijn, waardoor sprake is van actuele humane risico's, dan wel dat er zodanige gehalten zijn die duiden op de aanwezigheid van puur product, waardoor (als gevolg van het in oplossing gaan ervan) gedurende lange tijd verspreiding van deze verontreinigingen in het grondwater zal optreden'. Volgens deze NTA wordt de pluim als volgt gedefinieerd: 'het bodemvolume buiten de bronzone waar in het grondwater opgeloste verontreinigingen aanwezig zijn'. Als vuistregel kan worden aangenomen dat er maximaal 0,5%-1% van het oplosbaarheidsproduct aanwezig mag zijn in the grondwater. In dat geval is het redelijk zeker dat er geen puur product meer aanwezig is (H. Slenders, persoonlijke communicatie 2011). Boven 0,5% van het oplosbaarheidsproduct in het grondwater kan echter sprake zijn van forse overschrijdingen van de interventiewaarde van een contaminant of van de afbraakproducten.

Een specifieke bronzone wordt gevormd door zak- of zinklagen. Deze vormen doorgaans een grillig patroon in de ondergrond. Voor wat betreft verspreiding over de grenzen van het beheersgebied zijn zaklagen doorgaans geen probleem, omdat zij zich nauwelijks

verspreiden in horizontale richting. Het vaststellen van de locatie van een zaklaag, en daarmee het verwijderen van de zaklaag, is echter uiterst complex.

Volgens de Wet bodembescherming (artikel 38.3) kan de aanpak van de bronzone en die van het grondwater in verschillende fases en in de vorm van deelsaneringen (artikel 40) worden aangepakt: 'Indien het belang van de bescherming van de bodem zich daartegen niet verzet, kunnen gedeputeerde staten op verzoek van degene die de bodem saneert, bepalen dat de sanering in fasen wordt uitgevoerd. Wel dient men aan te geven:

- voor de uitvoering van welke fasen vooraf een melding aan hen wordt gedaan en welke gegevens daarbij worden overgelegd;
- in welke fase welke tijdelijke beveiligingsmaatregelen dienen te worden getroffen;
- op welke wijze en op welke tijdstippen aan hen verslag wordt gedaan van de uitvoering van de tijdelijke beveiligingsmaatregelen en
- welke wijzigingen van het gebruik van de bodem aan hen dienen te worden gemeld'.

De gehele saneringsaanpak dient in één saneringsplan te worden beschreven.

In het geval dat er sprake is van onaanvaardbare risico's, bijvoorbeeld ten gevolge van uitloging van contaminanten naar het grondwater, zal (ook) de bronzone met spoed moeten worden gesaneerd.

In meer algemene zin geldt dat de sanering van de bronzone de gebiedsgerichte aanpak van de pluim in de ondergrond niet mag belemmeren en omgekeerd (Gemeente Utrecht, 2009).

6 Monitoring

6.1 Doelstelling

De Grondwaterrichtlijn (Europese Unie, 2006) stelt: 'Betrouwbare en vergelijkbare methoden voor grondwatermonitoring vormen een belangrijk instrument om de grondwaterkwaliteit te beoordelen, maar ook om de meest passende maatregelen te kiezen. Artikel 8, lid 3, en artikel 20 van Richtlijn 2000/60/EG voorzien in de vaststelling van gestandaardiseerde methoden voor analyse en monitoring van de watertoestand en, indien nodig, van richtsnoeren voor de toepassing met inbegrip van monitoring'. Westerhof et al. (2007) constateren dat de huidige situatie van monitoren het gevolg is van logische en onderbouwde keuzes op lokaal niveau en dat daarom het Rijk een rol zou moeten spelen bij het faciliteren en organiseren van gebiedsgericht monitoren op landelijk niveau.

Dit hoofdstuk geeft een handvat voor monitoring in het kader van gebiedsgericht grondwaterbeheer. Monitoring voor gebiedsgericht grondwaterbeheer geschiedt om direct of indirect vast te stellen of de doelstelling van het gebiedsgericht grondwaterbeheer gehaald wordt en om zonodig aanvullende beheersmaatregelen in gang te kunnen zetten. Ook is passende monitoring bij gebiedsgericht beheer van verontreinigingen een verplichting die voortvloeit uit de Grondwaterrichtlijn (GWR) (zie paragraaf 3.5.1).

De initiatiefnemer en het bevoegd gezag zullen veelal afspraken maken over de doelstellingen van het gebiedsgericht grondwaterbeheer voor het betreffende gebied. Deze doelstellingen hebben in ieder geval betrekking op de volgende aspecten;

1. de acceptabele concentratie van de contaminanten bij de grens van het beheersgebied (het omliggende grondwater als kwetsbaar object);
2. de acceptabele concentratie en acceptabele vracht aan contaminanten bij kwetsbare objecten binnen het beheersgebied;
3. trendbeoordeling van de omvang van het verontreinigde gebied of volume in het beheersgebied.

Voor de aspecten 1 en 2 geldt dat van tevoren vastgestelde grenswaarden in principe niet overschreden mogen worden, hetgeen wil zeggen dat aan het wel bereiken van die waarden specifieke acties gekoppeld moeten zijn. In hoofdstuk 7 wordt uitgebreid aandacht besteed aan de beoordeling van de grondwaterkwaliteit.

Voor aspect 3 geldt dat het doel een zekere kwantitatieve ontwikkeling in gunstige zin betreft. Minimaal is dit een op enige termijn stabiele situatie voor wat betreft de grondwaterkwaliteit.

Dit handvat voor monitoring is uitsluitend gericht op gebiedsgericht grondwaterbeheer in geval van historische verontreinigingen. Voor het voorkomen van nieuwe verontreinigingen wordt verwezen naar onder andere de Nederlandse Richtlijn Bodembescherming, het Activiteitenbesluit en het Besluit Bodemkwaliteit.

6.2 Uitgangssituatie

6.2.1 *Conceptueel model*

De Grondwaterrichtlijn (Europese Unie, 2006) stelt: 'De punten voor grondwatermonitoring moeten worden gekozen, inhoudende dat het zo wordt opgezet dat een samenhangend totaalbeeld van de chemische toestand van het grondwater en representatieve monitoringsgegevens worden verkregen'. Als uitgangssituatie om deze keuze voor gebiedsgericht grondwaterbeheer te kunnen maken dient er een goed conceptueel model te zijn. Dit conceptuele model moet een beschrijving geven van de ondergrond en van hoe de verontreinigingen zich in de ondergrond gedragen. Het conceptuele model bevat informatie over de volgende onderwerpen:

- de fysieke omgeving;
- aantal en omvang van de pluimen en bronzones;
- het onderscheid tussen gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen.

Deze onderwerpen worden in de volgende paragrafen besproken.

6.2.2 *Karakterisatie van de fysieke omgeving*

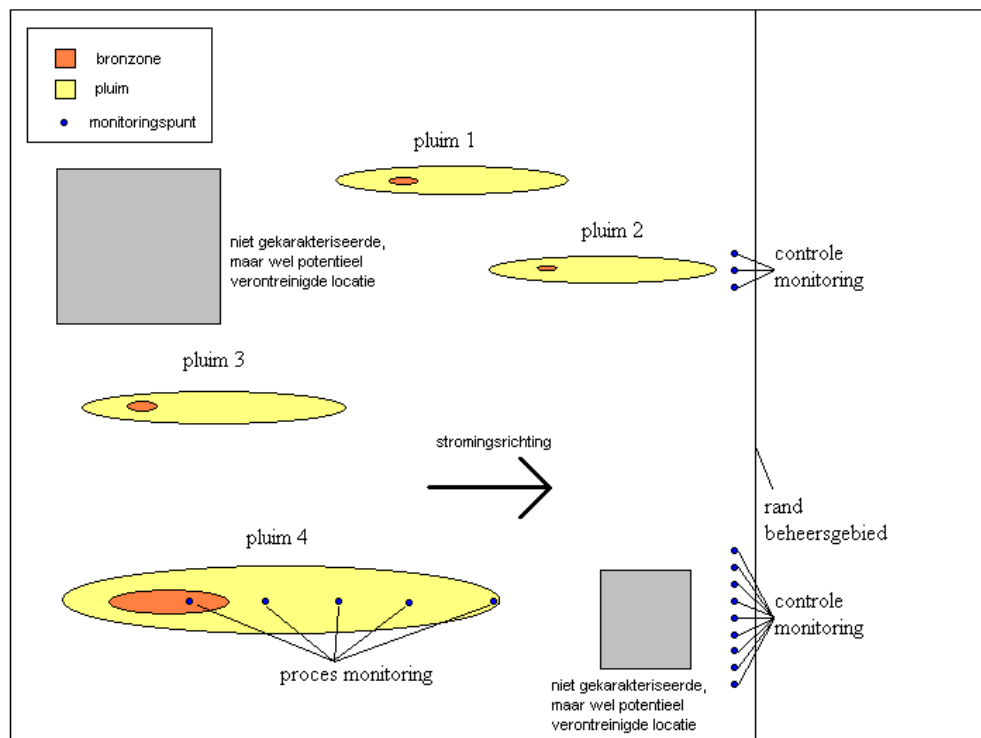
Het conceptuele model bevat informatie over de bodemopbouw ter plaatse van het beheersgebied, en een indicatie van de snelheid en richting van de grondwaterstroming. Het conceptuele model bevat tevens informatie die van belang is om het reactief gedrag van de contaminanten in de ondergrond te karakteriseren. Te denken valt aan de lutum- en organisch stofgehalten (van belang voor afbraak en adsorptie) en de redoxomstandigheden (van belang voor afbraak). Daarnaast bevat het conceptuele model informatie over de kwetsbare objecten in of nabij het beheersgebied. Deze kwetsbare objecten kunnen zijn: het oppervlaktewater, het terrestrische ecosysteem, grondwaterwinningen en bebouwing waarin de luchtkwaliteit ten gevolge van uitdamping uit het grondwater kan verslechteren. Ook dient in het conceptuele model informatie op te worden genomen over bronbemalingen en de aanwezigheid van systemen voor Warmte-koudeopslag. Met name de open Warmte-koudeopslag-systemen zijn van belang, omdat die invloed hebben op verspreiding en afbraak van contaminanten.

6.2.3 *Aantal en omvang van de pluimen en bronzones*

Het conceptuele model bevat ook informatie over de ligging en omvang van pluimen en bronzones. Indien het vermoeden bestaat dat niet alle verontreinigingen bekend zijn, kan voor potentieel verdachte locaties de kans op de aanwezigheid van verontreinigingen worden geschat. In een situatie van een groot aantal pluimen in het beheersgebied, zoals bij gebiedsgericht grondwaterbeheer vaak het geval is, is het vanwege de kosten onwenselijk om alle pluimen te monitoren. Daarnaast is het vaak niet mogelijk alle individuele bronzones exact te lokaliseren. Alleen de maatgevende en risicovolle pluimen worden gemonitord. Monitoring van *maatgevende* pluimen wordt gedaan om (afbraak)processen beter te karakteriseren. *Risicovolle* pluimen worden gemonitord om verspreiding buiten het beheersgebied of naar

kwetsbare objecten tijdig op te merken en indien nodig maatregelen te kunnen treffen. Voor de overige pluimen wordt volstaan met een voorspelling via een modelberekening. Het betreffende model moet natuurlijk wel een betrouwbare beschrijving van de werkelijkheid geven. Daarom zal de modeltoepassing gevalideerd en eventueel gekalibreerd moeten worden aan de hand van monitoringsgegevens.

