



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

**Beoordeling bodem- en  
grondwaterkwaliteit in  
grondwaterbeschermingsgebieden**  
Discussiestuk

RIVM rapport 2014-0066

F.A. Swartjes | S. Wuijts | P.F. Otte





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

## **Beoordeling bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden**

Discussiestuk

RIVM Rapport 2014-0066

## Colofon

© RIVM 2014

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

F.A. Swartjes, S. Wuijts, P.F. Otte

Contact:

Frank Swartjes

Centrum voor Duurzaamheid, Milieu en Gezondheid

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

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Milieu, Directie Water en Bodem, in het kader van het project Duurzaam gebruik van de ondergrond M/607050.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)

## Publiekssamenvatting

### **Beoordeling bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden**

#### Discussiestuk

In Nederland is circa 25% van de ruim tweehonderd drinkwaterwinningen uit grondwater beïnvloed door nabijgelegen bodemverontreinigingen. Deze drinkwaterwinningen liggen in grondwaterbeschermingsgebieden waar twee wetten van kracht zijn: de Drinkwaterwet en de Wet bodembescherming. Deze wetten hebben elk een ander doel, waardoor verschillende beoordelingscriteria gelden. Momenteel worden beide wetten ingezet in grondwaterbeschermingsgebieden. De Wet bodembescherming staat hogere gehalten aan vervuilende stoffen in het drinkwater toe dan de strengere Drinkwaterwet nabij drinkwaterwinningen. Dit veroorzaakt onduidelijkheid bij de betrokken partijen.

Om een eenduidige beoordeling mogelijk te maken, stelt het RIVM drie opties voor om de risicobeoordeling van het grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden uit te voeren. De opties kunnen apart of gecombineerd worden ingezet. Op basis van dit voorstel besluit het ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) welke procedure het meest geschikt is voor de beoordeling van grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden.

Als eerste is het mogelijk om bij de beoordeling van de waterkwaliteit bij de winningen in te calculeren dat vervuilingen worden verwijderd door de standaard zuivering van de drinkwatermaatschappijen. Hierdoor kan een hogere concentratie van een vervuilende stof worden toegestaan in grondwaterbeschermingsgebieden dan ter plaatse van de drinkwaterwinning. Als tweede optie kan bij de beoordeling rekening worden gehouden met de effecten van processen die van nature in de bodem plaatsvinden. Vervuilende stoffen zijn daardoor verdund of zelfs afgebroken tegen de tijd dat ze de waterwinning 'bereiken'. Vervuilingen hebben daardoor minder of geen invloed op de kwaliteit van het grondwater bij de drinkwaterwinning. Ten slotte kunnen gezondheidsrisico's betrokken worden bij de beoordeling. Dit houdt in dat wordt afgewogen hoeveel een mens van een stof mag binnenkrijgen zonder dat het schadelijk is.

#### Trefwoorden:

Grondwaterkwaliteit, grondwaterbeschermingsgebieden, bodemkwaliteit, discussiestuk



## Abstract

### **Groundwater quality assessment in groundwater protection areas**

Discussion paper

In the Netherlands, circa 25 percent of the more than 200 public drinking water extractions from groundwater is impacted by nearby contaminated land or groundwater. These public drinking water extractions are located within groundwater protection areas where two legislations are in force: the Dutch Drinking Water Act and the Dutch Soil Protection Act. These legislations have different purposes; therefore, different appraisal criteria are used. Currently, both acts are applied in groundwater protection areas. According to the Dutch Soil Protection Act, higher concentrations of harmful substances are allowed than in case the more stringent Dutch Drinking Water Act is followed. This results in uncertainty among the different stakeholders.

With the purpose to enable a uniform assessment, the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) proposes three different options for groundwater quality assessment in drinking water protection areas. These options could be applied individually or in combination. Based on this proposal the Ministry of Infrastructure and the Environment will select the optimal groundwater quality assessment procedure in groundwater protection areas.

The first option takes the reduction of harmful substances in groundwater during the standard purification process into account. The second option includes the impact of naturally occurring processes in soil and groundwater, which results in dilution and degradation of harmful substances. Both options allow higher concentrations in the groundwater protection area than is allowed at the point of groundwater extraction. Finally, human health risks could be part of the assessment. This means that the intake of harmful substances is compared with intake levels that are considered safe for humans.

Key words:

Groundwater quality, groundwater protection areas, soil quality, discussion paper





## Inhoud

### **Publiekssamenvatting – 3**

### **Abstract – 5**

### **Samenvatting – 9**

#### **1 Inleiding – 11**

- 1.1 Probleemstelling en doelstelling – 11
- 1.1.1 Wettelijke kaders – 11
- 1.1.2 Contaminanten in drinkwater – 11
- 1.1.3 Doelstelling – 12

#### **2 Wettelijke kaders – 13**

- 2.1 Drinkwaterwet – 13
- 2.2 Drinkwaterbesluit – 13
- 2.3 Wet bodembescherming – 14
- 2.3.1 Raamwerkbeoordeling grondwater – 14
- 2.3.2 Humane risico's – 17
- 2.4 Gebiedsgericht grondwaterbeheer – 18
- 2.5 Terminologie gerelateerd aan grondwaterwinning – 18

#### **3 Opties voor toetsing grondwater – 21**

- 3.1 Varianten voor toetsing – 21
- 3.2 Rekening houdend met eenvoudige zuivering – 21
- 3.2.1 Raamwerk – 21
- 3.2.2 Risicogrenswaarden – 21
- 3.2.3 Evaluatie – 24
- 3.3 Rekening houdend met transportprocessen – 24
- 3.3.1 Procedure – 24
- 3.3.2 Transportprocessen – 24
- 3.3.3 Rekenmethoden – 25
- 3.4 Gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling – 26
- 3.4.1 Raamwerk – 26
- 3.4.2 Beschermingsobjecten – 27
- 3.4.3 Beschermingsniveaus – 27
- 3.4.4 Risicogrenswaarden – 31
- 3.4.5 Evaluatie – 34

#### **4 Opties voor toetsing bodem – 37**

#### **5 Conclusies en aanbevelingen – 39**

- 5.1 Conclusies – 39
- 5.2 Aanbevelingen – 39

### **Referenties – 41**



## Samenvatting

Uit de praktijk blijkt dat in Nederland circa 25% van de ruim 200 drinkwaterwinningen uit grondwater is beïnvloed door historische bodemverontreiniging. De beoordeling van de bronnen voor drinkwater (Drinkwaterwet) is over het algemeen beduidend strenger dan de toetsing van historische grondwaterverontreiniging (Wet bodembescherming; Wbb). Beide wettelijke kaders hebben dan ook een ander doel en uitgangspunt. De doelstelling van dit project is om een voorstel te doen voor invulling van de beoordeling van bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden en, op basis daarvan, duidelijkheid te creëren over de wijze van toepassing van de beide wettelijke kaders in deze grondwaterbeschermingsgebieden. Hiertoe worden de volgende drie mogelijke beoordelingskaders beschreven die, al dan niet in combinatie, kunnen worden toegepast in grondwaterbeschermingsgebieden.

Rekening houdend met eenvoudige zuivering. Indien ervanuit wordt gegaan dat de zogeheten eenvoudige klassieke grondwaterzuivering plaatsvindt, bestaande uit beluchting en snelfiltratie, zullen de concentraties met een specifiek percentage afnemen. Als gevolg hiervan kunnen in het grondwaterbeschermingsgebied concentraties worden getolereerd die voor 16 geselecteerde contaminanten een factor 1 tot 3 hoger liggen dan de drinkwaternormen.

Rekening houdend met verdunning en afbraak. Er vindt transport plaats tussen een verontreinigingspluim en de onttrekkingsput. Hierbij spelen een rol: verdunning, (moleculaire) diffusie en (hydrodynamische) dispersie en afbraak (alleen voor organische contaminanten). Omdat deze processen in het algemeen leiden tot afname van de concentratie is een hogere concentratie ter plaatse van verontreinigingspluim toegestaan als ter plaatse van de onttrekking. Deze optie zou mathematisch verder kunnen worden uitgewerkt. Er resulteert ten gevolge van antropogene en natuurlijke oorzaken een complex stromingspatroon, welke verder van het onttrekkingspunt af voornamelijk de dominante natuurlijke stromingsrichting volgt, maar dicht bij het onttrekkingspunt sterker door de radiale stroming richting onttrekkingsput wordt bepaald. Toepassing van numerieke modellen is voor het onderhavige doel, waarbij toepassing in de praktijk mogelijk moet zijn, niet geschikt. Indien deze optie door het beleid als kansrijk wordt aangemerkt, zal moeten worden onderzocht of er voor dergelijke complexe stromingspatronen analytische oplossingen bestaan, of op pragmatische wijze vuistregels moeten worden ontwikkeld.

Gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling. De eerste twee opties, rekening houdend met eenvoudige zuivering of met transportprocessen, hebben de drinkwaternorm als uitgangspunt. Bij de derde optie, gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling, wordt niet van een specifiek criterium voor aanvaardbare grondwaterkwaliteit uitgegaan, maar is een aanvaardbare blootstelling het uitgangspunt. Dit is in analogie aan de methodiek zoals toegepast in het kader van de Wet bodembescherming en tot op heden een niet toegepast uitgangspunt bij de beoordeling van drinkwater. Er wordt hierbij uitgegaan van op de functie drinkwatervoorziening toegespitste (strengere) beschermingsniveaus. De humaan-toxicologische risicogrenzen van de

interventiewaarden zijn afgeleid op basis van het  $MTR_{\text{humaan}}$  (Maximaal Toelaatbaar Risico voor de menselijke gezondheid) als beschermingsniveau. In het kader van de beoordeling van grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden kan echter ook worden uitgegaan van het Verwaarloosbaar risiconiveau ( $VR_{\text{humaan}}$ ), zoals in preventieve toepassingen in het kader van de Wet bodembescherming wordt gedaan, of van 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ , zoals gehanteerd door de WHO (*World Health Organization*) bij de afleiding van drinkwaternormen. Voor contaminanten waarvoor een drempel voor effecten bestaat (alle contaminanten die niet als genotoxisch carcinogeen te classificeren zijn), is te overwegen bovendien rekening te houden met de achtergrondblootstelling. Op basis hiervan zijn voor de zestien contaminanten voor de drie beschermingsniveaus risicogrenswaarden afgeleid die zouden kunnen gelden in grondwaterbeschermingsgebieden.

Resumerend zijn de volgende achttien combinaties van opties mogelijk voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden:

OPTIES VOOR TOETSING:	Drink-water-norm	$VR_{\text{humaan}}$	20% van $MTR_{\text{humaan}}$	$MTR_{\text{humaan}}$
OPTIE VOOR TOETSINGSKADER:				
Rekening houden met eenvoudige zuivering	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>
Rekening houden met transportprocessen	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>
Rekening houden met eenvoudige zuivering en transportprocessen	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>

<sup>\*1</sup>: Met of zonder achtergrondblootstelling (alleen voor niet genotoxisch carcinogene stoffen)

Voor genotoxisch carcinogene contaminanten (in de contaminanten in deze studie benzeen en vinylchloride), waarvoor het niet zinvol is achtergrondblootstelling in beschouwing te nemen, bestaan er twaalf opties.

De hier beschreven (combinatie van) opties dienen te worden geëvalueerd voor wat betreft de wenselijkheid en de mogelijkheden voor toepassing voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden. Deze evaluatie dient vanuit een breed perspectief voor wat betreft de positie van grondwater in wettelijke kaders plaats te vinden.

Indien toelaatbare concentraties van contaminanten in grondwater bekend zijn, kan een conservatieve indicatie van de toelaatbare concentraties in de bodem (bovengrond) worden berekend op basis van het partitiekoncept, waarbij een evenwicht tussen contaminanten in bodem en poriewater wordt verondersteld.

