



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

Evaluatie signaleringsparameter nieuwe stoffen drinkwaterbeleid

RIVM Rapport 2017-0091
N.G.F.M. van der Aa et al.



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

Evaluatie signaleringsparameter nieuwe stoffen drinkwaterbeleid

RIVM Rapport 2017-0091

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-2017-0091

N.G.F.M. van der Aa (auteur), RIVM
R.C. van Leerdam (auteur), RIVM
B.M. van de Ven (auteur), RIVM
P.J.C.M. Janssen (auteur), RIVM
C.E. Smit (auteur), RIVM
J.F.M. Versteegh (auteur), RIVM

Contact:

Monique van der Aa
DMG
Monique.van.der.aa@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van Ministerie van Infrastructuur en Milieu, in het kader van project M/300007/17/CA Strategie opkomende stoffen.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Evaluatie signaleringsparameter nieuwe stoffen drinkwaterbeleid

Het RIVM heeft geëvalueerd hoe in Nederland nieuwe verontreinigende stoffen in de bronnen van drinkwater worden aangepakt. Vaak is over deze stoffen nog weinig informatie beschikbaar om te beoordelen welke concentratie in drinkwater veilig is. Daarom wordt uit voorzorg voor al deze stoffen een lage concentratie (1 microgram per liter) aangehouden, als 'signaleringsparameter voor antropogene stoffen'. Boven deze concentratie moet worden onderzocht wat de effecten ervan op de kwaliteit van het drinkwater zijn.

De huidige signaleringsparameter blijkt voor de meeste nieuwe stoffen veilig te zijn. Voor een beperkt aantal zeer schadelijke stoffen is een strengere waarde nodig. Om tijdig maatregelen te kunnen nemen is het daarom belangrijk om de concentraties van mogelijke risicostoffen in de hele drinkwaterketen (van bron tot tap) nauwgezet te volgen. De Nederlandse drinkwaterbedrijven doen dit ook. Ze meten de kwaliteit van de drinkwaterbronnen en het drinkwater zeer uitgebreid en werken continu aan mogelijke verbeteringen.

Hoewel de huidige aanpak in principe voldoet, reikt het RIVM twee andere mogelijkheden aan, met enkele voor- en nadelen ervan. Bij de ene optie wordt de signaleringsparameter voor alle stoffen strenger en verlaagd naar 0,1 microgram per liter, zowel voor het drinkwater als voor de bronnen. Bij de andere optie blijft de huidige waarde behouden voor oppervlaktewaterbronnen en wordt de waarde voor zowel drinkwater als grondwaterbronnen aangescherpt naar 0,1 microgram per liter.

Het RIVM beveelt aan om de maatschappelijke haalbaarheid van de verschillende opties in beeld te brengen (betaalbaarheid en uitvoerbaarheid). Ook wordt aanbevolen om de informatie over de schadelijke effecten van stoffen in drinkwater beter toegankelijk te maken voor waterbeheerders. Bij alle opties blijft het belangrijk om de concentraties van nieuwe risicostoffen van bron tot tap nauwgezet te monitoren.

Dit technische onderzoek is onderdeel van de structurele aanpak die het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) aan het opzetten is om beter met nieuwe stoffen om te kunnen gaan.

Kernwoorden: signaleringsparameter, overige antropogene stoffen, protocol monitoring drinkwaterbronnen, Kaderrichtlijn Water, Drinkwaterwet, Drinkwaterbesluit, drinkwaterrichtwaarde, drinkwaternorm

Synopsis

Evaluation signaling value emerging contaminants drinking water policy

RIVM evaluated how the Netherlands deals with emerging contaminants in the sources of drinking water. For emerging contaminants information is often limited in order to assess which concentration in drinking water is safe. For precautionary reasons therefore a low concentration (1 microgram per liter) is used as a so called signaling or trigger value for anthropogenic substances. When this value is exceeded, an assessment of the possible effects for the quality of drinking water must be performed.

The current signaling parameter is safe for most emerging contaminants. For a limited amount of hazardous contaminants a stricter value would be necessary. In order to take preventive actions, therefore it is necessary to monitor possible hazardous contaminants through the water supply chain (from source through the point of consumption). The Dutch drinking water companies already perform such an extended operational monitoring and management of their (sources of) drinking water, which is being improved continuously.

Although the current approach is satisfactory in providing safe drinking water, also two other options for the value of the signaling parameter are discussed, together with their advantages and disadvantages. In one option the value is lowered to 0,1 microgram per liter, both for the drinking water as for the sources. In the other option the current value of 1 microgram per liter is maintained for surface water sources, but the value for both drinking water and groundwater sources is lowered to 0,1 microgram per liter.

RIVM advises to bring into vision the feasibility of the different options (payability and practicability). Also it is advised to improve the accessibility of the information on hazardous substances in drinking water for water managers. In all options an extensive monitoring of new emerging contaminants from source to tap is important.

This technical research is part of the structural approach that the ministry of Infrastructure and the Environment currently is developing in order to improve the way the Netherlands deals with emerging contaminants.

Keywords: signaling value, anthropogenic substances, protocol monitoring drinking water sources, Water Framework Directive, Drinking Water Act, provisional guideline value for drinking water, drinking water quality standards

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding en doel onderzoek — 13

- 1.1 Achtergrond — 13
- 1.2 Doel — 13
- 1.3 Leeswijzer — 14

2 Beleidskader — 15

- 2.1 Inleiding — 15
- 2.2 Beleidskader drinkwater — 15
 - 2.2.1 Kwaliteitseisen drinkwater — 15
 - 2.2.2 Kwaliteitseisen oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding — 15
- 2.3 Milieudoelstellingen drinkwaterbronnen Kaderrichtlijn Water — 16

3 Afleiding drinkwaterrichtwaarden — 19

- 3.1 Inleiding — 19
- 3.2 Uitgangspunten voor het afleiden van de drinkwaterrichtwaarde — 19
 - 3.2.1 Berekening op basis van TDI of ADI — 19
 - 3.2.2 Genotoxisch carcinogenen — 20
 - 3.2.3 Gedegen of indicatief — 20
- 3.3 Afleiding indicatieve drinkwaterrichtwaarden — 20
 - 3.3.1 Op basis van beschikbare toxicologische informatie — 20
 - 3.3.2 Op basis van de Threshold of Toxicological Concern (TTC) — 21
 - 3.3.2.1 Beperkingen van de TTC-benadering — 22
 - 3.3.2.2 Opties voor een drinkwaterspecifieke TTC-benadering — 22
- 3.4 Rekening houden met blootstellingsduur — 23
- 3.5 Beleidsmatige en wettelijke vaststelling — 23
 - 3.5.1 Drinkwaterrichtwaarden — 23
 - 3.5.2 Ontheffingswaarde — 23
 - 3.5.3 Wettelijke drinkwaterkwaliteitseis — 24
- 3.6 Aanbevelingen — 24

4 Monitoring antropogene stoffen in drinkwater(bronnen) — 27

- 4.1 Inleiding — 27
- 4.2 Meetverplichting overige antropogene stoffen — 27
- 4.3 Aanvullende monitoring van oppervlaktewater — 28
 - 4.3.1 RIWA-waterkwaliteitsmeetnet oppervlaktewater — 28
 - 4.3.2 Screeningsonderzoeken — 28
- 4.4 Handreiking Risicogestuurd meten antropogene stoffen — 30

5 Evaluatie signaleringsparameter overige antropogene stoffen — 33

- 5.1 Inleiding — 33
- 5.2 Historie — 33
- 5.3 Gezondheidskundig beschermingsniveau — 34
 - 5.3.1 Inventarisatie antropogene stoffen in drinkwater(bronnen) — 34
- 5.4 Effectiviteit drinkwaterzuivering — 36
- 5.5 Aansluiting bij andere kwaliteitseisen antropogene stoffen — 37
- 5.6 Uitvoerbaarheid — 39
- 5.7 Conclusie — 39

6	Twee buitenlandse voorbeelden — 41
6.1	Stapsgewijze aanpak Duitse Umweltbundesamt (UBA) — 41
6.2	US EPA-benadering — 42
6.3	Conclusie — 43
7	Alternatieve opties voor de signaleringsparameter antropogene stoffen — 45
7.1	Optie 1: Generieke signaleringsparameter 0,1 µg/L — 45
7.2	Optie 2: Onderscheid drinkwater/grondwater- en oppervlaktewaterbronnen — 45
7.3	Aanbevelingen — 46
8	Literatuur — 47
	Bijlage 1: Afleiding drinkwaterrichtwaarden — 51
	Bijlage 1a: Selectie/afleiding van (indicatieve) TDI en risicospecifieke dosis — 57
	Bijlage 1b: Afleiding indicatieve TDI uit toxiciteitsdata — 58
	Bijlage 2: Toepassing TTC voor orale route — 59
	Bijlage 3: Streefwaarden oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater volgens het Europees Rivieren Memorandum (ERM) — 60
	Bijlage 4: Maximale concentraties van geëvalueerde antropogene stoffen in drinkwater(bronnen) — 62
	Bijlage 5: Verwijdering antropogene stoffen in Nederlandse drinkwaterzuivering — 64
	Bijlage 6: Samenstelling begeleidingscommissie — 78

Samenvatting

Achtergrond

De Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater beschrijft aanvullende acties rondom het probleem van nieuw opkomende stoffen. Dit zijn stoffen waarvoor nog geen normen bestaan, maar waarvan het vermoeden bestaat dat ze schadelijk kunnen zijn voor de mens of het ecosysteem. In het drinkwaterbeleid worden ze aangeduid als overige antropogene stoffen. Het Ministerie van IenM heeft aan het RIVM gevraagd of de huidige benadering voor deze groep stoffen nog voldoet. Het doel van dit project is tweeledig:

- Evaluatie van de huidige waarde van 1 µg/L voor de signaleringsparameter overige antropogene stoffen.
- Opties voor alternatieve of aanvullende kwaliteitseisen voor deze groep stoffen.

Huidige situatie

Signaleringsparameter in drinkwaterregelgeving

De signaleringsparameter overige antropogene stoffen van 1 µg/L is opgenomen in het Drinkwaterbesluit (Tabel IIIC) en de Drinkwaterregeling (artikel 16, bijlage V). Hij is bedoeld als vangnet voor nieuw opkomende stoffen waarvoor (nog) geen wettelijke normen bestaan. Het betreft een voorzorgswaarde die van toepassing is op de bronnen voor drinkwater en ook op het daaruit geproduceerde drinkwater. Het drinkwaterbedrijf is volgens artikel 16 van de Drinkwaterregeling verplicht om een overschrijding van de signaleringsparameter te melden aan de Inspectie Leefomgeving en Transport ILenT. Er moet dan beoordeeld worden of er mogelijk sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater.

Risicobeoordeling bij overschrijding signaleringsparameter

Voor de gezondheidskundige risicobeoordeling leidt het RIVM een drinkwaterrichtwaarde af. Als er sprake is van tijdsdruk en weinig toxicologische informatie wordt een indicatieve drinkwaterrichtwaarde afgeleid. Hierbij kunnen extra veiligheidsfactoren worden gehanteerd, uit voorzorg vanuit gezondheidskundig oogpunt. Daarnaast kan bij een indicatieve drinkwaterrichtwaarde rekening worden gehouden met de duur van de verontreiniging. Het RIVM kan ook een gedegen drinkwaterrichtwaarde voor levenslange blootstelling afleiden. Hierbij wordt alle beschikbare toxicologische informatie geëvalueerd.

Ontheffing

Als uit de gezondheidskundige beoordeling blijkt dat er bij de aangetroffen concentratie geen sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater, kan het drinkwaterbedrijf een ontheffing krijgen van de Minister van IenM om het oppervlaktewater te mogen blijven innemen. Hierbij kan de Minister van IenM (tijdelijk) een ontheffingswaarde voor het in te nemen oppervlaktewater vaststellen die minder streng is dan de signaleringsparameter van 1 µg/L. Hierbij spelen afwegingen zoals verwijderbaarheid in de zuivering, de herkomst en de verwachte duur van de verontreiniging een rol.

Evaluatie van de waarde van de signaleringsparameter

De waarde van 1 µg/L voor de signaleringsparameter is geëvalueerd aan de hand van de criteria gezondheidkundig beschermingsniveau, vergelijking met andere kwaliteitseisen voor antropogene stoffen, de effectiviteit van de drinkwaterzuivering en uitvoerbaarheid.

Gezondheidskundig beschermingsniveau

Een signaleringsparameter van 1 µg/L voor drinkwater is niet voor alle stoffen een veilige concentratie. Op basis van het principe van de Threshold of Toxicological Concern (TTC) is het wel een veilige concentratie voor niet-genotoxische stoffen. Voor stoffen met een genotoxische werking kan een strengere waarde nodig zijn (tussen 0,01 en 0,1 µg/L). De TTC-benadering is echter niet op alle stoffen toepasbaar; een voorbeeld van een dergelijke stof is de niet-genotoxische stof PFOA waarvoor de drinkwaterrichtwaarde 0,088 µg/L bedraagt.

Uit een inventarisatie van 42 stoffen uit de categorie overige antropogene stoffen die zijn aangetroffen in (de bronnen van) drinkwater, bleek 1 µg/L gezondheidkundig een veilige waarde voor alle stoffen, uitgezonderd PFOS en PFOA. Dit voorbeeld toont aan dat voor de meeste stoffen een beschermingsniveau van 1 µg/L voldoende is, maar dat er altijd uitzonderingen zullen zijn, ook bij een waarde van 0,1 µg/L. Welk beschermingsniveau ook wordt gekozen, een goede risicogebaseerde monitoringsstrategie van bron tot tap is belangrijk om een vinger aan de pols te houden en nieuwe risicostoffen voor de drinkwatervoorziening op te sporen. Dit houdt in dat per stof risico's beoordeeld moeten worden. Indien nodig kunnen hiervoor stofspectifieke drinkwaterkwaliteitseisen vastgesteld worden.

Kwaliteitseisen antropogene stoffen

De andere kwaliteitseisen voor antropogene stoffen in Tabel IIIC van het Drinkwaterbesluit zijn zover bekend wel veilige concentraties voor alle stoffen in de betreffende stofgroepen. Dit geldt ook voor de drinkwaterkwaliteitseis van 0,1 µg/L voor individuele bestrijdingsmiddelen. Dit is een beleidsmatige vastgestelde eis, destijds op basis van de detectiegrens, met toepassing van het voorzorgprincipe dat bestrijdingsmiddelen niet in drinkwater thuishoren. Voor enkele bestrijdingsmiddelen is deze kwaliteitseis te hoog en is een aparte drinkwaterkwaliteitseis in de wetgeving opgenomen.

