



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

## **Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit**

Normen en instrumentarium voor de  
beoordeling van de grondwaterkwaliteit  
in de Omgevingswet

RIVM Rapport 2017-0129

F.A. Swartjes et al.





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

## **Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit**

Normen en instrumentarium voor de beoordeling van  
de grondwaterkwaliteit in de Omgevingswet

RIVM Rapport 2017-0129

## Colofon

© RIVM 2017

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.

DOI 10.21945/RIVM-2017-0129

F.A. Swartjes (auteur), RIVM  
J.F. Schijven (auteur), RIVM  
T. Blok (auteur), Universiteit Utrecht  
P.F. Otte (auteur), RIVM

Contact:  
Frank Swartjes; frank.swartjes@rivm.nl  
Piet Otte; piet.otte@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, en de Directie Water en Bodem, in het kader van het project Bodemkwaliteit.

Dit is een uitgave van:  
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**  
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven  
Nederland  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)

## Voorwoord

Het beheer van de grondwaterkwaliteit is een taak van de provincies waarbij ook andere overheden, het Rijk, waterschappen en gemeenten, zijn betrokken. Voor het beheer van de grondwaterkwaliteit is er op dit moment een minder uitgewerkt normenkader voorhanden. In de voorliggende rapportage zijn opties gegeven voor verbetering van het huidige normenkader en het daarbij behorend instrumentarium.

De gepresenteerde opties zijn bedoeld als inhoudelijke bijdrage voor de discussie over een adequaat beoordelingskader, de wenselijkheid van normen en het instrumentarium voor de beoordeling van de kwaliteit van grondwater in gebieden waar dat wordt onttrokken voor de drinkwaterbereiding.

Gedurende het onderzoek is regelmatig overleg gevoerd met de directie Water en Bodem van het ministerie van Infrastructuur en Milieu en met deskundigen van Rijkswaterstaat leefomgeving.

Daarnaast is voor dit onderzoek dankbaar gebruikgemaakt van de bijdragen en adviezen met betrekking tot wet- en regelgeving van mevrouw M. Prins (Rijkswaterstaat Leefomgeving) en mevrouw J. Claessens (RIVM/Centrum voor Milieukwaliteit). Voor de ontwikkeling van het model GRADE is samengewerkt met de heer J. Schijven en mevrouw T. Blok van de Universiteit Utrecht.



## Publiekssamenvatting

### **Opties voor een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit**

Normen en instrumentarium voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in de Omgevingswet

De zorg voor de kwaliteit van het grondwater valt nu onder de Wet bodembescherming, maar gaat in de toekomst deel uitmaken van de Omgevingswet. Vanwege deze overgang worden de regels voor het beheer van de grondwaterkwaliteit op termijn herzien. Het RIVM presenteert daarom een aantal opties voor de herziening van het beoordelingskader. Ze zijn bedoeld als inhoudelijke bijdrage voor discussie en voor toekomstige besluitvorming.

De opties betreffen een actualisatie en vereenvoudiging van het normenkader en de aansluiting bij de doelen en verplichtingen van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Ook is geconstateerd dat de stoffenlijsten voor normen van aanpalende milieudomeinen, zoals voor bodem en oppervlaktewater, onderling verschillen en meer synergie daarin gewenst is.

Een belangrijke optie is om meer aandacht te geven aan de beoordeling van de kwaliteit van grondwater in de gebieden waar drinkwater wordt gewonnen. Onderdeel van de voorgestelde kwaliteitsbeoordeling is het model GRADE (Groundwater Risk Assessment near Drinking water Extractions) dat het risico van een verontreiniging voor de winning van drinkwater berekent. Dit model is momenteel in ontwikkeling en houdt rekening met de kwaliteitseisen die aan de winning van grondwater worden gesteld en de mate waarin stoffen worden verdund en afgebroken in het grondwater. Dit kan een oplossing bieden voor de huidige problematiek in grondwaterbeschermingsgebieden, die wordt veroorzaakt door het verschil tussen normen voor grondwater nabij winningen en normen voor de aanpak van grondwaterverontreiniging vanuit bodembeheer.

Aanbevolen wordt om de verschillende opties samen met de betrokken overheden uit te werken en het GRADE-model verder te ontwikkelen en te valideren.

Kernwoorden: grondwaterkwaliteit, grondwaternormen, Omgevingswet, drinkwaterwinning, GRADE





## Synopsis

### **Options for an effective groundwater quality assessment framework**

The standards and tools for assessing the quality of groundwater in the Environment and Planning Act

Ensuring the quality of groundwater is currently part of the remit of the Soil Protection Act, but in future will come under the Environment and Planning Act. Because of this transition, the rules relating to the management of the quality of groundwater are being reviewed. The National Institute for Public Health and the Environment is therefore presenting a number of options for the revision of the assessment framework. They are intended as a contribution towards the discussion and towards future decision making.

The options involve a modernisation and simplification of the framework of standards and are more closely in keeping with the aims and obligations of the European Water Framework Directive. It has also been noted that the lists of substances for standards of adjacent environmental fields, such as for soil and surface water, are not consistent and that therefore greater synergy is needed in these areas.

An important option is to focus more strongly on the assessment of the quality of groundwater in areas where drinking water is extracted. Part of the proposed quality assessment is the GRADE (Groundwater Risk Assessment near Drinking Water Extractions) model, which calculates the risk of contamination when extracting drinking water. The model, which is currently under development, takes account of the quality requirements relating to the extraction of drinking water, and the degree to which substances are diluted and degraded in the groundwater. This represents a possible solution to the current problems in groundwater protection areas that arise as a result of the differences between the standards that apply to groundwater near extraction areas and those applied by soil management bodies when tackling groundwater contamination.

It is recommended that the various options be examined in greater detail in partnership with the relevant government bodies, and that the GRADE model be developed further and validated.

Keywords: groundwater quality, groundwater quality standards, Environment and Planning Act, drinking water extraction, GRADE



## Inhoudsopgave

### Samenvatting — 11

#### 1 Inleiding — 15

- 1.1 Probleemstelling — 15
- 1.2 Doelstelling van het onderzoek — 16
- 1.3 Huidige regelgeving voor de beoordeling van grondwaterverontreiniging — 17
- 1.4 Problematiek van een grondwaterverontreiniging in de nabijheid van onttrekkingsputten — 18
- 1.5 Leeswijzer — 19

#### 2 Huidig beoordelingskader voor grondwater — 21

- 2.1 Context — 21
- 2.2 Overzicht normenkader grondwater — 21
- 2.3 Huidige normen en risicogrenswaarden — 22
  - 2.3.1 Grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden grondwater — 22
  - 2.3.2 Drinkwaternormen en normen voor grondwater dat bestemd is voor menselijke consumptie — 22
  - 2.3.3 Normen voor wateronttrekkingsactiviteiten waarbij sprake is van het infiltreren van water met het oog op onttrekken — 23
  - 2.3.4 Streefwaarden grondwater — 24
  - 2.3.5 Interventiewaarden grondwater — 25
  - 2.3.6 Toetsingskader diepe plassen — 25

#### 3 Opties voor aanpassing beoordelingskader grondwater — 27

- 3.1 Optie: vervangen streefwaarde grondwater door voorkeurswaarde — 27
- 3.2 Optie: interventiewaarde grondwater vervangen door triggerwaarde grondwater — 29
- 3.3 Optie: aansluiting beoordelingskader bij de doelen en verplichtingen van de KRW — 31
- 3.4 Optie: invulling geven aan 'voorkoming en beperking' (artikel 6 van de GWR) — 33
- 3.5 Optie: vaststellen van maximale waarden voor grondwaterkwaliteit — 35
- 3.6 Optie: benoemen en beheersen van 'gevoelige situaties' voor grondwater — 36
- 3.7 Optie: herzien stoffenlijsten grondwater — 37
- 3.8 Optie: inzicht in de basis van normen — 38
- 3.9 Raamwerk beoordelingskader grondwater — 38

#### 4 Beoordeling grondwater nabij drinkwaterwinningen — 41

- 4.1 Probleemstelling en praktijksituatie — 41
- 4.2 Toetsing aan regels — 42
- 4.3 Toetsing met het GRADE-model — 44
  - 4.3.1 Procedure — 44
  - 4.3.2 Voorbeeld afleiden risicogrenswaarden — 47
- 4.4 Discussie — 52
- 4.5 Toetsing door specifieke modellering en/of monitoring — 53

#### 5 Conclusies en aanbevelingen — 55

- 5.1 Conclusies — 55

5.2 Aanbevelingen — 55

**Literatuur — 57**

**Bijlage A. Het in ontwikkeling zijnde contaminant-transportmodel GRADE — 59**

A1	Algemeen — 59
A1.1	Achtergrond — 59
A1.2	Situatieschets — 59
A2.	Uitgangspunten — 60
A2.1	Toepassingsbereik — 60
A2.2	Wijze van toetsen — 61
A3.	Modelontwikkeling — 62
A3.1	Drijvende krachten — 62
A3.2	Analytische en numerieke modellen — 62
A3.3	Aanpak — 62
A3.4	Aannames — 63
A3.5	Inputparameters — 63
A3.6	Empirisch model — 65
A3.6.1	Typering model — 65
A3.6.2	Berekening maximale concentratie — 66
A3.6.3	Reistijd — 69
A4.	Toepassing — 71
A4.1	Toepassingsbereik — 71
A4.2	Variabele inputparameters — 73
A4.3	Voorbeeld risicogrenswaarden/reductiefactoren — 74
A5.	Discussie — 80
A5.1	Grondwaterstroming — 80
A5.2	Contaminant-transport — 80
A5.3	Validatie — 81
A5.4	Workshop — 81
	Literatuur — 82

**Bijlage B. Verslag workshop 22 november 2016 — 83**

## Samenvatting

Het beheer van bodem en grondwater wordt vanaf 2019 geregeld in de Omgevingswet. Grondwater maakt deel uit van zowel het water- als het bodemsysteem.

De Kaderrichtlijn Water (KRW), de Grondwaterrichtlijn (GWR) en de Wet bodembescherming (Wbb) vormen voor het grondwater de huidige beleidskaders. De taken en bevoegdheden die hieruit voortvloeien worden in de Omgevingswet en onderliggende uitvoeringsregelgeving geïmplementeerd. Middels de Aanvullingswet bodem Omgevingswet zullen taken, bevoegdheden en regels aangaande het bodemsysteem, inclusief het grondwater, aan de Omgevingswet en onderliggende uitvoeringsregelgeving worden toegevoegd en bij de inwerkingtreding van de Omgevingswet gaan gelden.

De zorg voor het gebruik en de kwaliteit van het bodemsysteem, inclusief het grondwater, berust op drie pijlers:

1. preventie;
2. de toedeling van functies waarbij de kwaliteit onderdeel is van een integrale afweging;
3. het duurzaam en doelmatig beheer van resterende historische verontreinigingen.

In deze rapportage wordt eerst het huidige beoordelingskader van grondwater als onderdeel van de Wet bodembescherming beschreven. Daarna wordt een aantal opties gepresenteerd om te komen tot een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit dat past bij de doelstellingen van de Omgevingswet. Voor wat betreft de terminologie is aangesloten bij de Memorie van toelichting van de Aanvullingswet bodem. Deze opties kunnen als vertrekpunt dienen voor de discussie over een nieuw beoordelingskader voor grondwater.

De opties zijn als volgt samengevat:

- Het vervangen van de streefwaarde grondwater door de voorkeurswaarde grondwater.
- Het vervangen van de interventiewaarde grondwater door de triggerwaarde grondwater.
- Een betere aansluiting van het beoordelingskader voor grondwater bij de doelen en verplichtingen van de KRW.
- Invulling geven aan 'voorkoming en beperking van inbreng van verontreinigende stoffen' (artikel 6 van de GWR).
- Identificatie van verontreinigingspluimen die niet beschouwd hoeven te worden bij het vaststellen van het uitvoeren van aanvullende trendbeoordelingen van verontreinigingspluimen (artikel 5, lid 5 van de GWR).
- Het vaststellen van de maximale waarden voor grondwaterkwaliteit als vervanging van de huidige beoordeling van spoed.
- Het benoemen en beheersen van 'gevoelige situaties' en 'kwetsbare objecten' voor grondwater, zoals thans aangegeven wordt in de Circulaire bodemsanering.

- De herziening van de stoffenlijsten grondwater.
- Inzicht in de basis (verschillende risicogrenswaarden voor verschillende beschermingsdoelen) van normen.

Aanbevolen wordt in samenwerking met de betrokken overheden een standpunt in te nemen over deze opties. Daarna kunnen deze opties, al dan niet in gewijzigde vorm, in de regelgeving worden opgenomen of voor lokaal beleid worden vastgesteld.

Verder wordt nader onderzoek geadviseerd over:

- de positie van de interventiewaarde grondwater in de Omgevingswet;
- de actualiteit van de in 2001 gerapporteerde voorgestelde interventiewaarden voor grondwater;
- de 'ruimte' tussen de voorkeurswaarde en triggerwaarde;
- de beoordeling van 'gevoelige situaties' (situaties waarbij onder de interventiewaarde mogelijk sprake is van risico's) en de beoordeling van risico's voor kwetsbare objecten;
- de ecologische beoordeling van grondwater op basis van 'toxische druk' ten gevolge van een cocktail aan contaminanten;
- de ontwikkeling van een Risicotoolbox grondwater voor de ondersteuning van de beoordeling en het beheer van grondwaterkwaliteit.

In deze studie is specifiek aandacht besteed aan het beoordelen van de risico's van grondwaterverontreinigingen in de nabijheid van drinkwaterwinningen. Dit is een uitwerking van de optie 'Het benoemen en beheersen van 'gevoelige situaties' voor grondwater'. De huidige regelgeving leidt in de praktijk tot discussie over de juiste beoordeling van risico's voor de drinkwaterwinning als gevolg van verontreinigingen. Eén van de oorzaken is het verschil in gehanteerde beschermingsniveaus en doelen van de Wet bodembescherming en de Drinkwaterwet. In deze studie is een eerste aanzet gedaan voor de ontwikkeling van een nieuwe beoordelingsmethodiek waarmee een mogelijke oplossing wordt geboden voor de problematiek rondom het zogenaamde normengat. Dit ontstaat door het verschil van een toetsing op basis van de drinkwaternorm en de interventiewaarde grondwater.

Ter ondersteuning van de optie 'de beoordeling van 'gevoelige situaties' is een nieuw model in ontwikkeling, genaamd GRADE (Groundwater Risk Assessment near Drinking water Extractions). Dit model is bedoeld voor de beoordeling van risico's voor de drinkwaterwinning ten gevolge van grondwaterverontreiniging, waarbij rekening wordt gehouden met verdunning en afbraak van contaminanten tijdens transport en de kwaliteitseisen die gesteld worden aan het grondwater nabij drinkwaterwinningen.

In dit rapport is een uitvoerige beschrijving van de eerste aanzet van dit model en de uitkomsten opgenomen. Aanbevolen wordt dit model verder te ontwikkelen en te implementeren in een Risicotoolbox grondwater en/of geschikt te maken voor toepassing in stap 2 van het saneringscriterium Sanscrit, voor de beoordeling van locatiespecifieke risico's ten gevolge van verspreiding. Hierbij dienen de kanttekeningen meegenomen te worden die resulteerden uit een workshop op 22 november 2016, waarbij deskundigen het model hebben geëvalueerd

voor wat betreft onderbouwing en praktische mogelijkheden. Ook wordt aanbevolen de modeluitkomsten van GRADE te valideren, om aan te tonen dat een beoordeling met het model GRADE resulteert in een juiste (of conservatieve) inschatting van de risico's van grondwaterpluimen voor de drinkwaterwinningen.





# 1 Inleiding

## 1.1 Probleemstelling

Momenteel wordt de overgang van de Wet bodembescherming naar de Omgevingswet voorbereid. Hierbij zullen het beoordelingskader, de normering en de terminologie veranderen. In het concept Aanvullingswet bodem Omgevingswet en in de Memorie van toelichting is over grondwater geconstateerd dat er op dit moment een minder goed uitgewerkt normenkader voorhanden is. Daarnaast wordt vastgesteld dat de druk op en het gebruik van de ondergrond en het daarin aanwezige grondwater toeneemt.

Bovenstaand leidt tot de ambitie om in de uitvoeringsregelgeving van de Omgevingswet verder vorm te geven aan een adequaat beoordelingskader voor grondwater.

Een tweede aandachtspunt is de constatering dat de normering van de grondwaterkwaliteit nabij grondwaterwinningen (conform de Wet bodembescherming) niet lijkt te voldoen aan de eisen die gesteld worden aan de kwaliteit van grondwater nabij drinkwaterwinningen. Met de invoering van de Omgevingswet en de inpassing van de Wet bodembescherming in de Omgevingswet middels de aanvullingswet Bodem, wordt een kans geboden om de onduidelijkheid en discussie over te nemen maatregelen voor het beheer van grondwaterkwaliteit en verontreinigingen nabij drinkwateronttrekkingen weg te nemen.

In de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) wordt voorgeschreven hoe, in geval van verontreinigingen in bodem en grondwater, om te gaan met gevoelige situaties en kwetsbare objecten. Voor drinkwaterwinningen wordt in de circulaire gesteld dat voor situaties waar mobiele verontreinigingen risico's vormen (of op termijn kunnen vormen) het bevoegd gezag overleg voert met de betrokken drinkwatermaatschappij over het gewenste saneringsresultaat. Voor de risicobeoordeling van mobiele verontreinigingen in de nabijheid van drinkwaterwinningen worden in de circulaire geen specifieke aanwijzingen gegeven.

De eisen die de Kaderrichtlijn Water stelt (artikel 7) aan de grondwaterkwaliteit voor water dat bestemd is voor menselijke consumptie, zijn opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl, 1 juli 2016). Het betreft de eisen aan waterwinlocaties in het nationaal waterprogramma (artikel 4.12 lid 2 sub b van Bkl) en regionaal waterprogramma (artikel 4.4. lid 2 onder c van Bkl). Ten aanzien van oppervlaktewaterlichamen dan wel grondwaterlichamen waar waterwinlocaties liggen, zijn verder eisen opgenomen ten aanzien van het voorkomen van achteruitgang en het streven naar verbetering van de kwaliteit vanwege een vermindering van de zuiveringsinspanning (artikel 4.19 Bkl). In het monitoringsprogramma waterkwaliteit (artikel 10.11 Bkl) is beschreven dat er monitoring van de stoffen dient plaats te vinden, die zijn aangewezen als indicatoren voor een mogelijke bedreiging voor de kwaliteit van water uit oppervlaktewater of grondwater dat wordt onttrokken voor de bereiding van voor menselijke

consumptie bestemd water. De provincie is verantwoordelijk voor het deel van het monitoringsprogramma dat grondwaterlichamen betreft. Op basis van de monitoringsresultaten van het monitoringsprogramma wordt door de bestuursorganen die deze waterprogramma's vaststellen, beoordeeld of de kwaliteit zich in de goede richting ontwikkelt. Als dat op grond van die resultaten nodig is, nemen zij in de waterprogramma's maatregelen op om de drinkwaterbronnen te beschermen. De wijze van monitoring en toetsing is vastgelegd in het Protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW (Programmateam Water, 17 september 2015). Hierin zijn voor grondwater en nieuwe, opkomende stoffen, ook zogenoemde signaleringswaarden vastgesteld. Dit zijn geen omgevingswaarden, maar monitoringsindicatoren waarmee het toetsen aan artikel 7 van de Kaderrichtlijn Water wordt ondersteund. Voor grondwater is de signaleringswaarde gelijkgesteld aan de drinkwaternorm en geeft daarmee een handvat voor de toetsing aan het streven naar eenvoudige zuivering. Voor nieuwe, opkomende stoffen is een signaleringswaarde van 0,1 µg/L vastgesteld. Het Protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW is vastgelegd in het Besluit vaststelling monitoringsprogramma Kaderrichtlijn Water.

De Kaderrichtlijn Water heeft voorts aparte milieudoelstellingen (artikel 4 KRW) voor grondwater, welke verder uitgewerkt zijn in de Grondwaterrichtlijn. Het betreft de zorg dat (zie de artikelen 4.3, 4.4, 4.12 en 4.22 Bkl):

- De achteruitgang van de chemische en kwantitatieve toestand van grondwaterlichamen wordt voorkomen.
- De inbreng van verontreinigende stoffen in het grondwater wordt voorkomen of beperkt.
- Elke significante en aanhoudende stijgende tendens van de concentratie van een verontreinigende stof ten gevolge van menselijke activiteit omgebogen wordt, teneinde de grondwaterverontreiniging geleidelijk te verminderen, zodat het optreden en de inbreng van verontreinigende stoffen wordt voorkomen dan wel beperkt.

Vanuit het Aanvullingsbesluit Bodem wordt aangesloten op de eisen die de Kaderrichtlijn Water stelt aan de grondwaterkwaliteit. Wel wordt gekeken waar vanuit het Aanvullingsbesluit de uitvoering van deze eisen ondersteund kan worden. Een eventueel normeringskader voor grondwater kan dit ondersteunen en dient hierbij aan te sluiten aan de doelen voor de kwaliteit van grondwater dat gewonnen wordt voor menselijke consumptie.

## 1.2 Doelstelling van het onderzoek

Vanuit voornoemde probleemstelling en de reeds in het Bkl opgenomen eisen is het doel van deze studie opties te formuleren voor aanpassing van het beoordelingskader voor grondwater, zodat dit beter aansluit bij de doelstellingen van de Omgevingswet.

Daarnaast is in deze studie ingegaan op de vraag welke beoordeling dient plaats te vinden indien de chemische kwaliteit van het grondwater een bedreiging vormt voor gevoelige situaties, in het bijzonder de drinkwaterwinning. Er is daarom een methodiek in ontwikkeling voor de

beoordeling van een grondwaterverontreiniging in de nabijheid van een drinkwaterwinning.

Het beoordelingskader, de normering en de beoordeling van risico's kunnen geoperationaliseerd worden met een Risicoolbox voor het grondwaterbeheer. De methodiek voor de beoordeling van een grondwaterverontreiniging in de nabijheid van een drinkwaterwinning, kan onderdeel worden van deze Risicoolbox grondwater.

Voor het beheer van de bodem is met de Risicoolbox bodem al veel ervaring opgedaan.

### **1.3 Huidige regelgeving voor de beoordeling van grondwaterverontreiniging**

In de Kaderrichtlijn water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR) worden doelen gesteld voor de bescherming van de kwaliteit en de kwantiteit van het grondwater, mede met het oog op het gebruik voor menselijke consumptie. Om te kunnen bepalen of een grondwaterlichaam een goede toestand heeft, schrijft de GWR grondwaterkwaliteitsnormen voor, voor nitraat en bestrijdingsmiddelen. Daarnaast moet elke lidstaat drempelwaarden afleiden voor verontreinigende stoffen of groepen verontreinigende stoffen en indicatoren van verontreinigingen die er mede toe leiden dat een grondwaterlichaam als gevaar lopend wordt aangemerkt. De GWR bevat instructies hoe de stofkeuze moet worden gemaakt. Nederland heeft dit voor een beperkt aantal stoffen gedaan (chloride, nikkel, arseen, cadmium, lood en totaal-fosfor). Deze drempelwaarden die Nederland heeft afgeleid, zijn opgenomen in het Beleidskader monitoring en kwaliteitseisen water (Bmkw, 2009) en zijn overgenomen in het Bkl. Als het grondwaterlichaam geen goede chemische toestand heeft, moeten maatregelen worden genomen om de goede toestand te halen. Iedere zes jaar wordt door middel van stroomgebiedbeheersplannen gerapporteerd aan de Europese Commissie over de kwaliteit van het grondwater.

De Grondwaterrichtlijn schrijft bovendien voor dat elke significante en aanhoudend stijgende tendens van de concentratie van een contaminant ten gevolge van menselijke activiteit omgebogen wordt, teneinde de grondwaterverontreiniging geleidelijk te verminderen. De inbreng van contaminanten wordt voorkomen dan wel beperkt.

Dit omvat ook het uitvoeren van aanvullende trendbeoordelingen van verontreinigingspluimen, daar waar deze in potentie kunnen leiden tot verspreiding, het verslechteren van de chemische toestand van het grondwaterlichaam, dan wel een risico kunnen vormen voor de menselijke gezondheid en het milieu (artikel 5 lid 5 GWR). De provincie voert deze taak uit op basis van het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkmw, 2009, artikel 13, lid 1 onder b) waarbij het Draaiboek Monitoring Grondwater leidend is (Landelijke Werkgroep Grondwater, 2013). In dit draaiboek is opgenomen dat de provincie zich enkel buigt over grootschalige verontreinigingspluimen, omdat de kleinere in het kader van de Wet bodembescherming aandacht verdienen. Ook na inwerkingtreding van de Omgevingswet heeft de provincie de taak (artikel 10.11 Bkl) om trends van concentraties van verontreinigende

stoffen te monitoren voor wat betreft grondwaterlichamen. Het draaiboek zal waarschijnlijk op regelingsniveau een plek krijgen. Dit zal aangepast moeten worden zodat de provincie alle verontreinigingspluimen, en niet alleen de grootschalige, in ogenschouw neemt om te bepalen waar aanvullende trendbeoordelingen aan de orde zijn.

In de Circulaire bodemsanering wordt beschreven hoe om te gaan met de beoordeling van bodemverontreiniging: zowel voor grond als voor grondwater. Met het saneringscriterium wordt onder meer de spoedeisendheid van sanering bepaald. Voor grondwater gebeurt dat op basis van toetsing van de verspreiding van verontreinigd grondwater. Dit vindt plaats met behulp van het webgebaseerde programma Sanscrit, in drie stappen: de generieke toetsing (stap 1), de standaardbeoordeling (stap 2) en de locatiespecifieke beoordeling (stap 3). Bij de generieke toetsing (stap 1) worden gemeten grondwaterconcentraties van contaminanten vergeleken met de interventiewaarde grondwater. Op basis van stap 2 en stap 3 wordt de spoedeisendheid van sanering van ernstig verontreinigde gevallen vastgesteld. Als onderdeel hiervan worden regels gegeven hoe om te gaan met gevoelige situaties. Gevoelige situaties krijgen aandacht in stap 1 (op dit moment alleen voor grond-, niet voor grondwaterverontreiniging). De beoordeling van de bedreiging van kwetsbare objecten is momenteel onderdeel van stap 2 en 3.