# 1 Inleiding

## 1.1 Probleemstelling en doelstelling

### 1.1.1 *Wettelijke kaders*

De grondwaterkwaliteit kan worden beïnvloed door:

- de afspoeling en infiltratie van regenwater van wegen en landbouwgronden;
- de aanwezigheid van historische bodemverontreiniging, oude stortplaatsen en lekkende rioleringen of riooloverstorten;
- infiltratie van oppervlaktewater.

Oud (diep) grondwater is veelal nog niet beïnvloed door menselijk handelen.

De beoordeling van de bronnen voor drinkwater (Drinkwaterwet) is over het algemeen beduidend strenger dan de toetsing van historische bodemverontreiniging (Wet bodembescherming). Beide wettelijke kaders hebben dan ook een ander doel en uitgangspunt. De Drinkwaterwet is bedoeld om duurzame veiligstelling van de drinkwatervoorziening in Nederland te bewerkstelligen. De Drinkwaterwet is gebaseerd op het voorzorgprincipe en heeft ten dele een risicobasis. De normen in de Drinkwaterwet zijn relatief streng. De Wet bodembescherming is bedoeld om historische bodemverontreiniging, een last uit het verleden, zo goed mogelijk te beheren. De Wet bodembescherming kent vanuit curatief beleid een minder strenge invalshoek. De normen in de Wet bodembescherming (interventiewaarden) zijn ten opzichte van die in de Drinkwaterwet soepel. Wel biedt de Circulaire bodemsanering (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2012) partijen de mogelijkheid om ook over te gaan tot sanering bij concentraties die lager zijn dan de interventiewaarden, maar in de praktijk wordt deze mogelijkheid zelden benut.

De Drinkwaterwet is van toepassing op het grondwater dat wordt onttrokken ten behoeve van de drinkwatervoorziening. De Wet bodembescherming is in principe overal van toepassing. Dit leidt tot een onduidelijke situatie in grondwaterbeschermingsgebieden.

### 1.1.2 *Contaminanten in drinkwater*

Door KWR Watercycle Research Institute is onderzocht welke winningen worden bedreigd door historische bodemverontreiniging en in hoeverre deze met het huidige saneringsbeleid worden aangepakt (Bonte en Van Meerkerk, 2010). Hiervoor is gebruikgemaakt van de gegevens die door drinkwaterbedrijven zelf zijn aangeleverd voor de eerste serie stroomgebiedsbeheerplannen en die zijn verzameld door het RIVM (Wuijts en Dik, 2009). Uit de opgave voor de eerste serie stroomgebiedsbeheerplannen blijkt dat 60 van de 236 grondwaterwinningen in Nederland beïnvloed zijn door historische bodemverontreiniging. Dit betreft de bodemverontreiniging die is ontstaan in de periode vóór 1987. De aanpak van bodemverontreiniging die ontstaan is na 1 januari 1987 is volgens een ander spoor geregeld in de Wet bodembescherming en de Wet milieubeheer. Deze zogeheten 'nieuwe gevallen van bodemverontreiniging' moeten op grond van de zorgplichtartikelen uit de Wet bodembescherming en de Wet milieubeheer zoveel mogelijk direct en volledig ongedaan worden gemaakt door de veroorzaker.

Bonte en Van Meerkerk (2010) constateerden dat er nog veel onbekend is over de aanwezigheid, omvang en risico's van historische bodemverontreiniging in intrekgebieden rondom grondwaterwinningen. In een vervolg op deze studie is daarom door Arcadis (2012) in opdracht van VEWIN (de vereniging van waterbedrijven in Nederland) en het ministerie van Infrastructuur en Milieu hiervan een inventarisatie gemaakt bij provincies, Wbb-gemeenten en drinkwaterbedrijven. Uit deze inventarisatie blijkt dat er 37 locaties zijn die (mogelijk) een bedreiging kunnen vormen voor de grondwaterkwaliteit bij de winning (Tabel 1.1). Daarnaast wordt bij 33 locaties volgens de provincies of de drinkwaterbedrijven op korte termijn, meestal in het kader van de aanpak van de spoedlocaties, verder onderzoek gedaan om vast te stellen of er inderdaad sprake is van een (mogelijke) bedreiging van de winning (Arcadis, 2012). Voor de overige locaties met verontreinigingen die in Tabel 1.1 zijn opgenomen, constateert Arcadis dat daarvoor behoefte is aan nader onderzoek en dat dit onderzoek eenduidig moet zijn in de daarbij te hanteren normen (interventiewaarden versus drinkwaternormen) en te onderzoeken gebieden.

*Tabel 1.1: Overzicht van (mogelijke) beïnvloeding of bedreiging van grondwaterbeschermingsgebieden door grondwaterverontreiniging (Arcadis, 2012).*

<b>Categorie</b>	<b>Aantal</b>
Verontreinigingen die daadwerkelijk een winning beïnvloeden	16
Verontreinigingen die een (mogelijke) bedreiging vormen voor de winning	21
Verontreinigingen waarover provincies en drinkwaterbedrijven van mening verschillen over de bedreiging	23
Verontreinigingen waarvan op korte termijn wordt onderzocht of er inderdaad sprake is van een (mogelijke) bedreiging (en dus voor 2015 worden gesaneerd)	33
'Overige' locaties die als potentieel verdacht worden beschouwd, maar waarvan het nog onduidelijk is of ze een bedreiging van de winning vormen	518
Gebieden waar gebiedsgericht grondwaterbeheer van toepassing is en waarin de verontreinigingen die de winning beïnvloeden, zijn opgenomen	2

Daarnaast zijn er verontreinigingslocaties waarin als gevolg van permeatie door drinkwaterleidingen het drinkwater wordt beïnvloed. Dit speelt vooral in het stedelijk gebied. In deze inventarisatie zijn deze locaties niet meegenomen.

### 1.1.3

#### *Doelstelling*

De doelstelling van dit project is om een voorstel te doen voor invulling van de beoordeling van bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden en, op basis daarvan, duidelijkheid te creëren over de wijze van toepassing van de beide wettelijke kaders in grondwaterbeschermingsgebieden.

## 2 Wettelijke kaders

### 2.1 Drinkwaterwet

In 2011 is de Drinkwaterwet van kracht geworden. De Drinkwaterwet strekt van bron tot kraan en heeft als primair doel om een duurzame veiligstelling van de drinkwatervoorziening in Nederland te bewerkstelligen. Met de laatste herziening is ook beoogd de rolverdeling tussen de overheid en het drinkwaterbedrijf meer expliciet te maken. De overheid draagt zorg voor een duurzame veiligstelling van de drinkwatervoorziening (artikel 2 van de Drinkwaterwet). Zij scheidt daarvoor de voorwaarden, waaronder de bescherming van bronnen voor drinkwater, treedt op als toezichthouder voor de drinkwaterbedrijven en is eindverantwoordelijk voor de kwaliteit van het drinkwater dat bij de burger uit de kraan komt. Drinkwaterbedrijven zijn verantwoordelijk voor de realisatie van de drinkwatervoorziening en dragen (op grond van de Drinkwaterwet) bij aan de kwaliteit van de bronnen voor drinkwater. In Wuijts et al. (2013) worden de begrippen zorgplicht en 'goed huisvaderschap' uit de Drinkwaterwet verder uitgewerkt voor de bij de bescherming betrokken partijen (Rijk, provincie, waterbeheerder, gemeente en drinkwaterbedrijf) en de daarbij behorende taken en bevoegdheden.

### 2.2 Drinkwaterbesluit

De kwaliteit van grond- en oppervlaktewater dat wordt gebruikt als bron voor drinkwater kan worden beïnvloed door activiteiten die binnen het watersysteem plaatsvinden. Het drinkwater dat hieruit wordt bereid, wordt getoetst aan de parameters waarvan bekend is dat zij relevant zijn voor de gezondheid. Daarnaast vindt screening plaats in de bron en in het drinkwater naar de aanwezigheid van nieuwe stoffen die mogelijk een probleem kunnen vormen voor de drinkwatervoorziening.

Het Drinkwaterbesluit bevat drie tabellen met parameters waaraan de drinkwaterkwaliteit dient te worden getoetst op basis van monitoring. De meetfrequenties zijn opgenomen in de Drinkwaterregeling. De tabellen I (bacteriële parameters) en II (chemische parameters) van het Drinkwaterbesluit betreffen parameters die een directe relatie hebben met de volksgezondheid. Tabel III van het Drinkwaterbesluit bevat zogenoemde indicatorparameters. Deze indicatorparameters hebben geen directe gezondheidskundige achtergrond en zijn bedoeld voor:

- organoleptische aspecten (geur, kleur en smaak) (IIIa);
- controle van het productieproces van bron tot tap (IIIb);
- de signalering van nieuwe stoffen (IIIc).

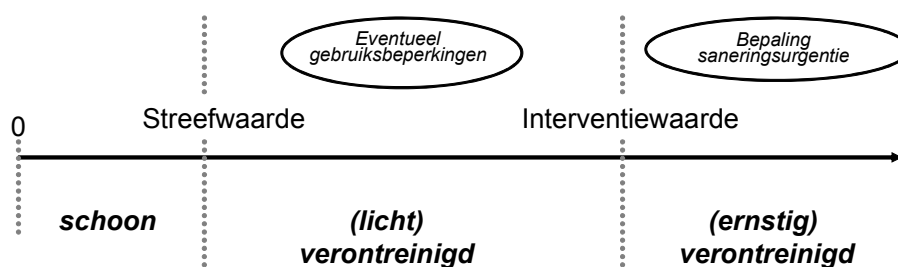
De zogenoemde signaleringsparameters uit Tabel IIIc worden door middel van screeningsonderzoek gemonitord in zowel de bron als in het aan de consument geleverde drinkwater. Hierbij dienen de signaleringsparameters als kader om nieuwe, onbekende, stoffen te signaleren en de risico's ervan vast te stellen. Deze signaleringswaarden zijn in Tabel IIIc gegeven voor groepen van contaminanten. Het aantreffen van een piek hoger dan de signaleringswaarde in het onttrokken oppervlaktewater of grondwater, resulteert in een keten van activiteiten: nader onderzoek om na te gaan om welke stof het gaat → staken inname → toxicologische beoordeling → maatregelen ter reductie (bijvoorbeeld: aanspreken lozer, regelgeving, aanpassen zuivering). In de afweging over de te nemen maatregelen spelen de risico's voor de volksgezondheid een belangrijke

rol. Afwijkingen van Tabel III worden in tegenstelling tot die van Tabel II (chemische parameters) niet gemeld aan de EU als er een afwijking (ontheffing) wordt toegestaan.

## 2.3 Wet bodembescherming

### 2.3.1 Raamwerkbeoordeling grondwater

In de Wet bodembescherming zijn voor grondwater twee normen gedefinieerd: streefwaarden en interventiewaarden (zie Figuur 2.1, waarin het raamwerk voor de toetsing van de grondwaterkwaliteit in het kader van de Wet bodembescherming is weergegeven).



Figuur 2.1: Raamwerk voor de toetsing van de grondwaterkwaliteit in het kader van de Wet bodembescherming

Een locatie is verontreinigd als de streefwaarde in grondwater wordt overschreden. De streefwaarde heeft een ecologische basis. Een locatie is ernstig verontreinigd wanneer er sprake is van een overschrijding van de interventiewaarde in het grondwater in een volume van ten minste 100 m<sup>3</sup> porieverzadigd bodemmateriaal (verzadigde ondergrond). Deze interventiewaarde is afgeleid op basis van risico's voor de menselijke gezondheid en voor het ecosysteem. Een bodemverontreiniging moet worden gesaneerd wanneer deze ook spoedeisend is op basis van onaanvaardbare humane of ecologische risico's, of het risico op (onbeheersbare) verspreiding. Deze afspraak is vastgelegd door de ministers van de toenmalige ministeries van VROM (Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu), VenW (Verkeer en Waterstaat), en LNV (Landbouw, Natuur en Visserij) en het IPO, de VNG en de Unie van Waterschappen in het 'Convenant Bodemontwikkelingsbeleid en aanpak spoedlocaties' (2009). Een sanering moet binnen vier jaar na het afgeven van deze beschikking van 'ernst en spoed' zijn gestart.