De monitoring zal vooral gericht moeten zijn op een aantal karakteristieke pluimen en op pluimen die mogelijk een snelle doorbraak bij een potentiële kwetsbaar object (POC; *Points of Compliance*)³ in termen van de KRW) geven. De monitoring van karakteristieke pluimen is erop gericht om de modelparameters voor de belangrijkste processen te kalibreren. Deze vorm van monitoring wordt *procesmonitoring* genoemd. Daarnaast zal er een beperkte monitoringsinspanning (controlemonitoring) op enige afstand stroomopwaarts van eventuele kwetsbare objecten kunnen plaatsvinden om indien noodzakelijk *fall back* scenario's op te starten. Een voorbeeld wordt gegeven in Figuur 6.1, waarin vier pluimen van dezelfde verontreiniging in de richting van de rand van het beheersgebied stromen.



Figuur 6.1 2D schematische weergave van het monitoringsproces bij een groot aantal verontreinigingen binnen het beheersgebied

Voor een karakteristieke pluim (pluim 4 in Figuur 6.1) worden de afbraakarakteristieken bepaald met behulp van procesmonitoring. Hieruit kan bijvoorbeeld blijken dat de afbraak zodanig snel gaat dat, naar verwachting, de pluimen 1, 3 en 4 geen overschrijding van de norm bij een kwetsbaar object (hier alleen de rand van het beheersgebied) zullen veroorzaken. Voor pluim 2 kan dit niet met

voldoende zekerheid gezegd worden en wordt er nabij de gebiedsrand een controlemonitoring ingericht. Hierbij wordt gezorgd dat de eventuele normoverschrijding tijdig wordt opgemerkt en er nog tijd en ruimte is om maatregelen te treffen voordat de verontreiniging werkelijk de rand van het beheersgebied bereikt. De *signaalgrens* zal dus enige reistijd stroomopwaarts van de grens van het beheersgebied (de *systeemgrens*) moeten liggen.

Daarnaast zijn er nog twee gebieden die niet gekarakteriseerd zijn, maar waar wel een potentiële verontreiniging is (grijs weergegeven in Figuur 6.1). Voor de locatie linksboven geldt dat als er een verontreiniging aanwezig is, deze naar verwachting snel genoeg zal afbreken, zodat er geen overschrijding van de norm bij de gebiedsgrens zal optreden. Hiervoor is dan geen extra monitoring nodig. Bij de locatie rechtsonder, die veel dichterbij de rand van het beheersgebied is gelegen, is het risico op overschrijding van de norm bij de gebiedsgrens er wel en dient er een extra controlemonitoring plaats te vinden. Voor de uitwerking worden de verschillende monitoringsopties en -doelstellingen verder uitgewerkt (zie volgende paragrafen). Uit dit voorbeeld blijkt dat het ontwerp van proces- en controlemonitoring in het geval van een groot aantal pluimen in het beheersgebied om een sterk gebiedsspecifieke invulling vraagt (maatwerk).

6.2.4 *Onderscheid gevaarlijke/niet-gevaarlijke stoffen*

De KRW maakt onderscheid tussen gevaarlijke en niet-gevaarlijke contaminanten, maar laat de exacte vaststelling daarover aan de lidstaten. Het onderscheid zit in het feit dat voor gevaarlijke contaminanten de inbreng in de bodem voorkomen moet worden, terwijl bij niet-gevaarlijke contaminanten de inbreng beperkt moet worden. Nederland heeft voorsnog geen vastgestelde lijst op dit punt (Claessens et al., 2010), maar deze zal in ieder geval de eerste zes contaminant-groepen moeten bevatten die worden vermeld in Bijlage 8 van de KRW. Voorsnog wordt ervan uitgegaan dat de contaminanten die worden beschouwd bij gebiedsgericht grondwaterbeheer gevaarlijke contaminanten zijn en dat nieuwe inbreng, en dus verspreiding, van deze contaminanten in het grondwater in principe moet worden voorkomen.

Voor gevaarlijke contaminanten geldt dat het grondwater als een kwetsbaar object wordt beschouwd. Formeel geldt dan dat het grondwater buiten de grens van het beheersgebied waarvoor gebiedsgericht grondwaterbeheer van toepassing is (en waar uitzondering in artikel 6.3 van de Grondwatterrichtlijn van toepassing is) ook als kwetsbaar object moet worden beschouwd en dat de inbreng van gevaarlijke contaminanten moet worden voorkomen. In de praktijk zal het bevoegd gezag aan moeten geven welke eisen gelden (vaak toelaatbare concentraties) bij de grens van het beheersgebied. De Grondwatterrichtlijn geeft hiervoor ook een uitzonderingsbepaling in artikel 6.3b), namelijk voor de inbreng van verontreinigende stoffen die door de bevoegde autoriteiten worden beschouwd als voorkomend in een hoeveelheid of concentratie die zo klein is dat enig onmiddellijk of toekomstig gevaar van de achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater uitgesloten is'. Wel wordt er geëist dat er een

passende monitoring wordt uitgevoerd. Hiervoor kan dezelfde monitoring als voor het gebiedsgericht grondwaterbeheer worden gebruikt: immers de verontreinigingen die dat gebied via het grondwater verlaten vormen de instroom in het grondwater buiten het beheersgebied. In hoofdstuk 7 worden grondwaterkwaliteitscriteria in detail beschreven.

6.3 Uitwerking

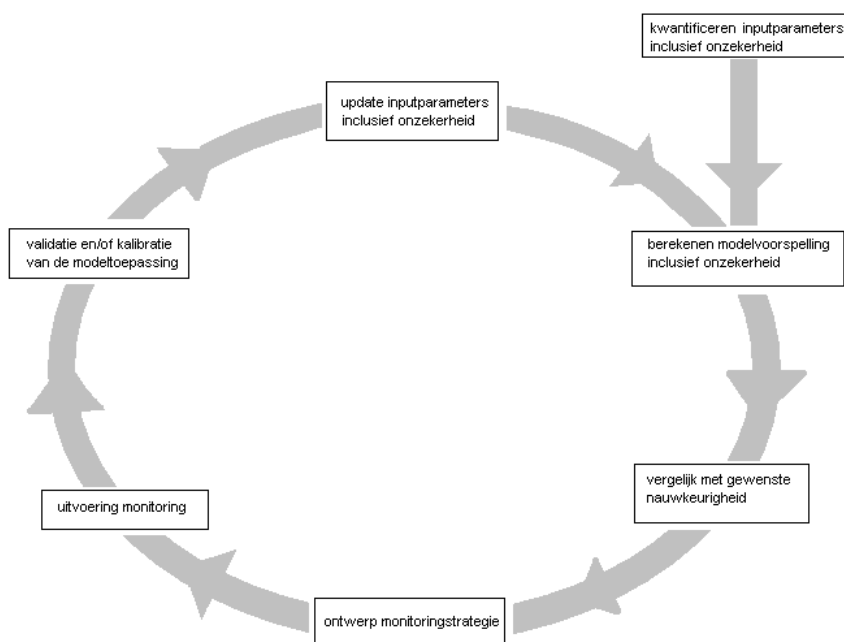
6.3.1 *Uitgangspunten*

De uitwerking van de monitoring voor gebiedsgericht grondwaterbeheer richt zich op het gebruik van metingen en modellering. Goed uitgevoerde metingen hebben het voordeel dat ze betrouwbare informatie geven, maar het nadeel dat deze informatie slechts zeer lokaal geldig is en ook alleen voor het moment waarop de meting is uitgevoerd. Daarnaast hebben metingen het nadeel dat ze meestal duur zijn, vooral als er veel metingen nodig zijn. In sommige gevallen kan mede gebruik gemaakt worden van metingen die plaat hebben gevonden, of zullen vinden, in het kader van het monitoren van Warmte-koudeopslag-systemen.

Modellering heeft het voordeel dat er voor een zeker areaal in de ruimte en tijd een schatting van de verontreiniging gegeven kan worden en dat ook voorspellingen voor de toekomst gedaan kunnen worden.

Modelleren heeft het nadeel dat de mate van nauwkeurigheid beperkt wordt door onzekerheid in de modelconcepten en -parameters.

Om in de praktijk goed te kunnen werken met modelvoorspellingen bij gebiedsgericht grondwaterbeheer dienen de onzekerheden in de modelvoorspellingen gekwantificeerd te worden. Dit kan bijvoorbeeld door te werken met zowel optimistische als pessimistische scenario's voor modelparameters of door kansverdelingen voor de modelparameters op te stellen en een Monte Carlo-analyse uit te voeren (zie bijvoorbeeld Valstar et al., 2009a). Vervolgens dient de onzekerheid vergeleken te worden met de gewenste betrouwbaarheid in verband met de doelstellingen van het gebiedsgerichte grondwaterbeheer. Indien de onzekerheden van de modelberekeningen te groot worden geacht, zal er extra monitoring plaats moeten vinden. Met behulp van de modelberekening kan worden bepaald waar en wat men het beste kan meten om zoveel mogelijk informatie over de relevante processen te verkrijgen. Deze gegevens worden weer verwerkt in het model. Dit proces herhaalt zich totdat de onzekerheid van de modelvoorspelling binnen de gewenste betrouwbaarheid valt, zie Figuur 6.2. Hiertoe dient van tevoren een afspraak tussen initiatiefnemer en bevoegd gezeg te worden gemaakt (bijvoorbeeld dat voor pluimen waarvoor geen controlemonitoring plaatsvindt de kans op overschrijding van de norm kleiner is dan bijvoorbeeld 5% of 1%).



Figuur 6.2 Cyclus van monitoren en modelleren

Door het combineren van informatie uit modellen en metingen zal de onzekerheid van de modelvoorspellingen afnemen. De modeltoepassing, inclusief de schatting van de onzekerheid, kan gevalideerd en zondig gekalibreerd worden, om de modeluitkomsten te optimaliseren. Er moet hierbij een slimme combinatie van validatie en kalibratie worden toegepast.

Daarnaast onderscheiden we in het kader van gebiedsgericht grondwaterbeheer ook *trendmonitoring* en *monitoring (registratie) van externe invloeden*. Eén en ander wordt hieronder nader toegelicht.

6.3.2 Procesmonitoring

Procesmonitoring vindt plaats om input parameters voor een model vast te stellen. Met name de afbraakparameters zijn hierbij van belang. In ROSA wordt dit pluimgerichte monitoring genoemd. Een modelvoorspelling is sterk afhankelijk van de modelparameters die in het model gebruikt worden. Ervaring uit een project in de haven van Rotterdam (Valstar et al., 2009a) leert dat de keuzes voor te gebruiken waarden van afbraakparameters van verschillende componenten vooraf, gebaseerd op literatuuronderzoek, zeer onzeker zijn en de resultaten sterk beïnvloeden. Daarom zal voor de belangrijkste contaminanten in het beheersgebied moeten worden onderzocht of en hoe snel deze *in situ* afbreken. Voor VOCL's (vluchtige alifatische chloorkoolwaterstoffen) kan dit bijvoorbeeld worden bepaald door stroomafwaarts het verloop van de verhouding van moeder- en afbraakproducten te volgen, eventueel aangevuld met metingen van isotopen. Voor contaminanten zonder unieke afbraakproducten, zoals BTEX (benzeen, ethylbenzeen, toluen en xylenen), kan de afbraak worden geanalyseerd door een isotopenanalyse. Om de gemeten waarden ook te gebruiken op andere locaties binnen het beheersgebied

moet er uiteraard rekening mee worden gehouden dat afbraakparameters afhankelijk zijn van de lokale omstandigheden, waaronder de redox-condities.