De Circulaire bodemsanering zal in zijn huidige vorm, straks na de inwerkingtreding van de Omgevingswet, nog slechts bestaan in het overgangsrecht. Hiervoor in de plaats moeten zowel het Rijk, als de Provincie als het Waterschap maatregelen nemen in hun waterprogramma's ter uitvoering van artikel 6, lid 1 van de Grondwaterrichtlijn – waarbij deze maatregelen zich, indien nodig, ook dienen te richten op voorkomen en beperken (*prevent and limit*) van de inbreng van verontreinigende stoffen vanuit bodemverontreinigingen. Hiermee verdwijnt de gevalsdefinitie. In de praktijk zullen historische bodemverontreinigingen die nu nog niet zijn aangepakt, straks veelal in het spoor van maatschappelijke ontwikkelingen of omdat de Europese verplichtingen zoals de KRW/GWR die verlangen, opgepakt worden. De gemeenten en de provincies hebben daarin het initiatief met de opstelling van omgevingsvisies en een gewenste aanpak middels programma's.

#### **1.4 Problematiek van een grondwaterverontreiniging in de nabijheid van onttrekkingsputten**

Een drinkwaterwinning geldt als een kwetsbaar object waar, door de nabijheid van een grondwaterverontreiniging, sprake kan zijn van een 'gevoelige situatie'. In de eindevaluatie gebiedsdossiers drinkwaterwinnings werden in 192 beschouwde drinkwaterwinnings in 31 gevallen contaminanten, gerelateerd aan historische bodemverontreiniging, aangetroffen boven de drinkwaternorm (Wuijts et al., 2014). In 26 additionele gevallen werden dergelijke contaminanten aangetroffen tussen 75% van de drinkwaternorm en de drinkwaternorm. Deze drinkwaterwinnings liggen in grondwaterbeschermingsgebieden waar drie wetten van kracht zijn: de Drinkwaterwet, de Waterwet en de Wet bodembescherming. Deze wetten hebben elk een ander doel, waardoor verschillende beoordelingscriteria gelden. De Wet bodembescherming, de Waterwet en de Drinkwaterwet zijn geldig in

geheel Nederland, dus ook in grondwaterbeschermingsgebieden. Als gevolg hiervan kan toetsing van de grondwaterkwaliteit op basis van streef- en interventiewaarden plaatsvinden in een grondwaterbeschermingsgebied. Interventiewaarden zijn bedoeld voor de curatieve beoordeling van de grondwaterkwaliteit en zijn, vergeleken met preventieve normen, relatief soepel (hoog).

De kwaliteit van drinkwater wordt getoetst op basis van de Drinkwaterwet en het Drinkwaterbesluit. Deze toetsing op basis van drinkwaternormen geldt in principe voor water uit de kraan. Omdat hierbij uitgegaan wordt van het voorzorgsprincipe, zijn de drinkwaternormen relatief streng (laag).

Daarnaast stelt het Besluit Kwaliteitseisen Monitoring Water (Bkmw) eisen aan de kwaliteit van het oppervlaktewater dat onttrokken wordt voor de bereiding van drinkwater en stelt het eisen ten aanzien van het streven naar een vermindering van de zuiveringsinspanning indien grondwater onttrokken wordt voor het gebruik van drinkwater (artikel 11 en 12 van het Bkmw). Voor grondwater zijn hier niet, zoals voor oppervlaktewater, richtwaarden afgesproken.

Deze artikelen zijn echter reeds in het Bkl opgenomen (artikel 4.19) en daarbij is voor grondwater de drinkwaternorm of indien afwezig 0.1 µg/l als signaleringswaarde opgenomen. De Waterwet heeft hiermee de vereisten uit de Kaderrichtlijn Water (artikel 7) geïmplementeerd.

In Swartjes et al. (2014) werden een aantal methoden beschreven om beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden mogelijk te maken. Eén van de methoden was het rekening houden met gedrag- en transportprocessen in de ondergrond, tijdens het transport naar het onttrekkingspunt.

## 1.5 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt het huidige beoordelingskader beschreven en worden opties gegeven voor de verbetering van het huidige beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit. In hoofdstuk 3 wordt een methodiek gepresenteerd voor de beoordeling van de risico's van een grondwaterverontreiniging in de nabijheid van een drinkwaterwinning. Hiervoor is een model in ontwikkeling waarmee relatief eenvoudig een indicatie kan worden gegeven van de risico's voor een drinkwaterwinning. De technisch-wetenschappelijke achtergronden van dit model worden in Bijlage A toegelicht. In hoofdstuk 4 staan de conclusies en aanbevelingen.



## 2 Huidig beoordelingskader voor grondwater

### 2.1 Context

De interventiewaarden voor grondwater zijn normen voor de uitvoering van het bodemsaneringsbeleid (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) en overwegend afgeleid in de periode 1989-1998. De onderbouwing is niet conform de thans gebruikelijke risicobenadering. In 2001 zijn voorstellen voor herziening van de interventiewaarden grondwater gedaan (Lijzen et al., 2001). In 2008 en 2011 zijn drempelwaarden afgeleid voor het bepalen van de chemische kwaliteit van een grondwaterlichaam (Verweij et al., 2008 en de Nijs et al., 2011).

In Roels et al. (2014) wordt gesteld dat een herdefiniëring van de normen voor grondwater wenselijk is. Dit mede in het licht van de vaststelling van drempelwaarden, de ontwikkelingen binnen het gebiedsgericht grondwaterbeheer en de inconsistenties binnen de huidige normering (zie de paragrafen 1.1, 1.3 en 1.4). In de Memorie van Toelichting van het concept Aanvullingswet bodem in de omgevingswet (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a) wordt vervolgens opgemerkt dat het beoordelingskader voor grondwater op dit moment minder uitgewerkt is dan wenselijk. De druk op het gebruik van grondwater en de ondergrond neemt toe. Het is daarom de ambitie om hier bij de verdere uitwerking van de uitvoeringsregelgeving Omgevingswet verder vorm aan te geven. In dit hoofdstuk wordt hiervoor een aantal opties gegeven.

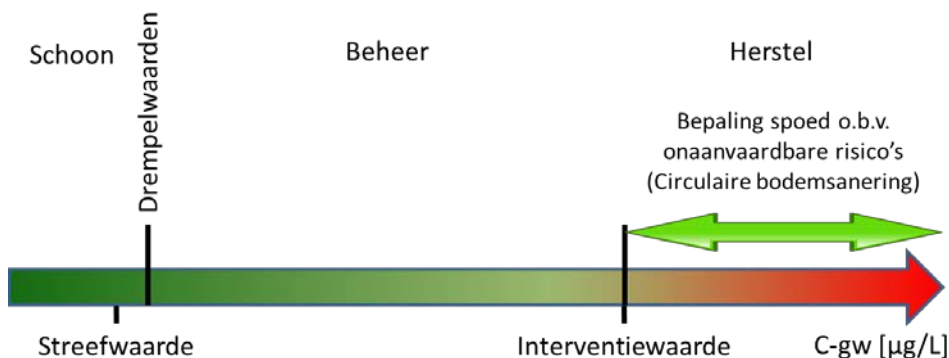
### 2.2 Overzicht normenkader grondwater

Figuur 2.1 geeft de huidige grondwaternormen volgens de Wet bodembescherming en volgens het Bkmw geplaatst op een concentratie-as. De normen hebben een functie voor de bescherming van de grondwaterkwaliteit, het beheer en het herstel.

Naast deze normen is er regelgeving die betrekking heeft op het gebruik (wateronttrekkingsactiviteiten) van grondwater en de bescherming van grondwater in geval van ingrepen in de ondergrond (bijvoorbeeld het beleid voor de herinrichting van diepe plassen).

In paragraaf 2.3 wordt nader ingegaan op het huidige beoordelingskader.

In hoofdstuk 3 worden vervolgens opties gegeven voor een adequaat beoordelingskader voor grondwater onder de Omgevingswet.



Figuur 2.1. Positie en betekenis van normen voor grondwater conform de Wet bodembescherming en Bkwm

## 2.3 Huidige normen en risicogrenswaarden

### 2.3.1

#### *Grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden grondwater*

De GWR schrijft grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraat en bestrijdingsmiddelen (Europees vastgesteld) voor. Voor Cl, Ni, As, Cd, Pb, P-totaal zijn drempelwaarden afgeleid (nationaal vastgesteld). Deze grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden zijn verankerd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water (Bkwm, 2009) en herzien in 2015. De grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden grondwater zijn overgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (1 juli 2016). Deze normwaarden zijn gebaseerd op de risico's voor aquatische ecosystemen die afhankelijk zijn van het grondwaterlichaam, het gebruik van grondwater voor de bereiding van drinkwater en de achtergrondwaarde van het grondwaterlichaam.

De drempelwaarden worden gebruikt voor de toestand- en trendbeoordeling van grondwaterlichamen van de KRW. De provincie beoordeelt of een grondwaterlichaam in de goede toestand verkeert. De beoordeling vindt plaats op basis van metingen in geselecteerde monitoringsputten van het Landelijk Meetnet Grondwater (LMG) en de provinciale Meetnetten Grondwater (PMG). Indien er geen sprake is van een goede toestand, neemt de provincie maatregelen voor een trendomkering. Het Rijk is eindverantwoordelijk voor de verplichtingen vanuit de Europese Unie.

### 2.3.2

#### *Drinkwaternormen en normen voor grondwater dat bestemd is voor menselijke consumptie*

De normen voor drinkwater zijn vastgelegd in het Drinkwaterbesluit (DWB, 2011; Staatsblad 2011, nr. 293). In het Drinkwaterbesluit zijn de normen uit de Europese Drinkwater-richtlijn (98/83/EC) geïmplementeerd. Nederland heeft gebruikgemaakt van de mogelijkheid om strengere normen te stellen dan de EU-normen, bijvoorbeeld voor organische microverontreinigingen.

Voor grondwater dat bestemd is voor drinkwater, zijn geen specifieke normen vastgesteld. Vanuit de Kaderrichtlijn Water (artikel 7) is er wel een verplichting om te streven naar eenvoudige zuivering wanneer grondwater of oppervlaktewater gebruikt wordt als drinkwater. In het Bkwm is dit streven opgenomen in artikel 12. Om de kwaliteit van het grondwater te toetsen, worden in de praktijk de normen uit het



Drinkwaterbesluit gebruikt (de 'drinkwaternormen'). Dit is een ambtelijke afspraak die is gemaakt ten behoeve van de implementatie van de KRW (EG, 2000).

Het artikel 4.19 van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl) betreft de opgave om een zodanige achteruitgang van de kwaliteit van dat waterlichaam te voorkomen dat het risico bestaat dat het niveau van zuivering van het onttrokken water dat bij de bereiding van voor menselijke consumptie bestemd water wordt toegepast, moet worden verhoogd.

In de artikelsgewijze toelichting is omschreven dat maatregelen volgen indien uit het monitoringsprogramma (artikel 10.11 Bkl) volgt dat dit nodig is. Hierbij dient voldaan te worden aan het protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen Kaderrichtlijn Water. Hierin wordt omschreven op welke wijze de monitoring en toetsing voor drinkwaterbronnen aan de KRW-doelen moet plaatsvinden. In het protocol zijn voor grondwater en nieuwe, opkomende stoffen, zogenoemde signaleringswaarden, opgenomen. Dit zijn geen omgevingswaarden maar monitoringsindicatoren waarmee de toetsing aan artikel 7 KRW wordt ondersteund. Er dient dus niet alleen getoetst te worden aan de omgevingswaarden maar ook aan deze monitoringsindicatoren. Voor grondwater is deze signaleringswaarde gelijkgesteld aan de drinkwaternorm en geeft daarmee een handvat voor de toetsing aan het streven naar eenvoudige zuivering. Voor nieuwe, opkomende stoffen is een signaleringswaarde van 0,1 µg/L vastgesteld.

### 2.3.3 *Normen voor wateronttrekkingsactiviteiten waarbij sprake is van het infiltreren van water met het oog op onttrekken*

De Wet bodembescherming stelt in artikel 12 dat het bij Amvb regels zal stellen ten aanzien van het infiltreren van water als bedoeld in artikel 1.1 van de Waterwet waarbij aangegeven zal worden in welke gevallen sprake is van een verontreiniging als bedoeld in artikel 6.26 van de Waterwet dan wel welke voorschriften verbonden moeten worden aan de vergunning ter bescherming van het grondwater. Middels het Infiltratiebesluit bodembescherming is hieraan invulling gegeven.

Het Infiltratiebesluit bodembescherming stamt uit 1993 en is van toepassing op het infiltreren van water dat afkomstig is uit een oppervlaktewaterlichaam, ondanks dat artikel 12 van de Wbb spreekt over het infiltreren van water (niet enkel afkomstig van een oppervlaktewaterlichaam). Het besluit heeft als doel de kwaliteit van het grondwater te beschermen in geval van infiltratie van oppervlaktewater, zoals bijvoorbeeld bij infiltraties van oppervlaktewater in duingebieden voor de winning van drinkwater.

De normen van het infiltratiebesluit betreffen macroparameters, zware metalen, bestrijdingsmiddelen, PAK's en gehalogeneerde koolwaterstoffen. De normwaarden liggen op het niveau van de streefwaarde grondwater of de drinkwaternorm en voor metalen op het niveau van de achtergrondconcentratie.

Het Infiltratiebesluit bodembescherming is opgenomen in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl). In artikel 8.75 van het Bkl zijn beoordelingsregels opgenomen voor wateronttrekkingsactiviteiten en specifiek indien er sprake is van het infiltreren van water met het oog op onttrekken. Voor de beoordeling of er al dan niet sprake is van gevaar voor het grondwater, wordt verwezen naar Bijlage XXII van het besluit. De regels van het Infiltratiebesluit bodembescherming zijn gecontinueerd in dit artikel, waarbij de stoffenlijst en bijbehorende normen zijn opgenomen in Bijlage XXII. In de artikelsgewijze toelichting (bij artikel 8.75) wordt aangegeven dat aanpassing van de normstelling, via het Aanvullingsbesluit bodem, mogelijk is (zie kader).

Uit de Nota van toelichting van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl) (pag. 221):

*Voor de wateronttrekkingsactiviteit geldt naast het algemene oogmerk ook een specifieke beoordelingsregel voor het beoordelen van de gevolgen van infiltraties met oppervlaktewater voor de kwaliteit van het grondwater. Hierbij gelden ook regels over op te nemen voorschriften. Deze regels hebben als doel bij infiltratie de kwaliteit van het water en de hydrologische situatie te beschermen. Het gaat alleen om infiltraties (formeel: het in de bodem brengen van water) die dienen om het grondwater aan te vullen in samenhang met onttrekking van water. Een voorbeeld zijn de infiltraties van rivierwater in de duinen van Noord- en Zuid-Holland waar drinkwater wordt gewonnen. Het betreft een continuering van de regels uit het Infiltratiebesluit bodembescherming. Voor een inhoudelijke toelichting op de regelgeving wordt korthedshalve verwezen naar de nota van toelichting bij dat besluit (Stb. 1993, 233). Deze regeling is indertijd gerelateerd aan de inmiddels ingetrokken EG-grondwaterrichtlijn 187; de normstelling zal nog bezien worden in verhouding tot het nieuwe bodembeleid en de huidige grondwaterrichtlijn. Mocht een wijziging nodig zijn, dan vindt deze plaats via het voorziene Aanvullingsbesluit bodem Omgevingswet.*

#### 2.3.4 Streefwaarden grondwater

De streefwaarden zijn verankerd in de Circulaire bodemsanering 2013 (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013). Het beschermingsniveau van de streefwaarde komt overeen met het Verwaarloosbaar Risiconiveau voor aquatische ecosystemen ( $VR_{eco}$ ). Het  $VR_{eco}$  is de concentratie in het grondwater, waarbij sprake is van 5% effecten op het aquatisch ecosysteem (soorten of processen), de HC5 (*Hazardous Concentration* voor 5% effecten). Voor van nature voorkomende stoffen (metalen) wordt de achtergrondconcentratie daarbij opgeteld ('toegevoegde risico'-procedure; Crommentuijn et al., 1997). De achtergrondconcentraties voor de verschillende metalen zijn vastgesteld in de periode voor of rond 1990 en gerapporteerd door onder anderen Van den Hoop (1995).

De streefwaarden markeren de grens tussen schoon (niet-beïnvloed door menselijke activiteiten) en verontreinigd grondwater. De streefwaarden grondwater zijn een ijkpunt voor de milieukwaliteit op de lange termijn. Indien de streefwaarde wordt overschreden, vloeien daar geen verplichtingen uit voor het bevoegd gezag. In de jaren negentig van de vorige eeuw fungeerde de streefwaarde als saneringsdoelstelling. Omdat een dergelijke doelstelling vaak financieel en technisch onhaalbaar bleek,

is deze saneringsdoelstelling gaandeweg verlaten en vervangen door een saneringsdoelstelling op basis van de handreiking voor het maken van keuzen en afspraken bij mobiele verontreinigingen (Praktijkdocument ROSA; Slenders et al., 2005).

In de praktijk is vaak sprake van meerdere contaminanten in grondwater (een 'cocktail' aan contaminanten). In dat geval kan beoordeling van de ecologische kwaliteit van het grondwater plaatsvinden met behulp van de *multi substance PAF* (Posthuma en Suter, 2011). Hierbij worden de individuele 'potentieel aangetaste fracties' (*Potentially Affected Fractions; PAF*) voor meerde contaminanten mathematisch gecombineerd. Dit wordt ook wel de bepaling van de toxische druk ten gevolge van een cocktail aan contaminanten genoemd. Aanbevolen wordt om na te gaan of deze methode als alternatief kan dienen voor de ecologische toetsing van grondwater, met als doel een onderscheid tussen schoon (niet-beïnvloed door menselijke activiteiten) en verontreinigd te maken.

#### 2.3.5 *Interventiewaarden grondwater*

De interventiewaarden voor grondwater zijn verankerd in de Circulaire bodemsanering 2013. De waarden zijn afgeleid in de periode 1989-1998. De interventiewaarde voor grondwater mist grotendeels een directe onderbouwing op basis van een risicobenadering. De interventiewaarde grondwater is gebaseerd op de poriewaterconcentratie (berekend door evenwichtspartitie) in evenwicht met een bodemconcentratie gelijk aan de in 1989-1998 afgeleide interventiewaarden grond. De berekende grondwaterconcentratie werd vervolgens gedeeld door een factor tien, om rekening te houden met het inhomogene uitlogingsproces en onzekerheden in de partitievoëfficiënt. Daarnaast geldt de voorwaarde dat het grondwater direct geconsumeerd moet kunnen worden zonder overschrijding van het Maximaal Toelaatbaar Risico voor blootstelling ( $MTR_{\text{humaan}}$ ).

De Wet bodembescherming schrijft voor dat het bevoegd gezag bij overschrijding van de interventiewaarde in ten minste  $100 \text{ m}^3$  porieverzadigd ondergrondvolume een beschikking neemt over de ernst van de verontreiniging (artikel 29 van de Wet bodembescherming). Hierna volgt een nader onderzoek en een beoordeling van de spoedeisendheid van sanering (artikel 37 Wet bodembescherming, spoed of geen spoed). Daarnaast wordt de interventiewaarde gebruikt als toetswaarde in enkele andere kaders.

#### 2.3.6 *Toetsingskader diepe plassen*

In 2011 is een onderzoeksprogramma diepe plassen gestart als basis voor een milieuhygiënisch toetsingskader voor de inrichting van diepe plassen. Een van de resultaten is de afleiding van generieke samenstellingswaarden voor in diepe plassen toe te passen grond en/of bagger (Schmidt et al., 2015).

De toepassing van samenstellingswaarden moet ervoor zorgen dat, voor generieke situaties, wordt voldaan aan de beschermdoelen voor zowel oppervlaktewater als grondwater conform de KRW en de DRGW. Voor locatiespecifieke toepassing kan worden afgeweken van deze generieke waarden. Het milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen is anno 2017 nog niet geformaliseerd.

De beschermdoelen voor het grondwater benedenstrooms van een verondiepte plas zijn gebaseerd op een nadere uitwerking van de Europese grondwaterrichtlijn in het Bkmw en de Circulaire bodemsanering 2009 (IenM, 2013). Hierin wordt onder meer gesteld dat deze waarden, wanneer nieuwe richtwaarden voor grondwater worden vastgesteld, gebruikt kunnen worden voor het milieuhygiënisch toetsingskader van de diepe plassen.

### 3 Opties voor aanpassing beoordelingskader grondwater

In paragraaf 1.1 is een aantal argumenten gegeven voor het aanpassen van het beoordelingskader grondwater. Samengevat zijn dit de wens tot vereenvoudiging en een verbeterde synergie in de normenkaders van de verschillende domeinen (water, bodem en drinkwater). Daarbij geldt dat met de invoering van de Omgevingswet een nieuwe balans zal moeten worden gevonden tussen enerzijds de bescherming van het grondwater en anderzijds de benutting van grondwater.

In dit hoofdstuk worden allereerst opties gegeven om de normering, streef- en interventiewaarden (Circulaire bodemsanering, ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) om te zetten naar voorkeurswaarden en triggerwaarden, dit in lijn met de voorstellen voor de normeringssystematiek voor bodem (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a). Voor de methodiek voor de afleiding van voorkeurswaarden grondwater wordt aangesloten bij de benadering van de KRW. Voor de afleiding van triggerwaarden wordt gebruikgemaakt van de resultaten van de valuatie interventiewaarden bodem en grondwater (Lijzen et al., 2001).

In het concept Aanvullingswet bodem Omgevingswet en de Memorie van toelichting van 2016 (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016a) staat dat het nieuwe wettelijke instrumentarium voor bodem (inclusief grondwater) berust op drie pijlers:

1. het voorkomen van nieuwe verontreiniging of aantasting (preventie);
2. het meewegen van bodemkwaliteit als onderdeel van een brede afweging over de kwaliteit van de leefomgeving in relatie tot functies (toedeling van functies);
3. het op duurzame en doelmatige wijze beheren van resterende historische verontreinigingen (beheer van historische bodemverontreinigingen).

De normeringsystematiek voor bodem (inclusief het grondwater) is gebaseerd op risico's voor de gezondheid, plant en dier (inclusief ecosystemen). Voor grond worden drie gebruiksfuncties onderscheiden:

- landbouw/natuur (gecombineerd);
- wonen;
- industrie.

Per gebruiksfunctie wordt een 'voorkeurswaarde' vastgelegd (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016).

#### 3.1 Optie: vervangen streefwaarde grondwater door voorkeurswaarde

In de huidige regelgeving (waaronder de Circulaire bodemsanering 2013) zijn geen verplichtingen opgenomen indien, ten gevolge van een historische verontreiniging, de streefwaarde wordt overschreden. In de praktijk (niet geformaliseerd) speelt de streefwaarde soms een rol bij nieuwe verontreinigingen (van na 1 januari 1987). Dan kan de streefwaarde een functie hebben als doelstelling voor het herstel (zorgplicht). Echter, een saneringsdoelstelling op het niveau van de

streefwaarde zal in veel gevallen onhaalbaar en in veel gevallen als onredelijk worden ervaren. Voor een aantal stoffen ligt de streefwaarde onder de drinkwaternorm. Dat betekent dat een grondwatervolume met een kwaliteit die geschikt is voor de bereiding van drinkwater, als verontreinigd gemarkeerd zou kunnen worden.

Een dergelijke norm (streefwaarde) zonder uitvoerbaar handelingsperspectief is voor de uitvoering van beheerstaken niet erg relevant. Een optie is de streefwaarde voor grondwater te vervangen door een voorkeurswaarde. De term 'voorkeurswaarde' is in lijn met de voorgestelde terminologie in de Omgevingswet.

De voorkeurswaarde grondwater zal volgens de Omgevingswet de waarde aangeven waaronder het grondwater als 'schoon' kan worden gekarakteriseerd. De kwaliteit van het grondwater wordt daarmee duurzaam geschikt verondersteld voor alle functies die aan het grondwater kunnen worden toegekend. Voorgesteld wordt om de voorkeurswaarde grondwater vast te leggen in normen die dezelfde beschermingsdoelen en -niveaus bieden als de drempelwaarden. Voor de methodiek kan worden aangesloten bij de methodiek voor de afleiding van drempelwaarden (Verweij et al., 2008 en De Nijs et al., 2011). Volgens deze methodiek wordt een risicogrenswaarde voor de mens gecombineerd met een ecologische risicogrenswaarde. De laagste risicogrens bepaalt de hoogte van de voorkeurswaarde grondwater. In het geval dat voor stoffen die ook van nature kunnen voorkomen in het grondwater de gekozen risicogrens lager is dan de achtergrondconcentratie voor grondwater, is de hoogte van de drempelwaarde gelijkgesteld aan de achtergrondwaarde.

De toepassing van voorkeurswaarden grondwater betreft de volgende beheersaspecten:

- De voorkeurswaarde geeft de grens aan tussen schoon en antropogeen beïnvloed grondwater en kan helpen bij het bepalen of er sprake is van een nieuwe verontreiniging waar de zorgplicht op van toepassing is.
- De huidige normen die in Bijlage XXII van het Besluit kwaliteit leefomgeving Bkl (1 juli 2016) staan, zijn overgenomen uit het Infiltratiebesluit bodembescherming. Deze normwaarden liggen op een concentratieniveau die vergelijkbaar is met de streefwaarden grondwater en de drinkwaternormen. Bij een toekomstige actualisatie van de normwaarden grondwater kan worden beoordeeld of het mogelijk is deze normen te vervangen door voorkeurswaarden.
- De streefwaarden werden gebruikt voor de beoordeling van lozingen die afkomstig waren van bodemsaneringen in grondwater (artikel 13.1 AB/Blbi). Op rijksniveau worden er geen regels gesteld, maar met een voorkeurswaarde hebben decentrale overheden een instrument om de lozingen te beoordelen.
- Er is reeds sprake van een inbreng waarvoor maatregelen in het kader van artikel 6, lid 1 van de GWR aan de orde zijn voor wat betreft 'als gevaarlijk geduide stoffen' als de stof in het grondwater aanwezig is boven de detectielimiet en de natuurlijke achtergrondconcentratie (zo stelt het richtsnoer, *Guidance Document* no. 17). De voorkeurswaarde biedt dezelfde bescherming, maar is beleidsmatig gelijkgetrokken met de

drinkwaternorm en kan rijk (artikel 4.12 Bkl), provincie (artikel 4.4 Bkl) en waterschap (artikel 4.3 Bkl) faciliteren in het bepalen of er sprake is van een inbreng en er dus in principe maatregelen op grond van artikel 6, lid 1 nodig zijn.