Effectiviteit drinkwaterzuivering

De eenvoudige drinkwaterzuivering die wordt toegepast bij grondwaterwinningen, vormt een onvoldoende barrière tegen antropogene stoffen. Voor de zuivering van oppervlaktewater past men in Nederland een combinatie van technieken toe, die de concentraties van antropogene stoffen aanzienlijk verlaagt. Er moet echter altijd rekening worden gehouden met persistente, mobiele stoffen die zelfs met geavanceerde zuiveringstechnologieën matig verwijderd worden. Algemene uitspraken over de verwijdering van stofgroepen in de drinkwaterzuivering zijn niet mogelijk, omdat de fysisch-chemische eigenschappen van individuele stoffen sterk verschillen. Dit geeft dan ook geen aanleiding voor een hogere signaleringswaarde in de bronnen. Wel is het mogelijk om per stof de verwijdering te schatten in een

zuivering waarvan de zuiveringstappen bekend zijn. Dit kan toegepast worden bij het beoordelen en toekennen van een ontheffing.

Uitvoerbaarheid

De signaleringsparameter voor overige antropogene stoffen is hoger dan de drinkwaterkwaliteitseis voor bestrijdingsmiddelen, maar de ontheffingsprocedure bij overschrijding is ook uitgebreider en heeft meer acties tot gevolg. Met de huidige analytische apparatuur is voor de meeste antropogene stoffen een detectiegrens van 0,1 µg/L inmiddels haalbaar.

Andere opties

Het rapport beschrijft twee alternatieve opties voor de signaleringsparameter overige antropogene stoffen met enkele voor- en nadelen.

Optie 1. Signaleringsparameter generiek 0,1 µg/L

In deze optie is de signaleringsparameter in drinkwater en de bronnen hetzelfde. De drinkwaterbedrijven hanteren zelf 0,1 µg/L al als streefwaarde voor antropogene stoffen in oppervlaktewater waaruit drinkwater wordt bereid.

In deze optie is de hoogte van de signaleringsparameter gelijk aan de signaleringswaarde voor deze groep stoffen in het Protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen onder de KRW. De 0,1 µg/L wordt in beide gevallen gezien als een signaal voor actie, maar de duur van de overschrijding bepaalt het vervolg. Het protocol identificeert stoffen waarvan de 90^e percentielconcentratie over een periode van drie jaar hoger is dan 0,1 µg/L. Het protocol richt zich op stoffen die vanwege langdurige aanwezigheid in de oppervlaktewaterbronnen voor drinkwater, structurele aandacht van het beleid vragen, inclusief de mogelijkheid om stoffen wettelijk te reguleren. De signaleringsparameter uit het Drinkwaterbesluit en de Drinkwaterregeling zorgt ervoor dat er bij de eerste overschrijding in drinkwater of bij een overschrijding in de bron, alvast onderzoek wordt gedaan naar de mogelijke gezondheidkundige risico's. Bij een overschrijding in de bron langer dan 30 dagen moet ontheffing aangevraagd worden.

Het aantal stoffen waarvoor 0,1 µg/L in drinkwater gezondheidkundig niet beschermend genoeg is, is beperkt. Hiervoor kunnen aparte drinkwaterkwaliteitseisen in de wetgeving worden opgenomen, zoals ook gebeurt bij bestrijdingsmiddelen.

Optie 2. Onderscheid drinkwater/grondwaterbronnen en oppervlaktewaterbronnen

Waarde	Drinkwater + grondwaterbronnen	Oppervlaktewaterbronnen
0,1 µg/L	Gelijk aan optie 1	
1 µg/L		Zoals in huidige Drinkwaterregeling

In deze optie wordt voor drinkwater dezelfde waarde gehanteerd als in optie 1. Voor grondwaterbronnen geldt dezelfde waarde omdat grondwaterzuiveringen een onvoldoende barrière vormen tegen

antropogene stoffen. Voor oppervlaktewaterbronnen wordt de huidige signaleringsparameter van 1 µg/L gehandhaafd.

In de huidige praktijk wordt de waarde van 1 µg/L voornamelijk toegepast voor in te nemen oppervlaktewater, en hanteren de drinkwaterbedrijven zelf al 0,1 µg/L als doelstelling in hun interne bedrijfsprocessen. De Nederlandse drinkwaterzuivering is in staat om de concentraties van de meeste antropogene stoffen in oppervlaktewater aanzienlijk te verlagen, maar kan niet alle stoffen volledig verwijderen. In deze optie is de kans groter dat stoffen pas later (in het drinkwater) worden opgemerkt. Anderzijds is er ook minder vaak sprake van een 'onterechte' alarmering waarbij er achteraf geen gezondheidsrisico blijkt te zijn.

Voor oppervlaktewaterwinningen geldt in deze optie dat een risicobeoordeling moet plaatsvinden bij overschrijding van zowel de waarde van 1 µg/L in de bron als de waarde van 0,1 µg/L in drinkwater. Voor grondwaterwinningen moet een risicobeoordeling plaatsvinden bij overschrijding van de waarde van 0,1 µg/L (in zowel de bron als in drinkwater).

Aanbevelingen

Het RIVM beveelt aan om voor een aantal stoffen in beeld te brengen wat de consequenties zouden zijn van beide opties, zodat voor- en nadelen beter in beeld gebracht worden. Hierbij zijn de volgende beleidsmatige aandachtspunten van belang:

- Consequenties en proportionaliteit van de acties bij overschrijdingen van de signaleringsparameter. Het gaat hier om een afweging tussen de wens om gezondheidsrisico's te voorkomen en de wens om de inspanningen zo veel mogelijk te richten op de gevallen waarin hier ook echt sprake van is.
- Afstemming met en evaluatie van de ontheffingsprocedure volgens artikel 16 van de Drinkwaterregeling. Bij alarmeringen waarbij er geen gezondheidsrisico blijkt te zijn, dient het aantal acties zo beperkt mogelijk te zijn.
- Afstemming en samenhang met de signaleringswaarde in het protocol monitoring drinkwaterbronnen KRW.
- Afstemming met de risicogebaseerde monitoringsstrategie drinkwaterbedrijven. Deze kan tevens de basis vormen voor het prioriteren van stoffen voor de afleiding, vaststelling en wettelijke vastlegging van stofspecifieke richtwaarden, ter invulling van artikel 5.3 van de Drinkwaterrichtlijn.
- Internationale afstemming met bovenstroomse landen.
- Afstemming met gerelateerde regelgeving zoals het Infiltratiebesluit bodembescherming en het reguleren van lozingen naar oppervlaktewater.

Het RIVM beveelt aan de afgeleide drinkwaterrichtwaarden te publiceren, bijvoorbeeld via de RIVM Risico's van stoffen website (<http://www.rivm.nl/rvs>).

Het RIVM beveelt aan om de criteria op basis waarvan het Ministerie van IenM (tijdelijk) een ontheffingswaarde kan vaststellen voor het in te nemen oppervlaktewater of het drinkwater, nader uit te werken.

1 Inleiding en doel onderzoek

1.1 Achtergrond

De Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater (Anonymous, 2016) beschrijft aanvullende acties rondom het probleem van opkomende stoffen. Opkomende stoffen zijn niet genormeerde stoffen waarvan de schadelijkheid nog niet is vastgesteld, maar waarvan het vermoeden bestaat dat ze wel schadelijk kunnen zijn voor de mens of het ecosysteem (zie Tekstbox 1). Deze stoffen kunnen een risico vormen voor de ecologische waterkwaliteit, maar ook voor de bereiding van drinkwater uit oppervlakte- of grondwater. Het is de bedoeling om voor opkomende stoffen een structurele aanpak te ontwikkelen. Als onderdeel hiervan evalueert het Ministerie van Infrastructuur en Milieu (IenM) de bestaande beleidskaders. Dit betreft het beleidskader ter bescherming en verbetering van de kwaliteit van de drinkwaterbronnen door waterbeheerders, het beleidskader voor het waarborgen van de drinkwaterkwaliteit door drinkwaterbedrijven en de samenhang tussen beide kaders.

Vanuit het beleidskader drinkwater is een vraag van het Ministerie van IenM of de huidige benadering voor overige antropogene stoffen nog voldoet. Voor deze categorie stoffen is een signaleringsparameter van 1 µg/L opgenomen in het Drinkwaterbesluit en de Drinkwaterregeling. Deze waarde is van toepassing op zowel het onbehandelde water als het daaruit geproduceerde drinkwater en is bedoeld voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen door nog niet genormeerde stoffen. Bij overschrijding van deze signaleringsparameter moet worden onderzocht of er mogelijk sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater.

Daarnaast is in 2015 op Europees niveau een herziening van de bijlagen van de Europese Drinkwaterrichtlijn aangenomen. In de nieuwe Bijlage II (EU 2015/1787) van deze richtlijn wordt de mogelijkheid geboden om de meetprogramma's meer risico gestuurd op te stellen. De aangepaste voorschriften worden uiterlijk oktober 2017 in de Nederlandse Drinkwaterregeling geïmplementeerd. Hierbij speelt beleidsmatig onder meer de vraag hoe om te gaan met niet-wettelijk genormeerde stoffen, waarbij ook de rol van de huidige signaleringswaarde voor overige antropogene stoffen ter discussie staat.

1.2 Doel

Dit project richt zich op een evaluatie van de huidige benadering voor overige antropogene stoffen in het beleidskader drinkwater. Waar relevant wordt de samenhang beschreven met het beleidskader waterkwaliteit, dat onder meer betrekking heeft op de bescherming en verbetering van de kwaliteit van de bronnen voor drinkwater. Het doel van dit project is tweeledig:

- Evaluatie van de huidige waarde van 1 µg/L voor de signaleringsparameter overige antropogene stoffen.
- Opties voor alternatieve of aanvullende kwaliteitseisen voor deze groep stoffen.

1.3 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 beschrijft het beleidskader voor het waarborgen van de drinkwaterkwaliteit en de kwaliteit van de drinkwaterbronnen. Hoofdstuk 3 beschrijft de methode die het RIVM volgt bij het afleiden van drinkwaterrichtwaarden. Hoofdstuk 4 geeft een overzicht van de monitoring van antropogene stoffen door drinkwaterbedrijven. Hoofdstuk 5 gaat in op de onderbouwing en evaluatie van de signaleringsparameter overige antropogene stoffen aan de hand van een aantal criteria. Hoofdstuk 6 beschrijft hoe de Duitse UBA en de Amerikaanse EPA omgaan met nieuwe, nog niet gereguleerde verontreinigingen in de bronnen van drinkwater. Hoofdstuk 7 ten slotte beschrijft twee alternatieve opties voor de signaleringsparameter overige antropogene stoffen.

Tekstbox 1. Terminologie overige antropogene stoffen

De term **overige antropogene stoffen** in de drinkwaterregelgeving is een zogenaamde vangnetterm. Hij heeft betrekking op alle stoffen van antropogene oorsprong waarvoor in het drinkwaterbesluit geen andere kwaliteitseisen zijn gedefinieerd. Deze groep stoffen wordt ook wel aangeduid als opkomende stoffen, ongereguleerde stoffen, niet-wettelijk genormeerde stoffen, nieuwe verontreinigingen, niet-natuurlijke verontreinigingen, emerging contaminants, emerging substances, chemicals of emerging concern. Veel van deze termen worden ook buiten het kader van de drinkwaterregelgeving gebruikt.

Het betreft bijna altijd organische microverontreinigingen: synthetische, organische stoffen die voorkomen in concentraties van enkele nano- of microgrammen per liter.

2 Beleidskader

2.1 Inleiding

Met betrekking tot kwaliteitseisen voor overige antropogene stoffen in drinkwater en de bronnen voor drinkwater is zowel het beleidskader drinkwater als de Kaderrichtlijn Water van belang. Beide worden hieronder toegelicht.

2.2 Beleidskader drinkwater

Om de drinkwaterkwaliteit te borgen en te toetsen, worden eisen gesteld aan zowel het drinkwater als aan het oppervlaktewater dat gebruikt wordt voor de drinkwaterbereiding.

2.2.1 *Kwaliteitseisen drinkwater*

In het Nederlandse Drinkwaterbesluit (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011a) zijn voor een beperkt aantal individuele stoffen en somparameters wettelijke kwaliteitseisen opgenomen (Bijlage A, Tabel II). Op een enkele uitzondering na zijn deze parameters geïmplementeerd vanuit de Europese Drinkwaterwaterrichtlijn.

Het Drinkwaterbesluit geeft in Bijlage A, Tabel IIIC signaleringsparameters voor een aantal stoffen en stofgroepen: adsorbeerbase organische halogenen (AOX), aromatische aminen, (chloor)fenolen, diglyme(n), ethyl tert-butyl ether (ETBE), gehalogoneerde alifatische koolwaterstoffen, methyl tert-butyl ether (MTBE) en monocyclische koolwaterstoffen/aromaten. Voor nieuwe verontreinigende stoffen die een bedreiging kunnen vormen voor de drinkwatervoorziening (zie Tekstbox 1), is de signaleringsparameter overige antropogene stoffen opgenomen. De parameter overige antropogene stoffen is bedoeld als vangnet voor stoffen die niet behoren tot de andere parameters. In de toelichting bij Tabel IIIC staat beschreven (noot 1): "Deze kwaliteitseisen zijn bedoeld voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen. Wanneer de aangegeven waarde (1 µg/L) wordt gemeten is er geen risico voor de volksgezondheid, maar zal er nader onderzoek plaats vinden. Deze parameters (als groep) zijn bedoeld om de kwaliteit van de bron te bewaken" (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011a).

2.2.2 *Kwaliteitseisen oppervlaktewater voor drinkwaterbereiding*

In de Drinkwaterregeling (Bijlage 5) zijn de kwaliteitseisen opgenomen waaraan voldaan moet zijn bij inname van oppervlaktewater voor de productie van drinkwater (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011b). Deze eisen richten zich tot het drinkwaterbedrijf. Net zoals in het Drinkwaterbesluit is in Bijlage 5 een signaleringsparameter van 1 µg/L voor overige antropogene stoffen opgenomen voor het signaleren van mogelijke verontreinigingen die niet op de standaardlijst staan. Als deze waarde wordt overschreden in het oppervlaktewater dat wordt gebruikt voor de bereiding van drinkwater, moet nader onderzoek plaatsvinden.

Volgens artikel 16 van de Drinkwaterregeling is het drinkwaterbedrijf verplicht om een afwijking te melden aan de Inspectie ILenT. Bij een

afwijking die naar verwachting langer dan 30 dagen duurt, kan het drinkwaterbedrijf een ontheffing (van de Minister van IenM) krijgen om het oppervlaktewater te mogen blijven innemen. Hiervoor dient eerst aangetoond te worden dat er geen sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater. De Minister van IenM dient de waterbeheerder te informeren over een dergelijke ontheffing (artikel 16 Drinkwaterregeling). Voor overschrijdingen in drinkwater is geen ontheffing mogelijk en kan de Inspectie ILenT maatregelen opleggen.