Zeker voor contaminanten waarvoor in de literatuur geen geschikte afbraaksnelheden bekend zijn, omdat ze bijvoorbeeld slechts zeer weinig voorkomen (exoten), dient de afbraaksnelheid in het veld te worden bepaald of op een andere manier te worden onderbouwd met ervaring van andere locaties of uit laboratoriumonderzoek. Bij BTEX blijkt vrijwel altijd dat benzeen trager afbreekt dan toluen, ethylbenzeen en xyleen (Suarez en Rifai, 1999). Hieruit is af te leiden dat indien uitsluitend afbraakparameters voor benzeen in het veld bepaald zijn, deze als worst case-scenario kunnen worden toegepast voor toluen, ethylbenzeen en xyleen.

Zolang voor de afbraaksnelheid van een bepaalde contaminant onder de geldende omstandigheden geen specifieke informatie beschikbaar is, is het in veel gevallen verstandig van een worst case-scenario uit te gaan.

Om te voorkomen dat elke initiatiefnemer voor gebiedsgericht grondwaterbeheer steeds opnieuw literatuur en veldonderzoek naar afbraakparameters moet (laten) doen, wordt het aanbevolen om hiervoor een openbare database op te richten. Deze database kan gegevens bevatten over:

- de keuzes voor afbraakparameters in modelberekeningen inclusief de onderbouwing;
- de uit veldmetingen afgeleide afbraakparameters, met de daarbij behorende ondergrondse omgevingscondities.

De data die via procesmonitoring verzameld zijn, kunnen ook gebruikt worden om het model te valideren of kalibreren. Wat het model in ieder geval goed moet voorspellen is de richting waarin een aantal karakteristieke en risicovolle pluimen stromen om de locaties van monitoringspunten betrouwbaar vast te kunnen stellen. Daarnaast is het ook wenselijk dat de gemodelleerde stijghoogten goed overeenkomen met de werkelijke stijghoogten. Daarom is het wenselijk om bij alle bestaande peilbuizen eerst de stijghoogten ten opzichte van NAP te meten op het moment dat de peilbuizen bezocht worden voor monitoring.

Het is raadzaam de acceptabele modelprestatie, ofwel de benodigde of gewenste betrouwbaarheid van de modelvoorspellingen, vooraf af te stemmen met bevoegd gezag en overige *stakeholders*.

6.3.3 *Controlemonitoring*

Controlemonitoring wordt uitgevoerd om te controleren of een verontreiniging zich niet over de grens van het beheersgebied of naar een andere kwetsbaar object toe dreigt te verspreiden, en daar onaanvaardbare risico's op kan leveren, en indien nodig maatregelen te treffen. In ROSA wordt dit omgevingsgerichte monitoring genoemd.

Kwetsbare objecten

Kwetsbare objecten binnen het beheersgebied, zoals oppervlaktewater, grondwateronttrekking en grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen, dienen in zekere mate beschermd te worden tegen een onacceptabele instroom van contaminanten. De mate waarin een verontreiniging nadelige effecten veroorzaakt voor een kwetsbaar object verschilt van geval tot geval. In geval van oppervlaktewater als kwetsbaar object speelt bijvoorbeeld ook de doorstroming van het oppervlaktewater een grote rol. Daarnaast is niet zozeer de concentratie in het grondwater nabij het kwetsbare object van belang, maar meer de totale flux aan verontreiniging vanuit het grondwater naar kwetsbare objecten. Verder van belang zijn de belasting op het oppervlaktewater vanuit andere bronzones (puntlozingen, atmosferische depositie, bovenstroomse aanvoer, enzovoort), alsook processen in het oppervlaktewater die de hoeveelheid verontreiniging verminderen, zoals afbraak of vervluchtiging.

Voor de monitoring aan de rand van het beheersgebied (omliggende grondwatervolume als kwetsbaar object) geldt dat alleen bij de begrenzing waar grondwater uitstroomt gemonitord moet worden.

De meest simpele monitoring van een kwetsbaar object is door de concentratie in een kwetsbaar object direct te meten. Indien het onwenselijk is dat de contaminanten in een kwetsbaar object terecht komen voordat deze wordt opgemerkt dient stroomopwaarts van een kwetsbaar object in het grondwater gemonitord te worden. Dit zal ook het geval zijn bij monitoring aan de rand van het beheersgebied. De afstand tot een kwetsbaar object en de monitoringsfrequentie dienen zodanig gekozen te zijn dat een eventuele contaminant wordt opgemerkt voordat deze een kwetsbaar object bereikt en er een *fall back* scenario kan worden opgestart om te voorkomen dat de contaminant een kwetsbaar object bereikt. De gemeente Utrecht hanteert hiervoor bijvoorbeeld een afstand van 100 meter, zodat er gebaseerd op een verplaatsingssnelheid van 10 meter per jaar een periode van tien jaar beschikbaar is om maatregelen te treffen (Gemeente Utrecht, 2009).

Een 100% zekere monitoring stroomopwaarts van een kwetsbaar object zal waarschijnlijk niet altijd kosteneffectief zijn. In die gevallen blijft het raadzaam om ook de concentratie van de contaminant ter plaatse van een kwetsbaar object te bemonsteren en te toetsen aan de geldende norm voor het betreffende kwetsbare object. Dit dient afgestemd te worden met de beheerder/eigenaar van het betreffende kwetsbare gebied.

6.3.4 Inrichting monitoringsnetwerk

Voor het inrichten van een monitoringsnetwerk zijn de volgende aspecten van belang:

- monitoringslocaties;
- monitoringsdichtheid;
- lengte van filters;
- monitoringsfrequentie.

Deze elementen worden in de volgende paragrafen besproken. Daarnaast speelt de kostenefficiëntie een belangrijke rol.

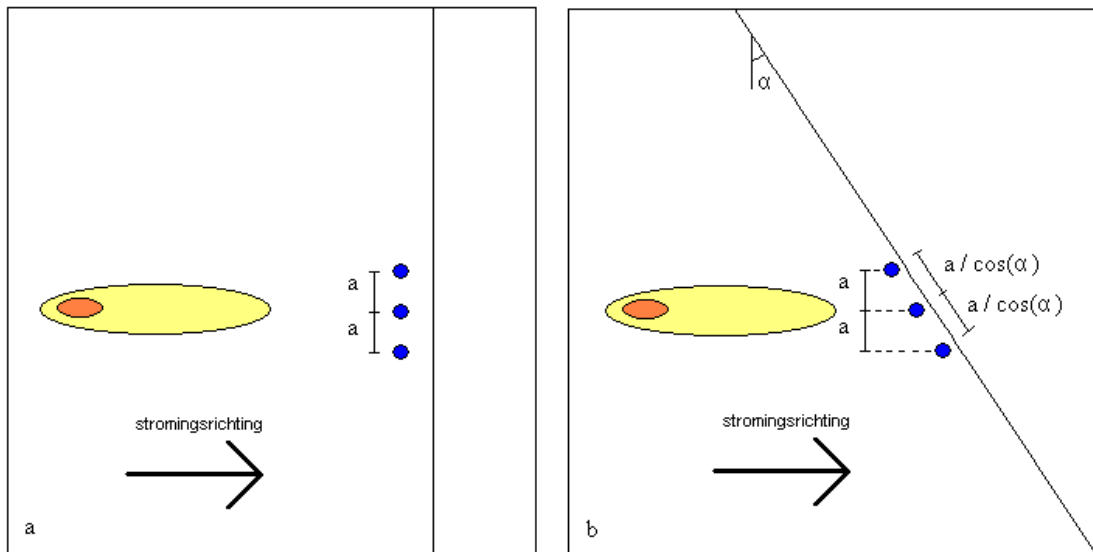
Monitoringslocaties

De locatie waar op de rand en nabij kwetsbare objecten controlemonitoring dient plaats te vinden is daar waar het model het grootste risico op contaminant-doorbraak voorspelt. Bijvoorbeeld op alle locaties waar het model een kans groter dan 10% van doorbraak voorspelt op een betreffend tijdstip dient gemonitord te worden. Een nader te bepalen minimum aantal monitoringspunten (bijvoorbeeld een zodanig aantal dat gemiddeld in totaal op vijf locaties een doorbraak wordt verwacht) is nodig om te kunnen controleren of de voorspelde kans op doorbraak reëel is, of dat het model te optimistisch of eerder te pessimistisch is. In beide gevallen zullen de kansverdelingen van de modelparameters moeten worden aangepast. In het eerste geval zal het monitoringsnetwerk uitgebreid moeten worden, ervan uitgaande dat het aangepaste model nu op meer locaties dan voorheen een kans op doorbraak van groter dan 10% voorspelt.

Van een model is het niet reëel te verwachten dat het exact voorspelt waar een contaminant naartoe stroomt. Daarom is het raadzaam om niet alleen op het punt waar het model de doorbraak voorspelt te monitoren, maar ook op naastgelegen locaties. De lengte van de raai waarover gemonitord dient te worden, kan eventueel onderbouwd worden met een stochastisch model of door de voorspelde stromingsrichtingen te vergelijken met meetgegevens van de richting waarin vergelijkbare pluimen zich verplaatsen. Vergelijkbare pluimen bevinden zich bijvoorbeeld in hetzelfde watervoerende pakket en bijvoorbeeld niet aan de andere kant van een waterscheiding of sterk beïnvloed door een lokale onttrekking of oppervlaktewater.

Monitoringsdichtheid

De dichtheid van het monitoringsnetwerk om een individuele pluim te ondervangen kan worden afgestemd op de breedte van de pluim. Indien een pluim 20 meter breed is zal deze altijd worden gedetecteerd door een netwerk waarin de peilbuizen op een raai loodrecht op de stromingsrichting staan op een afstand van 20 meter. Indien de stromingsrichting niet loodrecht op de rand van het beheersgebied staat kan de afstand tussen de peilbuizen zelfs groter worden, zie Figuur 6.3. Hierbij dient uiteraard wel rekening gehouden te worden met het feit dat de aankomsttijd van de pluim bij de grens van het beheersgebied verschillend is en dat de monitoring deze wel op tijd moet signaleren, zodat er tijdig maatregelen getroffen kunnen worden.



Figuur 6.3 Afstand tussen peilbuizen bij (a) monitoring in raai loodrecht op stromingsrichting en (b) monitoring in een raai niet loodrecht op de stromingsrichting

Lengte van filters

Om de kans op detectie van pluimen op de rand of bij een kwetsbaar object zo groot mogelijk te maken, dient over de gehele diepte waarop een pluim kan doorbreken te worden gemonitord. Dit kan door over een traject meerdere korte filters van bijvoorbeeld 1 meter te bemonsteren. Om analysekosten te besparen is het mogelijk om mengmonsters te nemen uit meerdere filters of door met een langer filter te werken. Er dient wel rekening mee te worden gehouden dat er daardoor een sterke verdunning bij de monsternamen kan optreden. Een pluim van 1 meter dik met een concentratie gelijk aan de interventiewaarde zal door een filter van 5 meter lengte worden verdund tot een gemeten concentratie van 0,2 x de interventiewaarde. Indien er dan een concentratie van bijvoorbeeld 0,5 x de interventiewaarde wordt gemeten, is dit een reden om meer in detail te gaan meten door (alsnog) uit kleinere filters te bemonsteren.

Bij mengmonsters moet opgepast worden dat er geen ongewenste neveneffecten ontstaan, zoals bijvoorbeeld het vervluchten van een deel van de te analyseren contaminanten. Bij langere filters kan er het ongewenste effect zijn dat er door een eventuele extra verticale stroming door de peilbuis de verontreiniging over een grote diepte wordt verspreid.