### **3.2 Optie: interventiewaarde grondwater vervangen door triggerwaarde grondwater**

De interventiewaarde wordt in de Wet bodembescherming gebruikt voor de bepaling van een geval van ernstige grondwaterverontreiniging (zie paragraaf 2.3.5.). In geval van overschrijding dient de spoedeisendheid van sanering te worden vastgesteld conform de systematiek van de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013). Deze systematiek zal in de Omgevingswet niet meer bestaan. Voorgesteld wordt om de interventiewaarde voor grondwater te vervangen door een triggerwaarde. De normwaarden kunnen dan tevens worden geactualiseerd, en wel om de volgende redenen:

1. In de Omgevingswet zullen spoedeisende gevallen van historische grondwaterverontreiniging (het saneringsspoor) in het overgangsbeleid worden afgehandeld volgens de regelingen van de huidige Wet bodembescherming.
2. De getalswaarden van de huidige interventiewaarden (Circulaire bodemsanering 2013) voor grondwater zijn afgeleid volgens uitgangspunten die op essentiële punten afwijken van de uitgangspunten die zijn toegepast voor de interventiewaarde grond. De voorstellen voor herziening van de interventiewaarden grondwater (Lijzen et al., 2001) sluiten wel aan bij de uitgangspunten en methodiek voor de normen voor grond. Er wordt momenteel niet voldaan aan een beoogd gelijkwaardig beschermingsniveau (een van de doelstellingen uit de Omgevingswet) door de genoemde verschillen tussen de interventiewaarden voor grond (uitgangspunten 2001) en grondwater (uitgangspunten 2001). De herziene voorstellen voor de interventiewaarden grondwater, afgeleid in de periode 1998-2001, zijn inmiddels wel verouderd.

Indien er een triggerwaarde voor grondwater wordt geïntroduceerd, is er geen reden (met uitzondering van het overgangsbeleid) om de interventiewaarde grondwater te handhaven. Of deze optie wenselijk is hangt af van mogelijke andere functies van de interventiewaarde grondwater in de Omgevingswet. Geadviseerd wordt om na te gaan of de interventiewaarde grondwater een functie heeft, en blijft behouden in de Omgevingswet en in andere wettelijke kaders of regelingen.

De optie voor een generieke triggerwaarde voor grondwater biedt de mogelijkheid om eenvoudig verschil te maken tussen een grondwaterkwaliteit waarbij er geen onaanvaardbare risico's zijn en een grondwaterkwaliteit waarbij dit niet zonder meer kan worden uitgesloten. Wel kunnen er bij een grondwaterkwaliteit tussen voorkeurswaarde en triggerwaarde hinder of onaanvaardbare risico's zijn in geval van zogenaamde gevoelige situaties of de nabijheid van kwetsbare objecten (zie paragraaf 3.6). Daar is bijvoorbeeld sprake van op plaatsen waar vluchtige verbindingen in het freatische grondwater onder bebouwing

aanwezig zijn (in combinatie met hoge grondwaterstanden) of de nabijheid van grondwaterwinningen bestemd voor menselijke consumptie.

Geadviseerd wordt om de triggerwaarden vast te leggen op het niveau van de normen van in 2001 (eerste tranche) en 2012 (tweede tot en met vierde tranche) voorgestelde interventiewaarden voor grondwater (Lijzen et al., 2001, respectievelijk Brand et al., 2012). Geadviseerd wordt om na te gaan of de in 2001 gerapporteerde voorgestelde interventiewaarden voor grondwater voldoen en of recente wetenschappelijke inzichten zodanig zijn veranderd dat aanpassing noodzakelijk is. De waarden zijn afgeleid in 2001. Daarnaast wordt geadviseerd om na te gaan of de 'ruimte' tussen de voorkeurswaarde en triggerwaarde voldoet en hoe de procedure en beschermingsniveaus van de normwaarden voor grondwater zich verhouden tot die van de normwaarden voor bijvoorbeeld oppervlaktewater en grond.

De triggerwaarde grondwater kan worden gebruikt voor de volgende taken:

- **Aanvullende trendbeoordelingen verontreinigingspluimen**  
Met de triggerwaarde kan worden bepaald welke verontreinigingspluimen in aanmerking komen voor een aanvullende trendbeoordeling op grond van artikel 5, lid 5 van de GWR. Aanvullende trendbeoordeling is opgenomen in het monitoringsprogramma waterkwaliteit KRW (artikel 10.11 Bkl) en het deel aangaande grondwaterlichamen is voor de provincie (op grond van artikel 10.17 onder b Bkl). Aanvullende trendbeoordelingen bij verontreinigingspluimen zijn aan de orde indien de pluim kan leiden tot 1) verspreiding, 2) verslechtering van de chemische toestand van het grondwaterlichaam en 3) een risico voor de menselijke gezondheid en het milieu. Het ziet dus toe op zowel de grondwaterkwaliteitsnormen en drempelwaarden (= omgevingswaarden) op een grondwaterlichaam alsook overige verontreinigende stoffen die een risico vormen voor de menselijke gezondheid en het milieu. Mogelijk kan de triggerwaarde een soort ondergrens geven voor het bepalen welke pluimen in aanmerking komen voor aanvullende trendbeoordelingen. Met dien verstande dat er geen sprake is van gevoelige functies, want dan biedt de triggerwaarde niet voldoende bescherming.
- **Toevalsvondst**  
Indien er sprake is van onaanvaardbare humane risico's dient de veroorzaker maatregelen te treffen ter beheersing van die risico's. Indien de veroorzaker deze maatregelen niet treft, kan de gemeente deze maatregelen treffen en de kosten verhalen op de eigenaar. De triggerwaarde kan een aanleiding geven om een risicobeoordeling uit te voeren en te bepalen of een onaanvaardbaar humaan risico kan worden uitgesloten. Dit behoudens situaties waarbij er sprake is van gevoelige functies.
- **Uitzonderingsbepalingen maatregelen in het kader van artikel 6, lid 1 GWR**  
De Grondwaterrichtlijn biedt de mogelijkheid om, nadat vastgesteld is dat maatregelen in het kader van artikel 6, lid 1 (*prevent and limit*) aan de orde zijn, een beroep te doen op de uitzonderingsbepalingen zoals opgenomen in lid 3 van hetzelfde



artikel. Deze mogelijkheid is in het Bkl opgenomen in artikel 4.14. Zowel het Rijk, de provincie als het waterschap dienen maatregelen op te nemen in hun waterprogramma's ter uitvoering van artikel 6, lid 1 en zij kunnen allen gebruikmaken van de uitzonderingsbepalingen zoals aangegeven in artikel 4.14 Bkl. Dit is nieuw voor met name de waterschappen. Een van de uitzonderingsbepalingen is indien de stofconcentratie zo laag is of de omvang van de verontreiniging zo klein dat enig of toekomstig gevaar voor achteruitgang van het ontvangende grondwater uit te sluiten is. De triggerwaarde zou kunnen helpen om die verontreinigingen te duiden waar men te allen tijde, tenzij er sprake is van gevoelige functies zoals drinkwater, gebruik zou kunnen maken van deze uitzonderingsbepaling.

De Kaderrichtlijn water (KRW) en de Grondwaterrichtlijn (GWR) kennen geen kwaliteitsgrens (een norm) gebaseerd op het uitsluiten van onaanvaardbare risico's voor de mens, plant en dier (zie paragraaf 3.3). Volgens de doelen van de KRW en GWR moet de grondwaterkwaliteit op de schaal van een grondwaterlichaam voldoen aan een kwaliteitsniveau dat gelijkwaardig is aan de beschermingsdoelen en -niveaus die gelden bij de afleiding van drempelwaarden.

Het beheer van de grondwaterkwaliteit op basis van een triggerwaarde (bijvoorbeeld in het stedelijk gebied) is daarom mogelijk strijdig met de KRW. Voor die gebieden waar niet redelijkerwijs voldaan kan worden aan de voorkeurswaarde geldt wellicht de uitzonderingsbepaling en een invulling van artikel 6 van de GWR over 'voorkoming en beperking'. Momenteel wordt voor de uitvoering van het 'voorkoming en beperking'-artikel verwezen naar de bepalingen van de Circulaire bodemsanering (2013). Met de Omgevingswet zal die mogelijkheid vervallen (zie paragraaf 3.4 over 'voorkoming en beperking').

### **3.3 Optie: aansluiting beoordelingskader bij de doelen en verplichtingen van de KRW**

De EU-grondwaterkwaliteitsnormen en nationaal vastgestelde drempelwaarden worden gebruikt om de toestand van grondwaterlichamen te beoordelen. Dit is een van de verplichtingen vanuit de KRW. In deze paragraaf wordt de systematiek om drempelwaarden af te leiden, beschreven. Deze systematiek (optie) kan worden toegepast voor de afleiding van voorkeurswaarden (zie paragraaf 3.1).

Om te kunnen bepalen of een grondwaterlichaam een goede toestand heeft, geeft de GWR grondwaterkwaliteitsnormen voor nitraat (50 mg/L) en voor bestrijdingsmiddelen (0,1 µg/L per stof en 0,5 µg/L voor de totale concentratie aan bestrijdingsmiddelen). Daarnaast moet voor ten minste een beperkt aantal metalen (arsen, cadmium, lood, kwik), nutriënten (ammonium, chloride en sulfaat), trichlooretheen en tetrachlooretheen nationaal overwogen worden of drempelwaarden moeten worden afgeleid. Lidstaten moeten zelf stoffen aanwijzen die in hun land tot risico's kunnen leiden voor de mens (bijvoorbeeld als bron voor drinkwater en irrigatie), oppervlaktewateren of natuurgebieden die afhankelijk zijn van grondwater (terrestrische ecosystemen).

De norm voor nitraat en bestrijdingsmiddelen is in Europees verband vastgelegd. Voor nitraat is de norm gebaseerd op de Europese drinkwaternorm, zoals vastgelegd in de Europese Drinkwaterrichtlijn 98/83/EC. De normen voor bestrijdingsmiddelen zijn eveneens hetzelfde als in de genoemde Europese Drinkwaterrichtlijn. De norm voor individuele bestrijdingsmiddelen wordt ook toegepast bij de toelatingsbeoordeling van bestrijdingsmiddelen.

Voor nationaal vastgestelde drempelwaarden is een methodiek ontwikkeld (Verweij et al., 2008). Volgens deze methodiek worden de Nederlandse drinkwaternormen conform het Drinkwaterbesluit en het  $MTR_{eco}$  (Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor ecologie) voor oppervlaktewater ( $MTR_{opp}$ , of JG-MKN<sup>1</sup> voor directe ecotoxiciteit) vergeleken. De laagste waarde van de drinkwaternorm en het  $MTR_{opp}$  wordt gekozen als drempelwaarde. Hierdoor worden zowel de drinkwaterfunctie als de ecologie van het oppervlaktewater beschermd. Daarna wordt deze laagste waarde vergeleken met de achtergrondwaarde. Als de achtergrondwaarde hoger is dan deze waarde, wordt de achtergrondwaarde de drempelwaarde. Risicogrenswaarden voor natuurgebieden die afhankelijk zijn van grondwater (terrestrische ecosystemen) zijn tot op heden niet verwerkt in de drempelwaarden; dit in verband met onvoldoende systeemkennis.

De GWR schrijft voor dat voor het bepalen van het niveau van de drempelwaarden rekening mag worden gehouden met afbraak en verdunning van de stoffen in de ondergrond. Omdat bij de afleiding van de drempelwaarden in 2008 geen rekening is gehouden met afbraak en verdunning, zijn de wetenschappelijk afgeleide normen uit Verweij et al. (2008) beleidsmatig met een factor 1,5 verhoogd.

In 2011 zijn de Drempelwaarden uit 2008 geëvalueerd in De Nijs et al. (2011), hetgeen in een herziene methodiek resulteerde. Deze nieuwe methodiek omvat wijzigingen die betrekking hebben op de bepaling van de achtergrondconcentraties van stoffen die van nature in het milieu voorkomen en op de vastlegging, afbraak en verdunning van stoffen in de bodem. Wat betreft de bepaling van de achtergrondconcentraties zijn allereerst de meetgegevens op een andere wijze geselecteerd. Verder wordt de achtergrondconcentratie niet meer per grondwaterlichaam berekend, maar in plaats daarvan gekoppeld aan de typering van het grondwater als zoet of brak/zout, waarbij 300 mg/l chloride de grens tussen deze typen grondwater is. Tot slot wordt nu bij de bepaling van de achtergrondconcentratie het 95-percentiel van de meetgegevens gebruikt, in plaats van het tot nu toe gehanteerde 50-percentiel. Keuze voor het 90- of 95-percentiel, waarbij eventueel rekening wordt gehouden met de betrouwbaarheid van de percentielen, sluit aan bij de methode die binnen de EU is voorgesteld in de *'Guidance on Status and Trend Assessment'* (EC, 2009).

Wat betreft de vastlegging, afbraak en verdunning van stoffen in de bodem wordt de factor 1,5 niet langer toegepast. De reden hiervoor is in de eerste plaats dat er onvoldoende kennis beschikbaar is om deze

<sup>1</sup>JG-MKN: de jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor langdurige blootstelling.

ingewikkelde processen vast te leggen in een generieke factor. In de tweede plaats zou – om in alle situaties het beoogde beschermingsniveau te kunnen bieden – van een worst case-situatie moeten worden uitgegaan, wat waarschijnlijk zou resulteren in een factor van ongeveer 1. Deze nieuwe waarden zijn vastgelegd in het Bkmw, 2009, dat is herzien in 2015.

Een optie is om naast drempelwaarden (immers afgeleid voor een beperkt aantal stoffen) voor de overige relevante stoffen voorkeurswaarden af te leiden volgens een hiervoor beschreven methodiek.

### **3.4 Optie: invulling geven aan ‘voorkoming en beperking’ (artikel 6 van de GWR)**

De KRW stelt dat lidstaten maatregelen moeten nemen om de inbreng van verontreinigende stoffen te beperken of te voorkomen. Onder inbreng worden in de KRW alle verontreinigende stoffen beschouwd. Ook de verspreiding van verontreinigende stoffen vanuit puntbronnen en diffuse verontreiniging wordt gezien als inbreng (EC, 2007). Het *Guidance Document* over inbreng (EC, 2007) maakt een onderscheid tussen directe en indirecte inbreng van verontreinigende stoffen. Bij directe inbreng staat de bron in verbinding met het grondwater. Bij indirecte inbreng komt de verontreiniging in het grondwater na uitspoeling door de onverzadigde zone. Dit komt in de praktijk voor bij zowel bodemverontreinigingslocaties met puntbronnen als bij diffuse verontreiniging.

De KRW maakt ook onderscheid in gevaarlijke en niet-gevaarlijke stoffen:

- De inbreng van als gevaarlijke geduide stoffen moet voorkomen worden. Er is al sprake van een inbreng indien de als gevaarlijk geduide stof detecteerbaar is en boven de natuurlijke achtergrondconcentratie voorkomt. Voorkómen 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 van 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 overige verontreinigende stoffen moet beperkt worden. Bij het vaststellen of er sprake is van een inbreng van overige verontreinigende stoffen in het grondwater, kan rekening gehouden worden met verdunning en natuurlijke afbraak. Niet elke concentratie van stoffen leidt tot een inbreng. Er dient een schadelijk effect te verwachten ter plaatse van een receptor. Dit kan het grondwater zelf zijn of bijvoorbeeld een drinkwaterwinning, grondwaterafhankelijke natuur of een andere functie die afhankelijk is van de grondwaterkwaliteit. Lidstaten moeten alle noodzakelijke maatregelen op basis van Beste Milieupraktijken en Best Beschikbare Technieken nemen om de inbreng van overig verontreinigende stoffen te beperken, om te verzekeren dat een dusdanige inbreng niet leidt tot verslechtering van de toestand van het grondwaterlichaam of

leidt tot een significant toenemende trend in de concentratie van verontreinigingen in het grondwater.

Er is ook sprake van een inbreng indien de inbreng in het grondwater afkomstig is van een al in het grondwater aanwezige verontreiniging<sup>2</sup> of indirect vanuit een verontreiniging in de vaste bodem. Afhankelijk van of er sprake is van als gevaarlijk geduide stoffen kan worden vastgesteld of er sprake is van een inbreng waarvoor maatregelen op grond van artikel 6, lid 1 van de GWR vereist zijn. Een lidstaat mag niettemin bij het bepalen of er maatregelen genomen worden, gebruikmaken van uitzonderingsbepalingen. Deze uitzonderingen staan in artikel 6, lid 3 GWR. Indien een activiteit echter de oorzaak is van een inbreng, stelt het richtsnoer (*Guidance Document* no. 17) dat het weigeren van deze activiteit dan aan de orde is. Van de uitzonderingen (artikel 6, lid 3) zijn de punten b, e)i en e)ii in dit verband relevant.

In het RIVM rapport 'Uitzonderingsbepalingen in de Kaderrichtlijn Water en de Grondwaterrichtlijn' (Zijp, 2007) worden voorbeelden gegeven voor de toepassingen van uitzonderingsbepalingen.

#### **Artikel 6.3. (EU, Richtlijn 2006/118/EG)**

*Onverminderd strengere communautaire wetgeving kunnen de lidstaten beslissen dat de in lid 1 voorgeschreven maatregelen niet gelden voor de inbreng van verontreinigende stoffen die:*

- b) door de bevoegde autoriteiten worden beschouwd als voorkomend in een hoeveelheid of concentratie die zo klein is dat enig onmiddellijk of toekomstig gevaar van achteruitgang van de kwaliteit van het ontvangende grondwater uitgesloten is;*
- e) door de bevoegde autoriteiten worden geacht technisch niet te voorkomen of te beperken zijn zonder gebruik te maken van:
 
  - i. maatregelen die het risico voor de menselijke gezondheid of kwaliteit van het milieu als geheel zou vergroten; of*
  - ii. onevenredig kostbare maatregelen om hoeveelheden verontreinigende stoffen uit vervuilde bodem of ondergrond te verwijderen, of anderszins te zorgen dat insijpeling daarvan kan wordt beheerst.**

Voor locaties waarbij de concentratie lager is dan de triggerwaarde grondwater is uitzonderingsbepaling 6.3.b GWR van toepassing, tenzij er sprake is van gevoelige situaties. Indien hiervan sprake is, biedt de voorkeurswaarde de grens waaronder enig onmiddellijk of toekomstig gevaar ten gevolge van de verontreiniging uit te sluiten is. Als de voorkeurswaarden grondwater worden afgeleid volgens de drempelwaarde-methodiek, dan betekent dit dat gevoelige situaties beschermd zijn, tenzij de lokale achtergrondconcentraties hoger zijn dan de norm.

Voor de locaties waarbij de triggerwaarde wordt overschreden, is een nadere risicobeoordeling aan de orde om vast te stellen of gebruik gemaakt kan worden van de uitzonderingsbepaling in artikel 6.3 onder b.

<sup>2</sup> De Wbb onderscheidt voor de aanpak van verontreinigingen zogenaamde 'historische verontreiniging' (het saneringsspoor) en 'nieuwe verontreinigingen' (de zorgplicht, artikel 13 Wbb).

Voor de locaties waarbij de triggerwaarde (voorheen interventiewaarde) wordt overschreden en uit een nadere risicobeoordeling gebleken is dat er onaanvaardbare humane risico's zijn, moet er op korte termijn onder de Omgevingswet (in verband met een toevalsvondst) een maatregel worden genomen die leidt tot beheersing van de onaanvaardbare humane risico's.

Voor de locaties waarbij de triggerwaarde wordt overschreden en blijkt dat onmiddellijk of toekomstig gevaar voor achteruitgang van het ontvangende grondwater niet uit te sluiten is, maar er desalniettemin geen directe onaanvaardbare humane risico's zijn (ernstig verontreinigde locaties zonder spoed) is de toepassing van uitzonderingsbepaling e)ii niet vanzelfsprekend. Deze locaties worden onder de Wbb namelijk vanwege prioritering, en omdat het niet kosteneffectief is om het los van een activiteit uit te voeren, voorlopig niet aangepakt. Bij een correcte implementatie en uitvoering van de GWR kan dit argument echter niet worden gebruikt om uit artikel 6, lid 3 uitzondering e)ii toe te passen (disproportionele kosten). De locatie wordt immers voorlopig niet gesaneerd, niet vanwege disproportionele kosten, maar omdat andere locaties urgenter zijn. Het is vaak niet kosteneffectief om een dergelijke locatie eigenstandig te saneren. Daarom wordt vaak gewacht op een natuurlijk moment, omdat de kosten dan proportioneel zijn, doordat ze meegaan in de kosten van de activiteit. De GWR vraagt per locatie een motivatie maar houdt geen rekening met de hele saneringsinspanning.

Het is technisch niet mogelijk elke input van stoffen te verhinderen en in veel gevallen zal de input van beperkte hoeveelheden van een stof niet in hoge risico's resulteren. Daarom zou bij de beoordeling van inputs van stoffen zonder uitzonderingsbepalingen het voldoen aan de 'voorkomen'-eis praktisch onuitvoerbaar zijn (DEFRA, 2010).

In het algemeen geldt dat er voorwaarden zijn verbonden aan het gebruik van uitzonderingsbepalingen. Iedere zes jaar moet in de stroomgebiedbeheerplannen worden gemotiveerd waarom niet aan de verplichtingen wordt voldaan. Voor het gebruik van uitzonderingsbepalingen gelden aanvullende voorwaarden, zoals een goed opgezette monitoring en het vermelden van de uitzonderingen in een inventaris (wordt toegevoegd aan artikel 4.14 in de nieuwere versie van het Bkl).

### **3.5 Optie: vaststellen van maximale waarden voor grondwaterkwaliteit**

In het concept Aanvullingswet bodem Omgevingswet en Memorie van toelichting van 2016 is de functie van de maximale waarde voor grond beschreven. De maximale waarde voor grondwater zal in de nieuwe methodiek de grens aangeven tussen aanvaardbare en onaanvaardbare risico's ten gevolge van een grondwaterverontreiniging.

Het begrip 'maximale waarde' krijgt dus een andere betekenis dan in de Wet bodembescherming. In de huidige Wet bodembescherming is de maximale waarde alleen voor grond afgeleid. Het geeft de grens aan waar beneden de kwaliteit van de grond duurzaam geschikt is voor het betreffende bodemgebruik.

Een optie is om voor het grondwaterkwaliteitsbeheer bij overschrijding van de triggerwaarde voor de betreffende locatie of gebied vast te stellen of aan het criterium voor de maximale waarde wordt voldaan. Dit wordt bepaald met Sanscrit of een Risicotoolbox voor grondwater op een vergelijkbare wijze als thans gebeurt voor de bepaling van spoed (Circulaire bodemsanering, 2013). Het uitgangspunt hierbij is de beheersing van de risico's voor de mens, de ecologie en de risico's van verspreiding. Net als bij beheer van de kwaliteit van grond, is er voor grondwater tussen de voorkeurswaarde en de maximale waarde ruimte voor een bestuurlijke afweging.

### **3.6 Optie: benoemen en beheersen van 'gevoelige situaties' voor grondwater**

Ingeval grondwater licht verontreinigd is (de kwaliteit voldoet aan de triggerwaarde, maar niet aan de voorkeurswaarde) hoeven er in de huidige methodiek (Circulaire bodemsanering 2013) geen verdere stappen te worden genomen. Voor grond zijn er in de huidige methodiek echter zogenaamde gevoelige situaties benoemd, waar in het traject tussen de streef- en interventiewaarde (in terminologie van de Omgevingswet: tussen voorkeurs- en triggerwaarde) toch een hogere stap in Sanscrit moet worden toegepast (Circulaire bodemsanering, 2013)<sup>3</sup>. Het criterium voor aanwijzing van deze gevoelige situaties is het mogelijk aanwezig zijn van onaanvaardbare humane risico's beneden de interventiewaarde (in de Omgevingswet: beneden de triggerwaarde). Een optie is ook voor grondwater dergelijke gevoelige situaties te benoemen. Zodat men, bijvoorbeeld bij het doen van een beroep op de uitzonderingsbepalingen in artikel 6, lid 3 van de GWR, rekening houdt dat er in het geval van gevoelige situaties al bij lagere concentraties sprake kan zijn van een onmiddellijk of toekomstig gevaar voor het ontvangende grondwater en daarmee van het kwetsbare object (zie kader).

In de Circulaire bodemsanering (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) worden de volgende kwetsbare objecten onderscheiden:

- intrekgebieden van de in het kader van de Kaderrichtlijn Water aangewezen grondwaterwinningen bestemd voor menselijke consumptie;
- industriële grondwateronttrekkingen;
- bodemvolumes, oppervlaktewaterlichamen, of bodem of oever van oppervlaktewaterlichamen vallend binnen of onderdeel uitmakend van: schelpdierwateren, water voor zalm- en karperachtigen, zwemwater en Natura 2000-gebieden;
- bepaalde andere natuurgebieden;
- bepaalde particuliere waterwinningen;
- gebieden waarop een strategische reservering rust voor de openbare drinkwaterwinning.

<sup>3</sup> Voor grond worden drie gevoelige situaties onderkend: moestuin/volkstuin; plaatsen waar vluchtige verbindingen in het freatische grondwater onder bebouwing aanwezig zijn in combinatie met hoge grondwaterstanden en/of in de onverzadigde bodem; plaatsen waar sprake is van gewasconsumptie en waar een verontreiniging met PCB's in de contactzone aanwezig is.