De Drinkwaterregeling bevat geen aparte eisen voor grondwater dat wordt gebruikt voor drinkwaterbereiding. Dit heeft als achtergrond dat grondwaterwinningen beter beschermd zijn tegen invloeden van buitenaf, omdat grondwater op grotere diepte wordt gewonnen. Vergeleken met oppervlaktewater is grondwater een trager reagerend systeem. Hierdoor is er meer tijd om via monitoring te anticiperen op eventuele verontreinigingen voordat ze de winputten bereiken.

2.3 Milieudoelstellingen drinkwaterbronnen Kaderrichtlijn Water

De Kaderrichtlijn Water (KRW, 2000/60/EG) bevat milieudoelstellingen voor oppervlaktewateren, grondwater en beschermde gebieden, waaronder gebieden die overeenkomstig artikel 7 zijn aangewezen voor de onttrekking van voor menselijke consumptie bestemd water (zie ook artikel 4 en Bijlage IV van de KRW).

Voor waterlichamen waaruit drinkwater wordt onttrokken bepaalt artikel 7.2 van de KRW onder meer dat het met de toegepaste waterbehandelingsmethode verkregen water in overeenstemming moet zijn met de eisen van de Drinkwaterrichtlijn. Artikel 7.3 van de KRW schrijft voor dat de waterkwaliteit (zowel van oppervlaktewater als van grondwater) niet achteruit mag gaan en zodanig moet verbeteren dat de zuiveringsinspanning voor de bereiding van drinkwater op termijn kan worden verminderd.

De milieukwaliteitseisen die voortvloeien uit de KRW, de Grondwaterrichtlijn en de Richtlijn prioritaire stoffen zijn in Nederland geïmplementeerd in het Besluit kwaliteitseisen en monitoring water 2009 (Bkmw 2009). Deze milieukwaliteitseisen hebben betrekking op de kwaliteit van het water op de waterwinlocatie. Er zijn kwaliteitseisen voor tientallen stoffen, stofgroepen en andere kwaliteitsparameters. In het Bkmw is geen kwaliteitseis voor overige antropogene stoffen opgenomen.

2.3.1 Protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW

De monitoring en toetsing van de kwaliteitsdoelstellingen voor drinkwaterbronnen in het kader van het Bkmw staat beschreven in het Protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen onder de KRW (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2015). Voor nieuwe, opkomende stoffen is een signaleringswaarde van 0,1 µg/L afgesproken als een 'early warning'. Deze waarde is lager dan de signaleringsparameter overige antropogene stoffen van 1 µg/L in de Drinkwaterregeling, om vanuit het voorzorgsbeginsel toenemende concentraties tijdig te signaleren. Deze waarde is gebaseerd op het Europese Rivierenmemorandum (ERM) van de gezamenlijke drinkwaterbedrijven die deze rivieren als bron gebruiken

(IAWR, 2013), zie ook Bijlage 3. Deze waarde wordt door de internationale drinkwatersector gebruikt als referentie voor eenvoudige zuivering en als voorzorgswaarde voor antropogene stoffen. De volgens het memorandum vereiste samenstelling van de oppervlaktewateren, waarbij het zonder meer mogelijk is om drinkwater met natuurlijke methoden te zuiveren, sluit aan op de op preventie en duurzaamheid gerichte strategie van de Kaderrichtlijn Water.

De signaleringswaarden in het protocol monitoring en toetsing zijn geen milieukwaliteitseisen die de waterbeheerder juridisch verplichten tot het nemen van maatregelen om de vereiste waterkwaliteit te realiseren. Een (verwachte) overschrijding van een signaleringswaarde geeft voor de waterbeheerder een indicatie dat de doelen volgens artikel 7 van de KRW mogelijk in het geding zijn. In het protocol zijn ook signaleringswaarden opgenomen voor reeds bekende probleemstoffen in grondwater (gelijkgesteld aan de wettelijke kwaliteitseisen uit het Drinkwaterbesluit). Deze geven primair houvast bij de toetsing van de verbetering van de kwaliteit met het oog op vermindering van de zuiveringsinspanning. De signaleringswaarde uit het protocol voor nieuwe, opkomende stoffen in grond- en oppervlaktewater van 0,1 µg/L vraagt bij overschrijding als eerste om een nadere risicobeoordeling voor de betreffende stof, waarbij wordt nagegaan of de stof (en in welke concentratie) een risico vormt voor de drinkwatervoorziening en daarmee de KRW-doelen voor water voor menselijke consumptie. Daarbij wordt getoetst aan humaan-toxicologische criteria, cumulatieve effecten en het voorzorgsbeginsel. Volgens het protocol vindt jaarlijks toetsing plaats op basis van de 90-percentielwaarde van de meetreeksen van de voorafgaande drie jaren. Dit betekent dat er jaarlijks nieuwe stoffen naar voren kunnen komen waarvoor een risicobeoordeling moet plaatsvinden. Deze risicobeoordeling wordt uitgevoerd onder regie van het Ministerie van IenM. Op basis hiervan wordt bepaald of de betreffende stof al dan niet drinkwaterrelevant is voor de verdere monitoring en toetsing in het kader van de KRW en eventueel daarbij horende maatregelen.

Rijkswaterstaat en RIWA (Vereniging van Rivierwaterbedrijven) zijn in 2016 gestart met het invoeren van het protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen bij de monitoring van de waterinnamepunten vanuit Rijn en Maas. In dit kader heeft RIWA een voorlopige toetsing uitgevoerd op basis van de meetreeksen uit de periode 2013 t/m 2015. Uit deze toetsing bleek dat voor een 40-tal stoffen 90^e percentiel van de maandelijkse metingen hoger was dan 0,1 µg/L.

3 Afleiding drinkwaterrichtwaarden

3.1 Inleiding

Het RIVM leidt drinkwaterrichtwaarden af op verzoek van het Ministerie van IenM of de Inspectie ILenT. Een drinkwaterrichtwaarde is een gezondheidskundig onderbouwde veilige risicogrens voor een individuele stof in drinkwater die niet wettelijk is vastgelegd (zie Tekstbox 2). De aanleiding voor het afleiden van een drinkwaterrichtwaarde kan zijn dat er een gezondheidskundige risicobeoordeling nodig is bij overschrijding van de signaleringsparameter van 1 µg/L, of dat metabolieten van bestrijdingsmiddelen zijn aangetroffen in drinkwater boven de (voorzorgs)norm van 0,1 µg/L (zie Hoofdstuk 4). Daarnaast gebeurt het in specifieke gevallen voor nieuwe stoffen die als relevant voor de drinkwatervoorziening zijn geïdentificeerd. Dit hoofdstuk beschrijft de methode die het RIVM hierbij volgt. Een uitgebreide beschrijving is na te lezen in Bijlage 1.

Tekstbox 2. Terminologie drinkwaterrichtwaarde

In dit rapport wordt de term '**drinkwaterrichtwaarde**' gebruikt voor een gezondheidskundig onderbouwde veilige risicogrens voor een individuele stof in drinkwater die niet wettelijk is vastgelegd. Voor deze term is gekozen om eenduidigheid te scheppen aangezien er voor deze waarde veel verschillende namen in omloop zijn. De drinkwaterrichtwaarde wordt ook wel aangeduid als '(stofspecifieke) richtwaarde voor drinkwater', '(voorlopige) gezondheidskundige waarde op basis van toxicologische gegevens', 'gezondheidskundige grenswaarde', 'gezondheidskundige advieswaarde', '(indicatieve) drinkwaternorm', '*provisional Guideline Value* (pGLV)', '(indicatieve) Humane Limietwaarde voor drinkwater (i-HL)'. Een drinkwaterrichtwaarde is dus geen wettelijke kwaliteitseis.

Er wordt onderscheid gemaakt in *gedegen* en *indicatieve drinkwaterrichtwaarden*. Het verschil zit met name in de beperktere dataset en de beperktere evaluatie van toxiciteitsgegevens bij een indicatieve drinkwaterrichtwaarde. Indien nodig worden daarbij extra veiligheidsfactoren gehanteerd. Daarnaast kan bij een indicatieve drinkwaterrichtwaarde rekening worden gehouden met de duur van de verontreiniging, terwijl een gedegen drinkwaterrichtwaarde voor levenslange blootstelling geldt. Zie verder toelichting in paragraaf 3.2 en 3.3.

3.2 Uitgangspunten voor het afleiden van de drinkwaterrichtwaarde

3.2.1 *Berekening op basis van TDI of ADI*

Een drinkwaterrichtwaarde wordt afgeleid op basis van de TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname) of ADI (Acceptabele Dagelijkse Inname) van de specifieke stof. Dit zijn schattingen van de hoeveelheid die de mens levenslang kan innemen zonder dat onacceptabele gezondheidsschade optreedt. De TDI wordt gebruikt voor verontreinigingen, de ADI voor bedoelde toepassingen van chemische stoffen zoals gewasbeschermingsmiddelen en voedseladditieven. De TDI en ADI worden uitgedrukt in milligram of microgram stof per kilogram

lichaamsgewicht per dag. Op basis van de TDI of ADI wordt vervolgens berekend welke concentratie maximaal in drinkwater mag zitten. In Nederland wordt hierbij uitgegaan van een lichaamsgewicht van 70 kg en een consumptie van 2 liter water per dag. Deze waarden voor lichaamsgewicht en waterconsumptie worden ook gebruikt in REACH en de Kaderrichtlijn Water, de WHO gebruikt ook 2 liter als standaard (WHO, 2011). Er wordt rekening gehouden met het feit dat mensen een stof ook via andere routes kunnen binnenkrijgen. Daarom wordt de bijdrage van drinkwater aan de opvulling van de TDI of ADI op maximaal 20% gesteld (default). Dit is in lijn met de methodiek van de WHO (WHO, 2011).

3.2.2 *Genotoxisch carcinogenen*

Voor kankerverwekkende stoffen met een genotoxisch werkingsmechanisme (genotoxisch carcinogenen) kan geen veilige dosis in de vorm van een ADI of TDI worden afgeleid. Daarom wordt de tumorfrequentie zoals waargenomen in proefdieren of mensen vertaald naar de dosis waarbij het extra kankerrisico bij levenslange blootstelling aan de stof één op miljoen bedraagt. Dit wordt 'lineaire extrapolatie' genoemd. Op basis van de risicospecifieke dosis wordt vervolgens de drinkwaterrichtwaarde berekend, uitgaande van dezelfde standaardwaarden voor lichaamsgewicht en waterconsumptie (70 kg en 2 liter). Er wordt geen allocatiefactor toegepast omdat de risicospecifieke dosis uitgaat van een bepaald geaccepteerd risiconiveau voor deze gebeurtenis. Bovendien wordt de lineaire extrapolatie als een worst case-berekening beschouwd. Welk risiconiveau gekozen wordt is een beleidskeuze. De WHO gaat uit van één op honderdduizend per leven. De Europese Kaderrichtlijn Water houdt voor de blootstelling via drinkwater echter een extra kankerrisico van één op miljoen per leven aan. Nederland volgt deze lijn (de Poorter et al., 2015).

3.2.3 *Gedegen of indicatief*

Net als bij milieukwaliteitsnormen wordt er bij drinkwaterrichtwaarden onderscheid gemaakt in gedegen en indicatieve drinkwaterrichtwaarden. Bij een gedegen afleiding worden alle beschikbare gegevens verzameld en beoordeeld op wetenschappelijke kwaliteit. Om een volwaardige TDI, ADI of risicospecifieke dosis te kunnen afleiden, zijn veel gegevens nodig en moet voor alle studies de wetenschappelijke kwaliteit worden beoordeeld. Deze gegevens zijn lang niet altijd voorhanden. Daarnaast ontbreekt bij een calamiteit vaak de tijd voor een gedegen beoordeling en moet worden gehandeld op basis van een indicatie van het risiconiveau. In beide gevallen wordt een indicatieve drinkwaterrichtwaarde afgeleid. Het verschil met een gedegen drinkwaterrichtwaarde zit met name in de vaak kleinere dataset en de beperktere evaluatie van toxiciteitsgegevens. In een indicatieve afleiding kunnen extra veiligheidsfactoren worden gehanteerd, uit voorzorg vanuit gezondheidskundig oogpunt. Een indicatieve drinkwaterrichtwaarde is daarom alleen richtinggevend en het kan zijn dat het resultaat aanleiding is om alsnog een gedegen drinkwaterrichtwaarde af te leiden.

3.3 **Afleiding indicatieve drinkwaterrichtwaarden**

3.3.1 *Op basis van beschikbare toxicologische informatie*

Wanneer een bestaande TDI of ADI beschikbaar is die is afgeleid door erkende instanties zoals bijvoorbeeld European Food Safety Authority

(EFSA), Europees Chemicaliënagentschap (ECHA), Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) of *United States Environmental Protection Agency* (US-EPA), dan wordt die gebruikt voor het berekenen van een drinkwaterrichtwaarde. Beoordelingen van deze organisaties zijn gebaseerd op een grondige evaluatie van alle beschikbare literatuur. Afgeleide waarden kunnen daarom dienen als basis voor een gedegen drinkwaterrichtwaarde, tenzij er reden is voor onzekerheid, bijvoorbeeld doordat bepaalde cruciale gegevens ontbreken of doordat de beoordeling onvoldoende *up to date* is. Dit is ter beoordeling aan het RIVM.

Als er geen geschikte TDI-, ADI- of risicospecifieke dosis beschikbaar is, moet toxicologische informatie verzameld en beoordeeld worden. De beschikbare toxicologische informatie wordt in kaart gebracht en het kritisch effect wordt geïdentificeerd. Afhankelijk van de beschikbare informatie worden keuzes gemaakt over te gebruiken veiligheidsfactoren, daarbij zo veel mogelijk aansluitend bij bestaande richtlijnen. Bijlage 1a en 1b tonen stroomschema's voor de selectie of afleiding van een geschikte TDI-, ADI- of risicospecifieke dosis die als basis kan dienen voor een indicatieve drinkwaterrichtwaarde. Deze schema's zijn afkomstig uit (de Poorter et al., 2015).

3.3.2 *Op basis van de Threshold of toxicological concern (TTC)*

Wanneer voor een stof toxicologische gegevens ontbreken of dermate beperkt zijn dat geen afleiding van een voorlopige TDI of ADI mogelijk is, kan de TTC-benadering toegepast worden (tenzij het een stof betreft die is uitgesloten van de TTC-benadering, zie toelichting paragraaf 3.3.2.1). TTC staat voor *Threshold of Toxicological Concern*. De TTC is een standaard innameniveau dat als hoogstwaarschijnlijk veilig kan worden beschouwd (geen 'concern') op basis van vergelijking van bekende toxicologische gegevens voor een groot aantal chemische stoffen. Voor verschillende stofgroepen zijn TTC's afgeleid door middel van een statistische analyse van toxicologische gegevens voor stoffen waarvoor wel data beschikbaar zijn. Deze TTC's kunnen vervolgens worden omgerekend naar bijbehorende drinkwaterrichtwaarden door het toepassen van de standaardaanname voor lichaamsgewicht, waterconsumptie en toegestane maximale bijdrage van drinkwater aan de blootstelling (allocatie).