Monitoringsfrequentie

De frequentie van de monitoring dient afgestemd te worden op de reistijd van de contaminant tot de rand van het beheersgebied of tot het kwetsbaar object, minus de tijd die nodig is om een *fall back* scenario op te starten. Hieruit volgt dus dat de monitoringsfrequentie sterk afhangt van de keuze van de monitoringslocaties of omgekeerd dat de keuze van de monitoringslocaties afhangt van de gewenste monitoringsfrequentie. Indien meerdere contaminanten een potentiële

bedreiging van een kwetsbaar object vormen, dient de reistijd van de snelste contaminant te worden aangehouden. Wel kan er rekening worden gehouden met de verwachte aankomsttijd van een contaminant. Het heeft immers geen zin om al vanaf 2010 te monitoren indien de contaminant op zijn vroegst pas in 2030 verwacht wordt. Voor zo'n geval dient de initiatiefnemer en bevoegd gezag wel te waarborgen dat op die termijn de monitoring daadwerkelijk opgestart wordt en deze niet wordt vergeten. Daarnaast kan met behulp van de monitoring ook geconcludeerd worden dat een contaminant sterk genoeg is afgebroken als er hoofdzakelijk afbraakproducten van de contaminant worden aangetroffen of als alle contaminanten, indien deze niet af zouden breken, met grote zekerheid wel al hadden moeten doorbreken op de monitoringslocatie. In dat geval kan er in overleg met het bevoegd gezag worden besloten om de monitoring op die locatie te beëindigen.

Monitoringsperiode

Monitoring dient plaats te vinden zolang er sprake is van contaminanten in het beheersgebied die binnen het beheersgebied in onaanvaardbare risico's kunnen resulteren of aan de randen van het beheersgebied een norm zouden kunnen overschrijden. Het moment waarop de laatste contaminanten de grens van het gebied in relatief hoge concentraties zullen gaan bereiken hangt af van de grootte van het gebied (meer specifiek: de afstand tussen de boven- en benedenstroomse grens van het gebied), het type verontreiniging (afbraak- en sorptie-eigenschappen) en de eigenschappen van de ondergrond (doorlaatbaarheid en sorptie-capaciteit). De periode waarover monitoring plaats dient te vinden verschilt daarom per situatie. Aangezien gebiedsgericht grondwaterbeheer gericht is op verontreinigingsituaties die voor 1987 ontstaan zijn en nu nog aanwezig zijn, is niet te verwachten de contaminanten 'binnen enkele jaren' beneden de afgesproken normen komen te liggen. In geval van een immobiele verontreinigingssituatie en een groter gebied kan een tijdsbestek voor monitoring meerdere generaties bedragen. Voor een specifiek geval waar gebiedsgericht grondwaterbeheer wordt toegepast kan met een modelberekening een schatting worden gemaakt van de periode waarover monitoring plaats dient te vinden.

6.3.5 Trendmonitoring

Trendmonitoring is bedoeld om vast te stellen wat de totale omvang (totale volume boven de norm) van de verontreiniging in het beheersgebied is. Daarnaast dient er een voorspelling te worden gemaakt van hoe deze omvang zich in de toekomst zal ontwikkelen om vast te stellen of er een trendomkering op zal treden. Omdat het hier om een schatting voor het beheersgebied als geheel gaat, zal dit dus mede op grond van modelberekeningen moeten plaatsvinden. Hierin zal het volume grondwater dat verontreinigd is boven de norm moeten worden bepaald.

De primaire drijvende kracht achter het bereiken van trendomkering bij gebiedsgericht grondwaterbeheer is het actief verwijderen of het uitgeput raken van de bronzones. Voor beide geldt dat het vooraf zeer moeilijk is in te schatten op welke tijdschaal de verwijdering van de zones bereikt wordt. Sanering van bronzones zal vaak alleen

plaatsvinden tijdens herontwikkeling van het terrein. De planning voor de herontwikkeling voor de langere termijn is vaak niet bekend. Ook het uitputten van bronzones geschiedt meestal over een periode van decennia, en wellicht eeuwen, en ook hierover ontbreken vaak de juiste veldgegevens om hiervoor een nauwkeurige inschatting te kunnen maken.

Daarom zullen hiervoor aannames moeten worden gemaakt. Deze aannames zullen op termijn ook getoetst moeten worden met monitoringsdata. Voor sanering van bronzones kan dat door deze te registreren en na enige tijd te controleren of er inderdaad geen verontreiniging uit de bronzones komt. Voor het uitputten van de bronzones geschiedt de monitoring door te kijken of er een afname van de opgeloste vracht net benedenstrooms van de bronzone optreedt. Hierbij dient natuurlijk wel rekening te worden gehouden met de tijdschaal waarop verondersteld wordt dat de bronzones uitgeput zullen raken. De initiatiefnemer voor het gebiedsgerichte grondwaterbeheer zal met bevoegd gezag afspraken maken over het uitvoeren van deze monitoring.

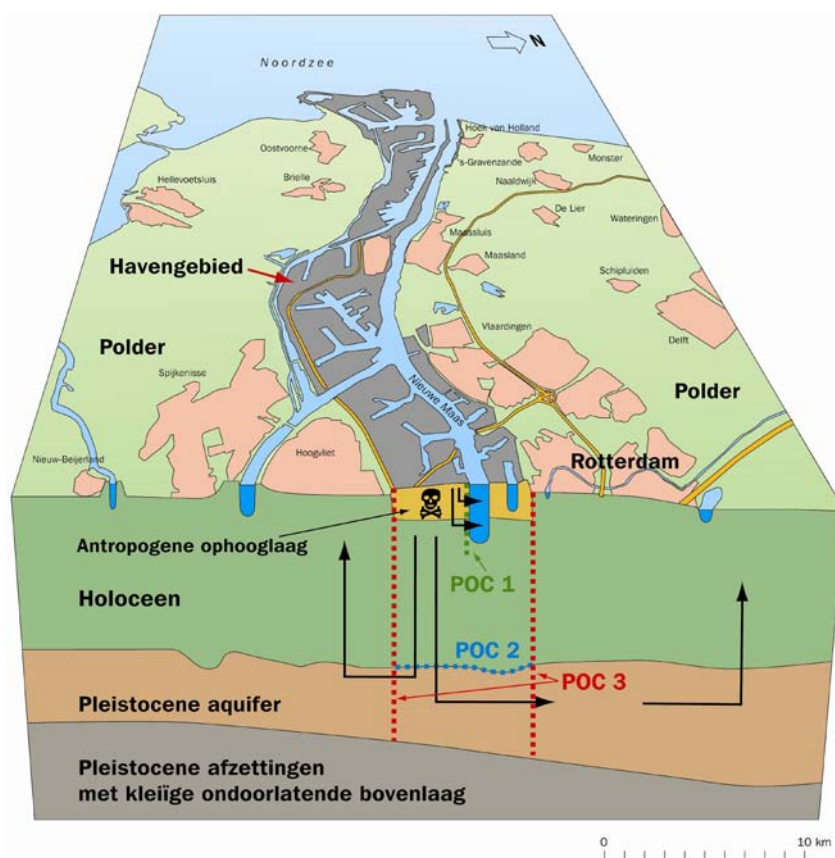
6.3.6 *Externe invloeden*

Naast het uitvoeren van bovenbeschreven vormen van monitoring is het ook wenselijk om een registratie te maken van belangrijke externe invloeden, die mogelijk een effect hebben op het gedrag van de contaminanten in de ondergrond in het beheersgebied. Te denken valt aan (tijdelijke) wijzigingen in het hydrologische systeem, zoals bronbemalingen, wijzigingen die een effect hebben op de chemische samenstelling van het grondwater, bijvoorbeeld herinjectie van water dat gemengd wordt, zoals bij WKO-systemen. Indien deze effecten groot zijn dient gekeken te worden of aantal en locatie van de monitoringspeilbuizen aangepast dienen te worden. Daarnaast kan een registratie van deze informatie (logboek) van belang zijn bij de interpretatie van toekomstige monitoringsdata, en bij het gebruik van monitoringsdata voor validatie van de modeltoepassing.

6.4 **Case study: uitwerking haven van Rotterdam**

Voor de haven van Rotterdam, inclusief de *pilot* locatie Botlek, zijn meerdere studies uitgevoerd naar zowel de haalbaarheid van gebiedsgericht grondwaterbeheer als ook naar het opstellen van een monitoringsprogramma. Hieronder zal de aanpak van gebiedsgericht grondwaterbeheer voor deze locatie in het kort worden beschreven, ter illustratie van monitoring. Voor een meer gedetailleerd overzicht wordt verwezen naar Royal Haskoning en TNO (2007), Valstar et al. (2009a) en Valstar et al. (2009b).

Een schematisch overzicht van de ondergrond en de grondwaterstroming van de Rotterdamse haven is weergegeven in Figuur 6.4.



Figuur 6.4 Schematisch overzicht van de ondergrond en de grondwaterstroming van de Rotterdamse haven

Het grondwater in de Rotterdamse haven stroomt voor het grootste deel verticaal naar het Pleistocene watervoerende pakket en stroomt in dat pakket naar de polders ten noorden of ten zuiden van de Rotterdamse haven. Een beperkt deel stroomt ondiep direct naar het omliggende oppervlaktewater. De redoxcondities van het grondwater veranderen van voornamelijk ijzer- en sulfaatreducerend in de antropogene ophooglaag naar voornamelijk methanogeen in het Pleistocene watervoerende pakket.

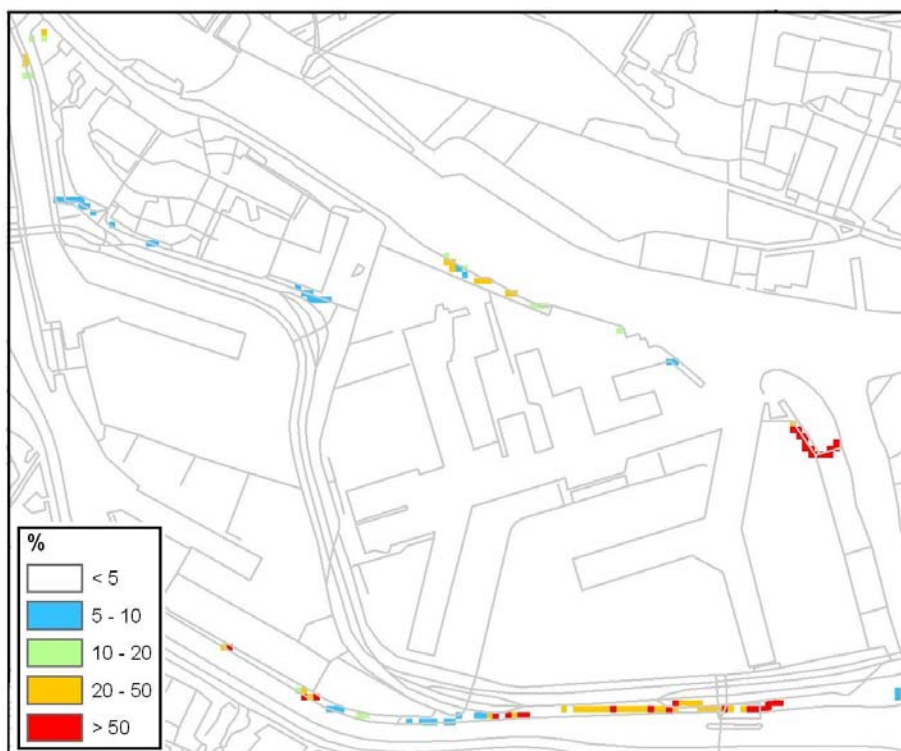
De keuze van de beheersgrens voor de gebiedsgerichte aanpak is door het bevoegd gezag gesteld op de gemeentegrens van Rotterdam, maar vanwege de praktische uitvoerbaarheid zal de controlemonitoring vooral plaats gaan vinden op de rand van het havengebied.