Een situatie die vanuit de drinkwatersector vaak als gevoelig wordt aangemerkt, is de aanwezigheid van grondwaterverontreiniging nabij drinkwaterwinningen. Voor deze situatie is in hoofdstuk 4 van dit rapport een nieuwe beoordelingsmethodiek beschreven. Deze methodiek komt tegemoet aan de discussie rondom het zogenaamde normengat. Deze situatie zou kunnen voldoen aan het criterium 'het mogelijk aanwezig zijn van onaanvaardbare humane risico's beneden de interventiewaarde' en komt daarom in aanmerking om als 'gevoelige situatie' te worden gekwalificeerd. Daarnaast geldt de wens zo min mogelijk zuiveringsstappen te hoeven zetten. Preventieve maatregelen hebben de voorkeur; deze zullen echter wel kostenefficiënt moeten zijn. Maatregelen ter voorkoming van achteruitgang van de zuiveringsinspanning en die streven naar vermindering van de zuiveringsinspanning zijn op grond van artikel 4.19 van het Bkl pas aan de orde indien dit blijkt uit het monitoringsprogramma.

Mogelijk moeten er nog andere grondwatersituaties als gevoelig worden aangemerkt, die dan in geval van lichte grondwaterverontreiniging nadere aandacht zouden krijgen. Te denken valt bijvoorbeeld aan grondwaterafhankelijke terrestrische ecosystemen, een beschermingsobject uit de KRW.

### 3.7 Optie: herzien stoffenlijsten grondwater

De huidige stoffenlijst voor bodem is gebaseerd op de stoffen die worden aangetroffen bij historische gevallen van bodemverontreiniging. Deze lijst is in de jaren negentig gegroeid en aangevuld tot een lijst van bijna honderdvijftig stoffen.

Bij het afleiden van een interventiewaarde voor grond werden standaard ook een interventiewaarde en een streefwaarde voor grondwater afgeleid. Daardoor zijn er grondwaternormen voor stoffen die nauwelijks in grondwater voorkomen. Daarentegen zijn er de laatste jaren stoffen in grondwater en ruwwater gemeten, die niet op lijst staan. Voor oppervlaktewaternormen (Bkmw, 2009) en de normen voor drinkwater (Drinkwaterbesluit, 2011) zijn er weer andere stoffenlijsten die onderling allemaal verschillen.

In het Ontwerpbesluit kwaliteit leefomgeving is de stoffenlijst opgenomen uit het Infiltratiebesluit bodembescherming, waarbij de drinkwaternormen worden gebruikt als signaleringswaarden voor grondwater om te bepalen of maatregelen aan de orde zijn vanwege vermindering van de zuiveringsinspanning (artikel 4.19 BL). Door de provincies wordt een andere stoffenlijst gehanteerd voor het KRW-monitoringsprogramma. Daarnaast wordt op dit moment in Europees verband gewerkt aan een *watch list* grondwater. Overigens is er geen lijst die duidt wat 'als gevaarlijke stoffen' gezien moet worden waarvoor maatregelen op grond van artikel 6, lid 1 onder a verplicht zijn. De GWR bepaalt wel dat bij het duiden van deze stoffen rekening gehouden moet worden met Bijlage VIII uit de KRW en in het bijzonder met de groepen 1 tot en met 6 en tevens 7 tot en met 9 voor zover deze als gevaarlijk beschouwd worden.

Vanwege de verschillende stoffenlijsten wordt voorgesteld de huidige stoffenlijsten voor grondwater te evalueren op basis van de relevantie voor het grondwaterkwaliteitsbeleid. Hierbij moet dan ook worden

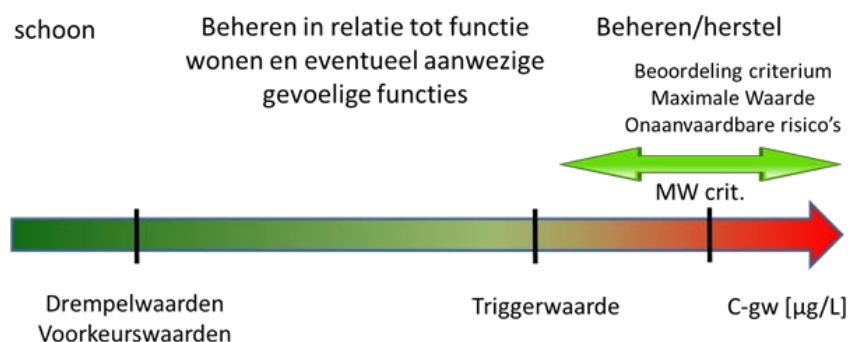
nagegaan welke ontbrekende stoffen dienen te worden toegevoegd. Op basis van een dergelijke evaluatie kunnen de huidige stoffenlijsten worden herzien.

### 3.8 Optie: inzicht in de basis van normen

Een aantal normen zijn gebaseerd op meerdere risicogrenswaarden, waarbij vaak de laagste risicogrenswaarde als norm gekozen wordt. Een voorbeeld is de interventiewaarde. Aan de interventiewaarde voor grond ligt een humaan-toxicologische en een ecologische risicogrenswaarde ten grondslag. De interventiewaarde voor grondwater wordt afgeleid op basis van vier risicogrenswaarden: twee humaan-toxicologische, een ecologische en één gebaseerd op evenwicht met de interventiewaarde voor grond. In de circulaires worden alleen de uiteindelijke normen vermeld, terwijl de achtergronden (de verschillende risicogrenswaarden) alleen aan achterliggende (RIVM)rapporten te ontleen zijn. Dit leidt herhaaldelijk tot misverstanden bij gebruikers. Het komt bijvoorbeeld regelmatig voor dat risico-analisten de gezondheidsrisico's beoordelen op basis van normen (interventiewaarden of maximale waarden), die een ecologische basis hebben (omdat de ecologische risicogrenswaarde de laagste was). Het is blijkbaar niet altijd duidelijk dat er verschillende beschermingsdoelen, scenario's en beschermingsniveaus aan normen ten grondslag liggen. Daarom moet worden nagegaan of hier ook in beleidsdocumenten (zoals circulaires, Amvb's) aandacht aan moet worden besteed.

### 3.9 Raamwerk beoordelingskader grondwater

Uitgaande van de opties uit de vorige paragrafen wordt in de Figuren 3.1 en 3.2 het raamwerk van het beoordelingskader voor grondwater in de Omgevingswet geschetst.



Figuur 3.1. Positie en betekenis van normen voor grondwater in de Omgevingswet

Het geschetste beoordelingskader bestaat uit een voorkeurswaarde en een triggerwaarde. Zoals voor grond kunnen de (generieke) normwaarden nationaal worden vastgesteld. Op basis van lokale afwegingen kunnen, in analogie met het beleid voor grond, lokale waarden worden vastgesteld. Dit komt tegemoet aan de filosofie van de Omgevingswet: de decentralisatie van omgevingsbeleid naar de overheden die het dichtst bij de burger staan.

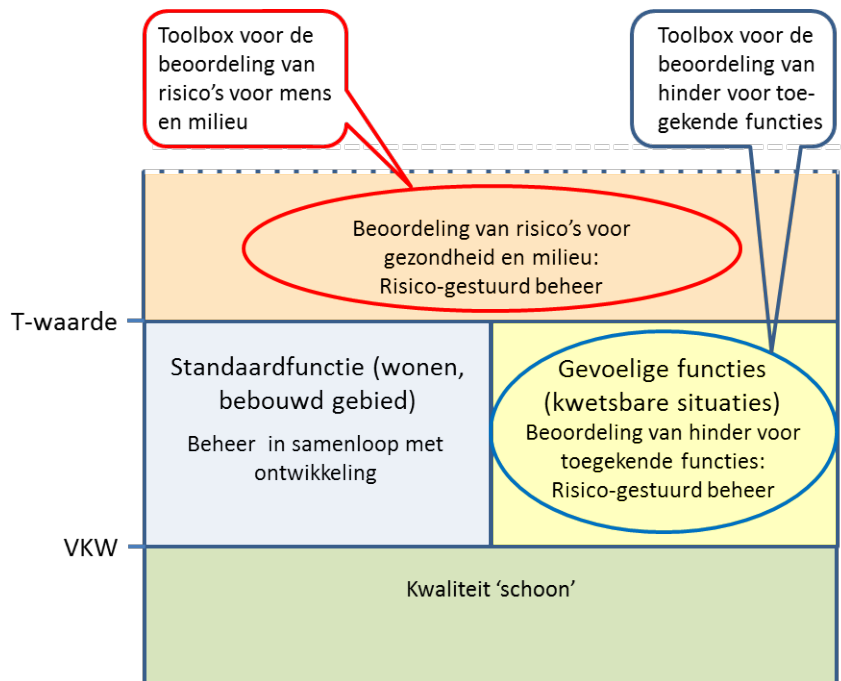


Voor het beoordelen van de grondwaterkwaliteit wordt de werkwijze voor het beoordelen van de bodemkwaliteit gevolgd (zie hiervoor de concept-Aanvullingswet bodem Omgevingswet en Memorie van toelichting van 2016). Eventueel kan ook het gebiedsgericht grondwaterbeheer gerealiseerd worden binnen dit kader. Gebiedsgericht grondwater zal mogelijkheden moeten bieden voor de integratie van ruimtelijke opgaven met waterkwantiteits- en waterkwaliteitsbeheer. Het beoordelingskader zal dit moeten faciliteren.

In Figuur 3.2 is het raamwerk van het voorgestelde beoordelingskader voor grondwater in de Omgevingswet gegeven. Dit raamwerk en het beoordelingskader (Figuur 3.1) geeft de volgende duiding aan de grondwaterkwaliteit:

- Grondwater dat voldoet aan de voorkeurswaarde wordt gekwalificeerd als 'schoon' [groen].
- Grondwater dat voldoet aan de triggerwaarde is over het algemeen geschikt voor de functie wonen/bebouwd gebied [blauw];
- Grondwater in de directe nabijheid van gevoelige functies en tevens niet voldoet aan de voorkeurswaarde levert mogelijk hinder op voor deze functies. Een risicobeoordeling is noodzakelijk [geel].
- Indien grondwater niet voldoet aan de triggerwaarde dient te worden vastgesteld of er sprake is van onaanvaardbare risico's. In analogie met de systematiek voor grond dient te worden nagegaan of het criterium voor de maximale waarde wordt overschreden [oranje]. Dit betreft risico's voor de mens en het ecosysteem(toevalsvondst). De maximale waarde moet in de Omgevingswet de huidige spoedgrens vervangen. De maximale waarde is dus geen 'vaste' normwaarde maar een criterium (grens) op basis van risico's (aanvaardbaar/onaanvaardbaar) en regels. De vaststelling of voor een specifieke situatie de maximale waarde wordt overschreden, dient bij voorkeur te geschieden met een Risicoolbox grondwater. Dit in analogie met de huidige Risicoolbox voor grond en Sanscrit. Overschrijding van de maximale waarde betekent dat er onaanvaardbare risico's zijn voor mens, milieu, landbouwproducten en/of door verspreiding.

Geadviseerd wordt dat met stakeholders wordt nagegaan of het beschreven beoordelingskader beantwoordt aan de behoeften van grondwaterkwaliteitsbeheerders en in hoeverre deze aansluiten bij de grondwateropgaven volgens de Omgevingswet.



Figuur 3.2. Raamwerk voor het voorgestelde beoordelingskader voor grondwater in de Omgevingswet

VKW = voorkeurswaarde; T-waarde = triggerwaarde

## 4 Beoordeling grondwater nabij drinkwaterwinningen

### 4.1 Probleemstelling en praktijksituatie

In paragraaf 3.6 werd de optie van het benoemen van 'gevoelige situaties' beschreven. In geval van gevoelige situaties kan bij een concentratie onder de interventiewaarde sprake zijn van een onaanvaardbaar risico. In de huidige methodiek worden dergelijke gevoelige situaties alleen benoemd voor de grond en niet voor grondwater.

De laatste jaren is er aandacht geweest voor het verschil in normen voor grondwatersanering en –beheer en de beoordeling van grondwaterkwaliteit nabij winningen. Voor de beoordeling van de kwaliteit van grondwater nabij drinkwaterbronnen wordt een strengere toetsing toegepast dan voor de toetsing van historische grondwaterverontreiniging volgens de Wet bodembescherming. Beide wettelijke kaders hebben dan ook een ander doel en uitgangspunt. Een optie is zoals beschreven in paragraaf 3.6, om de aanwezigheid van grondwaterverontreiniging nabij drinkwaterwinningen als gevoelige situatie te onderscheiden bij de beoordeling van grondwaterverontreiniging. In dat geval zal dus ook bij een grondwaterconcentratie tussen de drinkwaternorm en de interventiewaarde ('het normengat') toetsing van de grondwaterkwaliteit plaatsvinden.

In de huidige methodiek voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit wordt als kwetsbaar object genoemd: 'intrekgebieden van de in het kader van de KRW aangewezen grondwaterwinningen bestemd voor menselijke consumptie'. Toetsing van deze situatie vindt echter plaats in stap 2 van Sanscrit, dus alleen als er sprake is van overschrijding van de interventiewaarde.

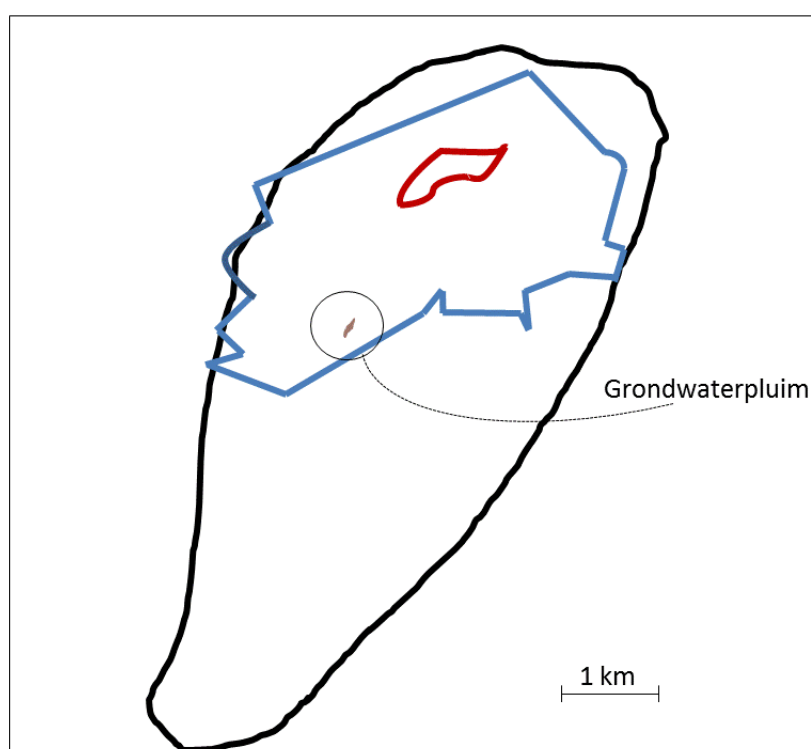
Een meer zinvolle beoordeling van de grondwaterkwaliteit ten behoeve van drinkwaterwinning volgt de drie volgende stappen:

1. toetsing aan regels (paragraaf 4.2);
2. toetsing met het nieuw te ontwikkelen GRADE-model (paragraaf 4.3);
3. toetsing door specifieke modellering en monitoring (paragraaf 4.5).

Het uitvoeren van de beoordeling kan worden gedaan in Sanscrit en de Risicotoolbox bodem, module '*Verspreiding grondwaterverontreiniging*' nabij grondwaterwinningen. Zie hiervoor [www.risicotoolboxbodem.nl](http://www.risicotoolboxbodem.nl). Het wordt echter aanbevolen om een meer op grondwater toegespitste Risicotoolbox grondwater te ontwikkelen.

In Figuur 4.1 is een hypothetische praktijksituatie weergegeven. In de figuur zijn de relevante gebieden voor een grondwaterwinning weergegeven. Dat is op de eerste plaats het grondwaterbeschermingsgebied (GBG). Rondom dit GBG ligt een intrekgebied en binnen het GBG ligt een waterwingebied. In de figuur is tevens een grondwaterverontreinigingspluim weergegeven binnen het GBG (en dus binnen het intrekgebied). De vraag is in hoeverre deze grondwaterpluim de drinkwaterwinning kan bereiken.

Aangezien intrekgebieden als kwetsbaar object worden beschouwd in de Circulaire, heeft de grondwaterpluim in dit voorbeeld het kwetsbare object dus al bereikt (de grondwaterpluim ligt binnen het intrekgebied). In de huidige methodiek is dit echter pas van belang zodra stap 2 van Sanscrit wordt uitgevoerd. Gezien de sterke afname van de concentratie in een grondwaterpluim op de schaal van het GBG (één tot enige kilometers) lijkt beschouwing van het GBG (in plaats van het intrekgebied) voldoende in stap 1 van Sanscrit (als gevoelige situatie). Dit betekent dat er ook bij verontreinigingen met concentraties onder de interventiewaarde wordt nagegaan of er sprake kan zijn van hinder, of een onaanvaardbaar risico, voor de grondwateronttrekking.



*Figuur 4.1. Een intrekgebied (zwarte contour), grondwaterbeschermingsgebied (blauwe contour), een waterwingebied (rode contour) en een grondwaterverontreinigingspluim*

Indien de verontreiniging in, of in de nabijheid van het GBG ligt, dient de initiatiefnemer aan te tonen dat er geen of slechts zodanig beperkte verspreiding optreedt dat er binnen enkele jaren geen bedreiging is van de grondwaterwinning.

## 4.2 Toetsing aan regels

In de Circulaire bodemsanering 2013 worden alleen voor grond gevoelige situaties genoemd. Voor grondwater spreekt men in de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) van kwetsbare objecten, maar alleen bij een ernstig geval van grondwaterverontreiniging, dus boven de interventiewaarde (in de omgevingswet boven de triggerwaarde). In paragraaf 2.2.6 wordt de optie genoemd om ook beneden de interventiewaarde (in de Omgevingswet: beneden de triggerwaarde) specifiek aandacht te geven

aan de risico's voor gevoelige functies van het grondwater (zie ook Figuur 3.1).

Indien er volgens de huidige methodiek sprake is van een geval van ernstige grondwaterverontreiniging, zijn de regels en criteria van toepassing volgens de Wet bodembescherming en de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013). In de circulaire wordt aangegeven wanneer er sprake is van een geval van ernstige grondwaterverontreiniging en onder welke omstandigheden een ernstige grondwaterverontreiniging leidt tot een spoedeisende sanering.

Het criterium dat leidt tot een beschikking op spoedeisende sanering is:

- Er is sprake van een onaanvaardbaar risico van verspreiding.
- Er is sprake van een onbeheersbare situatie.

Deze criteria worden volgens de circulaire alleen toegepast voor een ernstig geval van grondwaterverontreiniging. Echter, indien een niet-ernstige verontreiniging (de concentratie in grondwater onder de interventiewaarde) in de nabijheid ligt van een drinkwaterwinning, zijn risico's voor de winning niet op voorhand uitgesloten. Daarom worden twee opties aan het beleid meegegeven:

- Optie 1. Indien een grondwaterverontreiniging binnen een grondwaterbeschermingsgebied ligt, dient het risico voor drinkwaterwinningen te worden vastgesteld, ongeacht de mate van verontreiniging.
- Optie 2. Voor de beoordeling van de risico's voor een drinkwaterwinning is de drinkwaternorm het toetscriterium ter plaatse van de drinkwateronttrekking.

In de paragrafen 3.3, 3.4 en 3.5 wordt beschreven hoe een risicobeoordeling in dit geval plaatsvindt.

In analogie met stap 2 van het Saneringscriterium wordt in geval van een gevoelige situatie 'grondwaterverontreiniging nabij een grondwaterwinning', ook indien de grondwater-concentratie de interventiewaarde niet overschrijdt, aan een aantal regels getoetst. Algemeen geldt dat er sprake is van onaanvaardbare risico's van verspreiding van verontreiniging indien:

- Het gebruik van de bodem door mens of ecosysteem wordt bedreigd door de verspreiding van stoffen in het grondwater, waardoor kwetsbare objecten hinder ondervinden.
- Er sprake is van een onbeheersbare situatie.

Er is sprake van een onbeheersbare situatie als:

- Er een drijfslag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden.
- Er een zaklaag aanwezig is die door activiteiten en processen in de bodem kan verplaatsen en van waaruit verspreiding van verontreiniging kan plaatsvinden.
- De verspreiding heeft geleid tot een grote grondwaterverontreiniging en de verspreiding nog steeds plaatsvindt.

In stap 2 is sprake van *onaanvaardbare milieuhygiënische hinder* indien de afstand tussen een kwetsbaar object en de interventiewaarde-contour in het grondwater kleiner is dan 100 m. Gemeenten en provincies kunnen te beschermen kwetsbare objecten vastleggen. Het gaat hierbij in principe om de aangewezen te beschermen gebieden uit de stroomgebiedsbeheerplannen (implementatie KRW), maar ook om de te beschermen grondwaterfuncties, zoals drinkwater en industriële onttrekkingen (implementatie Grondwaterrichtlijn). Het bevoegd gezag heeft de mogelijkheid hiernaast specifieke, bijvoorbeeld kleinschaligere, kwetsbare objecten aan te wijzen.

In stap 2 is sprake van een *onbeheersbare situatie* in de volgende situaties:

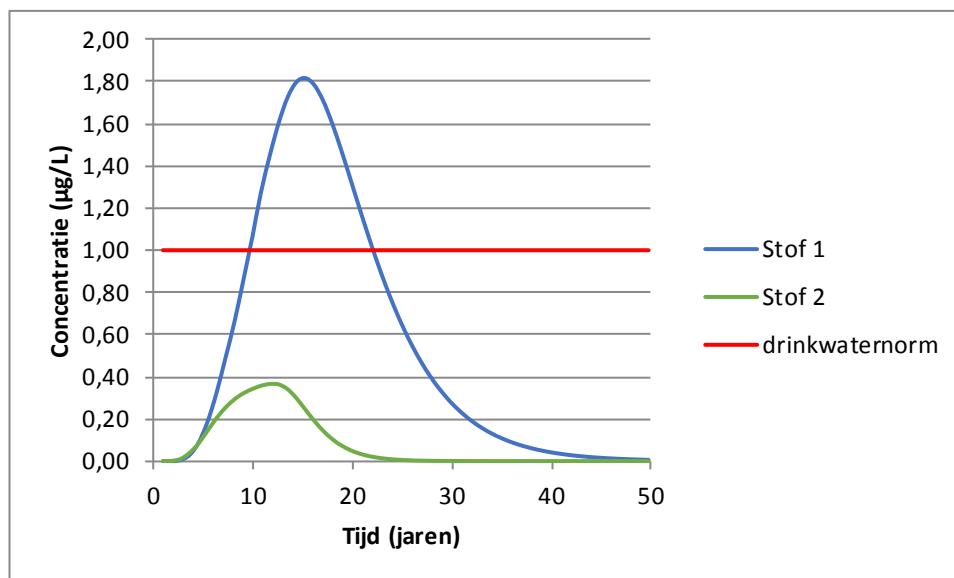
- Indien er een drijfslag of zaklaag aanwezig is.
- Als het bodemvolume dat wordt ingesloten door de interventiewaarde-contour, in het grondwater groter is dan 6.000 m<sup>3</sup>.

## 4.3 Toetsing met het GRADE-model

### 4.3.1

#### *Procedure*

In Swartjes et al. (2014) werd een voorstel gedaan voor invulling van de beoordeling van grond- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden om, op basis daarvan, duidelijkheid te creëren over de wijze van toepassing van de beide wettelijke kaders in deze grondwaterbeschermingsgebieden. Hiertoe werden drie mogelijke beoordelingskaders beschreven die, al dan niet in combinatie, kunnen worden toegepast in grondwaterbeschermingsgebieden. Een van deze kaders was rekening te houden met verdunning en afbraak. Er vindt transport plaats tussen een verontreinigingspluim en de onttrekkingsput. Omdat deze processen in het algemeen leiden tot afname van de concentratie, is een hogere concentratie ter plaatse van een verontreinigingspluim toegestaan dan ter plaatse van de onttrekking. Dit is geïllustreerd in Figuur 4.2. Hier is een zogenaamde doorbraakcurve (het verloop van de concentratie grondwater in de tijd) weergegeven voor twee hypothetische contaminanten, ter plaatse van de onttrekkingsputten. In de figuur is te zien dat voor stof 1 gedurende een periode van ruim tien jaar de drinkwaternorm wordt overschreden. De maximale concentratie bereikt hierbij een waarde van 1,8 maal de drinkwaternorm. Voor stof 2 geldt dat de drinkwaternorm nooit wordt overschreden. De concentratie bereikt maximaal een waarde van 0,4 maal de drinkwaternorm.



Figuur 4.2. Concentratieverloop van twee hypothetische contaminanten in de grondwateronttrekkingsputten als functie van de tijd (doorbraakcurve) en de drinkwaternorm

Antropogene en natuurlijke oorzaken resulteren in een complex stromingspatroon, welke verder van het onttrekkingspunt af voornamelijk de dominante natuurlijke stromingsrichting volgt, maar dichterbij het onttrekkingspunt sterker door de radiale stroming richting onttrekkingsput wordt bepaald. Toepassing van numerieke modellen is voor het onderhavige doel (*de beoordeling van grond- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden*) waarbij toepassing in de praktijk mogelijk moet zijn voor beoordelaars en/of beslissers met een met een algemene milieuhygiënische achtergrond, te ingewikkeld en tijdrovend.