De TTC-benadering is eind jaren negentig van de vorige eeuw ontwikkeld en sindsdien verfijnd. Inmiddels is het uitgebreid geëvalueerd door onder andere de WHO en de EFSA en is geschikt en voldoende beschermend bevonden voor het beoordelen van stoffen in voeding waarvoor geen stofspectifieke toxiciteitsgegevens beschikbaar zijn (WHO., 2016).

Er zijn TTC's voor vijf stofklassen: genotoxisch carcinogenen, organofosfaten of carbamaten en drie zogeheten Cramer-klassen. De indeling in Cramer-klassen gebeurt op basis van de chemische structuur van de stoffen en de op basis daarvan verwachte giftigheid. De TTC's en afgeleide drinkwaterrichtwaarden zijn samengevat in Tabel 3.1. Bijlage 2 geeft meer uitleg over de inhoudelijke achtergrond van de TTC-benadering en toont het stroomschema voor het toepassen van de TTC per stofgroep op basis van (de Poorter et al., 2015).

Tabel 3.1 Drinkwaterrichtwaarden op basis van de TTC-drempels per klasse (zie ook Bijlage 2)

TTC klassen	TTC drempel	
	[µg/kg lg/dag] ^a	[µg/L]
Stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking	0,0025	0,088 ^b
Organosfosfaten en carbamaten	0,3	2,1 ^{b,c}
Cramer klasse III	1,5	10,5 ^{b,c}
Cramer klasse II	9,0	63 ^{b,c}
Cramer klasse I	30	210 ^{b,c}

a: waarden uit EFSA 2016 (WHO., 2016)

b: voor een persoon van 70 kg met een consumptie van 2 liter water per dag

c: drinkwater mag voor 20% bijdragen aan de blootstelling

3.3.2.1 Beperkingen van de TTC-benadering

De TTC-benadering geldt als vangnet voor stoffen waarvoor het niet mogelijk is om een TDI-, ADI- of risicospecifieke dosis af te leiden op basis van toxicologische eindpunten. Zoals is te zien in het afleidingsschema in Bijlage 1, moet altijd eerst worden gekeken of er humaan toxicologische informatie van de beoordeelde stof is.

Enkele groepen van stoffen zijn uitgesloten van de TTC-benadering omdat geen veilige drempelwaarde kon worden bepaald. Voor deze stoffen is afleiding van een stofspecifieke drinkwaterrichtwaarde de enige mogelijke optie. Dit betreft de volgende stoffen (EFSA, 2012):

- hoog-potente carcinogenen: aflatoxine-achtige stoffen, stoffen met azoxy- en/of N-nitrosogroepen, benzidines, hydrazines;
- anorganische verbindingen;
- metalen in elementaire, ionogene of organometallische vorm;
- eiwitten;
- steroïden;
- stoffen, die zeer langzaam geëlimineerd en zeer slecht getransformeerd worden, waardoor ze sterk bioaccumuleren (polychloorbifenylen (PCBs), polychloordibenzodioxines (PCDDs) en polychloordibenzofuranen (PCDFs));
- nanomaterialen;
- radioactieve stoffen;
- mengsels met stoffen van onbekende chemische structuur;
- polymeren.

Voor veel stoffen uit deze categorieën is relevante toxicologische informatie beschikbaar of is *read across* (vanuit verwante verbindingen) mogelijk, en kan op basis daarvan een drinkwaterrichtwaarde worden afgeleid. Een voorbeeld van een dergelijke stof is PFOA, waarvoor het RIVM in 2016 een drinkwaterrichtwaarde van 0,0875 µg/L heeft afgeleid (RIVM, 2016). Deze stof is mogelijk kankerverwekkend (maar niet genotoxisch).

3.3.2.2 Opties voor een drinkwaterspecifieke TTC-benadering

Het TTC-concept in zijn huidige vorm is afgeleid voor beoordeling van stoffen die via voedsel worden ingenomen. De vertaling naar andere innameroutes, zoals lucht en drinkwater, moet dus met enige voorzichtigheid gebeuren. Recent hebben (Baken and Sjerps, 2016) TTC-drempelwaarden herberekend op basis van actuele

toxiciteitsgegevens voor alleen de drinkwaterrelevante stoffen uit de TTC-databases. Hieruit berekenden zij generieke veilige waarden voor drinkwater uitgaande van de standaard aannames voor lichaamsgewicht (70 kg), drinkwaterconsumptie (2 liter per dag) en de bijdrage van drinkwater aan de totale blootstelling (100% voor genotoxische stoffen, 20% voor de overige stoffen). Op deze manier komen ze tot een waarde van 0,02 µg/L voor stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking en een waarde van 1 µg/L voor niet-genotoxische stoffen.

3.4 Rekening houden met blootstellingsduur

Met het toepassen van een TDI, ADI of soortgelijke maat, wordt bij de afleiding van drinkwaterrichtwaarden in principe uitgegaan van levenslange blootstelling. Bij een indicatieve drinkwaterrichtwaarde kan in specifieke situaties rekening worden gehouden met de verwachte duur van de drinkwaterverontreiniging. Is de blootstelling kort (geweest), bijvoorbeeld bij een kortdurend incident, dan kan een voorlopige drinkwaterrichtwaarde voor korte blootstellingduur worden afgeleid. Daarvoor is in principe een minder uitgebreid pakket aan toxicologische gegevens nodig. Voor een aantal stoffen zijn richtwaarden voor kortdurende blootstelling via drinkwater al beschikbaar, zie onder meer (US-EPA, 2012). Meer informatie is te vinden in Bijlage 1.

3.5 Beleidsmatige en wettelijke vaststelling

3.5.1 *Drinkwaterrichtwaarden*

RIVM rapporteert de afgeleide drinkwaterrichtwaarden en het resultaat van de gezondheidkundige beoordeling aan IenM en ILenT. Er vindt momenteel geen beleidsmatige vaststelling en publicatie plaats, zoals bijvoorbeeld wel gebeurt voor humaan toxicologische risicogrenzen voor lucht of voedsel via de RIVM Risico's van stoffen website (<http://www.rivm.nl/rvs>).

3.5.2 *Ontheffingswaarde*

Indien uit de gezondheidkundige beoordeling blijkt dat er geen sprake is van gezondheidsrisico's via de consumptie van drinkwater, kan het drinkwaterbedrijf een ontheffing krijgen van de Minister IenM om het oppervlaktewater te mogen blijven innemen, ook al wordt de signaleringsparameter overschreden. In dit kader kan tijdelijk een ontheffingswaarde voor oppervlaktewater worden vastgesteld die hoger is dan de signaleringsparameter van 1 µg/L. Bij het vaststellen van het niveau van een ontheffingswaarde kan maatwerk per locatie toegepast worden. Hierbij spelen criteria een rol zoals de verwijderbaarheid in de zuivering, de herkomst en (verwachte) duur van de verontreiniging, mogelijke maatregelen (door de lozer of waterbeheerder) om de concentratie van de betreffende stof in het oppervlaktewater te verminderen op basis van *Best Available Techniques* (BAT). Ook voorzorg vanuit milieu- en waterkwaliteitsoogpunt, perceptie en consumentenvertrouwen zijn belangrijke criteria. De ontheffingswaarde is tot op heden nooit hoger dan de drinkwaterrichtwaarde. De ontheffingswaarde wordt per brief gecommuniceerd aan het drinkwaterbedrijf en de waterbeheerder. Ook vindt publicatie in de Staatscourant plaats.

3.5.3

Wettelijke drinkwaterkwaliteitseis

Artikel 5 van de Europese Drinkwaterrichtlijn schrijft voor dat de lidstaten voor nationaal relevante stoffen normen moeten vaststellen. De beslissing of een drinkwaterrichtwaarde wordt vastgesteld als wettelijke drinkwaterkwaliteitseis is een beleidsmatige afweging. Deze beslissing hangt met name af van de waarschijnlijkheid dat de stof voorkomt in drinkwater in zorgwekkende concentraties, met potentiële gezondheidsrisico's tot gevolg, of dat maatregelen op zuivering of kwaliteit van de bron afgedwongen moeten worden op nationaal, stroomgebied- of EU-niveau.

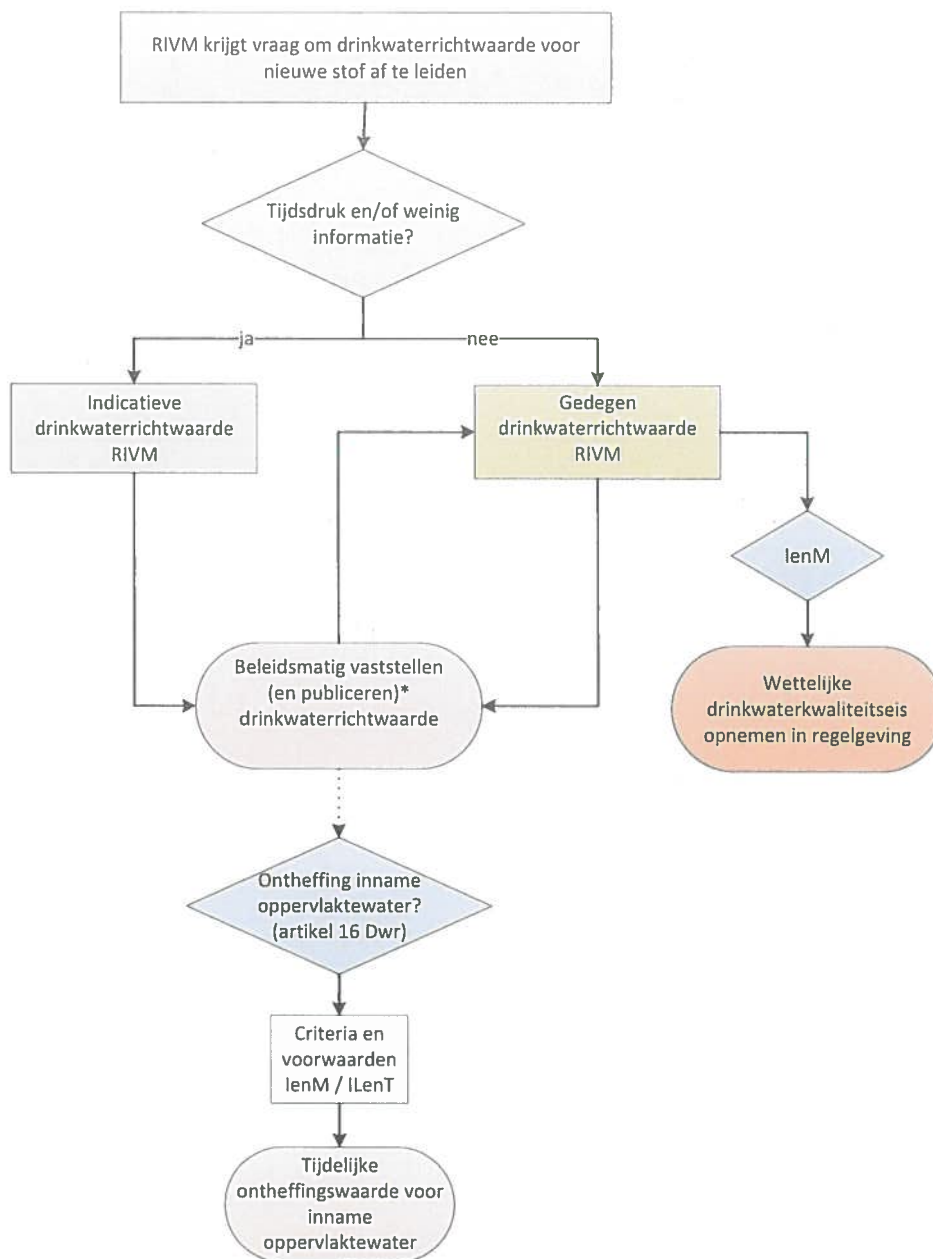
3.6

Aanbevelingen

Het RIVM beveelt aan om de drinkwaterspecifieke benadering van de TTC van (Baken and Sjerps, 2016) nader te evalueren.

Het RIVM beveelt aan om de afgeleide drinkwaterrichtwaarden te publiceren, bijvoorbeeld via de RIVM Risico's van stoffen website (<http://www.rivm.nl/rvs>). Dit geldt ook voor de metabolieten van bestrijdingsmiddelen die 'humaan-toxicologisch niet-relevant' zijn verklaard. Dit maakt ze beter vindbaar voor drinkwaterbedrijven en waterbeheerders. Het schema in Figuur 3.1 toont een mogelijke procedure.

Tevens beveelt het RIVM aan om de criteria op basis waarvan IenM en ILenT (tijdelijk) een ontheffingswaarde kunnen vaststellen voor het in te nemen oppervlaktewater of het drinkwater, nader uit te werken.



* gebeurt op dit moment niet maar wordt aanbevolen

Figuur 3.1 Schematische weergave afleiden en vaststellen drinkwaterriichtwaarden

4 Monitoring antropogene stoffen in drinkwater(bronnen)

4.1 Inleiding

Alle drinkwaterbedrijven hebben in het kader van hun Risicoanalyse en Risicomanagement (RA/RM) bedrijfseigen monitoringsprogramma's van bron tot tap die zijn gekoppeld aan eventuele maatregelen in zuivering of distributienet. Hierbij worden niet alleen de wettelijk verplichte waterkwaliteitsparameters gemeten, maar ook niet-wettelijk verplichte parameters waaronder een uitgebreid pakket aan organische microverontreinigingen. Dit is afhankelijk van de risicoanalyse van de betreffende winning.

4.2 Meetverplichting overige antropogene stoffen

De voorschriften met betrekking tot meetprogramma's en meetfrequenties voor drinkwater zijn opgenomen in de Drinkwaterregeling (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011b). Voor overige antropogene stoffen is er alleen een verplichting tot meten in het ruwe water (Bijlage 3, Tabel B3.1). Voor het water aan de tap of tijdens de zuivering geldt geen meetverplichting. In de Drinkwaterregeling staat ook niet vermeld welke stoffen moeten worden gemeten. De reden hiervoor is dat de signaleringsparameter is bedoeld als vangnet voor nieuwe nog onbekende bedreigende stoffen voor de drinkwatervoorziening. Daarom is het niet wenselijk om voor alle drinkwaterwinningen een generieke vaste lijst van te monitoren stoffen op te stellen. Bovendien verschillen de kenmerken van de drinkwaterbronnen, zuivering en bedreigingen per drinkwaterbedrijf.