Vanuit het oogpunt van veilige consumptie van drinkwater is het van belang welke risicogrenzen humaan-toxicologisch bepaald zijn en, met name, gerelateerd zijn aan drinkwater. In Tabel 2.1 is daarom voor een aantal relevante contaminanten, naast de getalswaarden, de basis van de risicogrenzen die in het kader van de Wbb worden gehanteerd, weergegeven. In de tabel zijn de huidige waarden en de herziene voorstellen voor de interventiewaarden opgenomen. Alhoewel deze herziene voorstellen reeds in 2001 werden gepubliceerd (Lijzen et al., 2001), werden deze nooit formeel opgenomen als interventiewaarden. Daarnaast zijn de bouwstenen van de herziene voorstellen voor interventiewaarden opgenomen, omdat deze eventueel als risicogrenzen in deze studie positie kunnen krijgen. Dit betreft de volgende bouwstenen:

- Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op ecologische risico's ( $EBVC_{eco}$ ). Deze waarde is afgeleid op basis van 50% effecten op soorten en ecologische processen.
- Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op humane risico's ( $EBVC_{humaaan\ evenwicht}$ ). Deze waarde is de concentratie in grondwater die in evenwicht is met de  $EBVC_{humaaan}$  voor grond en is dus te beschouwen als een signaleringswaarde voor een ernstig risico in de grond. Er is dus niet, zoals voor de afleiding van de  $EBVC_{humaaan}$  voor grond, gebruikgemaakt van de toetsing van berekende blootstelling aan de toelaatbare blootstelling.
- Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op directe humane risico's ( $EBVC_{humaaan\ drinkwater}$ ). Dit is de concentratie in het grondwater waarbij in geval van consumptie van dit grondwater als drinkwater de blootstelling gelijk is aan de Maximaal Toelaatbare Risico ( $MTR_{humaaan}$ ).

Merk op dat de herziene voorstellen voor interventiewaarden (Lijzen et al., 2001) in het algemeen beduidend hoger zijn dan de huidige interventiewaarden. Alleen de interventiewaarde voor vinylchloride is veel lager.

In verband met de samenhang met de Drinkwaterwet in deze studie, wordt de humane risicobeoordeling zoals toegepast in de Wet bodembescherming en de bijbehorende uitvoering beschreven in alinea 2.3.2.

Tabel 2.1: Getalswaarden ( $\mu\text{g/l}$ ) en de basis van de risicogrenzen die in het kader van de Wbb worden gehanteerd

Stofnaam	SWgrw	IWgrw Huidig	IWgrw Herzien voorstel	EBVC <sub>eco</sub> Herzien voorstel	EBVC <sub>humaan</sub> evenwicht Herzien voorstel	EBVC <sub>humaan</sub> drinkwater Herzien voorstel	Referentie Herziene voorstellen
<i>Aromaten:</i>							
Benzeen	0,2	30	110	30000	251	110	Lijzen et al., 2001
Ethylbenzeen	4	150	3330	5500	5570	3330	Lijzen et al., 2001
Tolueen	7	1000	4360	11000	4360	7420	Lijzen et al., 2001
<i>PAK's:</i>							
Naftaleen	0,01	70	290	290	15600	1330	Lijzen et al., 2001
<i>VOCl's:</i>							
Vinylchloride	0,01	5	0,40	8000	0,4	20	Lijzen et al., 2001
1,2-dichloorethaan	7	400	466	130000	3140	466	Lijzen et al., 2001
1,1-dichlooretheen	0,01	10	-	-	-	-	Kreule en Swartjes, 1998
1,2-dichlooretheen (cis)	0,01	20	940	11000	1040	942	Brand et al., 2012
1,2-dichlooretheen (trans)	0,01	20	940	11000	892	942	Brand et al., 2012
1,1,1-trichloorethaan	0,01	300	-	-	-	-	Kreule et al., 1995
Trichlooretheen (tri)	24	500	1660	20000	1500	1660	Lijzen et al., 2001
Tetrachlooretheen (per)	0,01	40	533	1000	560	533	Lijzen et al., 2001
<i>Overigen:</i>							
Pyridine	0,5	30	33	57000	2130	33	Lijzen et al., 2001
Tetrahydrofuran	0,5	300	333	800000	16000	333	Lijzen et al., 2001
MTBE (Methyl-tert-butyl ether)	-	9400					Swartjes et al., 2004
Dimethylftalaat	-	-	832	8100	7750	832	Lijzen et al., 2001

	Risicogrens ecologisch bepaald
	Risicogrens humaan-toxicologisch bepaald
	Risicogrens humaan-toxicologisch bepaald, blootstelling via drinkwater

### 2.3.2 *Humane risico's*

De humane risicobeoordeling zoals toegepast in de Wet bodembescherming kent twee elementen: bepaling van de blootstelling en toetsing van de blootstelling aan een toelaatbare blootstelling. Voor de afleiding van de Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op humane risico's ( $EBVC_{\text{humaan}}$ ) voor grond (de humaan-toxicologisch onderbouwde risicogrens van de interventiewaarde grond) wordt de blootstelling bepaald met het CSOIL-model (Brand et al., 2007). In dit model zijn drie delen te onderscheiden: verdeling van een contaminant over de bodemfasen, overdracht van contaminanten naar zogeheten contactmedia (groenten, binnenlucht en drinkwater) en blootstelling. Voor dit doel is een standaard-blootstellingsscenario vastgesteld, gebaseerd op de woonsituatie. De belangrijkste blootstellingsroutes, die gezamenlijk ten minste 90% van de blootstelling bepaalt voor alle contaminanten, zijn blootstelling via groningestie, via groenteconsumptie en via inhalatie van dampen binnenshuis. De overdracht van contaminanten vanuit de bodem in drinkwater verloopt via permeatie door polyethyleen (PE)-drinkwaterleidingsbuizen. De daaropvolgende blootstelling via drinkwaterconsumptie en inhalatie en dermale opname tijdens douchen draagt procentueel gezien echter weinig bij.

De Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op humane risico's voor grondwater ( $EBVC_{\text{humaan}}$  evenwicht) wordt afgeleid door met behulp van de partiticoëfficiënt te berekenen welke concentratie in het grondwater in evenwicht is met de  $EBVC_{\text{humaan}}$  voor grond. Hierbij speelt de kwaliteit van drinkwater dus geen rol.

De Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op directe humane risico's ( $EBVC_{\text{humaan}}$  drinkwater) wordt afgeleid op basis van de directe consumptie van grondwater als drinkwater (één liter per dag voor kinderen en twee liter per dag voor volwassenen).

De spoedeisendheid wordt vastgesteld op basis van locatiespecifieke risico's, met het web-gebaseerde rekenprogramma Sanscrit<sup>1</sup>. Hierin worden de humane risico's eveneens met CSOIL bepaald. In eerste instantie gebeurt dit op basis van gestandaardiseerde data, waarbij op basis van het bodemgebruik en de relevante blootstellingsroutes de meeste humane blootstellingsparameters vast liggen. Als dit geen eenduidige conclusie geeft over het humane risico dient in een tweede stap het humane risico te worden bepaald op basis van een gedetailleerde risicobeoordeling, waarbij specifieke blootstellingsparameters kunnen worden ingevoerd.

De bepaling van de toelaatbare blootstelling, nodig voor zowel de afleiding van de humaan-toxicologische risicogrens van de interventiewaarde als voor de humaan-toxicologische beoordeling in Sanscrit, gebeurt volgens internationaal erkende methoden (zie Baars et al., 2001). Hierbij wordt een verschil gemaakt tussen contaminanten waarbij wel of niet sprake is van een blootstellingsdrempel voordat er effecten plaatsvinden. Dit wordt nader uitgewerkt in paragraaf 3.4.3.

<sup>1</sup> [www.Sanscrit.nl](http://www.Sanscrit.nl)

## 2.4 Gebiedsgericht grondwaterbeheer

Gebiedsgericht grondwaterbeheer kan worden ingezet in gebieden waarbij er sprake is van meerdere verontreinigingspluimen in het grondwater, die veelal met elkaar interacteren, en waarin afzonderlijke sanering van pluimen niet realiseerbaar is. Een belangrijke overweging hiervoor is dat de kosten van een eventuele sanering in verhouding moeten staan met de mogelijke milieuwinst. Daarnaast is het soms niet duidelijk wie verantwoordelijk is voor welk deel van de verontreiniging.

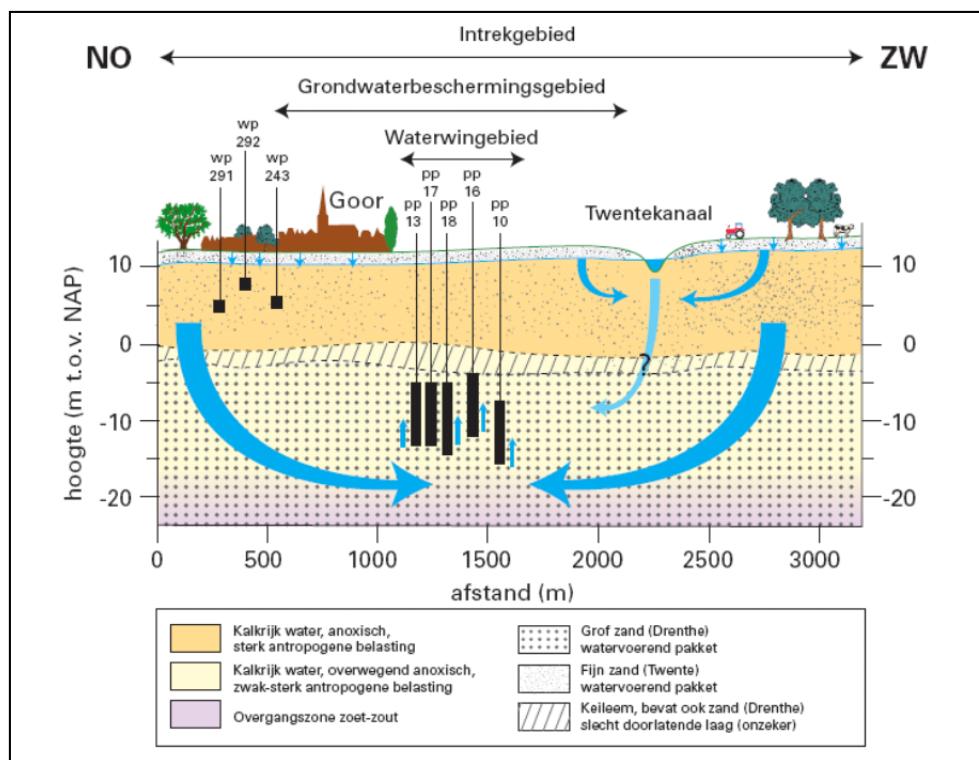
Bij gebiedsgericht grondwaterbeheer wordt gestreefd naar een stabiele beheerssituatie, waarbij de verschillende gebruiksfuncties in het gebied kunnen worden gehandhaafd (Swartjes et al., 2011; Otte et al., 2013). Wel dienen eventueel aanwezige bronnen te worden verwijderd. Hiertoe wordt voor het beheer onderscheid gemaakt tussen de bronzone (verantwoordelijkheid van de veroorzaker) en anderzijds de pluimzone. Deze werkwijze is medio 2012 door de Tweede Kamer geaccordeerd (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2012) met de Wijziging Circulaire bodemsanering 2009 (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2009).