Voor dit gebied is een transportmodelberekening toegepast voor een aantal maatgevende contaminanten, waarbij ook de onzekerheid van invoerparameters is meegenomen. Er bestaat een sterk vermoeden dat voor een aantal locaties niet alle grondwaterverontreinigingen en concentraties van de bronzone bekend zijn, evenals de afbraakparameters en de ruimtelijke verdeling van de redoxcondities. Van deze parameters zijn kansverdelingen afgeleid op basis van meetgegevens en literatuuronderzoek. Met behulp van deze kansverdelingen is vervolgens een Monte Carlo-simulatie gemaakt.

Hierin zijn honderd modelsimulaties gemaakt waarbij voor de onzekere modelparameters een trekking uit de kansverdeling wordt gedaan. Met behulp van de modellering is vervolgens bekeken of de doelstellingen van gebiedsgericht grondwaterbeheer behaald kunnen worden en of dit gebied in aanmerking komt voor gebiedsgericht grondwaterbeheer:

1. *De concentratie van de contaminanten bij de grens van het beheersgebied (POC 3) voor de Botlek.*

De kans dat een contaminant voor het jaar 2035 over de grens van het beheersgebied stroomt met een concentratie die hoger is dan de toegestane norm (in dit geval de interventiewaarde) is weergegeven in Figuur 6.5.



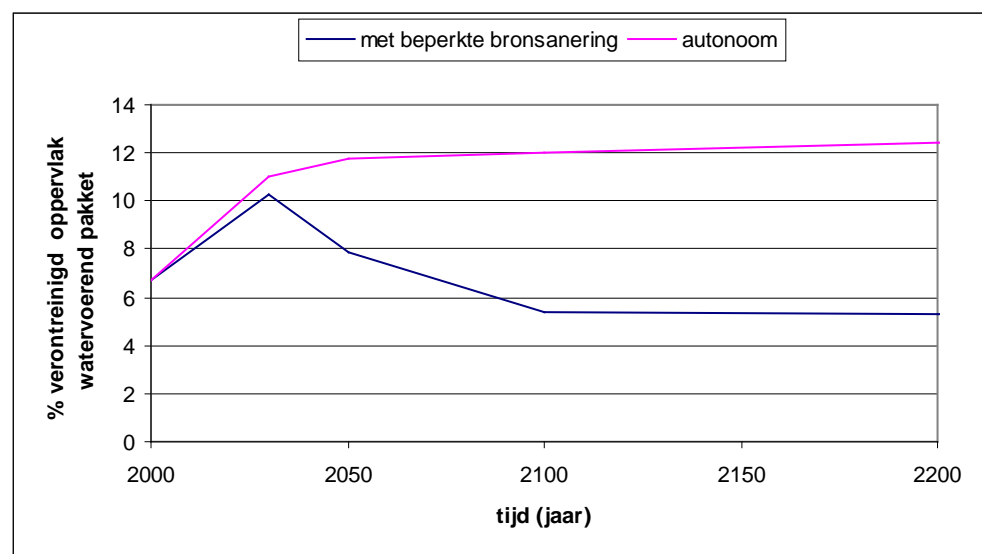
Figuur 6.5 Kans dat minimaal één van de contaminanten voor 2035 over de grens van het beheersgebied stroomt met een concentratie boven de toegestane norm

2. *De concentratie en vracht bij kwetsbare objecten binnen het beheersgebied.*

Binnen het beheersgebied is het oppervlaktewater het enige kwetsbare object. Hiervoor geldt dat de bijdrage vanuit het grondwater voor alle contaminanten kleiner is dan vanuit andere bronzones, zoals puntlozingen, atmosferische depositie of aanvoer vanaf bovenstrooms. Daarnaast blijkt uit een aanvullende modellering van het oppervlaktewater dat voor geen van de onderzochte contaminanten het MTR_{eco} (Maximaal Toelaatbaar Risico voor ecosystemen) wordt overschreden in het oppervlaktewater.

3. Trendbeoordeling van het grondwaterlichaam in het beheersgebied.

Daarnaast is ook berekend welk percentage oppervlak van het watervoerende pakket verontreinigd raakt boven interventiewaarde bij een autonome ontwikkeling en bij een scenario met een beperkte sanering van de bronzone gedurende de komende dertig jaar, zoals in combinatie met herontwikkeling kan plaatsvinden. In het model wordt de conservatieve aanname gebruikt dat de bronzones eeuwigdurend blijven naleveren, tenzij er sanering van de bronzone plaatsvindt. Voor de mediaan van de Monte Carlo-simulaties zijn de resultaten hiervan weergegeven in Figuur 6.6.



Figuur 6.6 Trendberekening bij instroom in watervoerend pakket (mediaan van de Monte Carlo-simulatie)

Uit de eerste modelberekeningen volgt dat deze locatie geschikt is voor een gebiedsgericht aanpak, omdat:

- De meest contaminanten zullen binnen het beheersgebied worden afgebroken. Wel bestaat er een aanzienlijke kans dat er een aantal contaminanten de grens van het beheersgebied bereiken. Hiervoor wordt een monitoringssysteem en een *fall back* scenario opgesteld en wordt er procesmonitoring opgestart om de onzekerheid in de modeluitkomsten te verkleinen.
- Er vindt geen bedreiging van kwetsbare objecten binnen het gebied plaats met betrekking tot overschrijding van het MTR_{eco} voor oppervlaktewater voor de onderzochte contaminanten.
- Bij een aanpak van de sanering van de bronzone tijdens herontwikkeling van het gebied zal er rond 2030 een trendomkering zijn met betrekking tot het grondwater dat het watervoerende pakket bereikt.
- Er zijn relatief kostbare maatregelen nodig om de hoeveelheden contaminanten uit de ondergrond te verwijderen in vergelijking met de gebiedsgerichte aanpak (Valstar, 2009a). De gebiedsgerichte aanpak is in dit geval aanzienlijk goedkoper dan de gevalsgerichte aanpak.

Uit de onzekerheidsanalyse blijkt dat de parameters die de meeste onzekerheid in de modeluitkomsten geven de afbraakparameters zijn, naast de concentraties van de contaminanten in de bronzone. Om een beter inzicht te verkrijgen in de afbraakparameters voor de belangrijkste contaminanten (BTEX en VOCLs) is reeds een studie naar afbraak onder natuurlijke omstandigheden uitgevoerd (Van Nieuwkerk en Van Ras, 2009). De resultaten hiervan zijn reeds teruggekoppeld naar de modelberekeningen. De procesmonitoring zal in de toekomst verder worden uitgebreid.

Voor de grens van het beheersgebied wordt er een controlemonitoring opgesteld. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de modelvoorspellingen zoals weergegeven in Figuur 6.6. De resultaten van deze monitoring zullen gebruikt worden om de modeltoepassing te valideren en/of te kalibreren. Indien nodig zal zowel het model als de monitoringsstrategie vervolgens worden verbeterd.

7 Beoordeling grondwaterkwaliteit

7.1 Achtergronden

Behalve een slimme monitoringsstrategie (zie hoofdstuk 6) dient er een procedure te zijn voor de beoordeling van de gemeten grondwaterkwaliteit. De beoordeling van de grondwaterkwaliteit kan belangrijk zijn voor de beantwoording van ondermeer de volgende vragen:

- Kunnen er onaanvaardbare risico's zijn voor mens en milieu gegeven de grondwaterkwaliteit?
- Moeten er gebruiksbeperkingen worden gesteld aan het gebruik van grondwater of de bodem gezien de grondwaterkwaliteit?
- Zijn de functies van het grondwater en de bodem (indien beïnvloed door het grondwater) duurzaam?
- Welke 'inputs' van verontreinigingen zijn aanvaardbaar gegeven de functies van het grondwater en de (door grondwater beïnvloed) bodem?

Bij de beoordeling van grondwaterkwaliteit of de 'inputs' moet een verschil worden gemaakt tussen beoordeling binnen (de huidige en toekomstige grondwaterkwaliteit) en buiten het beheersgebied (de toekomstige grondwaterkwaliteit). De toetsing van de (beïnvloeding van de) grondwaterkwaliteit buiten het beheersgebied vindt plaats nabij de rand van het beheersgebied, door middel van beoordeling van de monitoringsresultaten.

Voor wat betreft toetscriteria is het wenselijk aan te sluiten bij bestaande wettelijke kaders voor toetsing van grondwaterkwaliteit en de in ontwikkeling zijnde functie-specifieke grondwater-risicogrenzen. Het is belangrijk uniforme toetscriteria te hanteren in heel Nederland en zo inhoud te geven aan een deel van de eisen die door de Europese Unie worden gesteld aan het kwaliteitsbeheer van grondwater. In Otte et al. (in bewerking) zal de afleiding van functiespecifieke risicogrenzen voor grondwater en de toetsing van de grondwaterkwaliteit in detail worden beschreven.

7.2 Beoordeling binnen het beheersgebied

Binnen het beheersgebied geldt dat er geen onaanvaardbare risico's mogen zijn. Hierbij is de menselijke gezondheid het primaire beschermingsdoel. Andere beschermingsdoelen kunnen zijn: ecologie, landbouwproducten en natuur. Er zal echter geen toetsing uitgevoerd worden gericht op contaminatie van schoon grondwater benedenstrooms van de individuele grondwaterpluimen, zoals dat in Sanscrit plaatsvindt. Dit betekent dat er binnen het beheersgebied geen intrinsieke waarde aan grondwater wordt toegekend. Intrinsieke waarde wil zeggen dat er waarde wordt toegekend aan de grondwater los van elke functie die grondwater vervult.

7.3 Beoordeling van de grondwaterkwaliteit

7.3.1 *Principe*

Het principe van gebiedsgericht grondwaterbeheer is dat er minder toetsing van de grondwaterkwaliteit binnen het beheersgebied plaatsvindt, maar buiten het beheersgebied een duurzame toestand niet mag worden aangetast. Idealiter zou de toetsing van de (toekomstige) grondwaterkwaliteit buiten het beheersgebied zich moeten baseren op twee principes: a) het '*stand-still*', waarbij de grondwaterkwaliteit niet mag verslechteren en b) duurzame geschiktheid van de toegekende functie. Voor dat laatste kan aan worden gesloten bij de benadering die is gevolgd voor het opstellen van maximale waarden voor de bodemkwaliteit (Dirven et al., 2007).

7.3.2 *Controlemonitoring bij kwetsbare objecten*

Bij de rand van het beheersgebied en bij de kwetsbare objecten is het de bedoeling dat de grondwaterconcentraties beneden afgesproken toetscriteria zijn en in de toekomst ook zullen blijven, of dat de totale vracht aan contaminanten over een bepaalde periode beperkt blijft. De controlemonitoring zal er op gericht zijn om pluimen die richting kwetsbaar objecten stromen tijdig te detecteren. Maar het monitoringspunt zal echter niet noodzakelijkerwijs het centrum van de pluim met de hoogste concentratie onderscheppen. Daarom is het wenselijk om indien er in een monitoringslocatie een verhoogde concentratie (bijvoorbeeld groter dan 0.1 x het te hanteren toetscriterium) wordt aangetroffen, aanvullende monitoring uit te voeren om te kijken op welke afstand van het monitoringspunt, loodrecht op de stromingsrichting, de hoogste concentratie wordt aangetroffen. Zodra de pluim bij de monitoringslocatie beter gekarakteriseerd is, kan worden bepaald of er aanvullende maatregelen nodig zijn. De keuze bij welk percentage van het te hanteren toetscriterium, en van welke toetscriterium, er aanleiding is om de monitoring lokaal verder in te zoomen dient door het bevoegde gezag te worden vastgesteld. De betreffende toetscriteria worden besproken in Otte et al. (in bewerking).