Van de drinkwaterbedrijven wordt verwacht dat ze op basis van een risicoanalyse beoordelen welke overige antropogene stoffen relevant zijn om te meten. Drinkwaterbedrijven voeren hiervoor in het gehele traject van bron tot tap waterkwaliteitsmonitoring uit in de vorm van doelstoffenanalyses alsmede periodieke screeningsmethoden voor onbekende stoffen en afhankelijk van het type zuivering, bioassays voor effectgerichte detectie van stoffen. Deze aanpak wordt gehanteerd door zowel de drinkwaterbedrijven die gebruikmaken van oppervlaktewater, als die gebruikmaken van grondwater. Gezien de tragere reactietijden van grondwater is de monitoring van deze bron minder intensief dan bij oppervlaktewater als bron voor drinkwaterbereiding. De resultaten van deze monitoringsactiviteiten staan meestal beschreven in interne rapporten per drinkwaterbedrijf. Er is namelijk geen wettelijke verplichting om de analyseresultaten van deze stoffen aan te leveren aan het landelijke REWAB-rapportagesysteem (REgistratie opgaven van drinkWaterBedrijven). Hierdoor ontbreekt vooralsnog een landelijk overzicht van de meetgegevens voor deze groep stoffen per drinkwaterbedrijf. Daarom wordt momenteel een verbeteringslag gemaakt om de onderbouwing en transparantie te vergroten (zie onder paragraaf 4.4). Ter illustratie, recent hebben (Versteegh and Dik, 2014) de meetinspanning voor geneesmiddelen geïnventariseerd op basis van de gegevens die door de drinkwaterbedrijven op vrijwillige basis zijn aangeleverd aan REWAB. Dit betrof in 2012 circa 22.000 metingen in de

bronnen van drinkwater, waarvan 70% in grondwater, 19% in oppervlaktewater en 11% in oevergrondwater.

4.3 Aanvullende monitoring van oppervlaktewater

4.3.1 *RIWA-waterkwaliteitsmeetnet oppervlaktewater*

De vier laboratoria van de drinkwaterbedrijven voeren analyses uit op drinkwaterinnamepunten in het Nederlandse deel van het Rijn- en Maasstroomgebied. Dit wordt georganiseerd door RIWA (Vereniging van Rivierwaterbedrijven), een internationaal samenwerkingsverband van drinkwaterbedrijven die de rivier de Maas en de Rijn gebruiken als bron voor de bereiding van drinkwater. Deze monitoring is een aanvulling op het onderzoek naar de waterkwaliteit dat door Rijkswaterstaat (RWS) wordt uitgevoerd. Daarnaast worden analyses uitgevoerd door

Het RIWA-waterkwaliteitsmeetnet omvat vier meetlocaties in het Rijnstroomgebied en zes in het Maasstroomgebied. Het zijn locaties waar oppervlaktewater wordt ingenomen voor de bereiding van drinkwater, aangevuld met de grens stations bij Eijsden (Maas) en Lobith (Rijn). Aanvullend op de wettelijk verplichte waterkwaliteitsanalyses wordt een uitgebreid pakket van organische microverontreinigingen gemeten. Dit betreft zogenoemde doelstoffenanalyses van honderden individuele stoffen waaronder geneesmiddelen, industriële en andere stoffen. Alle meetgegevens worden in een database (RIWA-base) opgeslagen en jaarlijks gerapporteerd (zie onder meer (RIWA-Rijn, 2016, RIWA-Maas, 2016).

4.3.2 *Screeningsonderzoeken*

Aanvullend op de doelstoffenanalyses die zijn gericht op reeds bekende stoffen volgen Rijkswaterstaat en RIWA op verschillende plekken langs de Rijn en Maas de kwaliteit van het rivierwater ook met screeningstechnieken. Bij screeningsonderzoek wordt met een generieke analysemethode gekeken welke stoffen er allemaal in het water aanwezig zijn. De bepaling van het concentratieniveau is dan wel minder nauwkeurig dan bij de doelstoffenanalyse. Screening vormt daarmee een vangnet voor stoffen die niet in de doelstoffenanalyses geanalyseerd worden.

Screeningsonderzoeken worden om twee redenen uitgevoerd:

1. Kwaliteitsbewaking van het innamewater.
2. Opsporen van mogelijk nieuwe verontreinigende stoffen.

Ad 1: Als bewaking van de waterkwaliteit voor drinkwaterbereiding

Op de meetpontons Eijsden en Lobith wordt door Rijkswaterstaat het Rijn- en Maaswater dat vanuit het buitenland Nederland binnenstroomt gescreend op een uitgebreide set van chemische, fysische, (micro)biologische en radioactieve waterkwaliteitsparameters. In het kader van deze waterkwaliteitsbewaking wordt onder meer tweemaal per dag gescreend op (onbekende) organische microverontreinigingen. Dit wordt gedaan om snel een beeld te vormen van de waterkwaliteit met het doel beslissingen te kunnen nemen of de inname bij de benedenstrooms gelegen innamepunten kan worden voortgezet of moet worden gestaakt. Daarom wordt na de screening aan de grens snel een analyserapport samengesteld, aan de hand waarvan besloten wordt of

er direct actie ondernomen moet worden. Dit gebeurt soms op semi-kwantitatieve basis, waarbij hooguit een indicatie van concentraties gegeven kan worden.

Jaarlijks worden alarmwaarden vastgesteld voor het Rijn- en Maaswater aan de grens (zie <https://www.rws.nl/water/waterbeheer/waterkwaliteit/indicatoren-voor-waterkwaliteit/aqualarm/>). Dit gebeurt in samenspraak met de drinkwatersector, waarbij ook afstemming plaatsvindt met de bovenstroomse buurlanden. Als deze waarden bij de meetpontons Eijsden of Lobith worden overschreden, meldt Aqualarm dit aan de betrokken instanties zoals waterbeheerders en drinkwaterbedrijven. Naast alarmwaarden voor individuele componenten geldt voor onbekende (niet-vluchtige) organische microverontreinigingen een alarmwaarde van 3 µg/L (en 6 µg/L voor de som). Deze waarden zijn hoger dan de signaleringswaarde van 1 µg/L omdat nog verdunning (en mogelijk afbraak) plaatsvindt tussen het grensstation en de benedenstrooms gelegen innamepunten. Een andere reden is dat de analytische apparatuur voor Aqualarm minder gevoelig is dan laboratoriumapparatuur, met daardoor wat hogere detectiegrenzen. Wanneer een onbekende organische microverontreiniging boven de alarm- of signaleringswaarde wordt aangetroffen dient allereerst de identiteit van de verontreiniging te worden achterhaald. Zoals (Baken et al., 2016a) beschrijven aan de hand van de pyrazool-casus, zijn er afhankelijk van het type stof, geavanceerde analytische technieken nodig om de chemische structuur te bepalen.

Ad 2: Screening om nieuwe verontreinigende stoffen op te sporen
Screeningsonderzoek wordt ook gebruikt om een beeld te schetsen van nieuwe bedreigingen voor de waterkwaliteit. Regelmatig worden bij screeningsonderzoeken bekende, maar soms ook onbekende organische microverontreinigingen aangetroffen. Screeningstechnieken zijn heel geschikt om na te gaan welke verbindingen incidenteel of met grote(re) regelmaat in de bronnen voor drinkwaterbereiding voorkomen.

Vergelijkbaarheid screeningsmethodes

Omdat het screeningsonderzoek wordt uitgevoerd door verschillende laboratoria, is afstemming en vergelijkbaarheid van de analysemethodes een uitdaging. Dit vindt momenteel plaats in kader van het Bedrijfstak Onderzoek (BTO) van de drinkwatersector in het project 'Brede screening – op weg naar wettelijke verankering'. In dit project werken de vier laboratoria van de drinkwaterbedrijven, Rijkswaterstaat en KWR Watercycle Research Institute samen aan een robuuste kwaliteitsborging en het valideren van minimale kwaliteitseisen van brede chemische screening gebaseerd op vloeistofchromatografie-hoge resolutie massaspectrometrie (LC-HR-MS). Zie onder meer (Van Leerdam et al., 2015, Sjerps et al., 2016). De uiteindelijke ambitie is om met deze brede screeningstechniek de aanwezigheid van overige (voorheen onbekende) antropogene stoffen kwalitatief in beeld te brengen en de methodiek in te bedden in de nationale en internationale standaardisatie (NEN-ISO). De aantoonbaarheidsgrens wordt vastgesteld aan de hand van een representatieve set van doelstoffen. Als doelstelling is in het projectplan opgenomen dat deze aantoonbaarheidsgrens minimaal 0,25 µg/L (= 25% van de signaleringsparameter van 1 µg/L voor overige antropogene

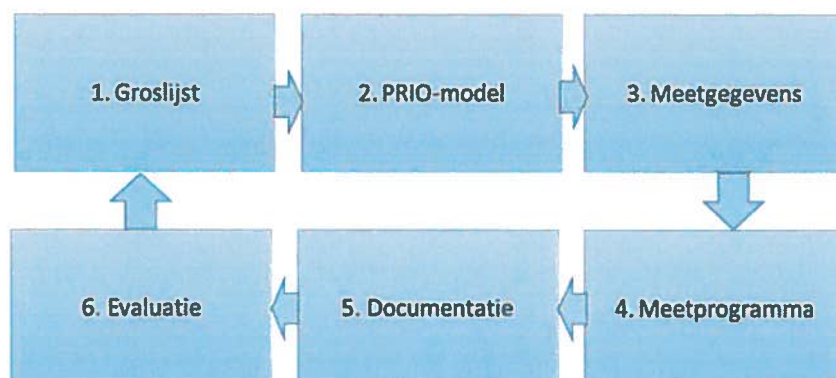
stoffen) bedraagt. Daarbij wordt opgemerkt dat een aantoonbaarheidsgrens van 0,05 µg/L op termijn wenselijk is. Zoals (Van Leerdam et al., 2015) beschrijven bleek brede chemische screening in staat om ruim 90% van de (337 aan drinkwater toegevoegde) stoffen te meten tot op het niveau voor veel individuele antropogene stoffen (0,1 µg/L). De screening evenaart hiermee de reguliere doelstoffenmonitoring. Bij minder dan 10% van de stoffen lag de aantoonbaarheidsgrens tussen de 0,1 en 1,0 µg/L.

4.4 Handreiking Risicogestuurd meten antropogene stoffen

Op dit moment werkt de drinkwatersector samen met het Ministerie van IenM, de ILenT en het RIVM aan een handreiking voor een uniforme aanpak van een risicoanalyse en een daarvan afgeleid monitoringsprogramma. Deze aanpak sluit aan bij de in 2015 gewijzigde Bijlage II van de Europese Drinkwaterrichtlijn (zie paragraaf 1.1). Die vraagt om een goede onderbouwing hoe met de gekozen meetstrategie wordt voldaan aan de vereisen voor de kwaliteit van drinkwater aan de tap. Hieronder volgt een beknopte weergave. Voor een uitgebreide beschrijving wordt verwezen naar (Werkgroep Meetstrategie antropogene stoffen, 2016).

Met de ontwikkelde meetstrategie kan ieder bedrijf per productielijn gestructureerd beoordelen welke antropogene stoffen gemonitord dienen te worden, afhankelijk van de specifieke combinatie van zuiveringsstappen, bronnen en bedreigingen ter plekke. Er zijn acht stappen die achtereenvolgens doorlopen dienen te worden (zie Figuur 3.1).

- De *eerste stap* is het opstellen van een groslijst mogelijk relevante stoffen. Het kan hierbij gaan om stoffen die een potentieel gezondheidsrisico kunnen vormen, maar ook om stoffen die mogelijk in hogere concentraties in de bronnen voor drinkwater kunnen voorkomen. Hierbij wordt zo breed mogelijk gebruik gemaakt van beschikbare informatie, waaronder wetenschappelijke literatuur, bedrijfstak- of eigen onderzoek, grond- en oppervlaktewater monitoringsprogramma's en screeningsonderzoeken.
- In de *tweede stap* worden uit deze groslijst de op het oog meest relevante stoffen geprioriteerd door middel van een hiervoor ontwikkeld model ('PRIO-model'). Dit scoringsmodel is een combinatie van eerdere modellen ontwikkeld door (Fischer et al., 2011, Sjerps et al., 2014). Het kent per stof punten toe voor gedrag in het aquatisch milieu, toxiciteit, verwijdering door zuivering, imago en eventueel te verwachten overschrijdingen.
- Als *derde stap* worden – indien dit analytisch mogelijk is – meetgegevens verzameld of bestaande meetgegevens geëvalueerd.
- In de *vierde stap* wordt bepaald welke geprioriteerde stoffen opgenomen moeten worden in het monitoringspakket.
- *Stap vijf* voorziet in de documentatie van het traject dat in de stappen 1 t/m 4 doorlopen is.
- *Stap zes* ten slotte omvat de periodieke evaluatie van het monitoringspakket.



Figuur 3.1 Cyclus Risicogestuurd Monitoringsprogramma Antropogene Stoffen (Werkgroep Meetstrategie antropogene stoffen, 2016)

De stoffen die naar voren komen bij het doorlopen van deze meet- en prioriteringsstrategie kunnen als basis dienen om stoffen te selecteren voor de afleiding, vaststelling en wettelijke vastlegging van stofspectifieke drinkwaterrichtwaarden, ter invulling van artikel 5.3 van de Drinkwaterrichtlijn.

5 Evaluatie signaleringsparameter overige antropogene stoffen

5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft allereerst de historie van de huidige signaleringsparameter. Vervolgens wordt de waarde van 1 µg/L geëvalueerd aan de hand van vier criteria: gezondheidkundig beschermingsniveau, vergelijking met andere kwaliteitseisen voor antropogene stoffen, effectiviteit van de drinkwaterzuivering en uitvoerbaarheid.

5.2 Historie

In het Waterleidingbesluit uit 1984 werd al een parameter 'gehalogeneerde koolwaterstoffen geen pesticide zijnde' genoemd eveneens met een normwaarde van 1 µg/L. Het Waterleidingbesluit 1984 is gebaseerd op de eerste Europese Drinkwaterrichtlijn uit 1980. De genoemde parameter kan worden gezien als een voorloper van de huidige signaleringsparameter van 1 µg/L.

In het Waterleidingbesluit uit 2001 (Staatsblad nr 31, 2001) was een soortgelijke Tabel IIIC met signaleringsparameters opgenomen, echter nog zonder de huidige parameters diglyme(n), ethyl tert-butyl ether (ETBE), methyl tert-butyl ether (MTBE) en overige antropogene stoffen. Ter voorbereiding op het Waterleidingbesluit van 2001 hebben het Ministerie voor VROM, de drinkwatersector en het RIVM een rapport opgesteld met achtergronden voor alle parameters en relevante informatie voor het afleiden van normen (Van Dijk-Looijaard A.M., 1993). In het document staat voor de categorie Voorzorgsnormen het volgende: "Voor voorzorgsparameters (ethisch) geldt een op grond van verschillende argumenten gekozen waarde (bijvoorbeeld detectielimiet; mag niet aanwezig zijn; globale vuistregel van 1 µg/L). Deze normwaarde is dus veelal niet direct gerelateerd aan de gezondheidkundige waarde. Vooral voor groepsparameters die betrekking hebben op antropogene verbindingen, zal een voorzorgs- (ethische) norm worden vastgesteld. Overwegingen hiervoor zijn onder andere:

- Het grote aantal verbindingen dat gelijktijdig aanwezig kan zijn;
- Het feit dat er (nog) te weinig toxicologische informatie beschikbaar is voor een groot deel van de verbindingen;
- Een waarborg voor de betrouwbaarheid van de drinkwatervoorziening;
- Het voorzorgsprincipe;
- De indicatorfunctie van drinkwaterkwaliteit voor de kwaliteit van bronnen van de drinkwatervoorziening."