In het kader van gebiedsgericht grondwaterbeheer werden functiegerichte risicogrenswaarden afgeleid (Otte et al., 2013). Deze zijn gebaseerd op de principes van benutten van het grondwater, beheersen en beperken van de verontreiniging, en op het voorkomen van onaanvaardbare risico's voor gebruiksfuncties in het beheergebied. Waar mogelijk wordt gebruikgemaakt van bestaande normen.

Voor de drinkwaterfunctie wordt gediscussieerd over het risico van permeatie door leidingen in verontreinigde gebieden. Saneerders en drinkwaterbedrijven hanteren daarbij verschillende doelstellingen en daaraan gerelateerde normen: de interventiewaarde waaronder onaanvaardbare risico's zijn uitgesloten versus de risicogrenswaarden in grondwater die door de drinkwaterbedrijven worden gehanteerd om aan de drinkwaternorm te voldoen. Momenteel wordt in samenwerking met KWR onderzoek uitgevoerd naar het daadwerkelijk voorkomen van permeatie en de vertaalslag naar risicogrenzen in het grondwater. Voor drinkwaterbronnen is het daarnaast van belang wat een aanvaardbare concentratie is aan de rand van het gebied waarvoor gebiedsgericht grondwaterbeheer is vastgesteld, met name in het geval van een aangrenzend grondwaterbeschermingsgebied. Dit komt voor bij winningen die liggen in of nabij stedelijk gebied.

## 2.5 Terminologie gerelateerd aan grondwaterwinning

Van klein naar groot (van binnen naar buiten) is er een waterwingebied, een grondwaterbeschermingsgebied en een intrekgebied (zie Figuur 2.1).



Figuur 2.1: Dwarsdoorsnede door een grondwaterwinning nabij Goor en omgeving, met daarin weergegeven een intrekgebied, een grondwaterbeschermingsgebied en een waterwingebied  
pp = pompput  
wp = waarnemingsput

Het gebruik van grondwater ten behoeve van de bereiding van drinkwater is aantrekkelijk om een aantal redenen. Niet in de laatste plaats omdat tijdens de bodempassage een natuurlijke verwijdering van micro-organismen plaatsvindt. In het grondwaterbeschermingsbeleid wordt daarom een minimale verblijftijd van zestig dagen met een minimum van dertig meter vanaf de individuele winputten, aangehouden. Dit is het *waterwingebied*. Het waterwingebied kent een algemeen verbod op het uitvoeren van activiteiten, voor zover deze niet direct gerelateerd zijn aan de drinkwaterproductie. Het gebied is vaak in eigendom van het drinkwaterbedrijf of er berust een zakelijk recht op. De periode van zestig dagen is vastgesteld in door de Commissie Bescherming Waterwingebieden (CBW) (Commissie Bescherming Waterwingebieden, 1980) op basis van de afsterving van bacteriën.

Naast het waterwingebied, kent het huidige beschermingsbeleid het grondwaterbeschermingsgebied, het intrekgebied en de boringvrije zone. Het *grondwaterbeschermingsgebied* is meestal vastgesteld op basis van een berekende verblijftijd van een waterdeeltje in het pompdeeltje van 25 jaar. Het verticale transport van dit waterdeeltje is niet meegerekend. Deze contour is vervolgens 'vertaald' naar logische kenmerken in het landschap (wegen, perceelgrenzen et cetera). Deze uiteindelijke contour vormt het uitgangspunt voor het beschermingsbeleid. Qua omvang moet worden gedacht aan een gebied van enkele tot enkele tientallen km<sup>2</sup>. Bij de introductie van het

grondwaterbeschermingsbeleid is destijds gekozen voor een periode van 25 jaar, omdat dit werd beschouwd als een redelijke afschrijvingstermijn van de technische installaties bij een winning. Inmiddels blijkt dat het uitwijken naar een andere locatie vaak moeilijk te realiseren is, omdat de grondwaterkwaliteit minder geschikt is of omdat de bestaande ruimtelijke functies conflicteren met de winning van grondwater voor drinkwater. Voor zeer kwetsbare winningen is daarom in een aantal provincies ook een 100-jaarszone als grondwaterbeschermingsgebied aangemerkt. Deze contour komt grotendeels overeen met het intrekgebied van de winning en wordt berekend als de contour van waterdeeltjes met een verblijftijd vanaf maaiveld tot aan de onttrekkingsputten. In deze zone is het verticaal transport dus wel meegerekend. Dit heeft tot gevolg dat de contouren van de 25-jaars- en de 100-jaarszone in sommige gebieden weinig afwijken van elkaar. Binnen grondwaterbeschermingsgebieden gelden beperkingen bijvoorbeeld ten aanzien van het vestigingsbeleid van bepaalde soorten activiteiten of bedrijven en het gebruik van gewasbeschermingsmiddelen (Wuijts et al., 2007).

Daarnaast wordt het begrip *boringsvrije zone* gehanteerd. Boringvrije zones worden ingesteld voor diepe winningen die middels een slecht doorlatende kleilaag worden beschermd tegen verontreinigingen door activiteiten aan het maaiveld. Binnen een boringvrije zone geldt een verbod of beperking (per provincie verschillend) op het uitvoeren van boringen.

## 3 Opties voor toetsing grondwater

### 3.1 Varianten voor toetsing

In dit hoofdstuk worden een aantal mogelijke beoordelingskaders beschreven die, al dan niet in combinatie, kunnen worden toegepast in grondwaterbeschermingsgebieden. Deze zijn als volgt:

- rekening houdend met eenvoudige zuivering (paragraaf 3.2);
- rekening houdend met verdunning en afbraak (paragraaf 3.3).

Toetsing van de drinkwaterkwaliteit kan plaatsvinden op basis van de drinkwaternorm of gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling (paragraaf 3.4).

De hier beschreven (combinatie van) opties en toetscriteria voor de drinkwaterkwaliteit dienen te worden geëvalueerd voor wat betreft de wenselijkheid en mogelijkheden voor toepassing voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden. Hiertoe hebben reeds verkennende gesprekken tussen het ministerie van Infrastructuur en Milieu en het RIVM plaatsgevonden.

### 3.2 Rekening houdend met eenvoudige zuivering

#### 3.2.1 Raamwerk

Indien ervan wordt uitgegaan dat de zogeheten eenvoudige klassieke grondwaterzuivering plaatsvindt, bestaande uit beluchting en snelfiltratie, zullen de concentraties met een specifiek percentage afnemen (Zwolsman et al., 2004). Dit percentage wordt het verwijderingsrendement genoemd. Indien rekening gehouden wordt met deze verwijdering kunnen risicogrenswaarden voor grondwater worden afgeleid die na klassieke grondwaterzuivering resulteren in een specifieke norm bij het onttrekkingspunt. Wuijts en Versteegh (2008) hebben deze procedure toegepast, op basis van de drinkwaternorm (Tabel II uit het Drinkwaterbesluit).

#### 3.2.2 Risicogrenswaarden

De procedure waarbij rekening gehouden wordt met eenvoudige zuivering resulteert op basis van Zwolsman et al. (2004) in risicogrenswaarden zoals weergegeven in Tabel 3.1 (Wuijts en Versteegh, 2008). In deze tabel is tevens het verwijderingsrendement ten gevolge van de klassieke grondwaterzuivering volgens Zwolsman et al. (2004) gegeven, bepaald op basis van informatie over de jaarlijkse kwaliteitsgegevens van grondwater en drinkwater (REWAB; Registratiesysteem Waterleidingsbesluit). In dit rapport is daarvan gebruikgemaakt. Verwijderingsrendementen zijn veelal aangegeven met een bandbreedte. Voor het afleiden van de richtwaarde is uitgegaan van het laagst genoemde rendement. Voor de stoffen waarvoor geen verwijderingsrendement is beschreven, is gebruikgemaakt van de WHO-Guidelines (WHO, 2004).

Tabel 3.1: Drinkwaternorm, verwijderingspercentage en risicogrenswaarden voor grondwater (**vetgedrukt**) die kunnen worden gehanteerd voor toetsing van grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden, refererend aan de drinkwaternorm (Tabel II uit het Drinkwaterbesluit) en rekening houdend met eenvoudige klassieke grondwaterzuivering (Wuijts en Versteegh, 2008) (eenheid is  $\mu\text{g/l}$ , tenzij anders vermeld)

Parameter	Drinkwater-norm (Tabel II Wlb)	Verwijdering (%)	Risicogrenswaarde grondwater <sup>*1</sup>	Opmerkingen
Acrylamide	0,10	0	<b>0,10</b>	*2
Antimoon	5,0	50	<b>10</b>	
Arseen	10	20	<b>12</b>	
Benzeen	1,0	15	<b>1,2</b>	
Benzo(a)pyreen	0,010	70	<b>0,03</b>	
Boor	0,5 mg/l	0	<b>0,5 mg/l</b>	
Bromaat	1,0	0	<b>1,0</b>	Bij desinfectie geldt max. waarde van 5,0 $\mu\text{g/l}$ (90%-waarde, met max. van 10 $\mu\text{g/l}$ )
Cadmium	5,0	50	<b>10</b>	
Chroom	50	15	<b>60</b>	*3
Cyaniden (totaal)	50	0	<b>50</b>	*4
1,2-Dichloorethaan	3,0	44	<b>5,4</b>	
Epichloorhydrine	0,10	0	<b>0,10</b>	*2
Fluoride	1,1 mg/l	0	<b>1,1 mg/l</b>	
Koper	2,0 mg/l	n.v.t.	<b>2,0 mg/l</b>	*3 en *5
Kwik	1,0	<44	<b>1,7</b>	
Lood	10	n.v.t.	<b>10</b>	*3 en *5
Nikkel	20	n.v.t.	<b>20</b>	*3 en *5
Nitraat	50 mg/l	n.v.t.	<b>50 mg/l</b>	*6
Nitriet	0,1 mg/l	0	<b>0,1 mg/l</b>	*7
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) (som)	0,10	70	<b>0,3</b>	Som gespec. verbindingen met concentratie hoger dan detectiegrens <sup>*8</sup>
Polychloorbifenylen (PCB's) (individueel)	0,10	-	<b>0,10</b>	Per stof <sup>*9</sup>
PCB's (som)	0,50	-		Som van gespec. verbindingen met concentratie > 0,05 $\mu\text{g/l}$ <sup>*10</sup>



Pesticiden (individueel)	0,10	0	<b>0,10</b>	Per stof. Voor aldrin, dieldrin, hepta-chloor en heptachloor-epoxide geldt een max. waarde van 0,030 µg/l.
Pesticiden (som)	0,50	0	<b>0,50</b>	Som van afzonderlijke pesticiden met concentratie hoger dan de detectiegrens.
Seleen	10	40	<b>17</b>	
Tetra- en tri-chlooretheen (som)	10	40	<b>17</b>	
Trihalomethanen (som)	25	25	<b>33</b>	*11
Vinylchloride	0,50	65	<b>1,4</b>	*2

\*1 In Wuijts en Versteegh (2008) wordt de term 'streefwaarde' gebruikt. Omdat deze term echter reeds gereserveerd is in de Wet bodembescherming, wordt hier de meer neutrale term 'Risicogrenswaarde' gehanteerd.

\*2 Deze parameterwaarde heeft betrekking op de residuele monomeerconcentratie in het water, berekend aan de hand van specificaties inzake de maximum migratie van de overeenkomstige polymeer in contact met water.