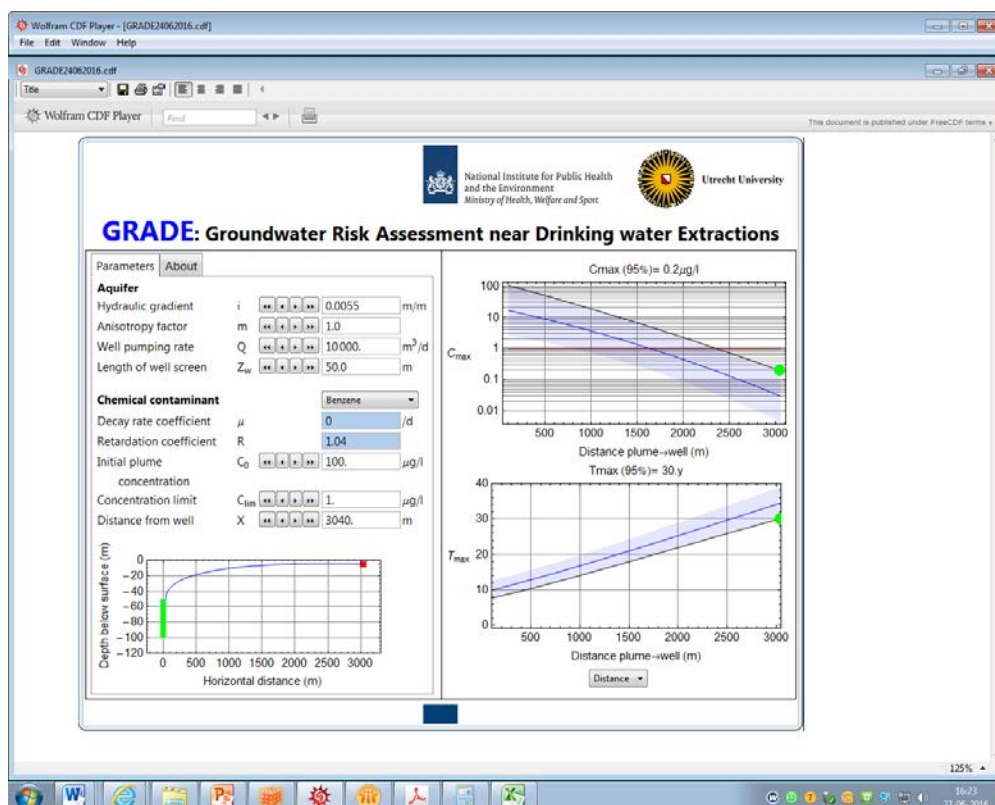
Ten behoeve van een verbeterde beoordeling van het onderdeel 'bedreiging van mens' in stap 2 wordt het model GRADE (Groundwater Risk Assessment near Drinking water Extractions) ontwikkeld om concrete invulling te geven aan de beoordeling van het risico van verspreiding voor grondwaterwinningen. Hierbij wordt rekening gehouden met verdunning en afbraak. De eerste stappen in de ontwikkeling van het model GRADE zijn in detail beschreven in Bijlage A. Het resultaat uit de modelberekening met GRADE zal zijn:

- De maximale concentratie die de grondwateronttrekkingsput bereikt.
- De tijd waarop deze concentratie bereikt wordt.

Voor het toepassingsbereik gelden de volgende aannames:

- Het gaat om een freatische grondwaterwinning.
- Er is sprake van een homogeen anisotroop zandpakket; dat wil zeggen dat in het gehele volume van het grondwaterbeschermingsgebied sprake is van eenzelfde soort zand, maar dat er wel een verschil is in de affiniteit tussen grondwaterstroming in horizontale en verticale richting.
- De verontreinigingspluim ligt in de verzadigde zone.

In Figuur 4.3 is een *screenshot* gegeven van een voorlopige versie van GRADE (scenario, zoals weergegeven in de tekst; afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten 3040 m).



Figuur 4.3. Screenshot van het in ontwikkeling zijnde model GRADE (scenario, zoals weergegeven in de tekst; afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten 3040 m)

$C_{max}$  = maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten  
 $T_{max}$  = tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt

Voor het gebruik van GRADE moet eerst het scenario worden gedefinieerd door middel van identificatie en invoer van de vijf parameters die zijn beschreven in paragraaf 3.3. Vervolgens berekent GRADE de maximale concentratie die ter plaatse van de grondwateronttrekkingsputten op zal treden en de tijd waarop deze concentratie wordt bereikt.

In het model worden verschillende conservatieve aannames gedaan. Bovendien wordt voor de maximale concentratie en de tijd waarop deze concentratie wordt bereikt de boven-, respectievelijk ondergrens berekend van het zogenaamde predictie-interval. Het gevolg is dat als op basis van een berekening met GRADE wordt geconcludeerd dat de drinkwaternorm niet wordt overschreden, dit met een grote mate van zekerheid het geval is. Een andere consequentie is dat als op basis van een berekening met GRADE wordt geconcludeerd dat de drinkwaternorm wel wordt overschreden, dit in werkelijkheid niet altijd het geval hoeft te zijn. Daarom moet in dit geval in de vervolgstappen een meer geciviliseerd model worden toegepast en/of een monitoringsprogramma worden opgezet (zie paragraaf 3.5).



In GRADE zullen bovendien, ten behoeve van visuele ondersteuning, een drietal grafieken worden weergegeven:

- Een dwarsdoorsnede van het watervoerend pakket, met de uitgangssituatie (figuur links). In deze figuur zijn de positie van de grondwaterpluim (rood weergegeven) en de onttrekkingsfilter (groen weergegeven) (niet op schaal) opgenomen.
- De waarde van de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten als functie van de afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten (predictie-interval blauwe band; gemiddelde waarde in blauwe lijn, bovengrens van het predictie-interval in zwarte lijn). Tevens de waarde van de maximale concentratie (visueel weergegeven met rode punt indien de drinkwaternorm wordt overschreden; met groene punt indien de drinkwaternorm niet wordt overschreden).
- De tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt als functie van de afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten (predictie-interval blauwe band; gemiddelde waarde in blauwe lijn, ondergrens van het predictie-interval in zwarte lijn). Tevens de waarde van tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt (visueel weergegeven met rode punt indien de drinkwaternorm wordt overschreden; met groene punt indien de drinkwaternorm niet wordt overschreden).

Ten gevolge van de wijze van modelontwikkeling, de identificatie van inputparameters en het beschouwen van het predictie-interval van de maximale concentratie ter plaatse van de grondwateronttrekkingsputten en de tijd waarop deze bereikt wordt, zijn de maximale concentratie ter plaatse van de drinkwateronttrekking en de tijd waarop deze bereikt wordt als conservatief te beschouwen. Dat wil zeggen dat de werkelijke maximale concentratie ter plaatse van de drinkwateronttrekking (beduidend) lager zal liggen en het tijdstip waarop deze bereikt wordt (beduidend) later zal zijn.

#### 4.3.2 *Voorbeeld afleiden risicogrenswaarden*

Met behulp van een eerste versie van het model GRADE zijn voor de drie relevante contaminanten (benzeen, MTBE en vinylchloride) risicogrenswaarden afgeleid voor een specifieke situatie. Een risicogrenswaarde is aan een specifieke afstand tot de drinkwaterwinning gebonden en is als volgt gedefinieerd: *een concentratie in grondwater die als deze niet overschreden wordt met hoge mate van zekerheid ter plaatse van de drinkwaterwinning niet in een overschrijding van de drinkwaternorm zal resulteren*. De specifieke situatie wordt beschreven door een scenario met een zestal parameters: de concentratie in de grondwaterpluim, het debiet van de grondwateronttrekking, de filterlengte van de onttrekkingsputten, het verhang van de grondwaterspiegel, het organisch stofgehalte en de anisotropie van het watervoerend pakket.

Ten gevolge van de wijze van modelontwikkeling, de identificatie van inputparameters en het beschouwen van het predictie-interval van de maximale concentratie ter plaatse van de grondwateronttrekkingsputten en de tijd waarop deze bereikt wordt, zijn de risicogrenswaarden eveneens als conservatief te beschouwen. Dat wil zeggen dat de werkelijke risicogrenswaarden (beduidend) hoger zullen liggen.

In deze rapportage zijn twee varianten uitgewerkt. Ten eerste zijn de risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning uitgerekend. Ten tweede zijn de afstanden van de drinkwaterwinning uitgerekend waarbij een specifieke risicogrenswaarde geldt.

Het scenario is als volgt gedefinieerd:

- een debiet van de grondwateronttrekking van 10.000 m<sup>3</sup>/dag;
- een filterlengte van de onttrekkingsputten van 50 m;
- een verhang van de grondwaterspiegel van 0,0055 m/m;
- een organisch stofgehalte van het watervoerend pakket van 0,20% (organisch koolstofgehalte 0,12%);
- een effectieve porositeit van 0,39;
- een anisotropie van 1,0 (dat wil zeggen dat de stromingsnelheid in horizontale richting even groot is als in verticale richting).

In Tabel 4.1 zijn de relevante normen voor grondwater weergegeven. Dit zijn de interventiewaarden grondwater (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013), de voorstellen voor herziene interventiewaarden grondwater (Lijzen et al., 2001) en de drinkwaternormen.

Tabel 4.1. Relevante normen voor de drie beschouwde stoffen ( $\mu\text{g/L}$ )

	<b>Interventiewaarde</b>	<b>Voorstel herziene interventiewaarde</b>	<b>Drinkwaternorm</b>
Benzeen	30	110	1,0
MTBE	9.400	-	1,0
Vinylchloride	5,0	0,4	0,1

De berekende risicogrenswaarden zijn voor beide opties weergegeven in Tabel 4.2 en 4.3.

Tabel 4.2. Risicogrenswaarde ( $\mu\text{g/L}$ ) op specifieke afstanden

<b>Afstand (m)</b>	<b>300</b>	<b>500</b>	<b>1000</b>	<b>2000</b>	<b>3000</b>
Benzeen	-	2,1	5,4	46	450
MTBE	-	-	8,6	90	1110
Vinylchloride	1,7	7,3	-	-	-

Opmerking: de in de tabel weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast

Tabel 4.3. Afstanden (m) waarop een specifieke risicogrenswaarde geldt

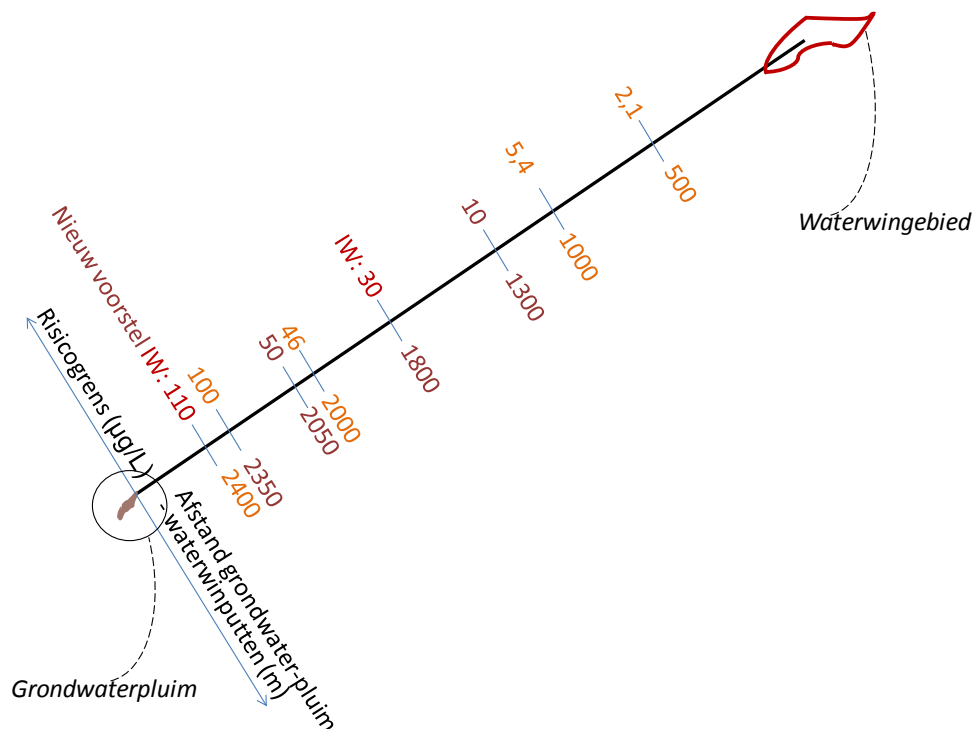
Risicogrenswaarde (µg/L)	1	2	3	5	10	30	50
Benzeen	-	-	-	-	1300	1800	2050
MTBE	-	-	-	-	2050	-	-
Vinylchloride	230	325	380	450	-	-	-

100	110	500	1000	2000	5000	9400
2350	2400	-	-	-	-	-
2050	-	2680	2950	>3000	-	-
-	-	-	-	-	>3000	>3000

Opmerking: de in de tabel weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast

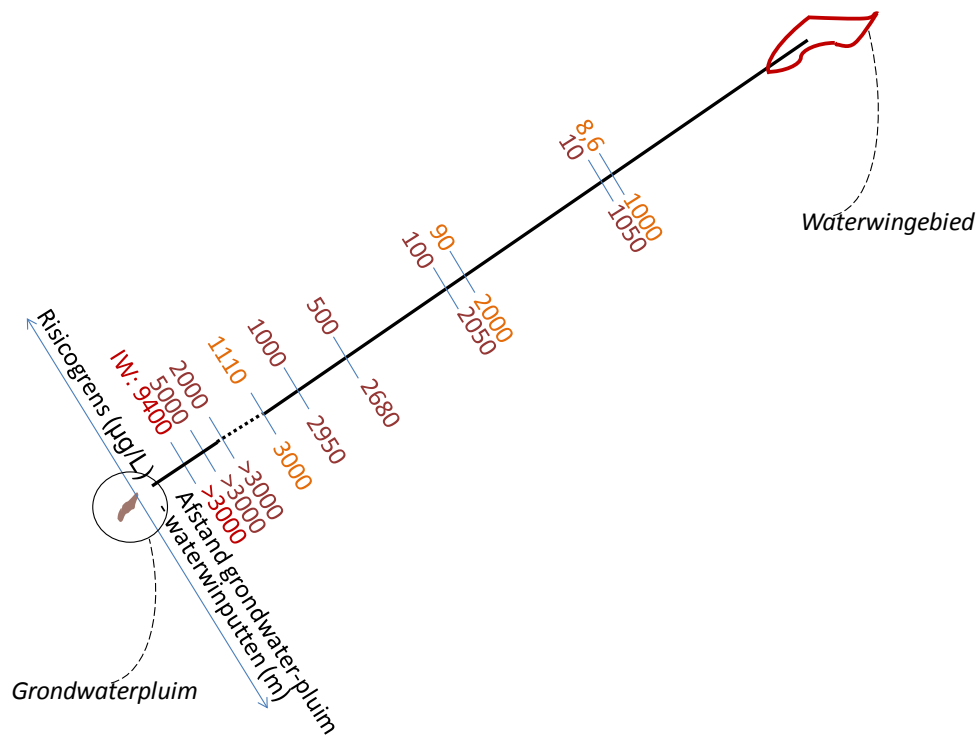
In Figuur 4.4 t/m 4.6 zijn de risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten visueel weergegeven voor benzeen, MTBE, respectievelijk vinylchloride.



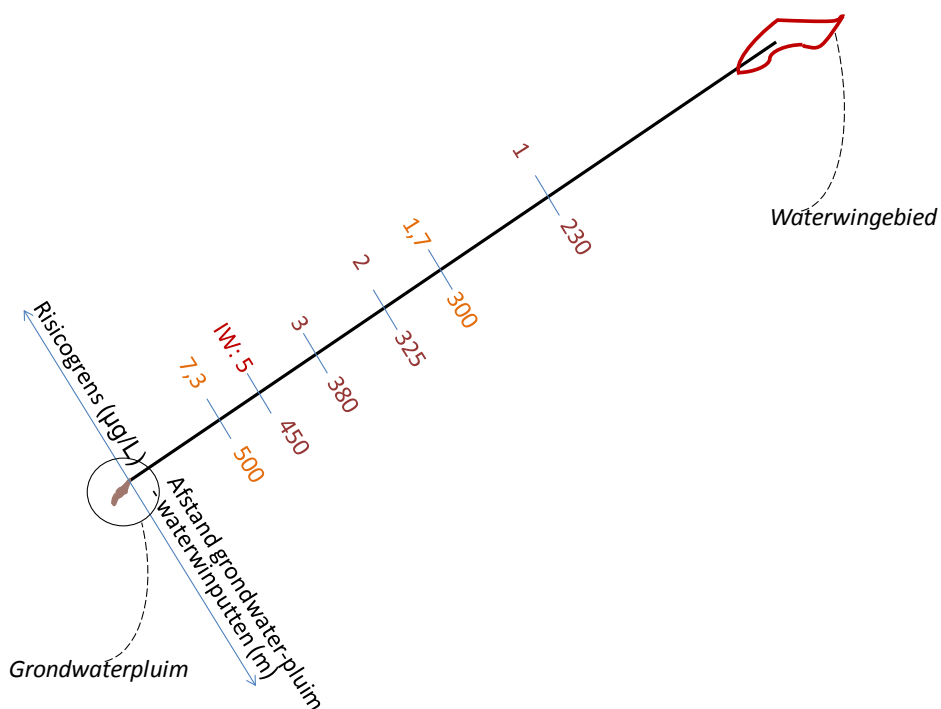
Figuur 4.4. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor benzeen

Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden; rood: de interventiewaarde

Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast



Figuur 4.5. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor MTBE  
 Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden; rood: de interventiewaarde  
 Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast



Figuur 4.6. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor vinylchloride

Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; Oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden;

Rood: de interventiewaarde

Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast

Uit de tabellen en figuren zijn voor dit scenario bijvoorbeeld de onderstaande conclusies te trekken voor het beschouwde scenario en op basis van de eerste versie van GRADE.

### Benzeen

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (30 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 1800 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Grondwaterconcentraties onder de nieuw voorgestelde interventiewaarde (110 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 2400 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 1000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 5 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 2000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 46 µg/L niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.

**MTBE**

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (9400 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan een 3000 meter (afstand valt buiten de lengte van het beschouwde grondwaterbeschermingsgebied) van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 1000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 9 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 3000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 1100 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.

**Vinylchloride**

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (5 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 450 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 300 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 2 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 500 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 7 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.

Merk op dat deze risicogrenswaarden, en de bijbehorende conclusies, alleen gelden voor het specifieke scenario. Bij een debiet van grondwateronttrekking dat afwijkt van 10.000 m<sup>3</sup>/dag of een organisch stofgehalte van het watervoerend pakket dat afwijkt van 0,20%, behoren (soms geheel) andere risicogrenswaarden.

**4.4 Discussie**

Het GRADE-model zal in principe toe te passen zijn voor alle contaminanten die opgenomen zijn in de Circulaire bodemsanering. Wel moet dan de afbraakconstante locatiespecifiek worden bepaald. Deze is namelijk niet alleen afhankelijk van de stofeigenschappen, maar ook in sterke mate van de condities in de ondergrond. De partiticoëfficiënten voor metalen en voor organische stoffen, de tweede benodigde contaminant-specifieke inputparameters, zijn voor alle contaminanten opgenomen in de database van Sanscrit.

Op 22 november 2016 werd een workshop gehouden met een elftal deskundigen en betrokkenen. Het doel van de workshop was om te toetsen of het in ontwikkeling zijnde model GRADE voldeed aan de eisen: wetenschappelijk goed onderbouwd, praktisch goed uitvoerbaar en passend bij de beoordeling van stap 2 in Sanscrit. Het verslag van de workshop, inclusief de deelnemers, is opgenomen in Bijlage B. In het algemeen vond men GRADE voldoen aan de eisen die worden gesteld aan de beoordeling van stap 2 in Sanscrit. Wel vond men het belangrijk dat in stap 3 van Sanscrit de optie bestaat voor een meer degelijke bepaling van de verspreidingsrisico's, op basis van berekening met meer geciviliseerde modellen en/of monitoring. Deze optie is nu al onderdeel van stap 3 in Sanscrit. Ook werden er een aantal kanttekeningen geplaatst; de belangrijkste waren gericht op de volgende punten:

- Aandacht voor een continue/naleverende bron; er is nu een grondwaterpluim als eindige bron beschouwd.
- De afbraak van hoog gechloreerde koolwaterstoffen ultiem tot VC.
- Validatie van de modeluitkomsten van GRADE.
- Bepaling van afbraakparameter.
- Een goed protocol dat aangeeft hoe de parameters te bepalen zijn. Een voor de hand liggende optie is: conservatieve defaultwaarden gemotiveerd aanpassen. Sommige parameters, zoals hydraulische doorlaatbaarheid, zijn niet door iedere gebruiker zinvol aan te passen
- Aandacht voor de aanwezigheid van meerdere putten met verschillende debieten.
- Enige technische aspecten betreffende het toepassen van numerieke modellen die ten grondslag liggen aan GRADE.

Het is de bedoeling in de toekomstige versie van GRADE aan deze punten tegemoet te komen. Voor wat betreft validatie hebben Vitens en Brabant Water interesse en bereidheid getoond voor samenwerking en/of het aanleveren van meetdata.

#### 4.5 Toetsing door specifieke modellering en/of monitoring

Zoals omschreven in paragraaf 4.4, is het, zeker in geval van een kleine voorspelde overschrijding, mogelijk dat de concentratie die uiteindelijk in de drinkwaterputten zal arriveren toch onder de drinkwaternorm blijft. Om deze reden kan in een volgende stap (stap 3 in Sanscrit) verificatie plaatsvinden op basis van een meer op de locatie toegespitste procedure. Dit kan op twee manieren: op basis van een meer specifieke modelberekening of op basis van monitoring. In sommige gevallen is de combinatie van modelberekening en monitoring aan te bevelen.

Voor het locatiespecifiek modelleren bestaan diverse modellen, die vaak voor meerdere modeltoepassingen gevalideerd zijn. Voor een succesvolle modellering dient de modelleur over kennis en ervaring te beschikken. Bovendien moet een zorgvuldige parameteridentificatie plaatsvinden. Omdat de aandacht hier uit moet gaan naar de parameters die het meest gevoelig zijn voor de berekende maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten en het tijdstip waarop deze maximale concentratie bereikt wordt, dient dit te worden ondersteund met een gevoeligheids- of onzekerheidsanalyse. De gevoeligheid van deze modeluitkomsten voor de inputparameters hangt namelijk sterk af van het betreffende scenario (type contaminant, wel of niet een groot onttrekkingsdebiet, afstand tussen grondwaterpluim en onttrekkingsputten, et cetera).

Als uitgangssituatie voor een monitoringsnetwerk dient er een goed conceptueel model te zijn. Dit conceptuele model moet tenminste een beschrijving geven van de fysieke karakteristieken van de ondergrond en van de ligging van grondwaterpluimen en onttrekkingsputten. Er dienen vervolgens strategische locaties voor monitoring te worden geïdentificeerd (*points of compliance*), waar de zogenaamde controlemonitoring zich op richt. Controlemonitoring heeft ten doel op deze strategische locaties na te gaan hoe het concentratieverloop in de tijd is. Voor het inrichten van een monitoringsnetwerk zijn de volgende aspecten van belang:

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

Daarnaast speelt de kostenefficiëntie een belangrijke rol.

Procesmonitoring kan worden toegepast met als doel de centrale parameters voor modellering te bepalen. Op basis hiervan kunnen met name de adsorptiecoëfficiënt en de afbraakconstante worden bepaald.



## 5 Conclusies en aanbevelingen

### 5.1 Conclusies

In deze rapportage worden een aantal opties beschreven als onderdeel van een adequaat beoordelingskader voor grondwaterkwaliteit, zoals in de Omgevingswet kan worden gehanteerd. Deze opties zijn als volgt:

- Streefwaarde grondwater vervangen door voorkeurswaarde.
- Interventiewaarde grondwater vervangen door triggerwaarde grondwater.
- Aansluiting beoordelingskader bij de doelen en verplichtingen van de KRW.
- Invulling geven aan 'voorkoming en beperking' (artikel 6 van de GWR).
- Het vaststellen van maximale waarden voor grondwaterkwaliteit.
- Het benoemen van 'gevoelige situaties' voor grondwater in stap 1 van Sanscrit.
- Het toetsen en evalueren van het ecologisch Verwaarloosbaar Risiconiveau voor grondwater.
- Herziening stoffenlijsten grondwater.
- Inzicht geven in de basis (verschillende risicogrenswaarden voor verschillende beschermingsdoelen) van normen.

Voor wat betreft de optie 'Het benoemen van "gevoelige situaties" voor grondwater' is speciale aandacht besteed aan het toetsen van de grondwaterkwaliteit in de nabijheid van drinkwaterwinningen. Deze situatie wordt vanuit de drinkwatersector als gevoelig aangemerkt. Daarom is hiervoor in dit rapport een nieuwe beoordelingsmethodiek beschreven. Deze methodiek komt tegemoet aan de discussie rondom het zogenaamde normengat (tussen drinkwaternorm en interventiewaarde). Een eerste aanzet van de methodiek, het model GRADE, werd besproken in een workshop met een elftal deskundigen en betrokkenen. Op basis van de workshop werden een aantal verbeterpunten van technische en praktische aard aangedragen.

### 5.2 Aanbevelingen

Aanbevolen wordt in samenwerking met deskundigen en belanghebbenden een standpunt in te nemen over de in paragraaf 5.1 geresumeerde opties.

Verder wordt nader onderzoek aanbevolen, gericht op de volgende activiteiten en onderwerpen:

- Nagaan of de interventiewaarde grondwater een functie heeft en blijft behouden in de Omgevingswet en in andere wettelijke kaders of regelingen.
- De actualiteit nagaan van de in 2001 gerapporteerde voorgestelde interventiewaarden voor grondwater.
- Nagaan of de 'ruimte' tussen de voorkeurswaarde en triggerwaarde voldoende groot is en hoe de procedure en beschermingsniveaus van de normwaarden voor grondwater zich verhouden tot die van de normwaarden voor bijvoorbeeld oppervlaktewater en grond.

- Nagaan of de bepaling van de toxische druk ten gevolge van een cocktail aan contaminanten als alternatief kan dienen voor de ecologische toetsing van grondwater, bijvoorbeeld om een onderscheid tussen schoon (niet-beïnvloed door menselijke activiteiten) en verontreinigd te maken.
- De ontwikkeling van een meer op grondwater toegespitste Risicotoolbox grondwater, analoog aan de Risicotoolbox bodem.