7.3.3 *Trendmonitoring*

Voor het bereiken van een trendomkering zal door het bevoegd gezag vooraf een doelstelling worden vastgesteld. Indien blijkt dat deze doelstellingen niet gehaald wordt, zullen er aanvullende maatregelen genomen moeten worden.

7.4 *Fall back scenario*

Voor de mogelijkheid dat uit de beoordeling van de monitoring blijkt dat de doelstellingen van het gebiedsgericht grondwaterbeheer niet gehaald worden, kan een *fall back* scenario opgesteld en vastgelegd te worden.

Controlemonitoring

Indien blijkt dat een contaminant het vooraf vastgestelde toetscriterium bij een kwetsbaar object of de grens van het beheersgebied dreigt te

overschrijden, kan dit ondervangen worden door bijvoorbeeld *pump & treat* sanering, schermmaatregelen, gestimuleerde afbraak of een combinatie van maatregelen. Hierbij dient wel extra monitoring plaats te vinden om te bepalen of er inderdaad geen onaanvaardbare verdere verspreiding plaatsvindt.

Trendmonitoring

Indien uit de trendmonitoring blijkt dat een onaanvaardbaar groot deel van het grondwater binnen het beheersgebied verontreinigd raakt, dienen er maatregelen genomen te worden om een snellere trendomkering te krijgen. Hierbij kan gedacht worden aan zowel maatregelen bij de bronzones als maatregelen bij de pluimen

7.5 Toetscriteria

7.5.1 Bestaande normen en grenswaarden

De volgende normen en grenswaarden voor grondwater kunnen worden gebruikt:

- achtergrondconcentraties;
- maximaal toelaatbare toevoeging;
- streefwaarden;
- normen uit het Drinkwaterbesluit;
- interventiewaarden;
- drempelwaarden.

7.5.2 Achtergrondconcentraties

Achtergrondconcentraties zijn gelijk aan de concentratie die in een groter grondwatervolume optreden. Ze hebben geen relatie met risico's. Achtergrondconcentraties worden doorgaans aan de natuurlijke omstandigheden gerelateerd. Dat wil zeggen dat de achtergrondconcentraties worden bepaald door het contact tussen grondwater en minerale bodem- en aquifer materiaal en niet door antropogene invloeden. Aangezien de mens direct en indirect de ondergrond beïnvloedt, is de scheiding tussen natuurlijke en antropogene invloed echter vaak niet eenduidig (Fraters et al., 2001).

7.5.3 Maximaal toelaatbare toevoeging

De maximaal toelaatbare toevoeging is een ecologisch toetscriterium dat niet in een formeel kader (bijvoorbeeld de Wbb) is vastgelegd. Het is gerelateerd aan de ecologische bescherming van het grondwater op het niveau van 1% van het MTR_{eco} (Maximaal Toelaatbaar Risico). Het MTR_{eco} is de concentratie in het grondwater welke correspondeert met de HC5 (Hazardous Concentration 5%), dat wil zeggen dat er sprake is van 5% aantasting van de potentieel voorkomende soorten in het grondwater (oftewel 95% bescherming van de potentieel voorkomende soorten in het grondwater).

7.5.4 *Streefwaarden*

Streefwaarden horen bij schoon grondwater. De streefwaarden geven het niveau aan waarbij sprake is van een duurzame bodem- en grondwaterkwaliteit. Bij dat niveau zijn de functionele eigenschappen van de bodem voor mens, dier en plant op de lange termijn gegarandeerd. De streefwaarden spelen een rol in het preventieve beleid en hebben vooral een signaalfunctie.

Ter bepaling van de streefwaarde wordt de achtergrondconcentratie opgeteld bij de maximaal toelaatbare toevoeging (*added risk approach*; Crommentuijn et al., 1997). De reden hiervoor is dat wordt aangenomen dat het ecosysteem zich heeft aangepast aan de achtergrondconcentratie, welke verondersteld wordt op een tijdschaal van eeuwen op dat niveau te liggen, en het ecosysteem alleen aangetast wordt door additionele toevoeging van contaminanten via antropogene bronnen.

De streefwaarden zijn generieke normen, dat wil zeggen onafhankelijk van de functie van het grondwater (of van de het bodemgebruik).

7.5.5 *Normen uit het Drinkwaterbesluit*

Met het Drinkwaterbesluit wordt nadere uitwerking gegeven aan een aantal bepalingen uit de Drinkwaterwet (wet van 18 juli 2009, Staatsblad 2009, 370). Het drinkwaterbesluit stelt gelijke eisen aan de kwaliteit van drinkwater op het leveringspunt en op het tappunt. Daarbij is de bescherming van de volksgezondheid als uitgangspunt gekozen. In het drinkwaterbesluit worden zogenaamde maximum waarden geven voor 27 stoffen (waaronder somnormen voor cyaniden en PAKs). Voor pesticiden en PCBs worden zowel individuele als somnormen gegeven.

Volgens het Drinkwaterbesluit zijn de maximum waarden gerelateerd aan gezondheidsrisico's. De onderbouwing hiervan is echter onduidelijk. Bij de berekening van humaan-toxicologische risicogrenzen zou de inname van contaminanten via grondwater (1 l/d voor een kind; 2 l/dag voor een volwassene) gelijk worden gesteld aan het MTR_{humaan} . Dit zou echter in andere getallen resulteren dan de maximum waarden. Bovendien verhouden de maximum waarden voor verschillende contaminanten zich anders ten opzichte van elkaar dan de bijbehorende MTR_{humaan} -waarden. Om deze redenen wordt vermoed dat bij de afleiding van maximum waarden andere criteria dan gezondheidsrisico's een rol hebben gespeeld.

7.5.6 *Interventiewaarden*

Bij overschrijding van de interventiewaarden voor grondwater van minimaal 100 m³ aan poriënverzadigd bodemvolume is sprake van een ernstige grondwaterverontreiniging. In dat geval bestaat er in principe een saneringsplicht en moet de urgentie voor sanering worden bepaald. De interventiewaarden zijn generieke normen, dat wil zeggen onafhankelijk van de functie van het grondwater (of van de het bodemgebruik).

Voor de afleiding is de concentratie in grondwater berekend die in evenwicht is met de interventiewaarde in grond, op basis van een partiticoëfficiënt. Tevens wordt nagegaan of directe consumptie van grondwater tot een overschrijding leidt van het MTR_{humaan} en of de

maximale oplosbaarheid in grondwater niet overschreden wordt. Aangezien de interventiewaarde grond zowel een humaan-toxicologische als ecologische basis kan hebben en in sommige gevallen het criterium directe consumptie van grondwater als drinkwater maatgevend is, heeft de ene interventiewaarde voor grondwater een humaan-toxicologische en de andere een ecologische basis. In Lijzen et al. (2001) is een update van de interventiewaarden gegeven. Hierbij zijn tevens risicogrenzen afgeleid voor grondwater op basis van ecologische bescherming van het aquatische ecosysteem. Deze waarden zijn momenteel echter nog niet geïmplementeerd in de regelgeving (Wbb).

7.5.7 *Drempelwaarden*

Voor de beoordeling van de chemische toestand van het grondwater in overeenstemming met artikel 4 van de Richtlijn 'betreffende de bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en achteruitgang van de toestand' (Grondwaterrichtlijn, Europese Unie, 2006), gelden grondwaterkwaliteitsnormen. Deze zijn momenteel echter alleen gedefinieerd voor *nitraat* (50 mg/l) en werkzame stoffen in bestrijdingsmiddelen, met inbegrip van de relevante omzettings-, afbraak- en reactieproducten daarvan (0,1 µg/l; 0,5 µg/l (totaal)). Indien voor een gegeven grondwaterlichaam het vermoeden bestaat dat de toepassing van deze grondwaterkwaliteitsnormen (i) ertoe kan leiden dat de in artikel 4 van Richtlijn 2000/60/EG gespecificeerde milieudoelstellingen voor de bijbehorende oppervlaktewateren niet worden bereikt, of (ii) kan resulteren in een significante verminderde waardering van de ecologische of chemische kwaliteit van die wateren of (iii) kan resulteren in een vermoeden van significante schade aan terrestrische ecosystemen die rechtstreeks van het grondwaterlichaam afhankelijk zijn, dan worden in overeenstemming met artikel 3 en bijlage II bij deze richtlijn stringentere *drempelwaarden* vastgesteld (Europese Unie, 2006). De Drempelwaarden kunnen worden vastgesteld op nationaal niveau, op het niveau van het stroomgebieddistrict of het deel van het internationaal stroomgebieddistrict dat binnen het grondgebied van een lidstaat ligt, of op het niveau van een grondwaterlichaam of een groep grondwaterlichamen. De lidstaten zorgen ervoor dat voor grondwaterlichamen, die door twee of meer lidstaten worden gedeeld, en voor grondwaterlichamen waarbinnen grondwater over de grens van een lidstaat stroomt, de vaststelling van drempelwaarden door de betrokken lidstaten wordt gecoördineerd in overeenstemming met artikel 3, lid 4, van Richtlijn 2000/60/EG. Drempelwaarden dienen een goede chemische toestand van het grondwater te beschrijven. In Europese Unie (2006, Bijlage II) zijn richtsnoeren gegeven voor de vaststelling van drempelwaarden. Deze richtsnoeren geven aan dat vaststelling van de drempelwaarden gebaseerd moet zijn op:

- de mate van interacties tussen het grondwater en de bijbehorende aquatische en daarvan afhankelijke terrestrische ecosystemen;
- de belemmering voor het rechtmatige gebruik of rechtmatige functies, feitelijk of potentieel, van het grondwater;
- alle contaminanten waardoor grondwaterlichamen als gevaarlopend worden aangemerkt, rekening houdend met de in deel B opgenomen minimumlijsten;

- de hydrogeologische kenmerken, onder meer informatie over achtergrondniveaus en waterbalans.

Daarnaast moet bij de bepaling van de drempelwaarden tevens rekening worden gehouden met de oorsprong van de contaminanten, het mogelijk natuurlijk voorkomen ervan, hun toxicologische kenmerken, dispersie eigenschappen, persistentie en vermogen tot bioaccumulatie. Daar waar hoge achtergrondniveaus van contaminanten of indicatoren daarvan voorkomen ten gevolge van natuurlijke hydrogeologische oorzaken, wordt met deze achtergrondniveaus in het betrokken grondwaterlichaam rekening gehouden bij het vaststellen van de drempelwaarden. Tevens wordt gesteld dat de bepaling van drempelwaarden moet worden ondersteund door een controlemechanisme voor de verzamelde gegevens, gebaseerd op een evaluatie van de kwaliteit van de gegevens, analytische overwegingen en achtergrondniveaus voor contaminanten die zowel natuurlijk als door menselijke activiteiten kunnen voorkomen.

De drempelwaarden zijn vastgesteld in het Besluit Kwaliteiteisen en Monitoring Water (BKMW) Bijlage II tabel 2. De beschermdoelen, ten grondslag aan de afleiding van drempelwaarden, zijn in principe terrestrische natuur, oppervlaktewater en drinkwaterbronnen. Volgens de methodiek wordt gekozen voor de strengste van het MTR_{eco} ($AC + MTT_{eco}$) en de drinkwaternorm. Terrestrische natuur wordt dus niet expliciet meegenomen.