\*3 Deze waarde geldt voor een monster van voor menselijke consumptie bestemd water, dat via een passende steekproefmethode aan de kraan verkregen is, en dat representatief mag worden geacht voor de gemiddelde waarde die de gebruiker wekelijks binnenkrijgt. Deze methode is beschreven in de 'VROM-Inspectierichtlijn 5074 Harmonisatie Meetprogramma Drinkwaterkwaliteit'.

\*4 Het totaal aan cyanide in elke vorm moet worden bepaald.

\*5 Een aantal stoffen zoals sulfaat, chloride, koper, nikkel en lood kan door zuivering en het contact met leidingmaterialen in concentratie toenemen. Het zuiveringsrendement is daarom niet meegenomen.

\*6 Nitraatrichtlijn is hier maatgevend.

\*7 Ten aanzien van de concentraties nitraat en nitriet dient tevens te worden voldaan aan de voorwaarde dat  $[\text{nitraat}]/50 + [\text{nitriet}]/3 < 1$ , waarbij de rechte haken de concentratie in mg/l uitdrukken, voor nitraat in NO<sub>3</sub>, en voor nitriet in NO<sub>2</sub>.

\*8 De gespecificeerde verbindingen zijn: pyreen, benzo(a)antracene, benzo(ghi)peryleen, fenantreen, indeno(1,2,3-cd)pyreen, anthraceen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, chryseen en fluorantheen.

\*9 Informatie over verwijderingsrendementen is niet gevonden. PCB's hechten sterk aan slib en grond. Verwacht wordt dat deze deeltjes bij filtratie goed worden verwijderd. Uit analyse van REWAB-informatie (2006) bleek dat PCB's in grondwater en drinkwater niet in gehalten boven de detectiegrens zijn aangetoond. Hieruit kunnen dus ook geen rendementen worden afgeleid. Interventiewaarde voor grondwater is bovendien al een factor 10 lager (0,01 µg/l).

\*10 De gespecificeerde verbindingen zijn: PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180.

\*<sup>11</sup> De gespecificeerde verbindingen zijn: chloroform, bromoform, dibroomchloormethaan en broomdichloormethaan. De concentratie broomdichloormethaan mag niet hoger zijn dan 15 µg/l.

### 3.2.3 *Evaluatie*

Indien deze procedure wordt toegepast dienen de genoemde verwijderingspercentages te worden geëvalueerd voor wat betreft de procedure van bepaling, de mate van zekerheid en, daarmee samenhangend, de mate van conservativiteit. Dit laatste komt neer op het in meer statistische termen kwantificeren van 'het laagst genoemde rendement'. Vervolgens dient eventueel actualisatie van de verwijderingspercentages plaats te vinden.

Indien rekening wordt gehouden met eenvoudige zuivering hebben de risicogrenswaarden een eenvoudige basis. Deze optie bevordert daarom de mogelijkheden voor communicatie naar belanghebbenden. De waarden verschillen niet veel van de drinkwaternormen (Tabel II Wlb), namelijk van gelijk aan deze norm voor een aantal metalen en organische contaminanten tot maximaal een factor drie hoger voor benzo(a)pyreen. Als gevolg hiervan zijn de Risicogrenswaarden welke zijn afgeleid rekening houdend met eenvoudige zuivering relatief streng en bieden daarom relatief veel bescherming. Het nadeel is dat de waarden in veel gevallen overschreden zullen worden en er dus vaak verdere actie vereist is.

## 3.3 **Rekening houdend met transportprocessen**

### 3.3.1 *Procedure*

In de Drinkwaterwet worden normen gehanteerd voor de kwaliteit van de bronnen en de kwaliteit van het geproduceerde drinkwater. Dit zijn vaste waarden, die op iedere plek en ieder moment in de tijd op dezelfde wijze gebruikt worden voor toetsing. Binnen de Wet bodembescherming vindt beoordeling plaats op basis van een combinatie van normen en locatie-specifieke risicobeoordeling, gebruikmakend van het web-gebaseerde rekenprogramma Sanscrit (Swartjes et al., 2012).

Een interessante alternatieve wijze van beoordeling van de grondwaterkwaliteit zou een methodiek zijn, waarbij rekening gehouden wordt met de processen die plaatsvinden tijdens transport tussen de verontreinigingspluim en de onttrekkingsput. Aangezien deze processen in het algemeen leiden tot afname van de concentratie is een hogere concentratie ter plaatse van verontreinigingspluim toegestaan dan ter plaatse van de onttrekking.

### 3.3.2 *Transportprocessen*

Binnen een grondwaterbeschermingsgebied wordt de stroming van water gedreven door een antropogene en een natuurlijke oorzaak. De antropogene oorzaak is de door het drinkwaterbedrijf geïnitieerde onttrekking van grondwater, welke in een potentiaalverlaging ter plaatse van de onttrekking resulteert. Dit veroorzaakt een radiaal georiënteerde waterstroom naar deze onttrekkingsput toe. De natuurlijke oorzaak is het natuurlijke verhang van de grondwaterspiegel. Dit verhang verloopt onregelmatig in tijd en ruimte, afhankelijk van bodemtype, reliëf, de aanwezigheid van waterlopen en ander oppervlaktewater en eventuele manipulatie van de grondwaterspiegel in polders. Desalniettemin resulteert het natuurlijke verhang van de grondwaterspiegel in een stroming van grondwater in een dominante richting. Gecombineerd volgt er ten gevolge van antropogene en natuurlijke oorzaken 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 onttrekkingspunt wordt bepaald. In hoeverre het transport van contaminanten wordt beïnvloed door antropogene en natuurlijke oorzaken hangt daarom af van de positie van de verontreinigingspluim binnen het grondwaterbeschermingsgebied en met name van de afstand van de verontreinigingspluim tot het onttrekkingspunt. Het belang van de natuurlijke en antropogene gedreven processen hangt ook af van de diepte. De invloed van antropogene geïnitieerde processen is groter op de diepte van de onttrekkingsfilters en minder groot aan de bovenkant van het eerste watervoerend pakket, zeker in geval van diepe onttrekkingsfilters.

Tijdens transport tussen verontreinigingspluim en onttrekkingsput spelen de volgende processen een rol:

- Advectie. Dit proces leidt tot een lineaire massaverplaatsing van water, inclusief contaminanten.
- (Moleculaire) diffusie en (hydrodynamische) dispersie. Deze processen leiden tot 'uitsmeren' van het verontreinigingsfront, zodat de piekconcentratie die de waterwinning bereikt, wordt verlaagd. De totale vracht aan contaminant die de waterwinning bereikt, blijft echter gelijk.
- Adsorptie. Alhoewel adsorptie in het watervoerende pakket in het algemeen niet zo groot is als in de bovengrond, kunnen contaminanten in het poriewater interacteren met vaste bodemdeeltjes als kleideeltjes, organische stof en (hydr)oxiden. Dit resulteert in vertraging van het transport van de contaminanten ten opzichte van de waterstroom (retardatie). Bovendien kan adsorptie in een verlaging van de piekconcentratie resulteren.
- Verdunning. Hierbij wordt verontreinigd grondwater gemengd met schoon (of schoner) grondwater. In geval van stroming uit meerdere richtingen zal de concentratie evenredig met het volume schoon water ten opzichte van het volume verontreinigd water dat de onttrekking bereikt, afnemen.
- Afbraak (alleen voor organische contaminanten). Dit proces leidt uiteraard tot afname van de piekconcentratie en van de totale vracht die de waterwinning bereikt. Er kunnen echter ongewenste contaminanten als afbraakproducten ontstaan.

Advectie leidt niet tot afname van de piekconcentratie die de waterwinning bereikt. Advectie resulteert simpelweg in een verplaatsing van het concentratiefront, zonder dat de concentratie hierbij verandert. Adsorptie leidt alleen tot afname van de piekconcentratie die de waterwinning bereikt als het front ondergrondlagen passeert die een hogere sorptiecapaciteit hebben of waar gunstigere omstandigheden voor adsorptie heersen. Maar omgekeerd geldt ook dat de piekconcentratie die de waterwinning bereikt hoger kan worden als het front ondergrondlagen passeert die een lagere sorptiecapaciteit hebben of waar minder gunstigere omstandigheden voor adsorptie heersen. Adsorptie (retardatie) leidt wel tot vertraging van de verplaatsingssnelheid, maar heeft in de meeste gevallen geen directe invloed op de piekconcentratie die de waterwinning bereikt. Indirect beïnvloeden advectie en adsorptie (retardatie) de concentratie wel, doordat als een contaminant langer onderweg is er meer tijd voor afbraak en verdunning is, hetgeen leidt tot reductie van de piekconcentratie die de waterwinning bereikt.

### 3.3.3 *Rekenmethoden*

Aangezien de in paragraaf 3.3.2 genoemde processen in het algemeen leiden tot afname van de concentratie, is een hogere concentratie ter plaatse van

verontreinigingspluim toegestaan als ter plaatse van de onttrekking. Het kwantificeren van deze afname en het effect hiervan op de toelaatbare concentraties stroomopwaarts van de onttrekkingsput, zouden mathematisch verder kunnen worden uitgewerkt.

De meest nauwkeurige methode om de concentratie ter plaatse van een verontreinigingspluim te bepalen die ter plaatse van een onttrekking in een specifiek criterium (bijvoorbeeld de drinkwaternorm) resulteert is een numeriek model. Er bestaan numerieke modellen die de combinatie van natuurlijke stroming en stroming ten gevolge van een onttrekking beschouwen. Dergelijke modellen zijn echter zeer complex, zeker in geval van een natuurlijk stromingspatroon in combinatie met een grondwateronttrekking, en vragen bij toepassing veel inspanning om de benodigde parameters te verzamelen. Daarom zijn deze voor het onderhavige doel, namelijk het min of meer op routinematige basis grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden beoordelen, niet geschikt. Hooguit kan in een stapsgewijze procedure in een hogere stap van numerieke modellen gebruik worden gemaakt. Dat zou betekenen dat in een voorschrift opgenomen moet worden dat toepassing van numerieke modellen nodig is en dat er in de meeste gevallen een expert ingehuurd moet worden om dit uit te voeren.

Een alternatief van het gebruik van numerieke modellen is het gebruik van analytische oplossingen. Deze vereisen echter een bepaalde mate van eenvoud van het stromingsproces en eenduidige begin- en randvoorwaarden. Dergelijke analytische oplossingen zijn bijvoorbeeld beschikbaar voor natuurlijke stroming en, onder bepaalde voorwaarden, voor de stroming bepaald door de grondwateronttrekking. De combinatie van deze twee stromingen is complex en het is daarom de vraag of hiervoor een analytische oplossing beschikbaar is. Indien deze optie door het beleid als kansrijk wordt aangemerkt, zal moeten worden onderzocht of er voor dergelijke complexe stromingspatronen analytische oplossingen bestaan, of op pragmatische wijze vuistregels moeten worden ontwikkeld.

Als deze optie zal worden toegepast, zou dit betekenen dat de beoordeling van de grondwaterkwaliteit afhankelijk is van de locatie binnen het grondwaterbeschermingsgebied. Dit zou als consequentie hebben dat beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden niet plaatsvindt op basis van een lijst met risicogrenswaarden ('normen'), maar dat er een gestandaardiseerde methodiek wordt toegepast. In het kader van de Wet bodembescherming vindt een dergelijke procedure plaats bij de bepaling van de spoed voor sanering, welke met het op internet beschikbare programma Sanscrit plaatsvindt (ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2012).