Bij de totstandkoming van het huidige Drinkwaterbesluit (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2011a) zijn de parameters diglyme(n), ethyl tert-butyl ether (ETBE), methyl tert-butyl ether (MTBE) en Overige antropogene stoffen toegevoegd aan Tabel IIIC. De eerste drie stofgroepen werden in de periode 2001-2011 regelmatig in bronnen voor drinkwater en in drinkwater aangetroffen. De gezondheidkundige

betekenis van deze stoffen was niet zodanig dat er een norm in Tabel II Chemische parameters noodzakelijk was. Daarom is gekozen voor een signaleringswaarde in Tabel IIIC. De parameter overige antropogene stoffen is toegevoegd als een vangnet voor nieuwe nog onbekende bedreigende stoffen voor de drinkwatervoorziening. Er is geen onderscheid gemaakt tussen signaleringswaarden voor drinkwaterbronnen en drinkwater. Anders gezegd: de waarde in Tabel IIIC is van toepassing op de bronnen voor drinkwater en voor drinkwater is geen aparte waarde vastgesteld. Impliciet wordt aangenomen dat als de signaleringswaarde in de bron niet wordt overschreden dit in drinkwater zeker niet het geval zal zijn vanwege afvlakking van de concentratie in de zuivering (inclusief eventuele bodempassage en voorraadvorming).

5.3 Gezondheidskundig beschermingsniveau

Op basis van het principe van de Threshold of Toxicological Concern (TTC) geldt voor niet-genotoxische stoffen een drinkwaterrichtwaarde van 2,1 µg/L als veilig. Voor stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking geldt een drinkwaterrichtwaarde van 0,0875 µg/L als veilig. Op basis van een analyse van drinkwaterrelevante stoffen uit de TTC-database concluderen (Baken and Sjerps, 2016) dat een waarde van 1 µg/L voor niet-genotoxische stoffen voldoende bescherming biedt. Voor genotoxische drinkwaterrelevante stoffen komen zij uit op een waarde van 0,02 µg/L. De TTC-benadering is echter niet op alle stoffen toepasbaar; voor stofgroepen zoals bijvoorbeeld anorganische verbindingen, steroïden en hoog-potente carcinogenen is het niet mogelijk om een veilige waarde af te leiden. Hiervoor dient dan ook altijd stofspecifiek een risicobeoordeling plaats te vinden. Een voorbeeld van een dergelijke stof is PFOA.

5.3.1 *Inventarisatie antropogene stoffen in drinkwater(bronnen)*

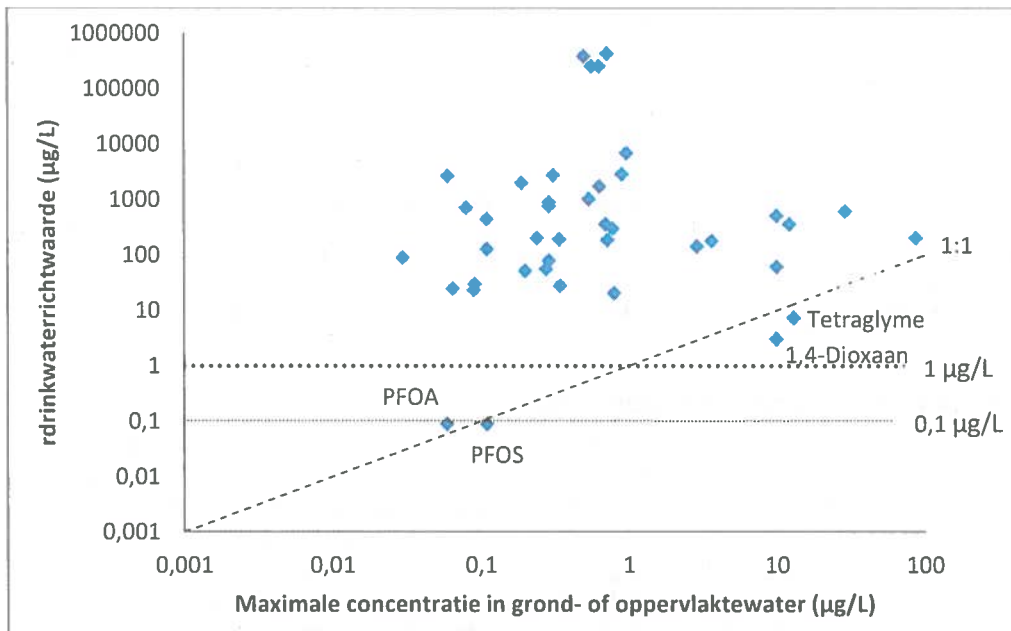
Op basis van ruim 600 antropogene stoffen die in screeningsonderzoeken zijn aangetroffen in Nederlands drinkwater, grondwater of oppervlaktewater selecteerden (Baken et al. 2016b) recent 90 stoffen die voor de watercyclus relevant zijn. Drinkwaternormen ontbreken vaak voor deze stoffen. Daarom zijn door (Baken et al. 2016b) gezondheidskundige drinkwaterrichtwaarden afgeleid die zij provisional guideline values (pGLVs) noemen. Als standaard werd hierbij conform WHO een lichaamsgewicht van 70 kg gehanteerd, een drinkwaterconsumptie van 2 liter per dag en 20% bijdrage van de blootstelling via drinkwater. Bijlage 4 toont de concentraties en drinkwaterrichtwaarden voor 42 van de betreffende stoffen die vallen in de categorie overige antropogene stoffen. Bijlage 4 toont niet alleen pGLVs maar ook door RIVM en andere instanties afgeleide drinkwaterrichtwaarden.

De drinkwaterrichtwaarden variëren tussen 0,0875 µg/L voor PFOA en 415 mg/L voor het röntgencontrastmiddel iopamidol. De drinkwaterrichtwaarde is voor de meeste stoffen veel hoger dan 1 µg/L. Alle geïsoleerde röntgencontrastmiddelen hebben een relatief hoge drinkwaterrichtwaarde variërend van 6,7 tot 415 mg/L.

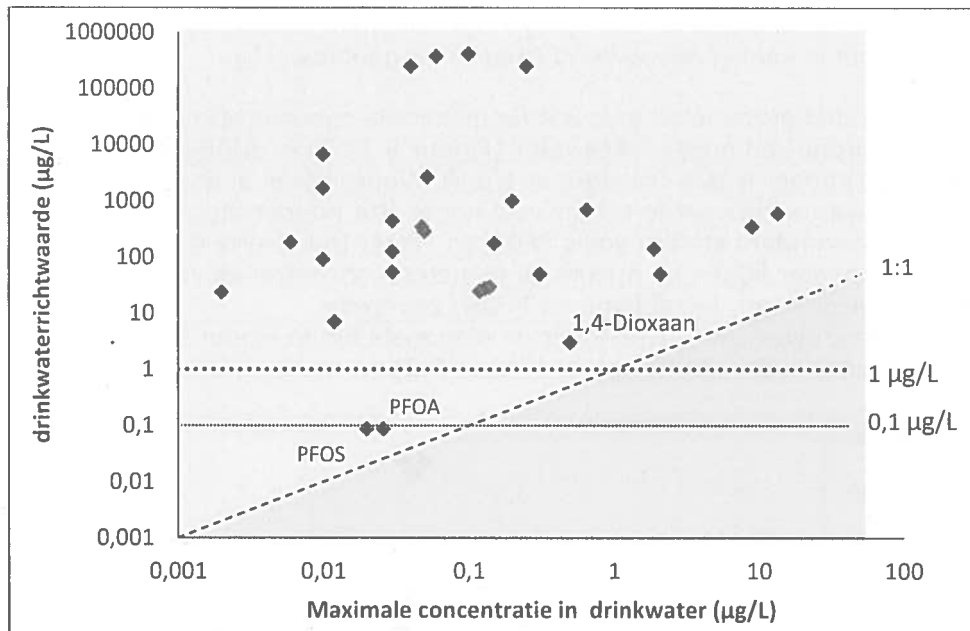
Een waarde van 1 µg/L is een veilige waarde voor alle beschouwde stoffen, uitgezonderd PFOS en PFOA. Voor PFOA heeft het RIVM in 2016

een drinkwaterrichtwaarde van 0,0875 $\mu\text{g/L}$ afgeleid (RIVM, 2016). Deze stof is mogelijk kankerverwekkend (maar niet genotoxisch).

Onderstaande figuren laten zien dat de maximale concentratie voor veel stoffen in grond- en oppervlaktewater (Figuur 5.1) en in drinkwater (Figuur 5.2) hoger is dan 0,1 $\mu\text{g/L}$ of 1 $\mu\text{g/L}$. Voor vrijwel al deze stoffen is de drinkwaterrichtwaarde echter veel hoger (tot honderdduizenden malen) uitgezonderd stoffen zoals PFOS en PFOA. In het grond- en oppervlaktewater liggen de maximaal gemeten concentraties voor drie stoffen (1,4-dioxaan, tetraglyme en PFOS) boven de drinkwaterrichtwaarde (ofwel onder de diagonale lijn in Figuur 5.1). In het drinkwater is dit niet het geval (Figuur 5.2).



Figuur 5.1. Maximaal aangetroffen concentratie van antropogene stoffen in grond- en oppervlaktewater, zoals gerapporteerd in recente literatuur, ten opzichte van de drinkwaterrichtwaarde (aangepast op basis van Baken et al. 2016b en Schriks et al. 2010; zie ook Bijlage 4).



Figuur 5.2. Maximaal aangetroffen concentratie van antropogene stoffen in drinkwater, zoals gerapporteerd in recente literatuur, ten opzichte van de drinkwaterrichtwaarde (aangepast op basis van Baken et al. 2016b en Schriks et al. 2010; zie ook Bijlage 4)

5.4 Effectiviteit drinkwaterzuivering

De meeste drinkwaterzuiveringen in Nederland die oppervlaktewater zuiveren, zijn in staat om de concentraties van de meeste antropogene stoffen in drinkwater aanzienlijk te verlagen, maar niet alle stoffen worden volledig verwijderd. Als de zuivering zo efficiënt is dat voor alle stoffen het gezondheidkundig beschermingsniveau kan worden gegarandeerd, zou dit een reden kunnen zijn om de signaleringswaarde (voor de bron van het drinkwater) te verhogen. Omgekeerd zou een laag zuiveringsrendement reden kunnen zijn voor een lagere signaleringswaarde. Bijlage 5 toont een uitgebreide beschrijving van de drinkwaterzuiveringstechnieken die in Nederland worden toegepast en hoe effectief ze zijn in het verwijderen van antropogene stoffen. Hieronder volgen de belangrijkste bevindingen.

In Nederland wordt drinkwater geproduceerd uit zowel grond- als oppervlaktewater. Grondwaterwinningen zijn minder kwetsbaar voor verontreinigingen waardoor een eenvoudige zuivering meestal volstaat. Een eenvoudige grondwaterzuivering bestaat uit beluchtungs- en filtratiestappen. Hiermee worden de meeste antropogene stoffen niet tot zeer beperkt verwijderd. Alleen als de stoffen vluchtig zijn, zullen ze in een beluchtungsstap waarschijnlijk in hoge mate worden verwijderd. Bij sommige grondwaterzuiveringen wordt ook actiefkoolfiltratie of poederkooldosering toegepast. Hiermee worden aromatische en niet-polaire organische verbindingen wel effectief verwijderd (als vuistregel geldt dat stoffen met een log Kow >3 worden verwijderd.).

Een 'eenvoudige' oppervlaktewaterzuivering is uitgebreider en omvat in Nederland ook desinfectie en actief-kool/poederkoolfiltratie. Op sommige

plaatsen wordt oever- en duinfiltratie toegepast als voorzuiveringsstap. Een oever- of duinpassage kan een efficiënte manier zijn om antropogene stoffen te verwijderen. Tijdens het verblijf in de bodem nemen concentraties antropogene stoffen af als gevolg van vermenging met grondwater, (biologische) afbraak en hechting aan bodemmateriaal. Er zijn echter ook vele persistente stoffen die niet afbreken tijdens de oever- of duinpassage.

Effectieve zuiveringstechnieken voor de verwijdering van antropogene stoffen zijn actief koolfiltratie/poederkool, geavanceerde oxidatie (ozon of UV/H₂O₂) en membraanfiltratie (nanofiltratie of omgekeerde osmose). Nederlandse drinkwaterbedrijven passen combinaties van deze technieken toe voor de zuivering van oppervlaktewater. Voorbeelden hiervan zijn:

- Poederkool gevolgd door snelfiltratie (Dunea);
- UV/H₂O₂ gevolgd door actief koolfiltratie (PWN);
- Ozon gevolgd door actief koolfiltratie (Waternet).

Deze geavanceerde zuiveringstechnologieën kunnen veel antropogene stoffen voor meer dan 90% uit het water verwijderen. Er moet echter altijd rekening worden gehouden met stoffen die ook met deze technologieën matig verwijderd worden. Dit betreft slecht afbreekbare stoffen die goed oplossen in water.

Voor een individuele stof kan de verwijdering in een zuivering waarvan de zuiveringstappen bekend zijn, worden geschat op basis van stofspecifieke eigenschappen (o.a. log Kow, molecuulgewicht) of QSARS (quantitative structure activity relationships) (Wols and Vries, 2012). Generieke uitspraken over de verwijdering van stofgroepen, bijvoorbeeld geneesmiddelen, zijn echter niet mogelijk, omdat de fysisch-chemische eigenschappen van individuele stoffen sterk verschillen. Schattingen dienen ook altijd locatiespecifiek te worden getoetst. De toepassing van een technologie garandeert namelijk geen vast verwijderingspercentage per stof. Specifieke instellingen van de zuivering en de samenstelling van het water hebben een grote invloed op de verwijdering van een stof.

5.5 Aansluiting bij andere kwaliteitseisen antropogene stoffen

Tabel 5.1 toont een overzicht van signaleringswaarden en voorzorgsnormen uit bestaande regelgeving die relevant zijn voor (de bronnen van) drinkwater. Zoals beschreven in hoofdstuk 2, is in het protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen onder de KRW (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2015) afgesproken om te toetsen aan een signaleringswaarde van 0,1 µg/L als *early warning*. Deze waarde is gericht op het opsporen van structurele probleemstoffen (gedurende meerdere jaren) voor de drinkwaterbereiding. Er zijn geen acties aan gekoppeld zoals een mogelijke innamestop.