Er zijn drempelwaarden vastgesteld per grondwaterlichaam in het BKMW voor Cl, Ni, As, Cd, Pb en P_{tot}. Voor bestrijdingsmiddelen en nitraat zijn er communautaire normen, die zijn vastgesteld in de GWR zelf. Deze zijn voor bestrijdingsmiddelen 0,1 µg/l (0,5 µg/l voor de som van bestrijdingsmiddelen) en 50 mg/l voor nitraat.

Naar verwachting zullen in 2012 drempelwaarden worden vastgesteld voor andere stoffen. Vervolgens zou de bijgewerkte karakterisering van grondwaterlichamen (2013) aanleiding kunnen zijn, de lijst met drempelwaarden te herzien.

Voor de beheerder van het grondwater is het op dit moment niet eenvoudig te bepalen welke kwaliteitseisen men moeten stellen om inhoud te geven aan de beoordeling en beheersing van risico's en om bepaalde (gebruiks)functies van het grondwater duurzaam te garanderen. Daarom worden in deze rapportage, in analogie met de Maximale Waarden voor bodem (Dirven – Van Breemen et al., 2007), functie-specifieke risicogrenswaarden voor grondwater afgeleid.

7.6 Functie-specifieke risicogrenzen voor grondwater

De risico's van grondwaterverontreiniging kunnen worden beoordeeld vanuit de functies die aan het grondwater kunnen worden toegekend. Op grond hiervan worden in Otte et al. (in bewerking), in analogie met de Maximale waarden voor duurzaam bodemgebruik voor de bovengrond, functie-specifieke risicogrenzen voor grondwater afgeleid voor een aantal relevante contaminanten.

7.7 Te hanteren toetscriteria

7.7.1 Aan de rand van beheergebied

De bovengrens van de te hanteren toetscriteria is de interventiewaarde voor grondwater. Dit voorkomt dat er buiten het beheersgebied nieuwe gevallen van ernstige grondwaterverontreiniging kunnen ontstaan. Daarnaast kan het toetscriterium bepaald worden door aanwezige kwetsbare objecten. Indien kwetsbare objecten binnen korte tijd kunnen worden beïnvloed door verontreinigingen in het grondwater, dienen specifieke toetscriteria te worden gehanteerd zodat de functie van het schone grondwater duurzaam kan worden gegarandeerd. Voorbeelden hiervan zijn normen uit het drinkwaterbesluit (in geval er sprake kan zijn van drinkwaterwinning), of een ecologisch criterium zoals de maximaal toelaatbare toevoeging of HC20 in geval er sprake is van een ecologische relevant gebied.

7.7.2 Binnen het beheersgebied

Binnen het beheersgebied wordt niet voor iedere pluim getoetst op de hoeveelheid aangrenzend schoon grondwater dat verontreinigd raakt, zoals bij de gevalsspecifieke aanpak gebeurt. Wel moeten de ondergrondse en bovengrondse functies binnen het beheersgebied mogelijk blijven zonder dat er sprake is van onaanvaardbare risico's. In die zin is de toetsing vergelijkbaar met die aan de rand van het beheersgebied, waarbij functies gelijk zijn aan kwetsbare objecten.

8 Kosten-batenanalyse

8.1 Achtergrond

In het algemeen wordt aangenomen dat gebiedsgericht grondwaterbeheer goedkoper is dan een gevalsgerichte aanpak. In veel gevallen zijn de verwachte mindere kosten zelf de trigger om gebiedsgericht beheer toe te passen. De TCB (2009) wijst echter op kosten in geval van langdurige nazorg bij gebiedsgericht grondwaterbeheer, die vaak worden onderschat. Idealiter zou er per geval een kosten-batenanalyse uit worden gevoerd om het kostenaspect op degelijke wijze mee te laten wegen in de keuze voor de saneringsvariant.

In de praktijk wordt bij de gevalsgerichte aanpak door adviseurs en bevoegde overheden ROSA gebruikt om verschillende varianten systematisch af te wegen en te komen tot een realistische saneringsdoelstelling (Claessens et al., 2010). Dit betekent een aanpak waarbij de baten en lasten in verhouding staan tot elkaar. Deze afweging die door het bevoegd gezag wordt gemaakt kan als motivatie worden gebruikt voor een gekozen maatregel voor de KRW. ROSA en de hieruit voortvloeiende uitzonderingen op het treffen van maatregelen als bedoeld in artikel 6, lid 3, GWR zullen in de stroomgebied-beheersplannen geëxpliciteerd moeten worden (Claessens et al., 2010). Om inzicht te geven in de kostenaspecten van gebiedsgericht grondwaterbeheer wordt in de volgende paragrafen een overzicht gegeven van de kosten voor de casus Apeldoorn.

8.2 Casus Apeldoorn

8.2.1 *Grondwaterproblematiek*

In Apeldoorn blijkt dat het huidige beleid niet leidt tot het saneren/beheersen van de grootschalige grondwaterverontreiniging in Apeldoorn. De belangrijkste redenen hiervoor zijn dat:

- verschillende verontreinigingen van verschillende (grotendeels niet bekende) eigenaren door elkaar heen lopen en het in detail in beeld brengen van de verschillende pluimen een kostbare (tijd en middelen) actie is;
- hierdoor het 'vervuiler betaalt-principe' niet op kan gaan;
- nergens is vastgelegd wie dan verantwoordelijk is voor de sanering van het grondwater onder de stad;
- het saneren van het grondwater relatief kostbaar is;
- er vooralsnog vanuit humaan of ecologisch perspectief geen prikkel was om de grondwaterverontreiniging aan te pakken (geen of onbekend risico);
- er geen economische prikkel was om de grondwaterverontreiniging aan te pakken.

Dit neemt niet weg dat bij ruimtelijke ontwikkelingen bronzones worden gesaneerd (financiering 25% overheid, 75% projectontwikkelaar). Waar dit niet mogelijk is en toch sprake is van een sterk verontreinigde bronzone, levert de gemeente de impuls tot sanering, en de sanering wordt in dat geval betaald uit het Investeringsbudget Stedelijke

Vernieuwing (ISV) (Apeldoorn, 2005). De grote bulk aan grondwaterverontreiniging wordt hiermee echter niet opgeruimd. Het feit dat per jaar 0,5 miljoen m³ grondwater wordt verontreinigd door verspreiding en het gegeven dat voldaan moet worden aan de KRW/GWR-verplichtingen noodzaken tot extra beleid. In deze context werd de mogelijkheid van gebiedsgericht grondwaterbeheer overwogen. De vraag hierbij was of deze variant daadwerkelijk minder kost dan de gevalgericht benadering.

8.2.2 *Vergelijking gevals- en gebiedsgerichte benadering*

Voor de casus Apeldoorn werden de kosten en baten van een gebiedsgericht versus gevalgerichte aanpak geëvalueerd (Zijp et al., 2007).

Gevalsgerichte benadering

Dit is de benadering die strikt genomen binnen de Wbb uitgevoerd zou moeten worden. Deze benadering bestaat uit onderzoek om voor een aantal van ongeveer twintig (omvangrijke en geclusterde) gevallen de verontreiniging af te perken, de risico's daarvan te evalueren, saneringsvarianten uit te werken, te beoordelen en te selecteren, en vervolgens te saneren (oppompen en zuiveren). Het gezuiverde water kan worden geloosd op het riool, of worden benut als grijs water of voor beekherstel en peilbeheer (SEO, 2007).

Gebiedsgerichte benadering

In dit alternatief wordt afgeweken van de Wbb en het saneringscriterium. Het risico van verspreiding van de verontreiniging vormt niet direct aanleiding voor onderzoek en maatregelen, maar er wordt meer gekeken naar actuele risico's voor mens en ecosysteem, én belemmeringen in de ontwikkeling van Apeldoorn. In dit alternatief wordt meer tijd genomen voor het oppompen en saneren van het grondwater en blijft de verontreiniging daardoor langer in de ondergrond. Deze aanpak is goed te combineren met het toepassen van het gezuiverde grondwater voor koeling, infiltreren voor drinkwaterproductie en andere toepassingen (SEO, 2007).

Effecten van de benaderingen

Bij de gevalgerichte benadering wordt meer VOCl in een korter tijdsbestek verwijderd. Dit heeft een positief effect op de (waarschijnlijk geringe) risico's voor de volksgezondheid. De gebiedsgerichte benadering heeft dit voordeel in mindere mate.

De gevalgerichte benadering veroorzaakt de minste verspreiding via het diepe grondwatersysteem richting de drinkwaterwinning bij Twello. Maar zelfs in dit alternatief moet aan de rand van het stadsgebied worden gemonitord en waar nodig verontreiniging opgevangen en gezuiverd. Ook in de gebiedsgerichte benadering vindt monitoring en interceptieonttrekking plaats aan de rand van het verspreidingsgebied. Hierbij wordt het gewonnen grondwater goed benut. Er is dus geen verschil in verspreiding buiten de stad tussen de twee benaderingen en de verontreiniging zal in beide situaties de drinkwaterwinning in Twello worden voorkomen (SEO, 2007).

Baten van de benaderingen

De baten voor de gezondheid zullen iets groter zijn in de gevalsgesichte benadering. Aan de andere kant zijn bij gebiedsgericht grondwaterbeheer meer baten te verwachten in de vorm van benutting van het opgepompte, gezuiverde grondwater (voor proceswater, consumptiebereiding, Warmte-koudeopslag) en daarmee verminderde uitstoot van CO₂. De baten zijn moeilijk te kwantificeren (SEO, 2007).

Kosten van de benaderingen

Indien gebruik wordt gemaakt van de gevalsgesichte benadering bedragen de kosten ruwweg veertig jaar lang € 3,75 miljoen voor de saneringen plus € 30-60.000 aan onderzoekskosten gedurende (ongeveer) tien jaar; dat geeft gekapitaliseerd € 77 à 79 miljoen (SEO, 2007).

Indien gebruik wordt gemaakt van de gebiedsgerichte benadering bedragen de kosten op basis van een ruwe schatting circa € 320.000 per jaar; dat geeft € 7,8 miljoen gekapitaliseerd. De kosten die samenhangen met het benutten van het opgepompte grondwater voor bijvoorbeeld koeling en de kosten voor beheersmaatregelen worden hierbij niet meegerekend (SEO, 2007). Op basis van een basispakket aan maatregelen worden de kosten voor gebiedsgericht beheer van de VOCl-verontreinigingen in Apeldoorn door HGBII (2007) geschat op € 10-20 miljoen. Het basispakket omvat dan (HGBII, 2007):

- het aanleggen en in stand houden van peilbuizen ten behoeve van gebiedsgerichte monitoring;
- het monitoren van de grondwaterkwaliteit, van natuurlijke afbraakprocessen en van grondwaterstroming via dit meetnet inclusief de analyses;
- het verzorgen van rapportages ten behoeve van de bevoegde instanties (Wbb; KRW/GWR) en andere belanghebbenden (kenbaarheid/publieke participatie);
- het faciliteren van positieve samenloop en het afremmen/voorkomen van negatieve beïnvloedingen van het beheersregime;
- het treffen van mitigerende beheersmaatregelen (met uitzondering van calamiteiten);
- het periodiek actualiseren van het gebiedsgerichte beheerplan.

Bronsaneringsmaatregelen vallen niet onder het pakket omdat deze ten laste van derden komen.

Het Waterplan van Apeldoorn schat de kosten van beheersing van de grondwaterverontreiniging (bedoeld wordt het gebiedsgerichte alternatief) op ongeveer € 8 miljoen. 'Deze kosten zijn opgebouwd uit onder meer het opzetten van een nazorgorganisatie (grondwaterbank), het opzetten van een stedelijk monitoringsnetwerk en zuivering van het grondwater. De kosten kunnen worden gedekt uit verschillende bronnen, zoals afkoopsommen van veroorzakers van bodemverontreiniging (voor zover deze bekend zijn), waterbelastinggelden, inkomsten uit verkoop van water en energie uit water, zo nodig aangevuld met ISV bodemgelden' (Apeldoorn, 2005).