### **3.4 Gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling**

#### *3.4.1 Raamwerk*

Deze methodiek is in analogie aan de methodiek zoals toegepast in het kader van de Wet bodembescherming. Er wordt echter tevens uitgegaan van op de functie drinkwatervoorziening toegespitste (strengere) beschermingsniveaus. Het doel en het raamwerk van de Wet bodembescherming en de Drinkwaterwet zijn verschillend. Zo worden er in beide wettelijke kaders andere beschermingsobjecten en beschermingsniveaus gehanteerd. Ook de structuur van beide wetten is anders. Interventiewaarden uit de Wet bodembescherming maken bijvoorbeeld onderdeel uit van een raamwerk, waarin naast vergelijk met deze normen ook een locatie-specifieke toetsing naar de daadwerkelijke risico's deel uitmaakt van de beoordeling. De normen uit de Drinkwaterwet zijn deels gebaseerd op de gezondheidkundige risico's en deels op het voorzorgsprincipe.

Dit betekent dat de aanwezigheid van stoffen waarvan de gezondheidkundige werking op lange termijn onvoldoende bekend is, moet worden voorkomen. Daarom is het vergelijken van interventiewaarden en drinkwaternomen niet zinvol.

#### 3.4.2 *Beschermingsobjecten*

Voor wat betreft de beschermingsobjecten richt de Wet bodembescherming zich, behalve op bescherming van de menselijke gezondheid, ook op het ecosysteem en ecologische processen in bodem en grondwater. Als vanuit de Drinkwaterwet een risicobeoordeling zou worden gevolgd is echter alleen een humaan-toxicologische invalshoek van belang, gerelateerd aan drinkwaterconsumptie. Daarnaast wordt vanuit de Wet bodembescherming niet in alle gevallen rekening gehouden met achtergrondblootstelling (blootstelling vanuit andere bronnen dan bodemverontreiniging). Vanuit het perspectief van veilige drinkwaterconsumptie dient de positie van achtergrondblootstelling nader te worden beschouwd.

#### 3.4.3 *Beschermingsniveaus*

De humaan-toxicologische risicogrenzen van de interventiewaarden zijn afgeleid op basis van het  $MTR_{\text{humaan}}$  (Maximaal Toelaatbaar Risico voor de menselijke gezondheid) als beschermingsniveau (Ministerie van VROM, 1989). Het  $MTR_{\text{humaan}}$  is te beschouwen als een relatief soepel beschermingsniveau ten opzichte van de andere opties voor beschermingsniveaus. De reden voor deze keuze binnen de Wet bodembescherming is dat we nu eenmaal te maken hebben met een historische last, op grote schaal, dus is een zeer strenge toetsing niet zinvol en praktisch niet uitvoerbaar. Anderzijds leidt de wijze van afleiden, gebruikmakend van bestaande effectdata op testorganismen en zogeheten *assessment factors* voor conversie, extrapolatie, aanpassing en onzekerheid (Vermeire et al., 1999) in de ordegrrootte van honderd tot tienduizend, tot een conservatieve waarde voor het  $MTR_{\text{humaan}}$ . De betekenis van overschrijden van een  $MTR_{\text{humaan}}$  is dan ook voornamelijk op signalering gericht: als het  $MTR_{\text{humaan}}$  niet wordt overschreden is het gezondheidsrisico aanvaardbaar; bij overschrijding is *mogelijk* sprake van een onaanvaardbaar risico en dient het daadwerkelijke risico in meer detail te worden vastgesteld (Swartjes et al., 2012). Voor preventie en het saneringsdoel (dus gericht op nieuw te creëren situaties), hiervoor zijn Maximale Waarden afgeleid (alleen voor grond, niet voor grondwater), gaat de Wet bodembescherming uit van het  $VR_{\text{humaan}}$  (Verwaarloosbaar Risico voor de menselijke gezondheid). Als een toetsing gerelateerd aan de Wet bodembescherming plaats zou vinden in grondwaterbeschermingsgebieden zal er sprake moeten zijn van relatief strenge beschermingsniveaus. Indien een humaan-toxicologische risicobeoordeling zou worden gevolgd, dient de keuze voor een (relatief streng) beschermingsniveau door het beleid te worden gemaakt.

Indien aangesloten wordt bij bestaande toepassingen in Nederland zijn er dus twee beschermingsniveaus mogelijk:

- het  $VR_{\text{humaan}}$ ;
- het  $MTR_{\text{humaan}}$ .

Voor afleiding van de beschermingsniveaus wordt een verschil gemaakt tussen contaminanten die een drempel voor effecten hebben en contaminanten die dat niet hebben. Voor de laatste groep, de contaminanten die geen drempel voor

effecten hebben, geldt dat de geringste blootstelling het risico verhoogt. Dit is het geval voor de meeste contaminanten die via een genotoxisch mechanisme in een tumor kunnen uitmonden (*genotoxisch carcinogenen*). Voor de overige contaminanten bestaat een drempel voor effecten. Voor deze leidt een geringe blootstelling niet tot een effect, doordat fysische externe en interne membranen gepasseerd moeten worden en als dit gebeurt een serie verdedigingsmechanismen in het lichaam in werking treedt (moleculen als eiwitten en vitaminen die contaminanten neutraliseren en specifieke organen als nieren en lever die contaminanten afvangen en uitscheiden) (Swartjes en Cornelis, 2011).

Voor genotoxisch carcinogene contaminanten is het  $VR_{\text{humaan}}$  gedefinieerd als de dosis die bij levenslange toediening aan een miljoen personen leidt tot één extra geval van kanker (het 1:1.000.000, oftewel  $10^{-6}$ , levenslange additionele risico) (ministerie van VROM, 1989). Het  $MTR_{\text{humaan}}$  is gedefinieerd als de dosis die bij levenslange toediening aan tienduizend personen leidt tot één extra geval van kanker (het 1:10.000, oftewel  $10^{-4}$ , levenslange additionele risico) (ministerie van VROM, 1989). Omdat de relatie tussen blootstelling en tumorincidentie lineair wordt verondersteld, is voor de genotoxisch carcinogenen het  $VR_{\text{humaan}}$  1% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ . Voor de overige contaminanten, waarvoor dus een drempel voor blootstelling bestaat, is het  $VR_{\text{humaan}}$  eveneens 1% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ , maar dit is niet in een concrete mate van effect te vertalen. De argumentatie achter de factor 100 verschil tussen  $MTR_{\text{humaan}}$  en  $VR_{\text{humaan}}$  is gegeven door het feit dat er in bijna alle gevallen blootstelling aan meerdere contaminanten plaatsvindt. Pieters en Könemann (1997) stelden dat bij de in het algemeen lage blootstellingen vanuit milieucompartimenten er niet vaak sprake is van antagonisme (onderlinge verzwakking van effecten) of synergisme (onderlinge versterking van effecten). Wel is sprake van zogeheten dosis-additie; dat wil zeggen dat het effect evenredig groter is met een grotere dosis ten gevolge van blootstelling aan meerdere contaminanten, mits deze een vergelijkbaar effect op een zelfde orgaan of het gehele lichaam uitoefenen. De auteurs concludeerden dat een factor 100 (en voor vele contaminanten ook een factor 10) voldoende is om het effect van blootstelling aan meerdere contaminanten te compenseren.

Daarnaast hanteert de WHO (*World Health Organization*) 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$  (oftewel  $20 \times VR_{\text{humaan}}$ ) als beschermingsniveau, in het kader van afleiden van normen voor drinkwater (WHO, 2011). De beargumentering hiervoor is dat er naast blootstelling vanuit drinkwater nog blootstelling vanuit andere bronnen plaatsvindt (achtergrondblootstelling), zodat niet het gehele  $MTR_{\text{humaan}}$  'opgevuld' kan worden door blootstelling vanuit drinkwater. Daarom wordt 80% toegewezen aan blootstelling vanuit andere bronnen. Voorheen veronderstelde de WHO 90% blootstelling vanuit andere bronnen (en hanteerde derhalve 10% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ ), maar dat werd als onrealistisch conservatief gezien. Overigens is de 80% blootstelling vanuit andere bronnen eveneens conservatief. In werkelijkheid varieert de bijdrage van de blootstelling vanuit andere bronnen van 1% (voor sommige pesticiden) tot 80% (voor bijproducten van desinfectie) (WHO, 2011).

Ook voor de andere beschermingsniveaus zou rekening kunnen worden gehouden met achtergrondblootstelling: blootstelling vanuit andere bronnen dan verontreinigd grondwater. Dit is alleen van belang voor de contaminanten met

een drempel voor effecten en niet voor de zogeheten genotoxische carcinogene contaminanten, waarvoor geen drempel voor effecten bestaat. De reden is dat de risico's voor deze laatste groep, de contaminanten zonder drempel voor effecten, getoetst worden op basis van het *additionele* risico ten gevolge van bodemverontreiniging en niet het absolute risico.

De waarden voor de mogelijke beschermingsniveaus en het type effecten (met of zonder drempel voor gezondheidseffecten) zijn opgenomen in Tabel 3.2.

Tabel 3.2: Opties voor humaan-toxicologische beschermingsniveaus, voor afleiding van de humaan-toxicologische onderbouwde risicogrenswaarden ( $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{BW}}/\text{dag}$ )

Stofnaam	VR <sub>humaan</sub> <sup>*1</sup>	20% MTR <sub>humaan</sub>	MTR <sub>humaan</sub> <sup>*1</sup>	Type effect	Referentie
<i>Aromatische verbindingen:</i>					
Benzeen	0,033	0,66	3,3	Niet-drempel	Baars et al., 2001
Ethylbenzeen	1,0	20	100	Drempel	Baars et al., 2001
Tolueen	2,2	44	223	Drempel	Baars et al., 2001
<i>PAK's:</i>					
Naftaleen	0,40	8,0	40	Drempel	Baars et al., 2001
<i>Gechloroerde koolwaterstoffen:</i>					
Vinylchloride	0,006	0,12	0,6	Niet-drempel	Baars et al., 2001
1,2-dichloorethaan	0,14	2,8	14	Drempel	Janssen et al., 1995
1,1-dichlooretheen	0,03	0,6	3,0		Janssen et al., 1998
1,2-dichlooretheen (cis)	0,30	0,6	30	Drempel	Baars et al., 2001
1,2-dichlooretheen (trans)	0,30	6,0	30	Drempel	Baars et al., 2001
1,1,1-trichloorethaan	0,80	16	80	Drempel	Janssen et al., 1995
Trichlooretheen (tri)	0,50	10	50	Drempel <sup>*2</sup>	Baars et al., 2001
Tetrachlooretheen (per)	0,16	3,2	16	Drempel	Baars et al., 2001
<i>Overig:</i>					
Pyridine	0,01	0,20	1,0	Drempel	Baars et al., 2001
Tetrahydrofuran	0,01	0,20	1,0	Drempel	Baars et al., 2001
MTBE (Methyl-tert-butyl ether)	3,0	60	300	Drempel	Swartjes et al., 2004
ETBE (Ethyl tert-butyl ether)	3,0	60	300	Drempel	gelijk gesteld aan MTBE
Dimethylftalaat	0,04	0,80	4,0	Drempel	Baars et al., 2001

\*1: Voor contaminanten met een drempel voor effecten kan eventueel het toxicologische beschermingsniveau worden verminderd met de achtergrondblootstelling.