Bovendien wordt aanbevolen de verbeterpunten voor GRADE uit te voeren. Ook wordt aanbevolen een validatiestudie voor GRADE uit te voeren, om aan te tonen dat GRADE inderdaad een conservatieve maximale concentratie ter plaatse van de drinkwaterputten berekent. Idealiter gebeurt dit in samenwerking met de waterwinbedrijven, bijvoorbeeld met Vitens en Brabant Water die interesse en bereidheid hebben getoond voor samenwerking en/of het aanleveren van meetdata.

## Literatuur

- Brand, E., J. Bogte, B-J. Baars, P. Janssen, G. Tiesjema, R. van Herwijnen et al. (2012). 'Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds.' RIVM Rapport 607711006/2012. RIVM, Bilthoven.
- Crommentuijn, T., Polder, M.D., E.J. van de Plassche, (1997). 'Maximum Permissible Concentrations and Negligible Concentrations for metals, taking background concentrations into account.' RIVM Rapport 601501001. Bilthoven.
- DEFRA (2010). Environmental Permitting. Department for Environment, Food and Rural Affairs. 'The Environmental Permitting Regulations 2010 and the Groundwater. Directives. For the Environmental Permitting (England and Wales) Regulations 2010.' December 2010, Version 1.0.
- Hoop, M.A.G.T. van den (1995) 'Literatuurstudie naar achtergrondgehalten van zware metalen in bodem, sediment, oppervlaktewater en grondwater.' RIVM Rapport 719101 019. RIVM, Bilthoven.
- Landelijke Werkgroep Grondwater (2013). 'Draaiboek monitoring grondwater KRW.' Vastgesteld in Cluster Monitoring, Rapportage en Evaluatie op 5 december 2013.
- Lijzen, J. P. A., A.J. Baars, P.F. Otte, M. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen et al. (2001). 'Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and groundwater.' RIVM Rapport 711701023. RIVM, Bilthoven.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2013). Circulaire Bodemsanering 2013. Staatscourant 2013 nr. 16675 27 juni 2013.
- Nijs, A.C.M. de, W. Verweij, E. Buis, G. Janssen (2011). 'Methodiekontwikkeling Drempelwaarden Grondwater. Achtergrondconcentraties en Attenuatie- en Verdunningsfactoren.' RIVM Rapport 607402003/2011.
- Otte, P.F., M.C. Zijp, J.P.A. Lijzen, F.A. Swartjes, A.J. Verschoor (2007). 'A tiered approach to assess risk due to contaminant migration in groundwater.' RIVM Rapport 711701056/2007. RIVM, Bilthoven
- Otte, P.F., F.A. Swartjes, P. van Beelen (2013). 'Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit. Verkenning en methodiekontwikkeling.' RIVM Rapport 6070500012/2013. RIVM, Bilthoven.
- Posthuma, L., G.W. Suter II (2011). 'Ecological risk assessment of diffuse and local soil contamination using species sensitivity distributions.' In: F.A. Swartjes (ed.), *Dealing with Contaminated Sites. From theory towards practical application*. Springer Publishers, Dordrecht; 2011.
- Provincie Gelderland (2016). <http://www.gelderland.nl/4/drinkwaterwinningen/Richtlijnen-voor-schoon-drinkwater-Schoon-water-uit-de-kraan-Bescherming-van-het-drinkwater.html> (gezien 29/04/16).
- Roels, J.M., W. Verweij, J.G.M. van Engelen, R.J.M. Maas, , E. Lebet, D.J.M. Houthuijs et al. (2014). 'Gezondheid en veiligheid in de Omgevingswet: Ratio en onderbouwing huidige normen

- omgevings-kwaliteit.' Bijlagenrapport. RIVM Rapport 2014-0138-B. RIVM, Bilthoven.
- Slenders, H, A. Haselhoff, H. Leenaers, M. Nijboer, A. Sinke, B.S. Volkers (2005). Praktijkdocument ROSA: 'Handreiking voor het maken van keuzes en afspraken bij mobiele verontreinigingen.' B SKB Report 4369673.004.36058.
- Swartjes, F.A., S. Wuijts, P.F. Otte (2014). 'Beoordeling bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden.' Discussiestuk RIVM Rapport 2014-0066. RIVM, Bilthoven.

## Bijlage A. Het in ontwikkeling zijnde contaminant-transportmodel GRADE

### **A1 Algemeen**

#### *A1.1 Achtergrond*

De beoordeling van de grondwaterkwaliteit nabij drinkwaterwinningen, waarbij rekening gehouden wordt met gedrag- en transportprocessen in de ondergrond, heeft twee elementen. Ten eerste moeten de gedrag- en transportprocessen in de ondergrond worden bepaald en modelmatig worden beschreven. Dit moet resulteren in een modeluitkomst met een voorspelling van de maximale contaminant-concentratie ter plaatse van de onttrekkingsput en de reistijd die nodig is om deze maximale contaminant-concentratie te bereiken. Bovendien wordt de mate waarin de concentratie in de pluim door afbraak en verdunning is afgenomen ten opzichte van de beginconcentratie, door het model berekend ('de reductiefactor'). Ten tweede moeten de relevante inputparameters worden bepaald.

Voor dit doel is een contaminant-transportmodel in ontwikkeling, waarmee voor een specifieke modelsituatie en op basis van een beperkte set invoerparameters de gevraagde modeluitkomsten kunnen worden gegenereerd. Op basis van het modelresultaat dient te worden bepaald of de risico's voor de grondwateronttrekking 'aanvaardbaar' zijn, als onderdeel van stap 1 van de beoordeling van de verspreidingsrisico's in Sanscrit. Deze beoordeling maakt momenteel onderdeel uit van een raamwerk voor de beoordeling van de verspreidingsrisico's, waarin meerdere beoordelingsstappen opgenomen zijn. Omdat het model als onderdeel van Sanscrit door derden met een algemene bodem-/waterachtergrond gebruikt moet kunnen worden, moet het een eenvoudig toepasbaar contaminant-transportmodel zijn.

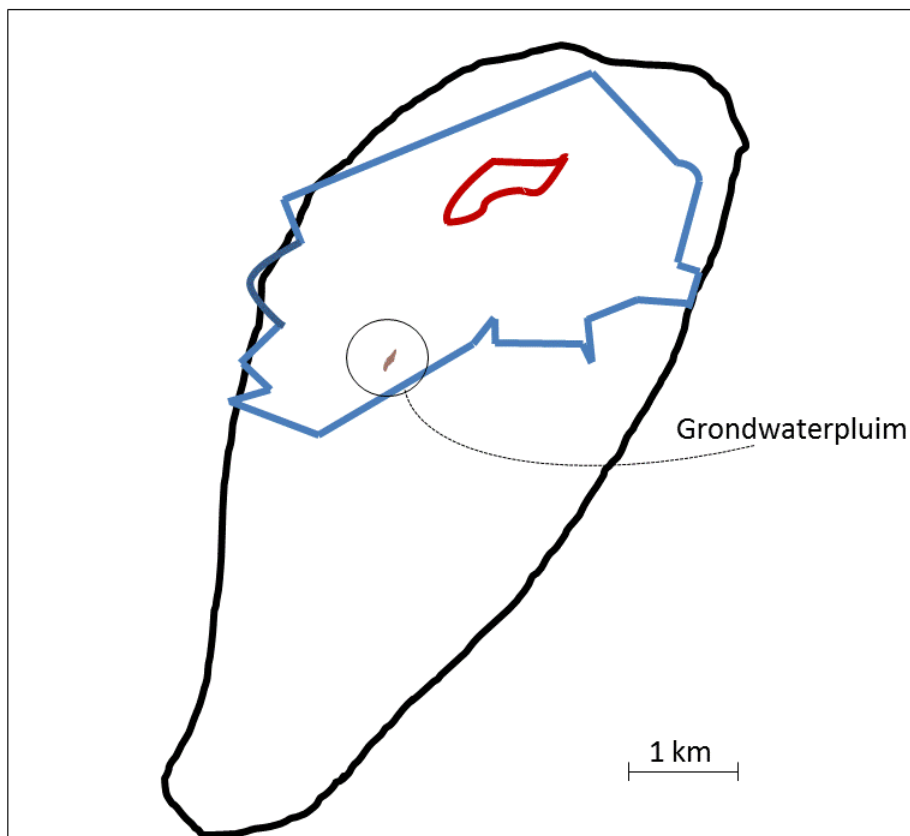
In deze bijlage wordt het model op hoofdlijnen beschreven. Voor een gedetailleerde beschrijving wordt verwezen naar 'The development of an empirical formula to calculate concentration and arrival time of a chemical contaminant at groundwater production wells in sandy aquifers' (Blok, 2016).

#### *A1.2 Situatieschets*

In Figuur A1.1 is een hypothetische praktijksituatie geschetst. In de figuur zijn de relevante gebieden voor een grondwaterwinning weergegeven. Dat is op de eerste plaats het grondwaterbeschermingsgebied (GBG). Rondom dit GBG ligt een intrekgebied en binnen de GBG ligt een waterwingebied. In de figuur is tevens een grondwaterpluim weergegeven binnen het GBG (en dus binnen het intrekgebied). De vraag is in hoeverre deze grondwaterpluim de drinkwaterwinning kan bereiken.

Aangezien intrekgebieden als kwetsbaar object worden beschouwd in de Circulaire, heeft de grondwaterpluim in dit voorbeeld het kwetsbare object dus al bereikt. In de huidige methodiek is dit echter pas van belang zodra stap 2 van Sanscrit is uitgevoerd. Gezien de hoge mate van afname van de concentratie in een grondwaterpluim op de schaal

van het GBG (één tot enige kilometers) lijkt beschouwing van het GBG voldoende in stap 1 van Sanscrit (als gevoelige situatie).



*Figuur A1.1. Een hypothetische praktijksituatie: een intrekgebied (zwarte contour), grondwaterbeschermingsgebied (blauwe contour), een waterwingebied (rode contour) en een grondwaterverontreinigingspluim (bruin)*

Indien de verontreiniging in, of in de nabijheid van, het GBG ligt dient de initiatiefnemer aan te tonen dat er geen of slechts zodanig beperkte verspreiding optreedt dat er binnen enkele jaren geen bedreiging is van de grondwaterwinning.

## **A2. Uitgangspunten**

### *A2.1 Toepassingsbereik*

Het model moet primair toepasbaar zijn binnen een grondwaterbeschermingsgebied. Uitgaande van de definitie van de provincie Gelderland betreft het water dat tussen één en 25 jaar wordt opgepompt. Daarbuiten, in het overige gedeelte van het intrekgebied, waar de reistijd langer is dan 25 jaar, is geen sprake van een situatie waarbij in geval van de aanwezigheid van een grondwaterverontreiniging snel moet worden ingegrepen.

Voor de modelberekening is het grondwaterbeschermingsgebied geschematiseerd als een rechthoek, met de volgende dimensies: lengte is 6500 m, breedte is 1000 m en de hoogte is 120 m. De filterlengte van de onttrekkingsput is 50 m. Er wordt vanuit gegaan dat de toepassingen

binnen specifieke grondwaterbeschermingsgebieden in Nederland binnen deze waarden liggen.

Voor het toepassingsbereik gelden de volgende aannames:

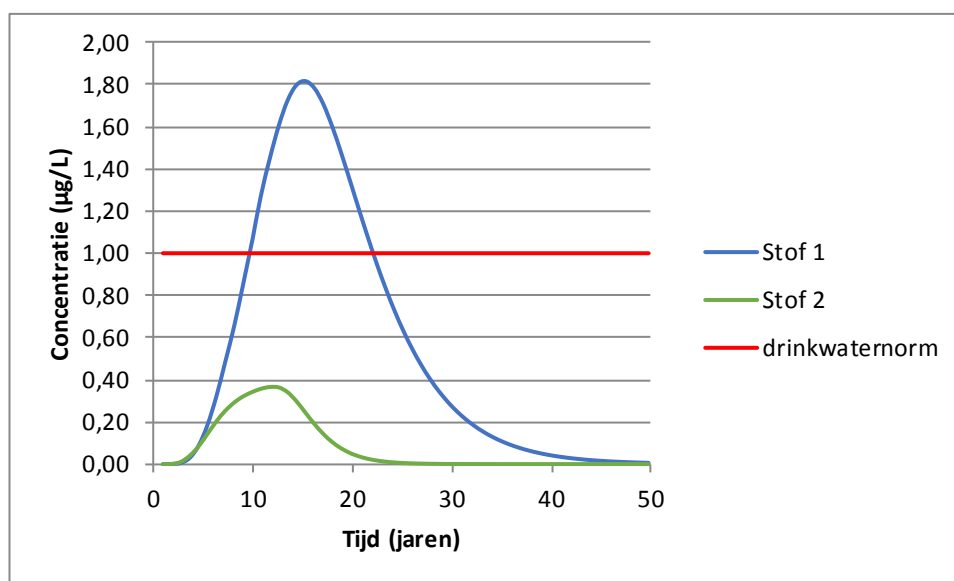
- Het gaat om een freatische grondwaterwinning.
- Er is sprake van een homogeen anisotroop zandpakket; dat wil zeggen dat in het gehele volume van het grondwaterbeschermingsgebied sprake is van een zelfde soort zand, maar dat er wel een verschil is in de affiniteit tussen grondwaterstroming in horizontale en verticale richting (verschil te kwantificeren via de anisotropie). Het type zand is gekarakteriseerd door de hydraulische doorlaatbaarheidsfactor van 20 m/dag.
- De verontreinigingspluim ligt geheel in de verzadigde zone.

## A2.2

### *Wijze van toetsen*

Het te toetsen medium is ruwwater, oftewel het water dat bij de grondwateronttrekkingsputten arriveert. Dit ruwwater wordt na zuivering drinkwater. Als toetscriterium voor ruwwater wordt in deze studie de drinkwaternorm gebruikt. De zuiveringsstap wordt in deze studie dus niet beschouwd.

In veel gevallen zullen grondwaterpluimen ten gevolge van afbraak en verdunning geheel verdwenen zijn voordat ze de grondwateronttrekkingsputten kunnen bereiken. Indien een grondwaterpluim de grondwateronttrekkingsputten wel bereikt, zal de concentratie in eerste instantie oplopen, na enige tijd een piekwaarde bereiken en daarna weer verminderen. Dit is weergegeven voor twee hypothetische contaminanten en voor een hypothetische situatie in Figuur A2.1, waar het concentratieverloop in de grondwateronttrekkingsputten als functie van de tijd gegeven is (een zogenaamde doorbraakcurve). In de figuur is tevens de drinkwaternorm van 1  $\mu$ g/L weergegeven. Voor dit hypothetische voorbeeld is te zien dat contaminant 1 gedurende circa 12 jaar de drinkwaternorm overschrijdt en de concentratie maximaal factor 1,8 maal de drinkwaternorm bereikt. Contaminant 2, daarentegen, bereikt maximaal 40% van de drinkwaternorm. Ook blijkt uit de figuur dat de grondwaterpluim decennialang de drinkwaterwinning kan belasten.



Figuur A2.1. Concentratieverloop van twee hypothetische contaminanten in een hypothetische situatie in de grondwateronttrekkingsputten, als functie van de tijd (doorbraakcurve) en de drinkwaternorm

### A3. Modelontwikkeling

#### A3.1 Drijvende krachten

In een grondwaterbeschermingsgebied spelen twee drijvende krachten een rol bij het gedrag en transport van contaminanten. Ten eerste de hellende grondwaterspiegel, die in een natuurlijk lateraal gericht transport van water en daarmee van contaminanten resulteert. En ten tweede de grondwateronttrekking, die een radiale stroming in de richting van de grondwateronttrekkingsputten tot gevolg heeft. De resulterende grondwaterstroming en het contaminant-transport zijn in de richting van de natuurlijke stromingsrichting van het grondwater met een continue afbuiging richting waterwingebied.

#### A3.2 Analytische en numerieke modellen

Er bestaan vele modellen voor de berekening van het gedrag en transport van contaminanten in de bodem (onverzadigde zone) en het grondwater (verzadigde zone). Deze zijn in te delen in analytische en numerieke modellen. Voor de berekening van gedrag en transport in grondwaterbeschermingsgebieden, waarbij laterale en radiale stroming een rol spelen, zijn weinig analytische oplossingen beschikbaar. De beschikbare numerieke modellen zijn niet toegankelijk voor een brede groep van mensen met een algemene bodem-/waterachtergrond, die de procedure in een risicoanalyse toe moeten kunnen passen. Daarom werd in deze studie een nieuwe eerste aanzet gedaan voor de ontwikkeling van een analytisch model dat door een brede groep gebruikers kan worden toegepast.

#### A3.3 Aanpak

Er werden modelsimulaties uitgevoerd voor verschillende scenario's met de modellen MODFLOW voor de grondwaterstroming en MT3DMS voor het contaminant-transport (USGS, 2015). MODFLOW, een veelgebruikt numeriek model gebaseerd op eindige differenties, is in 1984 ontwikkeld door de United States Geological Survey (USGS) en sindsdien



verschillende keren geactualiseerd en uitgebreid. Het transport van contaminanten in de richting van de drinkwaterwinningsput wordt bepaald door de stromingssnelheid en stromingsrichting van het grondwater en het gedrag van de verontreiniging in bodem en grondwater. In MT3DMS worden de volgende processen beschouwd: advectie, hydrodynamische dispersie, moleculaire diffusie, sorptie en afbraak. Op basis van de resultaten uit deze modelsimulaties werd vervolgens een empirische vergelijking tussen de inputparameters en de berekende concentratie in de onttrekkingsput afgeleid met behulp van regressieanalyse.

#### A3.4 *Aannames*

Het grondwaterbeschermingsgebied werd geschematiseerd door cellen van 10 x 100 x 100 m. In de buurt van de grondwaterpluim werd deze grid met een factor 10 verkleind in de x- en de y-richting. Als randvoorwaarde werd boven- en benedenstrooms een constante stijghoogte verondersteld, zodat sprake is van een constant verhang en derhalve een constante grondwaterstroming.

Om de berekeningen mogelijk te maken, werden de volgende aannames gedaan en keuzen gemaakt:

- Indien er meerdere de drinkwaterputten zijn, wordt het onttrekkingspunt gerepresenteerd door één onttrekkingsput.
- Grondwater wordt verondersteld in een rechte lijn van grondwater-pluim naar drinkwateronttrekkingsput te stromen.
- Schaal-afhankelijke dispersie heeft geen grote invloed op de berekeningen en wordt daarom niet in beschouwing genomen.
- Er is sprake van evenwichtssorptie.
- Er is sprake van eerste orde afbraak.
- Er is geen keten van afbraakproducten beschouwd.

#### A3.5 *Inputparameters*

Het model bevat in totaal veertien parameters, weergegeven in Tabel A3.1. Indien er voor iedere parameter vijf variaties gekozen zouden worden, zou dat in totaal  $5^{13} = 1.220.703.125$  door te rekenen scenario's betekenen. Om dit irrealistisch hoge aantal te verminderen, werden sommige parameters dimensieloos gemaakt, hetgeen resulteerde in een reductie van drie parameters. Andere parameters werden constant verondersteld, zoals de diepte van de aquifer van 120 m (omdat de horizontale afstand zo veel groter is dan de verticale afstand), de breedte van het grondwaterbeschermingsgebied van 1000 m (omdat de stroming in een rechte baan van grondwaterpluim naar drinkwaterput verondersteld wordt), het volume van de verontreinigingspluim van  $1000 \text{ m}^3$  en de hoogte van het onttrekkingsfilter van 50 m. Dit resulteerde in een reductie van vijf parameters. Dus van de dertien parameters blijven er zeven over die kunnen worden gevarieerd. Tenslotte werd een 'slim ontwerp' voor de parameter variaties gekozen, gebaseerd op een zogenaamd Box-Behnken-ontwerp in combinatie met een zogenaamd *partial Central Composite*-ontwerp (Blok, 2015). Dit resulteerde in totaal in 136 door te rekenen modelscenario's. Dit relatief kleine aantal scenario's is representatief voor het grote aantal varianten dat mogelijk is. De scenario's verschillen voor wat betreft de volgende acht parameters, aangegeven met de status 'variabel' in Tabel A3.1.

- Locatiespecifieke parameters:
  - natuurlijke gradiënt grondwaterspiegel;
  - anisotropie van de aquifer;
  - afstand tussen verontreinigingspluim en drinkwateronttrekkingsput.
- Parameters gericht op de grondwateronttrekking:
  - lengte van het drinkwateronttrekkingsputfilter;
  - pompdebiet.
- Parameters gerelateerd aan verontreinigingspluim:
  - concentratie van de verontreinigings-pluim.
- Contaminant-specifieke parameters:
  - lineaire retardatiefactor;
  - afbraakparameter.

Tabel A3.1. Status (constante, variabel en/of dimensieloos) van de inputparameters, beschouwd in de MODFLOW- en MT3-berekeningen

Parameter	Status
<i>Locatiespecifieke parameters</i>	
natuurlijke gradiënt grondwaterspiegel	variabel
anisotropie van de aquifer	variabel
afstand tussen verontreinigingspluim en drinkwateronttrekkingsput	variabel
breedte van het grondwaterbeschermingsgebied	constant (1000 m)
domeinlengte (lengte grondwaterbeschermingsgebied)	constant
diepte van de aquifer	constant (120 m)
hydraulische doorlaatbaarheid van de aquifer	constant (20 m/dag) en dimensieloos
dispersiviteit	constant
<i>Parameters gericht op de grondwateronttrekking</i>	
lengte van het drinkwateronttrekkingsputfilter	variabel en dimensieloos
pompdebiet	variabel en dimensieloos
<i>Parameters gerelateerd aan verontreinigingspluim</i>	
volume van de verontreinigings-pluim	constant (1000 m <sup>3</sup> )
concentratie van de verontreinigingspluim	variabel en dimensieloos
<i>Contaminant-specifieke parameters:</i>	
lineaire retardatiefactor	variabel
eerste orde-afbraakconstante	variabel en dimensieloos

Voor de contaminant-gerelateerde parameters (lineaire retardatiecoëfficiënt en eerste orde-afbraakconstante) zijn ranges gekozen, waarvoor geldt dat deze parameters voor de meeste contaminanten binnen deze range vallen.

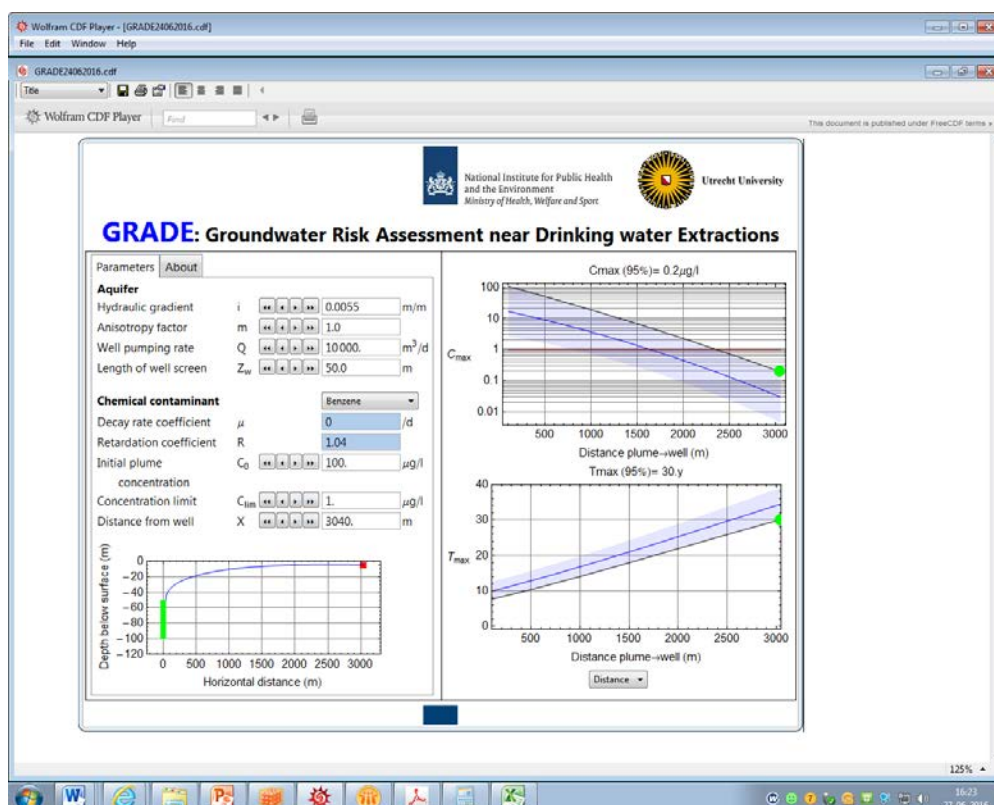
### A3.6 Empirisch model

#### A3.6.1 Typering model

Het contaminant-transportmodel wordt op empirische wijze afgeleid. Het empirisch afgeleide model wordt GRADE genoemd (*Groundwater Risk Assessment near Drinking water Extractions*). In Figuur A3.1 is een screenshot gegeven van GRADE. Voor het gebruik van GRADE moet eerst het scenario worden gedefinieerd door middel van identificatie en invoer van vijf parameters. De screenshot in Figuur A3.1 is gebaseerd op het volgende scenario:

- een debiet van de grondwateronttrekking van 10.000 m<sup>3</sup>/dag;
- een filterlengte van de onttrekkingsputten van 50 m;
- een verhang van de grondwaterspiegel van 0,055%;
- een organisch koolstofgehalte van het watervoerend pakket van 0,03%;
- een anisotropie van 1,0 (dat wil zeggen dat de stromingsnelheid in horizontale richting even groot is als in verticale richting).

Vervolgens berekent GRADE de maximale concentratie die ter plaatse van de grondwateronttrekkingsputten op zal treden en de tijd waarop deze concentratie wordt bereikt.



Figuur A3.1. Screenshot van GRADE (scenario, zoals weergegeven in de tekst; afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten 3040 m).