Voor individuele bestrijdingsmiddelen en hun humaan-toxicologisch relevante metabolieten is in het Drinkwaterbesluit (Bijlage A, Tabel II) en Drinkwaterregeling (Bijlage 5) een drinkwaterkwaliteitseis van 0,1 µg/L opgenomen (zie paragraaf 2.2.1). Dit betreft een voorzorgsnorm. Voor de som van de afzonderlijke bestrijdingsmiddelen met een concentratie

hoger dan de detectiegrens geldt een drinkwaterkwaliteitseis van 0,5 µg/L. Uitzondering vormen aldrin, dieldrin, heptachloor en heptachloorepoxide waarvoor een strengere drinkwaterkwaliteitseis van 0,030 µg/L geldt (Bijlage A, Tabel II). Voor metabolieten die na een gezondheidkundige risicobeoordeling humaan toxicologisch 'niet relevant' zijn verklaard, mag een hogere drinkwaterkwaliteitseis gehanteerd worden, namelijk 1,0 µg/L.

Behalve voor overige antropogene stoffen bevat Tabel IIIC van het Drinkwaterbesluit ook signaleringsparameters voor AOX, aromatische aminen, (chloor) fenolen, diglyme(n), ethyl tert-butyl ether (ETBE), gehalogoneerde alifatische koolwaterstoffen, methyl tert-butyl ether (MTBE) en monocyclische koolwaterstoffen/aromaten. Met uitzondering van AOX die wel moet worden gemeten maar waarvoor geen maximum waarde is vastgesteld, geldt voor al deze stofgroepen een signaleringsparameter van 1 µg/L. Deze voorzorgswaarde is, voor zover tot op heden bekend, gezondheidkundig beschermend genoeg voor deze stoffen en stofgroepen. Zoals beschreven in paragraaf 5.3 geldt dit niet altijd voor de signaleringsparameter voor overige antropogene stoffen.

Tabel 5.1 Signaleringswaarden en voorzorgsnormen in bestaande regelgeving die relevant zijn voor (de bronnen van) drinkwater

Kader	Type waarde	Stoffen waarop van toepassing	Waarde [µg/L]
Protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW (onder Bkmw)	Early warning	Antropogene stoffen (zonder andere milieu- of drinkwaterkwaliteitseisen)	0,1
Drinkwaterbesluit (en Drinkwaterregeling)	Kwaliteitseis (Tabel II)	• Bestrijdingsmiddelen	0,1
		• Som bestrijdingsmiddelen	0,5
	Signaleringsparameter (Tabel IIIC)	• Niet-relevante metabolieten	1
		• AOX	-
• Aromatische aminen		1	
Overige antropogene stoffen	• (Chloor)fenolen	1	
	• Diglyme(n)	1	
	• ETBE	1	
	• Gehalogoneerde monocyclische koolwaterstoffen	1	
	• Gehalogoneerde alifatische koolwaterstoffen	1	
	• MTBE	1	
	• Monocyclische koolwaterstoffen/aromaten	1	

5.6 Uitvoerbaarheid

Detectiegrenzen

Toen de voorloper van de huidige signaleringsparameter in 1984 werd opgenomen in de drinkwaterregelgeving, speelde onder meer het argument van de detectiegrenzen een rol bij de keuze van 1 µg/L. Inmiddels is de analytische apparatuur sterk verbeterd, kunnen er steeds meer stoffen worden gemeten en zijn detectiegrenzen lager, tot in het nanogram/L bereik. De groep antropogene stoffen vormt echter een grote diverse groep stoffen met veel verschillende eigenschappen. Het is de vraag of detectiegrenzen voor al deze stoffen voldoende laag zijn om te toetsen aan een signaleringswaarde van 0,01 µg/L (10 ng/L). Voor de meeste antropogene stoffen is een detectiegrens van 0,1 µg/L wel haalbaar. Ook voor zogenoemde brede screeningstechnieken waarmee (onbekende) antropogene stoffen in beeld kunnen worden gebracht, is een detectiegrens van 0,1 µg/L (op termijn) waarschijnlijk haalbaar.

Ontheffingsprocedure bij overschrijding signaleringsparameter

Bij de uitvoerbaarheid speelt ook de huidige ontheffingsprocedure op basis van artikel 16 van de Drinkwaterregeling een rol. Dit betreft behalve de gezondheidskundige risicobeoordeling, de acties zoals een innamestop of een mogelijke ontheffingsaanvraag. Dit is een uitgebreidere procedure met meerdere acties dan bijvoorbeeld voor metabolieten van bestrijdingsmiddelen waarvoor een gezondheidskundige risicobeoordeling moet plaatsvinden bij overschrijding van de norm van 0,1 µg/L in drinkwater. Het gaat hier om een afweging tussen de wens om gezondheidsrisico's te voorkomen en de wens om de inspanningen zo veel mogelijk te richten op de gevallen waarin hier ook echt sprake van is.

5.7 Conclusie

Toen de voorloper van de huidige signaleringsparameter in 1984 werd opgenomen in de drinkwaterregelgeving, speelde onder meer het argument van de detectiegrenzen een rol bij de keuze van 1 µg/L. Met de huidige analytische apparatuur is voor de meeste antropogene stoffen een detectiegrens van 0,1 µg/L inmiddels haalbaar.

Vanuit gezondheidskundig oogpunt is 1 µg/L in drinkwater niet voor alle antropogene stoffen een veilige concentratie. Op basis van het principe van de Threshold of Toxicological Concern (TTC) is het wel een veilige concentratie voor niet-genotoxische stoffen. Voor stoffen met een alert voor genotoxiciteit geldt een strengere waarde. Hiervoor is op basis van de TTC 0,088 µg/L een veilige concentratie. Baken en Sjerps concluderen dat voor drinkwaterrelevante genotoxische stoffen 0,02 µg/L een veilige waarde is (Baken and Sjerps, 2016). De TTC-benadering is echter niet op alle stoffen toepasbaar.

Uit een inventarisatie van 42 stoffen uit de categorie overige antropogene stoffen die zijn aangetroffen in (de bronnen van) drinkwater, bleek 1 µg/L gezondheidskundig een veilige waarde voor alle stoffen, uitgezonderd PFOS en PFOA. Dit voorbeeld toont aan dat voor het overgrote deel van de stoffen in de uitgebreide stofgroep overige antropogene stoffen, een beschermingsniveau van 1 µg/L voldoende is, maar dat er altijd uitzonderingen zullen zijn. Dit geldt ook voor een voorzorgswaarde van 0,1 µg/L. Welk beschermingsniveau ook wordt

gekozen, een goede risicogebaseerde monitoringsstrategie van bron tot tap, inclusief stofspecifieke risicobeoordeling, is belangrijk om een vinger aan de pols te houden en nieuwe risicostoffen voor de drinkwatervoorziening op te sporen.

Een eenvoudige drinkwaterzuivering zoals wordt toegepast bij grondwaterwinningen, vormt een onvoldoende barrière tegen antropogene stoffen. Een drinkwaterzuivering die bestaat uit een combinatie van technieken zoals die momenteel in Nederland wordt toegepast voor de zuivering van oppervlaktewater, is in staat om de concentraties van antropogene stoffen aanzienlijk te verlagen. Er moet echter altijd rekening worden gehouden met persistente, mobiele stoffen die zelfs met geavanceerde zuiveringstechnologieën matig verwijderd worden. Algemene uitspraken over de verwijdering van stofgroepen in de drinkwaterzuivering zijn niet mogelijk, omdat de fysisch-chemische eigenschappen van individuele stoffen sterk verschillen. Wel is het mogelijk om per stof de verwijdering te schatten in een zuivering waarvan de zuiveringstappen bekend zijn.

De andere voorzorgswaarden die zijn opgenomen in Tabel IIIC van het Drinkwaterbesluit zijn voor zover bekend wel veilige concentraties voor alle stoffen in de betreffende stofgroepen. Dit geldt ook voor de drinkwaterkwaliteitseis en tevens voorzorgsnorm van 0,1 µg/L die is opgenomen in het Drinkwaterbesluit voor individuele bestrijdingsmiddelen en hun humaan-toxicologisch relevante metabolieten. Voor vier bestrijdingsmiddelen waarvoor deze voorzorgsnorm te hoog is, is een aparte drinkwaterkwaliteitseis in de wetgeving opgenomen.

De signaleringsparameter voor overige antropogene stoffen is hoger dan de voorzorgsnorm voor bestrijdingsmiddelen, maar de ontheffingsprocedure bij overschrijding is ook uitgebreider en heeft meer acties tot gevolg.

6 Twee buitenlandse voorbeelden

6.1 Stapsgewijze aanpak Duitse Umweltbundesamt (UBA)

Het Duitse Umweltbundesamt (UBA) gaat in een stapsgewijze aanpak uit van vijf niveaus van zogenaamde GOWs (Gesundheitlichen Orientierungswerte) ofwel HRIVs (Health related Indication Values). Dit betreft vijf maximale concentraties in drinkwater die veilig worden geacht bij een levenslange consumptie van 2 liter water per dag (zie Tabel 6.1).

Tabel 6.1 Stapsgewijze aanpak via 5 GOWs (Gesundheitlichen Orientierungswerte) ofwel Health Related Indication Values (HRIVs) voor onbekende stoffen in drinkwater op basis van Dieter (2014)

HRIV	Concentratie	Toelichting	
HRIV ₀	0,01 µg/L tot < 0,1 µg/L	Voor stoffen met <i>structural alerts</i> voor genotoxiciteit én biochemische relevantie hiervan voor mensen	Nieuwe stoffen met sterke aanwijzingen voor genotoxiciteit
HRIV ₁	0,1 µg/L	Voor niet-genotoxische stoffen en voor stoffen waarvan de genotoxiciteit nog niet is getest maar waarvoor <i>structural alerts</i> ontbreken	Overige nieuwe stoffen zonder aanwijzingen voor genotoxiciteit
HRIV ₃	0,3 µg/L	Voor stoffen waarvoor is bewezen dat ze niet genotoxisch zijn, en waarvoor voldoende toxicologisch onderzoek beschikbaar is om te onderbouwen dat deze waarde veilig is.	Niet-genotoxische stoffen
HRIV ₄	1,0 µg/L	Idem voorgaande	
HRIV ₅	3,0 µg/L	Idem voorgaand	

Een uitgebreide beschrijving van de methodiek en de voorwaarden die gelden voor het doorlopen van de stapsgewijze aanpak wordt in detail beschreven door Dieter (2014). Hieronder volgt een beknopte weergave.

De benadering van UBA is gebaseerd op een evaluatie van 113 niet-genotoxische stoffen die sinds 1993 zijn aangetroffen in drinkwater en waarvoor gezondheidkundige grenswaarden zijn gepubliceerd door nationale volksgezondheidsinstellingen uit zes verschillende landen (Dieter, 2014). Dit betrof bijna 200 evaluaties, waarbij sommige stoffen door meerdere instellingen zijn geëvalueerd. Geen van deze evaluaties resulteerden in gezondheidkundige grenswaarden voor drinkwater < 0,3 µg/L. Voor 14 genotoxische stoffen (waarvan 13 met een 'structural alert') concludeerde Dieter (2014) dat een limiet van 0,01 µg/liter voldoende laag was bij een geaccepteerd extra risico van één op miljoen per leven. Op basis hiervan hanteert de Duitse Umweltbundesamt (UBA) voor stoffen die in drinkwater worden aangetroffen en waarvoor geen toxicologische gegevens beschikbaar zijn voor afleiding van een drinkwaternorm, een concentratie van 0,1 µg/L

als algemene grens voor veiligheid (Chorus, 2015). Als de stof in kwestie echter een 'structural alert' voor genotoxiciteit heeft, dan wordt 0,01 µg/L gebruikt als grens. Als er voldoende informatie over de stof beschikbaar is om uit te sluiten dat deze genotoxisch is, kunnen onder een aantal voorwaarden en afhankelijk van de beschikbare toxicologische informatie, via een stapsgewijze aanpak richtwaarden gelden van achtereenvolgens 0,3 µg/L, 1,0 µg/L of 3,0 µg/L. Voor elk van deze stappen gelden strengere voorwaarden met betrekking tot de beschikbaarheid en kwaliteit van onderbouwende toxiciteitstesten. De richtwaarden kunnen ook als tijdelijke norm fungeren, die verhoogd wordt zodra er betere toxicologische informatie voorhanden is. Hogere waarden dan 3,0 µg/L kunnen alleen vastgesteld worden als voldoende informatie beschikbaar is om een volledige toxicologische risicobeoordeling en normafleiding uit te voeren. De lijst van stoffen met een GOW is beschikbaar via de UBA-website.

Aanvullend beschrijft (Dieter, 2014) dat UBA een algemeen voorzorgsprincipe hanteert, waarbij de waarde van 0,1 µg/L geldt als algemene voorzorgswaarde voor niet-genotoxische stoffen, inclusief stoffen waarvoor voldoende toxicologische informatie voorhanden is. Het belangrijkste idee hierachter is om te voorkomen dat met name hydrofiele verontreinigingen opbouwen in (hergebruikt) drinkwater, wat een bedreiging kan vormen voor de drinkwatervoorziening in dichtbevolkte gebieden of in gebieden met minder toezicht.

De UBA-benadering geldt voor alle stoffen, ook de stoffen waarvoor EFSA heeft geconcludeerd dat de TTC-benadering niet toepasbaar is

6.2 US EPA-benadering

In de Verenigde Staten worden drinkwaternormen gedefinieerd als zogenoemde Maximum Contaminant Levels (CCLs), op basis van de Safe Drinking Water Act (SDWA). Het Amerikaanse Environmental Protection Agency (US EPA) publiceert elke vijf jaar een zogenaamde Candidate Contaminant List (CCL) met nieuwe verontreinigingen die op dat moment nog niet gereguleerd zijn, maar waarvan bekend is dat ze voorkomen in de bronnen van drinkwater, en waarvoor in de toekomst mogelijk regelgeving nodig is. De US EPA gebruikt de CCL om die prioritaire verontreinigingen te identificeren die het grootste risico voor de volksgezondheid vormen vanwege de blootstelling via drinkwater. De CCL is nauw verwant aan de Unregulated Contaminant Monitoring Rule (UCMR) die voorschrijft dat drinkwaterbedrijven verscheidene niet-gereguleerde stoffen monitoren voor een bepaalde periode. Deze monitoringsdata worden geëvalueerd samen met mogelijke gezondheidseffecten, om te bepalen of en zo ja, voor welke nieuwe verontreinigingen regelgeving nodig is. Hiervoor gelden de volgende criteria:

- mogelijke negatieve gezondheidseffecten;
- waarschijnlijkheid van voorkomen in drinkwater in zorgwekkende concentraties;
- regulering biedt goede mogelijkheden voor reductie van gezondheidsrisico's als gevolg van de consumptie van drinkwater.