Van de drie alternatieven voor gebiedsgericht grondwaterbeheer stelt ECORYS (2007) voor om voor de geschatte kosten gebruik te maken van de MKBA bodemsanering (SEO, 2007).

Dit betekent dat de kosten voor de gebiedsgerichte benadering een factor 10 lager zijn dan die van de gevalsgesichte benadering. Opgemerkt dient te worden dat dit wel afhangt van de gekozen toetscriteria voor grondwaterkwaliteit.

Verdeling van de kosten en de baten

Kosten komen terecht bij:

- voor gevalsgesichte benadering: waarschijnlijk voor 100% bij de overheid (VROM, gemeente, via ISV) (SEO, 2007);
- voor gebiedsgerichte benadering: waarschijnlijk voor 25% bij de gemeente, 25% bij het nutsbedrijf (drinkwater), 25% bij probleemhouders (de eigenaren van de verontreinigde percelen) en 25% bij hogere overheden (ruwe inschatting SEO, 2007).

De baten komen terecht:

- daar waar het grondwater uittreedt;
- daar waar eventuele uitstoot zou terechtkomen van minder milieuvriendelijke technologieën die gebruikt moeten worden om de gevolgen van de verontreiniging te compenseren;
- bij degenen die het door sanering vrijgekomen grondwater kunnen benutten voor bijvoorbeeld koeling.

Resumé

- Gebiedsgericht beheer brengt een factor 8-10 minder kosten met zich mee vergeleken met de gevalsgesichte benadering.
- Gebiedsgericht beheer maakt de combinatie met ander gebruik van het grondwater na zuivering goed mogelijk (onder andere: proceswater, consumptiebereiding, Warmte-koudeopslag).
- De kosten bij de gebiedsgerichte benadering zijn breder gedragen.
- De PoC in beide benaderingen beschermt de rest van het grondwaterlichaam voor verslechtering vanuit het betreffende verspreidingsgebied.

Referenties

Apeldoorn (2005) Werken aan water, Apeldoorns waterplan. Gemeente Apeldoorn en Waterschap Veluwe.

Van Beelen, P., J.F. Schijven, A.M. de Roda Husman, N.G.F.M. van der Aa en P.F. Otte (2011)

Een literatuurstudie naar de mogelijke risico's van warmte- en koudeopslag voor de grondwaterkwaliteit. RIVM Rapport 607050009.

Bonte, M., P. Stuyfzand, P. van Beelen en P. Visser (2010) 'Onderzoek naar duurzame toepassing van warmte-koudeopslag', H2O, 3, 34-36.

Bonte, M., P. Stuyfzand, A. Hulsmann, P. van Beelen (2011) Underground thermal energy storage: environmental risks and policy developments in the Netherlands and European Union, Ecology and Society 16(1): article 22.

Buro 38k (2010) Afwegingskader gebiedsgericht grondwaterbeheer Gelderland. Rapportnummer 08_020 R004, Buro38, Cothen.

Claessens, J., M. Zijp, N van Rijswick, A. Veldkamp, W. Verweij, P.F. Otte (2010) Toepassing van uitzonderingsbepalingen GWR op verontreinigingspluimen - Handreiking ROSA en 'Points of Compliances' RIVM briefrapport 607701102/2010.

Crommentuijn, T., M.D. Polder en E.J. van der Plassche (1997) Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account. RIVM report 601501001. RIVM, Bilthoven, the Netherlands.

Dirven-Van Breemen, E.M., J.P.A. Lijzen, P.F. Otte, P.L.A. van Vlaardingen, J. Spijker, E.M.J. Verbruggen, F.A. Swartjes, J.E. Groenenberg, M. Rutgers (2007) Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM Rapport 711701053, RIVM, Bilthoven.

Dijk-Lubbers, van en Spijker (2010) Aanpak gebiedsgericht grondwaterbeheer in Enschede. Bodem 4, augustus 2010.

ECORYS (2007) Economische effecten doelverlaging en fasering KRW. A. van Delft, M. Wienhoven, E. Ronner, ECORYS Nederland BV, Rotterdam.

Europese Commissie (2007) Common Implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC) Guidance document No 17 Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater directive 2006/118/EC.

Europese Unie (2006) Richtlijn 2006/118/EG van het Europees Parlement en de Raad van 12 december 2006 betreffende de

bescherming van het grondwater tegen verontreiniging en de achteruitgang van de toestand. Publicatieblad Nr. L 372.

Fraters, B., L.J.M. Boumans, H.P. Prins (2001)
Achtergrondconcentraties van 17 sporenmatalen in het grondwater van Nederland, RIVM-rapport 711701017/2001, RIVM, Bilthoven.

Gemeente Utrecht (2007) Integrale oplossing voor Ondergrond Stationsgebied. Biowasmachine in de ondergrond, Mildu 20 december 2007.

Gemeente Utrecht (2009) Beleidsregel gebiedsgerichte aanpak grondwaterverontreinigingen Gemeente Utrecht, Afdeling Milieu&Duurzaamheid StadsOntwikkeling, mei 2009.

Graaf, R. de, S. Jansen, R. Dahm, J. Icke (2009) Lokale gebiedskennis cruciaal voor duurzaam stedelijk waterbeheer.

Gun, J. van der (2010) Handreiking Gebiedsgericht grondwaterbeheer. 1 Oktober 2010.

Heldring, J.J.L., K. van Zwam (2008)
Eindrapport onderzoek implementatie KRW-doelstellingen en grondwater in overige regelgeving. Een onderzoek, ten behoeve van de implementatie van Grondwaterrichtlijn 2006/118/EG, naar de Nederlandse regelgeving om de inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater te voorkomen of te beperken en naar de aanwijzing en de indeling van gevaarlijke en niet-gevaarlijke verontreinigende stoffen in het kader van de Grondwaterrichtlijn. Zaak nummer Meurs Juristen BV: 5050071074 in opdracht van het ministerie van VROM, mei 2008.

HGbII (2007). Handreiking Gebiedsgericht beheer II. Gebiedsgericht beheer van verontreinigd grondwater, Handreiking II. SKB project PP6235.

Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen, A.P. Van Wezel (2001) Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and groundwater. RIVM Rapport 711701023, RIVM, Bilthoven.

Ministerie van VROM (2009) Voorlopig protocol voor de beoordeling van grondwaterlichamen. RIVM en Deltares in opdracht van het ministerie van VROM en het ministerie van V en W. Auteurs: M.C. Zijp, P. van Beelen, L.J.M. Boumans, R. van Ek, A.C.M. de Nijs, W. Verweij, S. Wuijts. www.kaderrichtlijnwater.nl (december 2010).

Ministerie van VROM (2010) Beleidsvisie duurzaam gebruik van de ondergrond (inclusief bijlage). Kamerbrief DGR/LOK 2010011160, 16 april 2010.

Nieuwkerk, E. van, N. van Ras (2009) Vaststelling van de afbraak van diepe verontreinigingen in het havengebied Rotterdam. Deltares/Bioclear projectnr. 092.79145.

Oomes, J. L. M., A. Alphenaar, M. Smit en M. Maessen (2010) 'Efficiënter gebruik van bodem(energie) door ordening Ordenen van vraag en aanbod', Bodem, tijdschrift over duurzaam bodembeheer, 20(3), 18 - 20.

Oostrom, N. van, B. Drijver, E. van Baaren, S. van Lieten, E. van Nieuwkerk, E. de Vries, M. Bakr, N. Hartog, H. Krajenbrink, H. Mathijssen, W. Meindertsm., G. Oude Essink, R. Wennekes, M. Woning, I. Dinkla (2010) Literatuurstudie Meer Met Bodemenergie, Overzicht van kennis en onderzoeksvragen rondom warmte- en koudeopslag., Rapport no: SKB, Bioclear, IF Technology, Deltares en Wageningen University.

Otte et al. (in bewerking) Functie-specifieke risicogrenzen voor grondwater. RIVM-rapport.

Royal Haskoning en TNO (2007) Gebiedsgericht aanpak Rotterdamse havengebied. Pilot Botlek. SKB Project PP6331.

SEO (2007) MKBA Bodemsanering, Achtergrondrapportage; kosten en baten van 17 cases. SEO Economische Onderzoek, Amsterdam. SEO-rapport nr. 977.

SKB (2008) Verontreinigd grondwater. ... van een gevalsgerichte aanpak naar gebiedsgericht grondwaterbeheer... Cahier Stichting Kennisontwikkeling Bodem (SKB), auteur J. van der Gun (BOdemBeheer bv), mei 2008.

SKB (2010) Grondwater, Stichting Kennistransfer Bodem, juni 2010.

Slenders, H., A. Haselhoff, H. Leenaers, M. Nijboer, A. Sinke, en B. Volkers (2005) Praktijkdocument ROSA, Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken bij mobiele verontreinigingen, SKB project PP04-102.

Staatsblad (2010) Besluit van 30 november 2009 houdende regels ter uitvoering van de milieudoelstellingen van de Kaderrichtlijn water (Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009). Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, jaargang 2010, nummer 15.

Suarez, M.P. en H.S. Rifai (1999) Biodegradation rates for fuel oxygenates and chlorinated solvents in groundwater. Bioremediat. J. 3: 337-362.

Struijs, J., D. van de Meent, W.J.G.M. Peijnenburg, M.A.G.T. van den Hoop, T. Crommentuijn (1997) Added Risk Approach to Derive Maximum Permissible Concentrations for Heavy Metals: How to Take Natural Background Levels into Account, Ecotoxicology and Environmental Safety 37: 112-118.

TCB (2009) Advies Gebiedsgerichte aanpak grootschalige grondwaterverontreiniging, TCB A055(2009), 24 december 2009.

Valstar, J., E. van Nieuwkerk, A. Marsman en W. van Hattem (2009a) Gebiedsgericht grondwaterbeheer voor de haven van Rotterdam. H2O nr. 6: 30-32.

Valstar, J., A. Marsman, E. van Baaren en E. van Nieuwkerk (2009b) Transportmodellering op de schaal van een megasite. Stromingen, jaargang 15: nr. 2: 51-61.

Verburg, R., H. Slenders, N. Hoekstra, E. van Nieuwkerk, R. Guijt, R., B. van der Mark, J. Mimpfen (2010) Handleiding BOEG bodemenergie en grondwaterverontreiniging hèt ijs gebroken, 074529688:0.1, Rapport no: Nederlandse vereniging van ondergrondse energieopslagsystemen.

Verweij, W., M.C. Zijp, L. Boumans, H.F.R. Reijnders (2011) Voorstellen voor trendbepaling in grondwater voor de KRW. RIVM Rapport 607402002, RIVM, Bilthoven.

Westerhof, R., H. Passier, R. Busink, W. Tamis (2007) Slim monitoren van bodemkwaliteit. TNO, Royal Haskoning en CML-rapport 2007-U-R0051/A, in opdracht van de TCB.

Zijp, M.C., H.F.M.W. van Rijswijk, M. Wienhoven, A.C.M. de Nijs, B.J. Pieters, W. Verweij (2007) Uitzonderingsbepalingen in de Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn. Drie grondwatercasussen die in Nederland spelen. RIVM Rapport 607300007. RIVM, Bilthoven.

Zijp, M.C., W. Verweij, C.W. Versluijs (2008) Grootschalige grondwaterverontreiniging en de KRW, RIVM-Briefrapport 607701001/2008, RIVM, Bilthoven.