$C_{max}$  = maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten

$T_{max}$  = tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt

In GRADE zullen bovendien ten behoeve van visuele ondersteuning een drietal grafieken worden weergegeven:

- Een dwarsdoorsnede van het watervoerend pakket, met de uitgangssituatie (figuur links in Figuur A3.1). In deze figuur zijn de positie van de grondwaterpluim (rood) en het onttrekkingsfilter (groen) weergegeven (niet op schaal).
- De waarde van de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten als functie van de afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten (predictie-interval blauwe band; gemiddelde waarde in blauwe lijn, bovengrens van het predictie-interval in zwarte lijn). Tevens de waarde van de maximale concentratie (visueel weergegeven met rode punt indien de drinkwaternorm wordt overschreden; met groene punt indien de drinkwaternorm niet wordt overschreden).
- De tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt als functie van de afstand van grondwaterpluim tot onttrekkingsputten (predictie-interval blauwe band; gemiddelde waarde in blauwe lijn, ondergrens van het predictie-interval in zwarte lijn). Tevens de waarde van de tijd waarop de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten wordt bereikt (visueel weergegeven met rode punt indien de drinkwaternorm wordt overschreden; met groene punt indien de drinkwaternorm niet wordt overschreden).

De wijze van modelontwikkeling en de identificatie van inputparameters resulteert in een conservatieve berekening. Dat wil zeggen dat de werkelijke maximale concentratie ter plaatse van de drinkwateronttrekking (beduidend) lager zal liggen en het tijdstip waarop deze bereikt wordt (beduidend) later zal zijn. Bovendien wordt voor de maximale concentratie en de tijd waarop deze concentratie wordt bereikt, de boven-, respectievelijk ondergrens genomen van het zogenaamde predictie-interval. Het gevolg is dat als op basis van een berekening met GRADE wordt geconcludeerd dat de drinkwaternorm niet wordt overschreden, dit met een grote mate van zekerheid het geval is. Een andere consequentie is dat als op basis van een berekening met GRADE wordt geconcludeerd dat de drinkwaternorm wel wordt overschreden, dit in werkelijkheid niet altijd het geval hoeft te zijn. Daarom moet in dit geval in de vervolgstappen een meer geciviliseerd model worden toegepast en/of een monitoringsprogramma worden opgezet.

#### A3.6.2 Berekening maximale concentratie

De berekening van de dimensieloze maximale concentratie die in de put bereikt wordt,  $C_{\text{grw-max}}^*$  ( $\mu\text{g/L}$ ), is met GRADE als volgt te berekenen:

$$\begin{aligned} \text{Ln}(C_{\text{grw-max}}^*) = & 1.252 - 18.55 X^* + 43.29 i + 0.3901 \text{Ln}(Q^*) - 0.7015 \text{Ln}(m) - \\ & 0.1943 \text{Da} - 9.33 X^{*2} - 4643 Z_w^{*2} + 0.005047 \text{Da}^2 + 1673 X^* i + \\ & 1.525 X^* \text{Ln}(m) - 1.061 X^* \text{Da} \end{aligned} \quad (\text{vergelijking A4.1})$$

waarin:

$X^*$  = dimensieloze horizontale afstand tussen verontreinigingspluim en drinkwateronttrekkingsput (-)

$Q^*$  = dimensieloos pompdebiet (-)

$i$  = natuurlijke gradiënt grondwaterspiegel (-)

$m$  = anisotropie (-)

$\text{Da}$  = dimensieloze eerste orde-afbraakconstante (-)

$Z_w^*$  = dimensieloze lengte van het onttrekkingsfilter (-)

De natuurlijke gradiënt van de grondwaterspiegel in Nederland varieert tussen de 0,05% en de 0,2% (oftewel de helling van de grondwaterspiegel varieert tussen 1:2000 en 1:500).

De anisotropie is de verhouding van de stromingssnelheid van water in het watervoerende pakket in horizontale en verticale richting.

De berekening van de dimensieloze parameters is hieronder weergegeven.

$$X^* = \text{afstand van pluim tot drinkwaterput} / L$$

waarin:

$L$  = de lengte van het grondwaterbeschermingsgebied (uitgaande van een rechthoekvormig grondwaterbeschermingsgebied) = 6500 m verondersteld

$$Q^* = Q / (L * k_h * h_d)$$

waarin:

$k_x$  = hydraulische doorlaatbaarheid in de x-richting (m/dag) = 20 m/dag

$h_d$  = stijghoogte (m) = 120 m

$$Da = (\mu * L^2 * n) / (k_x * h_d)$$

waarin:

$\mu$  = eerste orde-afbraakconstante (1/dag)

$n$  = effectieve porositeit (-)

De selectie van de eerste orde-afbraakconstanten is relatief complex, omdat afbraak sterk afhankelijk is van de condities in de ondergrond voor wat betreft de beschikbaarheid van zuurstof. In Tabel A3.2 zijn waarden gegeven voor de eerste orde-afbraakconstanten voor een drietal relevante contaminanten: benzeen, MTBE en vinylchloride. De contaminanten zijn geselecteerd op basis van hun relevantie voor bedreiging van grondwateronttrekkingen (op basis van de criteria frequentie van voorkomen, toxiciteit en mobiliteit). Bovendien is voor deze drie contaminanten onderzoek verricht naar afbraakconstanten (Huang, 2015).

Voor de selectie van de eerste orde-afbraakconstante dienen de volgende regels te worden gevolgd:

- Bij voorkeur een locatiespecifieke waarde bepalen.
- Indien dit niet mogelijk is: hanteer een conservatieve waarde die geldt voor anaerobe condities ('conservatieve waarde in het blok', '*Geen informatie over de condities in de ondergrond of anaerobische condities*' in Tabel A3.2).
- Als gedetailleerd kennis over de ondergrond beschikbaar is, kan gemotiveerd worden gekozen voor:
  - De mediaan of gemiddelde waarde die geldt voor anaerobe condities ('conservatieve waarde in het blok', '*Geen informatie over de condities in de ondergrond of anaerobische condities*' in Tabel A3.2).

- o De conservatieve waarde die geldt voor aerobe condities ('conservatieve waarde in het blok', 'Aerobische condities' in Tabel A2).
- o De mediaan of de gemiddelde waarde die geldt voor aerobe condities ('mediaan of het gemiddelde in het blok', 'Aerobische condities' in Tabel A3.2).

De combinatie van mediane en gemiddelde waarden en van 10<sup>de</sup> en 25<sup>ste</sup> percentiel komt doordat in Huang (2015) gebruikgemaakt is van verschillende databronnen die verschillende typen informatie geven.

Tabel A3.2. Eerste orde-afbraakconstanten van de in deze studie beschouwde contaminanten (1/dag)

Contaminant	Mediaan of gemiddelde	Conservatieve waarde	Referentie
<i>Geen informatie over de condities in de ondergrond of anaerobische condities</i>			
Benzeen	0.0080 (gemiddelde)	0,00 (25 <sup>ste</sup> percentiel)	Huang, 2015
MTBE	0,033 (mediaan)	0,00020 (10 <sup>de</sup> percentiel)	Huang, 2015
Vinylchloride	0,045 (gemiddelde)	0,0055 (25 <sup>de</sup> percentiel)	Huang, 2015
<i>Aerobische condities</i>			
Benzeen	0,34 (gemiddelde)	0.032 (25 <sup>ste</sup> percentiel)	Huang, 2015
MTBE	0,15 (mediaan)	0,0045 (10 <sup>de</sup> percentiel)	Huang, 2015
Vinylchloride	Niet beschikbaar	Niet beschikbaar	Huang, 2015

$$Z_w^* = Z_w / H$$

waarin:

$Z_w$  = lengte van het onttrekkingsfilter (m)

$H$  = breedte van het grondwaterbeschermingsgebied (uitgaande van een rechthoekig-vormig grondwaterbeschermingsgebied) = 1000 m

Voor de werkelijke maximale concentratie die in de put bereikt wordt,  $C_{max}$ , geldt:

$$C_{grw-max} = e \text{ EXP}(C_{grw-max}^*) * C_{grw-init}$$

waarin:

$C_{grw-init}$  = initiële concentratie grondwaterpluim ( $\mu\text{g/L}$ )

## A3.6.3 Reistijd

Het moment waarop deze maximale concentratie bereikt wordt,  $t_{grw-max}^*$  (dag), is als volgt te berekenen:

$$\begin{aligned} \sqrt{t_{grw-max}^*} = & 0.9014 + 2.019 X^* - 87.95 i - 0.02001 \ln(Q^*) + 0.06196 R - \\ & 0.05957 \sqrt{Da} - 0.6373 X^{*2} + 4325 i^2 - 0.001197 R^2 + \\ & 0.002629 Da - 70.01 X^* i + 0.1266 X^* R - 0.1753 X^* \sqrt{Da} - \\ & 2.949 i R + 9.159 i \sqrt{Da} + 0.003023 \ln(Q^*) \sqrt{Da} - 0.004874 R \sqrt{Da} \end{aligned}$$

(Vergelijk A4.2)

De lineaire retardatiefactor R (-) hangt af van een drietal parameters:

$$R = 1 + \frac{\rho_b K_D}{n} \quad (\text{Vergelijk A.1})$$

waarin:

$\rho^b$  = bulkdichtheid [kg/L]

$K_D$  = partiticoëfficiënt [L/kg]

$n$  = effectieve porositeit [-]

De bulkdichtheid en de effectieve porositeit dienen locatiespecifiek te worden bepaald.

De bulkdichtheid voor zand ligt tussen 1,16 en 1,7 kg/L (Schachtschabel et al., 1989). In eerste instantie kan eventueel een waarde van 1,16 kg/L worden toegepast. Omdat deze relatief lage bulkdichtheid in een relatief lage lineaire retardatiefactor resulteert, is dit als een conservatieve waarde voor de bulkdichtheid te beschouwen (dat wil zeggen dat de contaminant relatief snel de waterwinputten bereikt).

Olsthoorn (1977) toonde aan dat het doorstroomd volume ongeveer gelijk is aan de effectieve porositeit. Het gemiddelde en de mediaan van de effectieve porositeit voor zandgronden bedraagt 0,39, respectievelijk 0,305 (Olsthoorn, 1977). Voor Australische zandgronden werden de waarden zoals in Tabel A3.3 afgeleid. Deze waarden worden eveneens van toepassing geacht op Nederlandse zandgronden.

Tabel A3.3. Gemeten waarden van de effectieve porositeit in Australische zandgronden

Korrelgrootte (mm)	Effectieve porositeit	Zandfractie
0,09 - 0,30	0,36 - 0,45	uiterst fijn tot matig grof
0,39 - 0,55	0,39 - 0,46	matig grof tot zeer grof
0,85 - 1,41	0,41 - 0,50	zeer grof zand
1,68 - 2,08	0,44 - 0,48	zeer grof zand en grind

In GRADE kan de effectieve porositeit tussen 0,3 en 0,5 variëren. In eerste instantie kan eventueel een waarde voor de porositeit van 0,5 (-) worden toegepast. Omdat deze relatief hoge porositeit in een relatief lage lineaire retardatiefactor resulteert, is dit als een conservatieve waarde voor de porositeit te beschouwen (dat wil zeggen dat de contaminant relatief snel de waterwinputten bereikt).

De partiticoëfficiënt,  $K_D$  (L/ kg<sub>DW</sub>), voor metalen is gedefinieerd als volgt:

$$K_D = \frac{C_{\text{aquifer}}}{C_{\text{grw}}}$$

waarin

$C_{\text{aquifer}}$  = totale concentratie in de aquifer (mg/kg<sub>DW</sub>)

$C_{\text{grw}}$  = concentratie in grondwater (µg/L)

Voor de partiticoëfficiënten worden de waarden gehanteerd die zijn opgenomen in de Sanscrit-database. Hoewel deze niet specifiek zijn afgeleid voor transportmodellering, worden deze waarden representatief geacht voor dit doel.

De  $K_D$  voor organische contaminanten wordt als volgt berekend:

$$K_D = \frac{C_{\text{vaste fase}}}{C_{\text{grw}}} = K_{oc} \times f_{oc}$$

waarin:

$C_{\text{vaste fase}}$  = concentratie in/aan de vaste fase van de aquifer (mg/ kg<sub>DW</sub>)

$K_{oc}$  = op organische koolstof gebaseerde partiticoëfficiënt (L/ kg<sub>DW</sub>)

$f_{oc}$  = fractie organische koolstof (-)

De fractie organische koolstof (of fractie organische stof) dient eveneens locatiespecifiek te worden bepaald. In eerste instantie kan eventuele gebruik worden gemaakt van een conservatieve defaultwaarde van 0,03%. Brusseau et al. (2012) onderzochten het gedrag in een aquifer in Ontario (Verenigde Staten) met hoge en lage organische koolstofgehalten. Deze fracties verschilden ruim een factor 10 en waren 0,03%, respectievelijk 0,38%. In GRADE zijn waarden in te vullen tussen 0 en 1,0.

Voor de LogKoc's worden de waarden gehanteerd die zijn opgenomen in de Sanscrit-database. Alhoewel deze niet specifiek zijn afgeleid voor transportmodellering, worden deze waarden representatief geacht voor dit doel. In Tabel A3.4 zijn de waarden voor LogKoc en Koc gegeven voor dezelfde drie relevante contaminanten als in paragraaf 7.6.1, namelijk benzeen, MTBE en vinylchloride. De laagste en hoogste waarde in de Sanscrit-database zijn 0,47 (tetrahydrofuran), respectievelijk 8 (maneb). In GRADE zijn waarden in te vullen tussen 0,3 en 9,0.

Tabel A3.4. Op organisch koolstof gebaseerde partiticoëfficiënten Koc van de in deze studie beschouwde contaminanten (L/kg)

Contaminant	LogKoc	Koc	Referentie
Benzeen	1,87	74	Sanscrit-database
MTBE	1,13	13	Sanscrit-database
Vinylchloride	1,56	36	Sanscrit-database

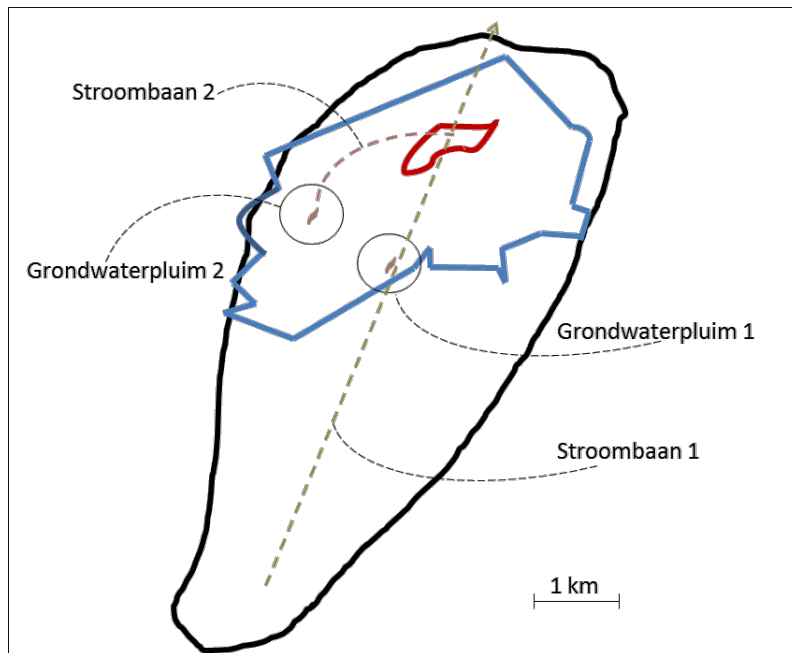


## **A4. Toepassing**

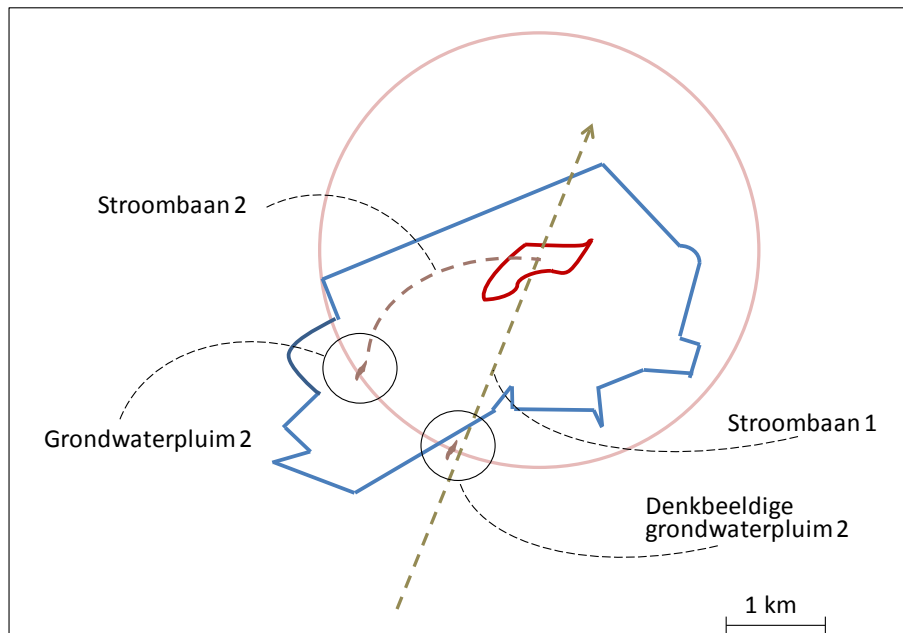
### *A4.1 Toepassingsbereik*

Vooraf zijn een aantal aannames gemaakt voor het toepassingsbereik van GRADE (freatische grondwaterwinning, homogeen anisotroop zandpakket, verontreinigingspluim in de verzadigde zone), zie paragraaf A3.4 voor details. Toepassing van GRADE is alleen geldig voor deze situaties. Daarnaast werden een aantal aannames geformuleerd, welke nodig zijn om de berekeningen mogelijk te maken. Deze aannames zullen het resultaat niet sterk beïnvloeden en/of de berekende maximale concentratie hoger berekenen dan die in werkelijkheid is (conservatieve benadering). Eén aanname verdient hier nadere aandacht, namelijk 'grondwater wordt verondersteld in een rechte lijn van grondwaterpluim naar drinkwateronttrekkingsput te stromen; met andere woorden: er wordt verondersteld dat de natuurlijke stromingsrichting van pluim naar winput verloopt. Dit is geïllustreerd in Figuur A4.1 voor de hypothetische grondwaterpluim 1, gelegen op stroombaan 1. Deze stroombaan 1 is gebaseerd op het gecombineerde transport van contaminanten, ten gevolge van lateraal gericht transport van water en contaminanten en ten gevolge van de radiale stroming, in de richting van de grondwateronttrekkingsputten. Stroombaan 1 is een rechte lijn in de richting van de drinkwaterputten. Voor grondwaterpluim 1 is GRADE van toepassing. Tevens is de hypothetische grondwaterpluim 2 in Figuur A4.1 opgenomen, meer naar de westkant van het drinkwateronttrekkingsgebied. Deze verplaatst zich via stroombaan 2 naar de drinkwaterputten. Voor deze stroombaan 2 resulteert het gecombineerde transport van contaminanten, ten gevolge van lateraal gericht transport van water en contaminanten en ten gevolge van de radiale stroming, in de richting van de grondwateronttrekkingsputten in een gebogen stroombaan. Voor transport via deze gebogen stroombaan en dus voor grondwaterpluim 2 is het hier afgeleide empirische model niet direct van toepassing.

De grondwaterpluim 2 kan echter wel beoordeeld worden met GRADE door deze denkbeeldig naar stroombaan 1 te verplaatsen, door middel van verplaatsing via een denkbeeldige cirkel met als middelpunt de grondwaterput (zie Figuur A4.2). In dat geval is de kortste afstand van grondwaterpluim en drinkwaterputten gelijk voor de grondwaterpluim 2 en de denkbeeldige grondwaterpluim 2. Omdat voor grondwaterpluim 2 de werkelijke afstand voor transport langs de gebogen stroombaan langer is, is dit een conservatieve benadering. Voor toepassing van deze conservatieve benadering dient dus de werkelijke afstand tussen grondwaterpluim en drinkwaterputten in GRADE te worden ingevoerd.



*Figuur A4.1. Situatieschets met voor twee hypothetische grondwaterpluimen (in bruin, weergegeven binnen een zwarte cirkel): grondwaterpluim 1 op stroombaan 1 (een rechte lijn in de richting van de drinkwaterputten; geschikt voor berekening met het empirische model) en grondwaterpluim 2 op stroombaan 2 (een gebogen lijn in de richting van de drinkwaterputten; niet direct geschikt voor berekening met het empirische model)*



*Figuur A4.2. Verplaatsing van grondwaterpluim 2 door deze denkbeeldig naar het dichtstbijgelegen punt op stroombaan 1 te transporteren ('denkbeeldige grondwaterpluim 2'), door middel van verplaatsing via een denkbeeldige cirkel (in roze) met als middelpunt de grondwaterput, naar het snijpunt met stroombaan 1*

GRADE kan op verschillende manieren worden toegepast. Ten eerste in een specifieke situatie, waarbij een grondwaterpluim in de buurt ligt van een waterwingebied (meestal, maar niet per se, in een grondwaterbeschermingsgebied). Door de parameters te selecteren die van toepassing zijn op de betreffende situatie, kan een maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten worden berekend. Deze kan worden vergeleken met de drinkwaternorm. Omdat het model een conservatief karakter heeft, kan worden geconcludeerd dat er geen onaanvaardbaar risico is als de berekende maximale concentratie in het grondwater de drinkwaternorm niet overschrijdt. Ten tweede kunnen er voor specifieke situaties risicogrenswaarden of 'reductiefactoren' worden afgeleid (zie voorbeeld in paragraaf A4.3).

#### A4.2 Variabele inputparameters

De parameters die moeten worden ingevoerd, staan in Tabel A4.1. Hier is tevens aangegeven hoe de inputparameters moeten worden ingevoerd. Hiervoor zijn twee opties: locatiespecifiek; of bij voorkeur locatiespecifiek, maar met een gegeven conservatieve defaultwaarde voor de parameter. Deze eventuele conservatieve defaultwaarde voor de parameter is eveneens gegeven in Tabel A4.1.

Tabel A4.1. De parameters die in GRADE moeten worden ingevoerd, de wijze waarop de inputparameters moeten worden ingevoerd ('Invoer') en de conservatieve eventuele defaultwaarde voor de parameter

Parameter	Dimensie	Invoer	Default-waarde
<i>Locatiespecifieke parameters</i>			
natuurlijke gradiënt grondwaterspiegel	-	locatiespecifiek, maar conservatieve default	0,2%
anisotropie van de aquifer	-	locatiespecifiek, maar conservatieve default	
afstand tussen verontreinigingspluim en drinkwateronttrekkingsput	m	locatiespecifiek	
<i>Parameters gericht op de grondwateronttrekking</i>			
lengte van het drinkwateronttrekkingsputfilter	m	locatiespecifiek	
pompdebiet	m <sup>3</sup> /dag	locatiespecifiek	
<i>Parameters gerelateerd aan verontreinigingspluim:</i>			
concentratie van de grondwater-verontreinigingspluim		locatiespecifiek	
<i>Contaminant-specifieke parameters</i>			
Lineaire retardatiefactor:			
bultdichtheid	kg/L	locatiespecifiek, maar conservatieve default	1,16
partitiecoëfficiënt	L/kg	locatiespecifiek, maar conservatieve default	contaminant-specifiek
effectieve porositeit	-	locatiespecifiek, maar conservatieve default	0,5
eerste orde-afbraakconstante	1/dag	locatiespecifiek, maar conservatieve default	contaminant-specifiek

#### A4.3 Voorbeeld risicogrenswaarden/reductiefactoren

Met behulp van een eerste versie van het model GRADE zijn voor de drie relevante contaminanten (benzeen, MTBE en vinylchloride) risicogrenswaarden afgeleid voor een specifieke situatie. Een risicogrenswaarde is aan een specifieke afstand tot de drinkwaterwinning gebonden en is als volgt gedefinieerd: *een concentratie in grondwater die als deze niet overschreden wordt met een hoge mate van zekerheid ter plaatse van de drinkwaterwinning niet in een overschrijding van de drinkwaternorm zal resulteren*. De specifieke situatie wordt beschreven door een scenario met een zestal parameters: de concentratie in de grondwaterpluim, het debiet van de grondwateronttrekking, de filterlengte van de onttrekkingsputten, het verhang van de grondwaterspiegel, het organisch stofgehalte en de anisotropie van het watervoerend pakket.

Ten gevolge van de wijze van modelontwikkeling, de identificatie van inputparameters en het beschouwen van het predictie-interval van de maximale concentratie ter plaatse van de grondwateronttrekkingsputten en de tijd waarop deze bereikt wordt, zijn de risicogrenswaarden als conservatief te beschouwen. Dat wil zeggen dat de werkelijke risicogrenswaarden (beduidend) hoger zullen liggen.

In deze rapportage zijn twee varianten uitgewerkt. Ten eerste zijn de risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning uitgerekend. Ten tweede zijn de afstanden van een drinkwaterwinning uitgerekend, waarbij een specifieke risicogrenswaarde geldt.

Het scenario is als volgt gedefinieerd:

- een debiet van de grondwateronttrekking van 10.000 m<sup>3</sup>/dag;
- een filterlengte van de onttrekkingsputten van 50 m;
- een verhang van de grondwaterspiegel van 0,0055 m/m;
- een organisch stofgehalte van het watervoerend pakket van 0,20 % (organisch koolstofgehalte 0,12%);
- een effectieve porositeit van 0,39;
- een anisotropie van 1,0 (dat wil zeggen dat de stromingssnelheid in horizontale richting even groot is als in verticale richting).

De contaminant-specifieke parameters zijn weergegeven in Tabel A4.2.

Tabel A4.2. De geselecteerde contaminanten en contaminant-specifieke parameters

	logKoc	Koc	Kd (berekend)	Lineaire retardatie- factor	Eerste orde afbraak- constante
Benzeen	1,87	74,13	0,0872	1,36	0
MTBE	1,13	13,49	0,0159	1,07	0,00020
Vinylchloride	1,56	36,31	0,0427	1,18	0,0055

In Tabel A4.3 zijn voor de drie contaminanten de relevante normen voor grondwater weergegeven. Dit zijn de interventiewaarde grondwater (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013), de voorstellen voor herziene interventiewaarden grondwater (Lijzen et al., 2001) en de drinkwaternormen.