\*2: Ondanks dat trichlooretheen een genotoxisch carcinogeen is, is het type genotoxiciteit reden voor een drempelbenadering



### 3.4.4 Risicogrenswaarden

In Tabel 3.3 zijn de mogelijkheden voor risicogrenswaarden opgenomen, in analogie met de afleiding van de interventiewaarden, echter gerelateerd aan verschillende beschermingsniveaus. Er wordt voor deze studie vanuit gegaan dat in grondwaterbeschermingsgebieden alleen de humaan-toxicologisch onderbouwde normen relevant zijn. In deze tabel zijn achtereenvolgens de volgende risicogrenswaarden opgenomen:

- De concentratie in grondwater, die in evenwicht is met de humaan-toxicologisch onderbouwde risicogrens van de interventiewaarde in grond (signaalfunctie), gebaseerd op het  $VR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau. Dit is een variant op de  $EBVC_{\text{humaan}}$ evenwicht, echter met een strenger beschermingsniveau ( $VR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau, in plaats van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau).
- De aanvaardbare concentratie in grondwater als de mens al het drinkwater direct vanuit (niet gezuiverd) grondwater haalt (eigen put), gebaseerd op het  $VR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau. Dit is een variant op de  $EBVC_{\text{humaan}}$ drinkwater, echter met een strenger beschermingsniveau ( $VR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau, in plaats van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau).
- De concentratie in grondwater, die in evenwicht is met de humaan-toxicologisch onderbouwde risicogrens van de interventiewaarde in grond (signaalfunctie), gebaseerd op 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau ( $= 20 \times VR_{\text{humaan}}$ ). Dit is een variant op de  $EBVC_{\text{humaan}}$ evenwicht, echter met een strenger beschermingsniveau (20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau, in plaats van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau).
- De aanvaardbare concentratie in grondwater als de mens al het drinkwater direct vanuit (niet gezuiverd) grondwater haalt (eigen put) gebaseerd op 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau ( $= 20 \times VR_{\text{humaan}}$ ). Dit is een variant op de  $EBVC_{\text{humaan}}$ drinkwater, echter met een strenger beschermingsniveau (20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau, in plaats van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau).

Op het niveau van de  $VR_{\text{humaan}}$  en de  $MTR_{\text{humaan}}$  in Tabel 3.3 is geen rekening gehouden met achtergrondblootstelling.

In Tabel 3.3 zijn tevens de Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op evenwicht ( $EBVC_{\text{humaan}}$ evenwicht) en de Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op directe humane risico's ( $EBVC_{\text{humaan}}$ drinkwater) opgenomen, bouwstenen van de interventiewaarde grondwater, gebaseerd op het Maximaal Toelaatbare Risico ( $MTR_{\text{humaan}}$ ). Ter vergelijking zijn daarnaast de drinkwaternorm en de zogeheten *Guideline value* van de WHO in de tabel opgenomen.

Het is interessant om de toxicologisch onderbouwde normen te vergelijken met de drinkwaternormen. Een eerste conclusie is dat de drinkwaternormen slechts beperkt gedifferentieerd zijn, namelijk ingedeeld in drie groepen (met waarden van 0,1; 1,0 en 10  $\mu\text{g/l}$ ). Binnen de drie groepen is geen differentiatie en wordt dus geen rekening gehouden met verschillen in toxiciteit van de contaminanten. Verder is het in het kader van deze studie interessant de risicogrenswaarden gebaseerd op drinkwaterconsumptie te vergelijken met de drinkwaternormen. Hieruit is te concluderen dat indien wordt uitgegaan van 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$  als beschermingsniveau (zonder achtergrondblootstelling) de risicogrenswaarden gebaseerd op drinkwaterconsumptie een factor 7 tot 1500 hoger liggen dan de

grondwaternormen. Dat wil zeggen dat uitgaande van consumptie van grondwater als drinkwater, op het niveau van de drinkwaternormen een beduidend hoger beschermingsniveau geldt, en voor sommige contaminanten een veel hoger beschermingsniveau dan het niveau van 20% van het  $MTR_{\text{huumaan}}$ . Indien wordt uitgegaan van het  $VR_{\text{huumaan}}$  als beschermingsniveau (zonder achtergrondblootstelling) zijn risicogrenswaarden gebaseerd op drinkwaterconsumptie een factor 1,1 tot 74 hoger dan de grondwaternormen, maar voor tetrachlooretheen (per) een factor 2 en voor pyridine een factor 3 lager. Dat wil zeggen dat, uitgaande van consumptie van grondwater als drinkwater, voor veel contaminanten geldt dat op het niveau van de drinkwaternormen het beschermingsniveau van dezelfde orde grootte is als op het niveau van het  $VR_{\text{huumaan}}$ . Maar op het niveau van de drinkwaternorm is het beschermingsniveau voor tetrachlooretheen (per) en voor pyridine lager dan het  $VR_{\text{huumaan}}$ -niveau (zonder achtergrondblootstelling).

Tabel 3.3: Mogelijkheden voor risicogrenswaarden voor grondwater ( $\mu\text{g/l}$ ), in analogie met de afleiding van de interventiewaarden, echter gerelateerd aan verschillende beschermingsniveaus (zonder rekening te houden met achtergrondblootstelling); drinkwaternormen en de zogeheten Guideline values van de WHO (WHO, 2011).

Basis	Evenwicht *1	Drink- water- consumptie	Evenwicht *1	Drink- water- consumptie	EBVC <sub>humaan</sub> evenwicht	EBVC <sub>humaan</sub> drinkwater	Drink- water- norm	Guideline value WHO
Beschermingsniveau	VR <sub>humaan</sub>	VR <sub>humaan</sub>	20% MTR <sub>humaan</sub>	20% MTR <sub>humaan</sub>	MTR <sub>humaan</sub>	MTR <sub>humaan</sub>		
Benzeen	2,5	1,1	50	22	250	110	1,0*	10
Ethylbenzeen	56	33	1100	670	5600	3300	1,0	300
Tolueen	44	74	870	1500	4400	7400	1,0	700 (C)
Naftaleen	160	13	3100	270	16000	1300	1,0	-
Vinylchloride	0,0040	0,20	0,08	4,0	0,40	20	0,10* <sup>§</sup>	0,3
1,2-dichloorethaan	31	4,7	630	93	3100	470	3,0*	30
1,1-dichlooretheen	0,058	0,94	1,2	19	5,8	94	1,0	-
1,2-dichlooretheen (cis)	9,6	9,4	190	190	960	940	1,0	50
1,2-dichlooretheen (trans)	10	9,4	210	190	1000	940	1,0	50
1,1,1-trichloorethaan	2,6	25	52	500	260	2500	1,0	-
Trichlooretheen (tri)	15	17	300	330	1500	1670	10* <sup>#</sup>	20 (P)
Tetrachlooretheen (per)	5,6	5,3	110	110	560	530	10* <sup>#</sup>	40
Pyridine	21	0,33	430	6,6	2100	33	1,0	-
Tetrahydrofuran	160	3,3	3200	67	16000	330	1,0	-
MTBE (Methyl-tert-butyl ether)	2400	94	49000	190	240000	9400	1,0	-
Dimethylftalaat	78	8,3	1600	170	7800	830	1,0	-

\*1 : In evenwicht met de humaan-toxicologisch onderbouwde risicogrenswaarden van de interventiewaarde in grond (signaalfunctie)

§ : Indicatief niveau

# : Som van Tetra- en trichlooretheen

\* : Gezondheidskundige norm volgens Tabel II Chemische parameters

P : Voorlopige waarde, omdat er is sprake van significante wetenschappelijke onzekerheden

C : Lagere waarde kan aanleiding geven tot hinder ten gevolge van smaak- of geurproblemen

### 3.4.5 Evaluatie

Risicogrenswaarden gerelateerd aan de afleiding van de interventiewaarden, waarbij verschillende keuzes worden gehanteerd voor de beschermingsniveaus en al dan niet achtergrondblootstelling, bieden een aantal mogelijkheden om grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden te beoordelen. De voordelen van deze optie zijn als volgt:

- De risicogrenswaarden zijn gebaseerd op een risicobeoordeling. Dit is een erkende methode om zinvolle normen af te leiden en bevordert de mogelijkheden voor communicatie naar belanghebbenden.
- Het beleid kan een zinvolle keuze maken voor een beschermingsniveau, rekening houdend met de aard van de beoordeling, dat wil zeggen gerelateerd aan een veilige drinkwaterconsumptie, en met beschermingsniveaus zoals gehanteerd voor andere functies.
- Het beleid kan een standpunt innemen over het wel of niet hanteren van achtergrondblootstelling, rekening houdend met de aard van de beoordeling, dat wil zeggen gerelateerd aan een veilige drinkwaterconsumptie, en met wel of niet hanteren van achtergrondblootstelling voor andere milieubeschermdoelinden. Dit is alleen zinvol voor niet-carcinogene contaminanten en alleen voor het  $VR_{\text{humaan}}$ - of het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau, aangezien in de argumentatie voor 20% van het  $MTR_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau al rekening is gehouden met achtergrondblootstelling.

Indien wel rekening gehouden wordt met de achtergrondblootstelling dan zou als benadering de EBVCs in Tabel 3.3 in evenredigheid met de bijdrage van de achtergrondblootstelling aan het gehanteerde beschermingsniveau moeten worden gecorrigeerd:

$$EBVC_{\text{humaan}} \text{ met AB} = EBVC_{\text{humaan}} \text{ zonder AB} \times \frac{(Y_{\text{humaan}}\text{-beschermingsniveau} - \text{AB})}{Y_{\text{humaan}}\text{-beschermingsniveau}}$$

(Vgl. 3.1)

waarin

$EBVC_{\text{humaan}}$	: ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op humane risico's, zoals weergegeven in Tabel 3.3 (3 varianten)	
AB	: achtergrondblootstelling	$[\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{DW}}]$
$Y_{\text{humaan}}$ -beschermingsniveau	: beschermingsniveau op $VR_{\text{humaan}}$ -, $MTR_{\text{humaan}}$ of 20% van $MTR_{\text{humaan}}$ -niveau	$[\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{BW}}/\text{dag}]$

Resumerend zijn de achttien combinaties van opties mogelijk voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden, zoals weergegeven in Tabel 3.4.

Tabel 3.4: De achttien combinaties van opties voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden

OPTIES VOOR TOETSING:	Drink-water-norm	VR <sub>humaan</sub>	20% van MTR <sub>humaan</sub>	MTR <sub>humaan</sub>
OPTIE VOOR TOETSINGSKADER:				
Rekening houden met eenvoudige zuivering	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>
Rekening houden met transportprocessen	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>
Rekening houden met eenvoudige zuivering en transportprocessen	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>	1 optie	2 opties <sup>*1</sup>

<sup>\*1</sup>: Met of zonder achtergrondblootstelling (alleen voor niet genotoxisch carcinogene stoffen)

Voor genotoxisch carcinogene contaminanten (dit zijn in deze studie benzeen en vinylchloride), waarvoor het niet zinvol is achtergrondblootstelling in beschouwing te nemen, bestaan er twaalf opties.



## 4 Opties voor toetsing bodem

Contaminanten in de bodem (de onverzadigde zone) zullen vaak ten gevolge van uitloging in het grondwater komen. Dus in geval van bodemverontreiniging in grondwaterbeschermingsgebieden kan er indirect, op termijn, sprake zijn van bedreiging van de drinkwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden. Voor de beoordeling van de bodemkwaliteit geldt een vergelijkbaar raamwerk als voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit, zoals beschreven in paragraaf 2.3.1. In plaats van een streefwaarde wordt echter de achtergrondconcentratie gebruikt ter onderscheiding van wel of geen bodemverontreiniging. In geval van de interventiewaarde in een volume van ten minste 25 m<sup>3</sup> grond (onverzadigde bovengrond) is sprake van een ernstige bodemverontreiniging. In analogie met de ondergrond geldt dat een bodemverontreiniging moet worden gesaneerd wanneer deze ook spoedeisend is.

De concentratie in grondwater die na uitloging zal resulteren, uitgaande van een bekende concentratie in de bovengrond is nauwkeurig te berekenen op basis van een numeriek model of een (1-dimensionale) analytische oplossing. Voor de concentratie in grondwater die na uitloging zal resulteren, uitgaande van de interventiewaarde grond in de bovengrond kan als vuistregel het partitieconcept gehanteerd worden:

$$C_{grw} = 1000 \times C_{gr}/K_d \quad (\text{Vgl. 4.1})$$

Waarin

$C_{grw}$	: concentratie grondwater	[ $\mu\text{g}/\text{L}$ ]
$C_{gr}$	: concentratie grond	[ $\text{mg}/\text{kg}_{\text{DW}}$ ]
$K_d$	: partitiecoëfficiënt	[ $\text{L}/\text{kg}_{\text{DW}}$ ]

In feite wordt op deze wijze de concentratie in het poriewater in de bovengrond (onverzadigde zone) berekend. Ten gevolge van uitloging zal de concentratie in het algemeen verminderen door moleculaire diffusie, hydrodynamische dispersie, adsorptie en afbraak. Dus is de concentratie berekend op basis van Vgl. 4.1 een conservatieve (hoge) schatting van de concentratie in grondwater die na uitloging resulteert. Hoeveel de afname van de concentratie is na uitloging hangt af van de fysische, chemische en biologische bodemeigenschappen, de contaminant-eigenschappen en de dikte van de onverzadigde zone.

De  $EBVC_{\text{humaaan}}$  evenwicht voor grondwater (Ernstige bodemverontreinigingsconcentratie gebaseerd op humane risico's) beschreven in paragraaf 2.3.1 is volgens de hierboven beschreven procedure afgeleid. Daarom geven de waarden in Tabel 3.3 (kolom  $EBVC_{\text{humaaan}}$  evenwicht) een indicatie van de concentratie in grondwater die na uitloging zal resulteren, uitgaande van de interventiewaarde grond in de bovengrond. Deze waarden zijn in het algemeen (in ieder geval voor alle contaminanten opgenomen in Tabel 3.3) hoger dan de interventiewaarden.

Een indicatie van de toelaatbare concentratie in grond (onverzadigde zone) kan op vergelijkbare wijze worden bepaald, indien er een toelaatbare concentratie in grondwater bekend is:

$$C_{grT} = C_{grwT} * K_d / 1000 \quad (\text{Vgl. 4.2})$$

waarin

$C_{grT}$	: toelaatbare concentratie grond	[mg/kg <sub>DW</sub> ]
$C_{grwT}$	: toelaatbare concentratie grondwater	[µg/L]

In dit geval wordt feitelijk de concentratie in de vaste fase in de verzadigde zone berekend. De corresponderende concentratie in de vaste fase in de onverzadigde zone zal dientengevolge hoger zijn, omdat de concentratie na uitloging in het algemeen afneemt. Daarom is de berekende toelaatbare concentratie grond als een conservatieve schatting te beschouwen.



## 5 Conclusies en aanbevelingen

### 5.1 Conclusies

De beoordeling van de bronnen voor drinkwater (Drinkwaterwet) is over het algemeen beduidend strenger dan de toetsing van historische bodemverontreiniging (Wet bodembescherming). Beide wettelijke kaders hebben dan ook een ander doel en uitgangspunt. De doelstelling van dit project is om een voorstel te doen voor invulling van de beoordeling van bodem- en grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden en, op basis daarvan, duidelijkheid te creëren over de wijze van toepassing van de beide wettelijke kaders in grondwaterbeschermingsgebieden. Hiertoe zijn een drietal opties voor de beoordeling van grondwater in grondwaterbeschermingsgebieden als volgt uitgewerkt:

- rekening houdend met eenvoudige zuivering;
- rekening houdend met verdunning en afbraak;
- gebaseerd op een humaan-toxicologische risicobeoordeling.

Resumerend zijn de achttien combinaties van opties mogelijk voor de beoordeling van de grondwaterkwaliteit in grondwaterbeschermingsgebieden, zoals weergegeven in Tabel 3.4. Voor genotoxisch carcinogene contaminanten (in de contaminanten in deze studie benzeen en vinylchloride), waarvoor het niet zinvol is achtergrondblootstelling in beschouwing te nemen, bestaan er twaalf opties.

Indien toelaatbare concentraties in het grondwater bekend zijn, kan een conservatieve indicatie van de toelaatbare concentraties in de bodem (bovengrond) worden berekend op basis van het partitieconcept. Hierbij wordt een evenwicht verondersteld tussen contaminanten in bodem en poriewater.

### 5.2 Aanbevelingen

De in paragraaf 5.1 geresumeerde opties, en combinatie van opties, dienen te worden geëvalueerd voor wat betreft de wenselijkheid en mogelijkheden voor beleidsmatige implementatie. Hierbij dient ook te worden nagegaan of de achtergrondblootstelling in beschouwing genomen wordt. Deze evaluatie dient vanuit een breder perspectief voor wat betreft de positie van grondwater in wettelijke kaders plaats te vinden. De verantwoording hiervoor ligt bij het beleid, maar deze evaluatie kan het beste worden gemaakt in interactie tussen beleid en wetenschap. Hiertoe hebben reeds verkennende gesprekken tussen het ministerie van Infrastructuur en Milieu en het RIVM plaatsgevonden.

Indien de optie 'rekening houdend met eenvoudige zuivering' door het beleid als kansrijk wordt aangemerkt, dienen de genoemde verwijderingspercentages te worden geëvalueerd voor wat betreft de procedure van bepaling, de mate van zekerheid en, daarmee samenhangend, de mate van conservativiteit.

Indien de optie 'rekening houdend met eenvoudige afbraak en verdunning' door het beleid als kansrijk wordt aangemerkt, zal moeten worden onderzocht of er voor dergelijke complexe stromingspatronen analytische oplossingen bestaan, of op pragmatische wijze vuistregels moeten worden ontwikkeld.

Nadat er toelaatbare concentraties in het grondwater bekend zijn, dienen indicatieve toelaatbare concentraties in de bodem (bovengrond) te worden berekend.

## Referenties

- Arcadis, 2012. Spoedlocaties en intrekgebieden t.b.v. drinkwater. Arcadis in opdracht van VEWIN en het ministerie van Infrastructuur en Milieu. Rapportnummer B02014.000038
- Baars A.J., R.M.C. Theelen, P.J.C.M. Janssen, J.M. Hesse, M.E. Van Apeldoorn, M.C.M. Meijerink, 2001. Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. RIVM-rapport 711701025, RIVM, Bilthoven
- Bonte, M., M. van Meerkerk, 2010. Bodemverontreiniging en risico's voor drinkwatervoorziening. KWR in opdracht van de Nederlandse Drinkwaterbedrijven. BTO 2010.053 (s), KWR, Nieuwegein
- Brand E., P.F. Otte, J.P.A. Lijzen, 2007. CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. RIVM-rapport 711701054, RIVM, Bilthoven
- Brand, E., J. Bogte, B.J. Baars, P. Janssen, G. Tiesjema, R. van Herwijnen, P. van Vlaardingen, E. Verbruggen, 2012. Proposal for Intervention Values soil and groundwater for the 2nd, 3rd and 4th series of compounds, RIVM-rapport 607711006, RIVM, Bilthoven
- Commissie Bescherming Veilige Waterwingebieden, 1980. Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden. VEWIN, RID
- Janssen, P.J.C.M., M.E. van Apeldoorn, J.E.M. van Koten-Vermeulen, W.C. Mennes, 1995. Human-Toxicological Criteria for Serious Soil Contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994, RIVM-rapport 715810009, RIVM, Bilthoven
- Janssen, P.J.C.M., M.E. van Apeldoorn, J.G.M. van Engelen, P.C.J.I. Schielen, M.F.A. Wouters, 1998. Maximum Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth Series of Compounds, RIVM-rapport 711701004, RIVM, Bilthoven
- Kreule, P., R. van den Berg, M.F.W. Waitz, F.A. Swartjes. 1995. Calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations and proposals for intervention values for clean-up of soil and groundwater: Third series of compounds. RIVM-rapport 715810010, RIVM, Bilthoven
- Kreule, P., F.A. Swartjes, 1998. Proposals for Intervention Values for soil and groundwater, including the calculation of human-toxicological serious soil contamination concentrations: Fourth series of compounds. RIVM-rapport 711701005, RIVM, Bilthoven
- Lijzen, J.P.A., A.J. Baars, P.F. Otte, M.G.J. Rikken, F.A. Swartjes, E.M.J. Verbruggen, A.P. van Wezel, 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk

assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM-rapport 711701023, RIVM, Bilthoven, ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2009. Circulaire bodemsanering 2009, Staatscourant Nr. 67, 7 april 2009

Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2012. Circulaire bodemsanering 2009, zoals gewijzigd op 3 april 2012. Staatscourant Nr. 6563, 3 april 2012

Ministerie van VROM, Omgaan met risico's; de risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het Nationaal Milieubeleidsplan, Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989. SDU, Den Haag 22800 XI, nr. 23

Otte, P.F., F.A. Swartjes, P. van Beelen, 2013. Functiespecifieke risicogrenswaarden voor grondwaterkwaliteit. Verkenning en argumenten voor discussie. RIVM-rapport 607050012, RIVM, Bilthoven

Pieters, M.N., W.H. K onemann, 1997. Toxicology of mixtures: a review of the safety factor of 100 applied in the Dutch safety evaluation of chemical mixtures, RIVM-rapport 620110004, RIVM, Bilthoven

Swartjes, F.A., A.J. Baars, R.H.L.J. Fleuren, P.F. Otte, 2004. Risicogrenzen voor MTBE (Methyl tertiair-Butyl Ether) in bodem, sediment, grondwater, oppervlaktewater, drinkwater en voor drinkwaterbereiding. RIVM-rapport 711701039/2004, RIVM, Bilthoven.

Swartjes F.A., C. Cornelis, 2011. Human health risk assessment. Chapter 5 in F.A. Swartjes (Ed.). Dealing with Contaminated sites. From theory towards practical application. Springer publishers, Dordrecht; 2011

Swartjes, F.A., M. Rutgers, J.P.A. Lijzen, P.J.C.M. Janssen, P.F. Otte, A. Wintersen, E. Brand, L. Posthuma, 2012. State of the art of contaminated site management in the Netherlands: policy framework and risk assessment tools, Science of the Total Environment 427-428 (2012): 1-10

Vermeire T., H. Stevenson, M.N. Pieters, M. Rennen, W. Slob, B.C. Hakkert, 1999. Assessment factors for Human health Risk Assessment: A discussion paper, Critical reviews in toxicology 29(5): 439-490

WHO, 2004. Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, Geneva. www.who.int ISBN 92 4 154638 7

WHO, 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition World Health Organization 2011

Wuijts, S., J.F. Schijven, N.G.F.M. van der Aa, H.H.J. Dik, C.W. Versluijs, H.J. van Wijnen, 2007. Bouwstenen Leidraad Grondwaterbescherming. RIVM-rapport 734301029/2007, RIVM, Bilthoven

Wuijts, S., J.F.M. Versteegh, 2008. Voorstel normen bronnen drinkwater, RIVM-briefrapport 609715001/2008, RIVM, Bilthoven

Wuijts, S. en H.H.J. Dik, 2009. Beoordeling grondwater- en

oevergrondwaterkwaliteit bij winningen voor drinkwater. Analyse REWAB-data voor SGBP'en2009-2015. Briefrapport 609033006/2009, RIVM, Bilthoven

Wuijts, S., H.F.M.W. van Rijswijk, A.A.J. de Gier, D. Korsse, 2013. Naar een brede zorgplicht voor Drinkwaterbronnen. Doorwerking Drinkwaterwet bij de bescherming van drinkwaterbronnen, RIVM-rapport 609716005/2013, RIVM, Bilthoven

Zwolsman et al., 2004. Bescherming drinkwaterfunctie, Bescherming van oppervlaktewater voor de drinkwatervoorziening onder de Europese Kaderrichtlijn Water. Kiwa Water Research, Nieuwegein, rapportnummer KWR 04.075

**RIVM**

*De zorg voor morgen begint vandaag*