Tabel A4.3. Relevante normen voor de drie beschouwde stoffen ( $\mu\text{g/L}$ )

	<b>Interventiewaarde</b>	<b>Voorstel herziene interventiewaarde</b>	<b>Drinkwater norm</b>
Benzeen	30	110	1,0
MTBE	9.400	-	1,0
Vinyl-chloride	5,0	0,4	0,1

De berekende risicogrenswaarden zijn voor beide opties weergegeven in Tabel A4.4 en A4.5.

Tabel A4.4. Risicogrenswaarde ( $\mu\text{g/L}$ ) op specifieke afstanden

<b>Afstand (m)</b>	<b>300</b>	<b>500</b>	<b>1000</b>	<b>2000</b>	<b>3000</b>
Benzeen	-	2,1	5,4	46	450
MTBE	-	-	8,6	90	1110
Vinylchloride	1,7	7,3	-	-	-

Opmerking: de in de tabel weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast

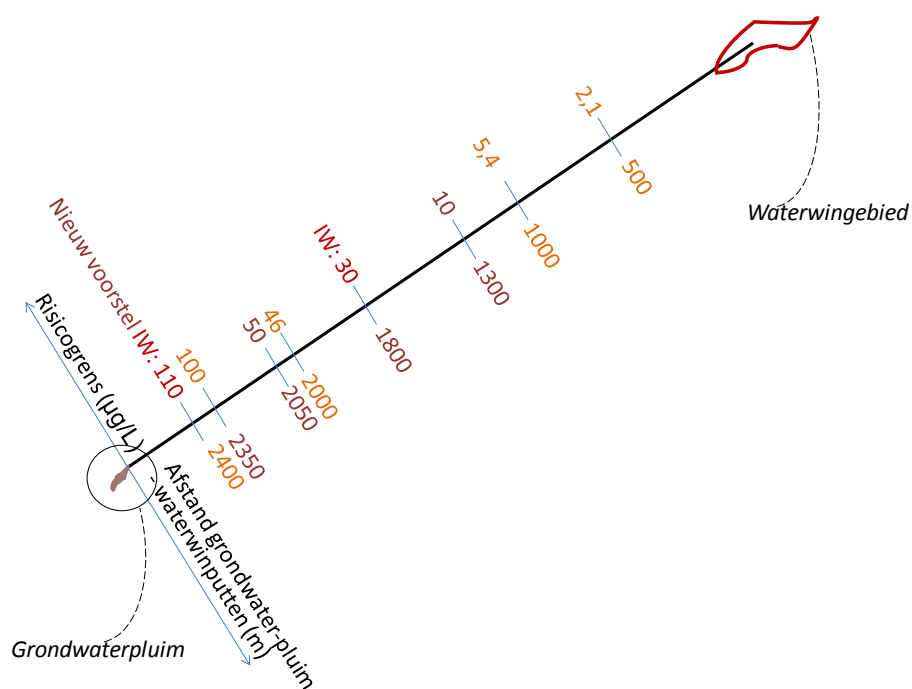
Tabel A4.5. Afstanden (m) waarop een specifieke risicogrenswaarde geldt

<b>Risicogrenswaarde (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>50</b>
Benzeen	-	-	-	-	1300	1800	2050
MTBE	-	-	-	-	2050	-	-
Vinylchloride	230	325	380	450	-	-	-

<b>100</b>	<b>110</b>	<b>500</b>	<b>1000</b>	<b>2000</b>	<b>5000</b>	<b>9400</b>
2350	2400	-	-	-	-	-
2050	-	2680	2950	>3000	-	-
-	-	-	-	-	>3000	>3000

Opmerking: de in de tabel weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast

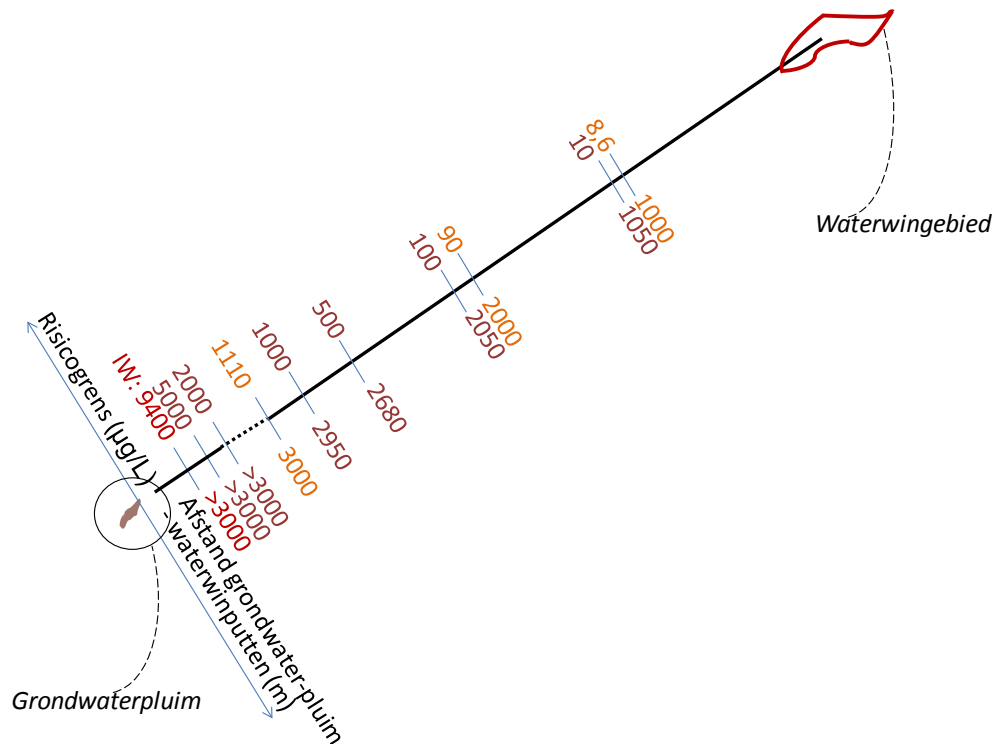
In Figuur A4.3 t/m A4.5 zijn de risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten visueel weergegeven voor benzeen, MTBE, respectievelijk vinylchloride.



Figuur A4.3. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor benzeen

*Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden; rood: de interventiewaarde*

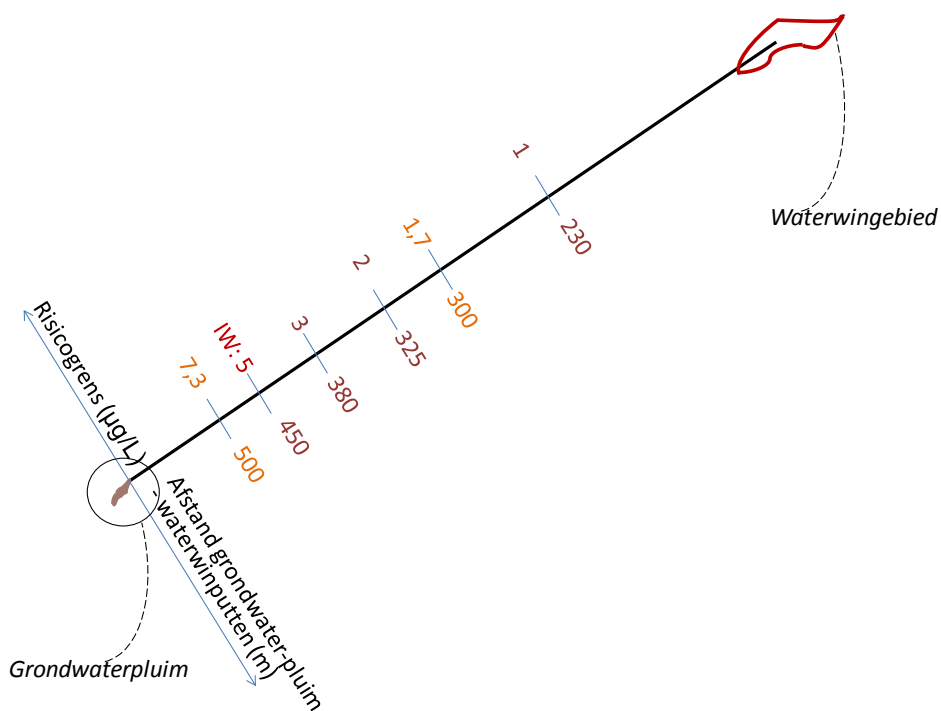
Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast



Figuur A4.4. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor MTBE

Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden; rood: de interventiewaarde

Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast.



Figuur A4.5. Risicogrenswaarden als functie van de afstand grondwaterpluim tot drinkwateronttrekkingsputten voor vinylchloride

Bordeauxrood: risicogrenswaarden op specifieke afstanden van een drinkwaterwinning; oranje: afstanden tot een drinkwaterwinning voor specifieke risicogrenswaarden; rood: de interventiewaarde

Opmerking: de in de figuur weergegeven risicogrenswaarden zijn bedoeld ter illustratie, niet voor de beoordeling van grondwater in de praktijk; ze gelden alleen voor het in de tekst beschreven scenario en kunnen op basis van de definitieve versie van GRADE worden aangepast.

Uit de tabellen en figuren zijn voor dit scenario bijvoorbeeld de volgende conclusies te trekken voor het beschouwde scenario:

### Benzeen

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (30 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 1800 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Grondwaterconcentraties onder de nieuw voorgestelde interventiewaarde (110 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 2400 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 1000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 5 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 2000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 46 µg/L niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.



**MTBE**

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (9400 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 3000 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 1000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 9 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 2000 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 1100 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.

**Vinylchloride**

- Grondwaterconcentraties onder de interventiewaarde (5 µg/L) leiden niet tot overschrijding van de drinkwaternorm, indien de grondwaterpluim meer dan 450 meter van de onttrekkingsputten verwijderd is.
- Op 300 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 2 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm. Op 500 meter van de onttrekkingsputten leiden grondwaterconcentraties onder 7 µg/L (afgerond) niet tot overschrijding van de drinkwaternorm.

Merk op dat deze risicogrenswaarden, en de bijbehorende conclusies, alleen gelden voor het specifieke scenario. Bij een debiet van grondwateronttrekking dat afwijkt van 10.000 m<sup>3</sup>/dag, of een organisch stofgehalte van het watervoerend pakket dat afwijkt van 0,20% behoren (soms geheel) andere risicogrenswaarden.

Het GRADE-model is in principe toe te passen voor alle contaminanten die opgenomen zijn in de Circulaire bodemsanering. Wel moet dan de afbraakconstante locatiespecifiek worden bepaald. Deze is namelijk niet alleen afhankelijk van de stofeigenschappen, maar ook in sterke mate van de condities in de ondergrond. De partiticoëfficiënten voor metalen en voor organische stoffen, de tweede benodigde contaminant-specifieke inputparameter, is voor alle contaminanten opgenomen in de database van Sanscrit.

Als vergelijkbaar toetscriterium kunnen in plaats van risicogrenswaarden in grondwater zogenaamde reductiefactoren worden berekend. Deze reductiefactoren zijn dan gedefinieerd als de factor waarmee de concentratie in grondwater hoger mag zijn dan de drinkwaternorm, zodat op termijn in de onttrekkingsputten een maximale concentratie in het grondwater ter hoogte van de drinkwaternorm wordt bereikt. Ook hiervoor kunnen reductiefactoren op vaste afstanden vanaf de onttrekkingsputten worden berekend of de afstanden vanaf de onttrekkingsputten waarop een specifieke reductiefactor geldig is.

## A5. Discussie

### A5.1 *Grondwaterstroming*

Omdat de afstanden die de contaminanten afleggen groot zijn, wordt ervan uitgegaan dat het schematiseren van meerdere drinkwaterputten tot één onttrekkingsput geen grote verschillen veroorzaakt. Het feit dat grondwater verondersteld wordt in een rechte lijn van grondwater-pluim naar drinkwateronttrekkingsput te stromen, kan een grote afwijking betekenen van de werkelijkheid. Dit is zeker het geval indien een grondwaterverontreinigingspluim verder naar de zijkant van het grondwaterbeschermingsgebied ligt. Dit resulteert echter altijd in een overschatting van de maximale concentratie ter plaatse van de onttrekkingsputten. Deze overschatting kan echter aanzienlijk zijn.

### A5.2 *Contaminant-transport*

Er is geen schaalafhankelijke dispersie in beschouwing genomen. Aangenomen wordt dat dat geen grote invloed op de berekeningen heeft.

De adsorptie, en derhalve de retardatie, is in deze studie lineair met de concentratie in het poriewater beschouwd. In werkelijkheid neemt de adsorptie minder dan lineair toe bij toenemende concentraties in het poriewater. Dat wil zeggen dat de adsorptie bij lagere concentraties vaak onder- en bij hogere concentraties vaak overschat wordt. Het is moeilijk te zeggen hoe deze twee benaderingen over de gehele tijdsduur, waar immers sprake is van een afnemende concentratie in de tijd gedurende transport van verontreinigingspluim naar drinkwaterputten, uitwerkt in termen van wel of niet conservatief. Bovendien wordt aangenomen dat er geen sprake is van hysteresis (oftewel adsorptie en desorptie worden verondersteld even sterk te verlopen). Ook hiervan is de impact moeilijk te voorspellen. Daarnaast wordt ervan uitgegaan dat sorptie een evenwichtsproces is, oftewel zich instelt binnen de numerieke tijdstap in de modeltoepassingen dat de sorptie niet wordt beïnvloed door de aanwezigheid van andere contaminanten in de aquifer. Deze aannames werken in de richting van overschatting van de adsorptie en zijn daarom niet-conservatief.

De sorptie is afhankelijk van de aanwezigheid van overige contaminanten, die concurrerend zijn voor wat betreft de inname van de sorptieplaatsen aan bodemdeeltjes. Brusseau et al. (2012) toonden echter aan dat voor tetrachlooreen de adsorptie niet significant werd beïnvloed door de aanwezigheid van een serie van andere contaminanten, over een brede tetrachlooreen-concentratierange, indien de organische stoffractie laag is. Bij hogere organische stoffracties in de aquifer resulteerde de aanwezigheid van andere contaminanten wel in een afname van de adsorptie.

Afbraak is lineair met de concentratie in het poriewater beschouwd. De afbraak te relateren aan de concentratie in het poriewater is een logische keuze, omdat daar verreweg het grootste gedeelte van de afbraak plaatsvindt (Peter et al., 2011). In de meeste studies waarin afbraak wordt bepaald, wordt de afbraaksnelheid dan ook gerelateerd aan de concentratie in de oplossing. Een alternatief is nulde orde afbraak, waarbij de afbraaksnelheid onafhankelijk van de concentratie

is. Dit is een veel grovere benadering, terwijl er minder vaak nulde orde-afbraakconstanten beschikbaar zijn.

Omdat er geen keten van afbraakproducten beschouwd is, moet rekening worden gehouden met het ontstaan van eventuele afbraakproducten. In sommige gevallen kan het afbraakproduct toxischer zijn dan het moederproduct, bijvoorbeeld als dichlooretheen wordt afgebroken tot vinylchloride.

#### A5.3 *Validatie*

Voordat het contaminant-transportmodel GRADE in de praktijk kan worden gebruikt, dient het gevalideerd te worden. Dit zou kunnen gebeuren op basis van een dataset, waarbij concentraties in grondwaterpluimen gegeven zijn in combinatie met concentraties in ruwwater, ter plaatse van de drinkwaterputten. Gezien de vaak lange transporttijden van grondwaterpluim naar drinkwaterput, van meerdere jaren tot vele decennia, is het de vraag of dergelijke gecombineerde datasets bestaan. Dit zou onderzocht moeten worden op basis van literatuuronderzoek. Daarnaast zou afstemming of samenwerking met de drinkwaterbedrijven vruchtbaar kunnen zijn. Enerzijds zouden deze drinkwaterbedrijven behulpzaam kunnen zijn bij het vinden van data voor validatie. Daarnaast kunnen deze bedrijven als belanghebbende partij bij de toetsing van de grondwaterkwaliteit in het perspectief van drinkwaterwinning direct kennisnemen van de resultaten van de huidige studie, en een validatiestudie en terugkoppeling geven voor wat betreft de onderbouwing en praktische toepasbaarheid.

#### A5.4 *Workshop*

Op 22 november 2016 werd een workshop gehouden met een elftal deskundigen en betrokkenen. Het doel van de workshop was om te toetsen of het in ontwikkeling zijnde model GRADE voldeed aan de eisen: wetenschappelijk goed onderbouwd, praktisch goed uitvoerbaar en passend bij de beoordeling van stap 2 in Sanscrit. Het verslag van de workshop, inclusief de deelnemers, is opgenomen in Bijlage C. In het algemeen vond men GRADE voldoen aan de eisen die worden gesteld aan de beoordeling van stap 2 in Sanscrit. Wel vond men het belangrijk dat in stap 3 de optie bestond voor een meer degelijke bepaling van de verspreidingsrisico's, op basis van een berekening met meer geciviliseerde modellen en/of monitoring. Ook werden er een aantal kanttekeningen geplaatst; de belangrijkste waren gericht op de volgende punten:

- Aandacht voor een continue/naleverende bron; er is nu een grondwaterpluim als eindige bron beschouwd.
- De afbraak van hoog gechloreerde koolwaterstoffen ultiem tot VC.
- Validatie van de modeluitkomsten van GRADE.
- Bepaling van afbraakparameter.
- Een goed protocol dat aangeeft hoe de parameters te bepalen zijn. Een voor de hand liggende optie is: conservatieve defaultwaarden gemotiveerd aanpassen. Sommige parameters, zoals hydraulische doorlaatbaarheid, zijn niet door iedere gebruiker zinvol aan te passen.
- Aandacht voor de aanwezigheid van meerdere putten met verschillende debieten.

- Aandacht voor het effect van numerieke celgrootte op modelresultaten.
- Voor dispersie is een hoge waarde genomen. Dit is vanwege de numerieke dispersie. Nagaan wat de consequenties hiervan zijn.

Het is de bedoeling in de toekomstige versie van GRADE aan deze punten tegemoet te komen. Voor wat betreft validatie hebben Vitens en Brabant Water interesse en bereidheid getoond voor samenwerking en/of het aanleveren van meetdata.

### Literatuur

- Blok, Tanneke (2016). 'The development of an empirical formula to calculate concentration and arrival time of a chemical contaminant at groundwater production wells in sandy aquifers.' Master thesis 3819566, Earth Surface and Water, Utrecht University, 20 april, 2016.
- Brusseau, M.L., G. Schnaar, G.R. Johnson, A.E. Russo (2012). 'Nonideal transport of contaminants in heterogeneous porous media: 10. Impact of co-solutes on sorption by porous media with low organic-carbon contents.' *Chemosphere* 89 (2012) 1302–1306.
- Huang, S. (2015). 'Getting grip on Bio-degradation of groundwater contaminants. Towards a better risk assessment tool for groundwater contamination.' MSc thesis Environmental Science, Wageningen University and Research Centre. 23 juli 2015.
- Olsthoorn, Th.N. (1977). 'In Nederlandse zandformaties zijn het doorstroomde en het totale porievolume aan elkaar gelijk.' *H2O* (10) 1977 nummer 5. p118-122
- Schachtschabel, P. H.-P. Blume, G. Brümmer, K.-H. Hartge, U. Schwertman, W.R. Fischer et al. (1989). *Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke*. Verlag Stuttgart 1989.
- Schmidt, C.A., J.P.M. Vink, R.N.J. Comans, L.P.M. Lamers, J.F. Postma, J.P.A. Lijzen, L.A. Oste, S. Verbeek (2015). 'Milieuhygiënisch toetsingskader voor grootschalige bodemtoepassingen in diepe plassen.' Voorstel voor beoordeling van partijen grond en bagger. Ministerie IenM.
- USGS (2015). United States Geological Survey. USGS Groundwater information. MODFLOW and Related Programs. <https://water.usgs.gov/ogw/modflow/> (gezien 13 juli 2017)

## Bijlage B. Verslag workshop 22 november 2016

### Verslag Workshop beoordelingsmodel grondwaterverontreiniging nabij drinkwaterwinningen (GRADE), RIVM, 22 nov 2016

*Frank Swartjes, Monique van der Aa, Jack Schijven, 2 dec 2016*

#### **AANWEZIG**

Anton Roeloffzen (DCMR)  
Martien Bult (provincie Gelderland)  
Hans Slenders (Arcadis)  
Johan Valstar (Deltares)  
Hugo van den Berg (Brabant Water)  
Rob Klijn (Vitens)  
Merijn Schriks (Vitens)  
Marcel Bressers (provincie Noord-Brabant)  
Jack Schijven (RIVM/modellering)  
Monique van der Aa (RIVM/drinkwater)  
Frank Swartjes (RIVM/ grondwater)

#### **VERDERE BETROKKENEN/GEÏNTERESSEERDEN**

Niels Hartog (KRW Water)  
Piet Otte (RIVM)  
Arjen Wintersen (RIVM)  
Dik Welkers (Min IenM)  
Rob Eijnsink (Vewin)

#### **PRESENTATIES**

F. Swartjes en J. Schijven

#### **CONCLUSIES**

- In de Circulaire bodemsanering krijgt drinkwater als zogenaamd kwetsbaar object aandacht in stap 2 en 3. Een optie is om een grondwaterverontreiniging nabij een drinkwaterwinning (nog te definiëren wat 'nabij' is) al in stap 1 als zogenaamde gevoelige situatie te benoemen, zodat er ook onder de interventiewaarde nader gekeken moet worden.  
*Een van de criteria voor de interventiewaarde grondwater is dat consumptie van 1 L/dag (kind) en 2 L/dag (volwassene) de toelaatbare blootstelling niet overschreden mag worden. Dit is in analogie met de WHO-procedure afgezien van het feit dat de WHO 80% achtergrondblootstelling in beschouwing neemt). Dus indirect zit drinkwatertoetsing al in stap 1).*
- Optie is GRADE al in stap 1 van Sanscrit als 'gevoelige situatie' te hanteren als eenvoudige screening tool, zodat drinkwater hier al aandacht krijgt – ook indien de interventiewaarde niet wordt overschreden.
- Dan moeten GRADE-uitkomsten zeer conservatief zijn.

- In stap 2 en zeker stap 3 kunnen nuances aan worden gebracht met geciviliseerde modelberekeningen en degelijke, meer realistische parameterkeuzen.
- Aandacht voor een continue/naleverende bron; er is nu een grondwaterpluim als eindige bron beschouwd.
- In principe is de aandacht gericht op de piekwaarde ('de drinkwaternorm mag nooit overschreden worden'). Vanuit humaan-toxicologische invalshoek is vracht relevanter ('wat men levenslang gemiddeld binnen krijgt'). Dit laatste wordt in principe niet toegepast. Dit wel in rapportage beschrijven.
- Aandacht voor het effect van numerieke celgrootte op modelresultaten
- Oppervlaktewater wordt niet als kwetsbaar object in de circulaire genoemd. Maar gemeenten en provincies kunnen zelf kwetsbare objecten invullen. *Dit valt buiten de scope van deze studie.*
- Algemene formulering: 'grondwateronttrekkingen voor menselijke consumptie' (maar wel letten op kleine, niet-vergunningsplichtige onttrekkingen).
- Dispersie: hoge waarde genomen. Dit is vanwege numerieke dispersie. Nagaan wat de consequenties hiervan zijn.
- Kritisch punt is afbraak van hoog gechloreerde koolwaterstoffen ultiem tot VC (maar is moeilijk; zit nu ook niet in de procedure). Zou echter wel conservatief in te schatten zijn, als je aanneemt (worst case) dat Per, TRI en DCE alle worden omgezet naar VC in combinatie met correctie voor de stoichiometrische constanten (*Johan Valstar*)
- Belangrijk: model(toepassingen) valideren.
- Belangrijke suggestie: uitkomsten van GRADE vergelijken met uitkomsten van een meer geciviliseerd model, mede om zicht te krijgen op de mate van conservativiteit van GRADE.
- Mogelijk is GRADE toch nog moeilijk voor gebruikers. Daarom aandacht voor een goed protocol om parameters te bepalen. Een voor de hand liggende optie is: conservatieve defaultwaarden gemotiveerd aanpassen. Bijvoorbeeld de 1<sup>e</sup> stap alleen op basis van het totale pompdebiet en de lengte/breedte van de pluim, en geen afbraak.
- Afbraak bijvoorbeeld: default = 0 (geen afbraak); gemotiveerd aan te passen bijvoorbeeld op basis van kennis over redox van de ondergrond of door monitoring-programma. Maar afbraak is moeilijk routinematig te bepalen en zal waarschijnlijk pas in hogere stappen kunnen worden aangepast met inzet van experts.
- Maar eigenlijk hoort het monitoringsprogramma in de hogere stappen van het Sanscrit.
- Bij monitoring niet alleen aandacht voor tijd ('minstens vijf jaar'), maar ook voor ruimtelijke spreiding.
- Sommige parameters, zoals hydraulische doorlaatbaarheid, zijn niet door iedere gebruiker zinvol aan te passen.
- Ook aandacht voor communicatie (het moet uit te leggen zijn aan het brede publiek). Relatie leggen met potentiële gebruikers via gebiedsdossiers.
- Aandacht voor de aanwezigheid van meerdere putten met verschillende debieten.

- Aandacht voor andere simpele modellen, zoals bronchloor bronplume (?) OF Darcy-achtig modellen. (*Hans Slenders heeft inmiddels een en ander opgestuurd*)

#### **AFSPRAAK**

- RIVM benadert Vitens (via Rob Klijn) en Brabant Water (via Hugo van den Berg) in verband met mogelijke samenwerking op het gebied van testen/valideren van modellen en over het draagvlak in de drinkwatersector.

RIVM

dr.ir. F.A. Swartjes

Postbus 1, 3720 BA, Bilthoven

Tel: 030.2743356

mobiele tel: 06.46912740

e-mail: [frank.swartjes@rivm.nl](mailto:frank.swartjes@rivm.nl)

**RIVM**

*De zorg voor morgen begint vandaag*