De US-EPA leidt periodiek voor niet-gereguleerde drinkwatercontaminanten zogenaamde *health advisories* voor drinkwater af. Deze zijn bedoeld als informele technische richtwaarden voor bescherming van de volksgezondheid. *Health advisories* worden afgeleid voor één dag, 10 dagen, 7 jaar, voor levenslang en waar relevant voor carcinogene stoffen (referentierisico één op tienduizend per leven). Een overzicht van beschikbare waarden is te vinden in (US-EPA, 2012).

6.3 Conclusie

De twee voorbeelden tonen heel verschillende benaderingen voor het omgaan met nieuwe mogelijke probleemstoffen voor de drinkwatervoorziening. De Verenigde Staten hanteert geen algemene voorzorgsnorm. In plaats daarvan worden stofspecifiek drinkwaterrichtwaarden afgeleid, waarna, bij geconstateerde potentiële gezondheidsrisico's, eventueel regelgeving volgt.

De UBA hanteert een stapsgewijze benadering voor stoffen in drinkwater met een concentratiebereik tussen 0,1 en 3 µg/L. Een uitzondering vormen stoffen met aanwijzingen voor genotoxiciteit, waarvoor 0,01 µg/L geldt. Hogere waarden dan 3,0 µg/L kunnen alleen worden vastgesteld als voldoende informatie beschikbaar is om een volledige toxicologische risicobeoordeling en normafleiding uit te voeren. Dit verschilt van de Nederlandse benadering, waar de voorkeur altijd uitgaat naar het afleiden van een stofspecifieke drinkwaterrichtwaarde op basis van de beschikbare toxicologische informatie. Alleen indien deze te beperkt is of ontbreekt, wat zelden het geval is, wordt een andere aanpak gevolgd, namelijk volgens de TTC-benadering (zie hoofdstuk 3).

7 Alternatieve opties voor de signaleringsparameter antropogene stoffen

Op basis van de evaluatie in hoofdstuk 5 worden hieronder twee alternatieve opties beschreven voor de signaleringsparameter overige antropogene stoffen voor in te nemen water en het daaruit geproduceerde drinkwater.

7.1 Optie 1: Generieke signaleringsparameter 0,1 µg/L

De meeste drinkwaterbedrijven hanteren de waarde van 0,1 µg/L op dit moment al als doelstelling in hun interne bedrijfsprocessen. Ze stellen voor deze categorie stoffen dus strengere doelen dan de huidige signaleringsparameter in het Drinkwaterbesluit.

In deze optie is de signaleringsparameter overige antropogene stoffen voor de bronnen van drinkwater (grondwater en oppervlaktewater) hetzelfde als de signaleringswaarde in het Protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen onder de KRW. De 0,1 µg/L wordt in beide gevallen gezien als een signaal voor actie, maar de duur van de overschrijding bepaalt het vervolg. Het protocol identificeert stoffen waarvan de 90^e percentielconcentratie over een periode van drie jaar hoger is dan 0,1 µg/L. Door deze wijze van toetsing richt het protocol zich op stoffen die vanwege langdurige aanwezigheid in de oppervlaktewaterbronnen voor drinkwater, structurele aandacht van het beleid vragen, inclusief de mogelijkheid om stoffen wettelijk te reguleren. De signaleringsparameter uit Drinkwaterbesluit en -regeling zorgt ervoor dat er bij de eerste overschrijding in drinkwater, of bij een overschrijding in de bron van meer dan 30 dagen, alvast onderzoek wordt gedaan naar de gezondheidkundige risico's.

Het aantal stoffen waarvoor 0,1 µg/L in drinkwater gezondheidkundig niet beschermend genoeg is, is beperkt. Hiervoor kunnen aparte drinkwaterkwaliteitseisen in de wetgeving worden opgenomen, zoals ook gebeurt bij bestrijdingsmiddelen.

7.2 Optie 2: Onderscheid drinkwater/grondwater- en oppervlaktewaterbronnen

Waarde	Drinkwater- + grondwaterbronnen	Oppervlaktewaterbronnen drinkwater
0,1 µg/L	Gelijk aan optie 1	
1 µg/L		Zoals huidige Drinkwaterregeling

In deze optie worden voor drinkwater dezelfde signaleringswaarden gehanteerd als in optie 1. Voor grondwaterbronnen geldt dezelfde waarde omdat grondwaterzuiveringen een onvoldoende barrière vormen tegen organische microverontreinigingen. Voor oppervlaktewaterbronnen wordt de huidige signaleringsparameter van 1 µg/L gehandhaafd.

In de huidige praktijk wordt de signaleringswaarde van 1 µg/L al voornamelijk toegepast voor in te nemen oppervlaktewater, en hanteren

de drinkwaterbedrijven zelf al 0,1 µg/L als doelstelling in hun interne bedrijfsprocessen. De Nederlandse drinkwaterzuivering is in staat om de concentraties van de meeste antropogene stoffen in oppervlaktewater aanzienlijk te verlagen, maar kan niet alle stoffen volledig verwijderen. In deze optie is de kans groter dat stoffen pas later (in het drinkwater) worden opgemerkt. Anderzijds is er ook minder vaak sprake van een 'onterechte' alarmering waarbij er achteraf geen gezondheidsrisico blijkt te zijn.

Voor oppervlaktewaterwinningen geldt in deze optie dat een risicobeoordeling moet plaatsvinden bij overschrijding van zowel de waarde van 1 µg/L in de bron als de waarde van 0,1 µg/L in drinkwater. Voor grondwaterwinningen moet een risicobeoordeling plaatsvinden bij overschrijding van de waarde van 0,1 µg/L in zowel de bron als in drinkwater. Deze waarde is dezelfde als de signaleringswaarde in het protocol monitoring en toetsing drinkwaterbronnen onder de KRW.

7.3 Aanbevelingen

Het RIVM beveelt aan om voor een aantal stoffen in beeld te brengen wat de consequenties zouden zijn van beide opties, zodat voor- en nadelen beter in beeld gebracht worden. Hierbij zijn de volgende beleidsmatige aandachtspunten van belang:

- Consequenties en proportionaliteit van de acties bij overschrijdingen van de signaleringsparameter. Het gaat hier om een afweging tussen de wens om gezondheidsrisico's te voorkomen en de wens om de inspanningen zo veel mogelijk te richten op de gevallen waarin hier ook echt sprake van is.
- Afstemming met en evaluatie van de ontheffingsprocedure volgens artikel 16 van de Drinkwaterregeling. Bij alarmeringen waarbij er achteraf geen gezondheidskundig risico blijkt te zijn, dient het aantal acties zo beperkt mogelijk te zijn.
- Afstemming en samenhang met de signaleringswaarde in het protocol monitoring drinkwaterbronnen KRW.
- Afstemming met de risicogebaseerde monitoringsstrategie van bron tot tap door drinkwaterbedrijven. Een goede risicogebaseerde monitoringsstrategie van bron tot tap is altijd belangrijk om een vinger aan de pols te houden en nieuwe risicostoffen voor de drinkwatervoorziening op te sporen. Daarnaast biedt risicogebaseerd monitoren de basis om stoffen te prioriteren voor de afleiding, vaststelling en wettelijke vastlegging van stofspectifieke richtwaarden, ter invulling van artikel 5.3 van de Drinkwaterrichtlijn.
- Internationale afstemming met bovenstroomse landen.
- Afstemming met gerelateerde regelgeving zoals het Infiltratiebesluit bodembescherming en het reguleren van lozingen naar oppervlaktewater.

8 Literatuur

- ADESHINA, F., SONICH-MULLIN, C., ROSS, R. H. & WOOD, C. S. 2009. Health-based Provisional Advisory Levels (PALs) for homeland security. *Inhalation Toxicology*, 21, 12-16
- ANONYMOUS 2016. Intentieverklaring Delta-aanpak Waterkwaliteit en Zoetwater.
<https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2016/11/07/intentieverklaring-delta-aanpak-waterkwaliteit-en-zoetwater-tussen-overheden-maatschappelijke-organisaties-en-kennisinstututen>.
- BAKEN, K., KOLKMAN, A., VAN DIEPENBEEK, P., KETELAARS, H. & WEZEL, A. V. 2016a. Signalering van 'overige antropogene stoffen', en dan? De pyrazool-casus. *H2O-Online*,
- BAKEN, K., SCHRIKS, M. & SJERPS, R. 2016b. Toxicologische risicobeoordeling geprioriteerde stoffen. . *BTO 2015.056*.
- BAKEN, K. & SJERPS, R. 2016. The Treshold of Toxicological Concern (TTC): refinement of the concept and application to drinking water. *BTO 2016.069*.
- BEERENDONK, E., BAARS, E., HOF, B., MARTIJN, B. & OORTHUIZEN, W. 2012. DPW-Zuivering in 2012 en 2013 (presentatie). DPW miniworkshop Zuivering, HWL, 30 oktober 2012.
- BERTELKAMP, C., REUNGOAT, J., CORNELISSEN, E. R., SINGHAL, N., REYNISSON, J., CABO, A. J., HOEK, J. P. V. D. & VERLIEFDE, A. R. D. 2014. Sorption and biodegradation of organic micropollutants during river bank filtration: a laboratory column study. *Water Research*, 52, 231-241
- CHORUS, I. 2015. *RE: Persoonlijke communicatie. E-mail van Dr. I Chorus (UBA) aan Ans Versteegh (RIVM) d.d. 28-10-2015.*
- CRAMER, G. M., FORD, R. A. & HALL, R. L. 1978. Estimation of toxic hazard – a decision tree approach. *Food Cosmetics Toxicology* 16: 255-276.
- DE KREUK, H. & GROEN, K. 2009. Stoftransport, SKB Cahier. Stichting Kennisontwikkeling Kennisoverdracht Bodem.
- DE MOEL, P. J., J.Q.J.C. VERBERK EN J.C. VAN DIJK 2006. Drinking Water. Principles and Practices
- DE POORTER, L. R. M., VAN HERWIJNEN, R., JANSSEN, P. J. C. M. & SMIT, C. E. 2015. Handleiding voor de afleiding van indicatieve milieurisicogrenzen. RIVM Rapport 2015-0057.
<http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:311710&type=org&disposition=inline>.
- DIETER, H. H. 2014. Minireview: Health related guide values for drinking-water since 1993 as guidance to assess presence of new analytes in drinking-water. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 217, 117-132.
- EFSA 2012. Scientific Opinion on Exploring options for providing advice about possible human health risks based on the concept of Threshold of Toxicological Concern (TTC). *EFSA Journal* 10: 2750.
- EVIDES. 2016. *Hoe wordt mijn drinkwater gemaakt?* [Online].
<https://www.evides.nl/drinkwater/hoe-wordt-mijn-drinkwater-gemaakt>. [Accessed juli 2016].

- FISCHER, A., BANNINK, A. & HOUTMAN, C. J. 2011. Relevant substances for drinking water production from the river Meuse. An update of selection criteria and substances liests. The Water Laboratory, Haarlem, the Netherlands.
- FRAWLEY, A. & RULIS, A. 1989. Establishing a threshold of regulation. In: Bonin J, Stevenson D (Eds.) Risk Assessment in Setting National Priorities. . New York: Plenum.
- HOFMAN-CARIS, R., HARMSSEN, D., PUIJKER, L., BAKEN, K. & WOLS, B. 2013. Vorming van nevenproducten tijdens UV en UV/H2O2 processen; effect van procescondities en waterkwaliteit op de respons in Ames fluctuatietesten. *BTO 2013.055*.
- HOF, B. 2014. Overzicht DPW robuustheid 2010-2013 - de verwijdering van een selectie van organische microverontreinigingen in zomer en winter.
- HULSMANN, A. 2016. TAPES transnational action program on emergin substances - final project report.
- IAWR 2013. Memorandum regarding the protection of European rivers and watercourses in order to protect the provision of drinking water (European River Memorandum).
- ILSI 2000. Threshold of toxicological concern for chemical substances present in the diet. Workshop Report, 5-6 October 1999. Paris, International Life Sciences Institute (ILSI).
- JRC 2013. https://eurl-ecvam.jrc.ec.europa.eu/laboratoriesresearch/predictive_toxicology/qsar_tools/toxtree EU Joint Research Centre (Geraadpleegd op 18-6-2015.).
- KROES, R., GALLI, C., MUNRO, I., SCHILTER, B., TRAN, L. A., WALKER, R. & WURTZEN, G. 2000. Threshold of toxicological concern for chemical substances present in the diet: A practical tool for assessing the need for toxicity testing. *Food and Chemical Toxicology* 38: 255-312.
- MINISTERIE VAN INFRASTRUCTUUR EN MILIEU 2011a. Besluit van 23 mei 2011, houdende bepalingen inzake de productie en distributie van drinkwater en de organisatie van de openbare drinkwatervoorziening (Drinkwaterbesluit). . *Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden 2011 [293] 's-Gravenhage*,
- MINISTERIE VAN INFRASTRUCTUUR EN MILIEU 2011b. Regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu van 14 juni 2011, nr. BJZ2011046947 houdende nadere regels met betrekking tot enige onderwerpen inzake de voorziening van drinkwater, warm tapwater en huishoudwater (Drinkwaterregeling). *Staatscourant Nr. 10842 (27juni 2011)*,
- MINISTERIE VAN INFRASTRUCTUUR EN MILIEU 2015. Protocol voor monitoring en toetsing drinkwaterbronnen KRW (Vastgesteld in Programmteam Water op 17 september 2015).
- MOERMOND, C. T. A. 2014. Environmental risk limits for pharmaceuticals - Derivation of WFD water quality standards for carbamazepine, metoprolol, metformin and amidotrizoic acid. RIVM Letter report 270006002/2014. RIVM, Bilthoven, the Netherlands.
- MUNRO, I. C., FORD, R. A., KENNEPOHL, E. & SPRENGER, J. G. 1996. Correlation of structural class with noobserved effect levels: a proposal for establishing a threshold of concern. *Food and Chemical Toxicology* 34: 829-867.

- MUNRO, I. C., RENWICK, A. G. & DANIELEWSKA-NIKIEL, B. 2008. The Threshold of Toxicological Concern (TTC) in risk assessment. *Toxicology Letters* 180: 151-156.
- OASEN 2016. Het effect van de industriële lozing van Chemours op de aanwezigheid van PFOA in (oever)grondwater
- REEMTSMA, T., BERGER, U., ARP, H. P. H., GALLARD, H., KNEPPER, T. P., NEUMANN, M., QUINTANA, J. B. & DE VOOGT, P. 2016. Mind the gap: persistent and mobile organic compounds - water contaminants that slip through. *Environmental Science & Technology*, 50, 10308-10315
- RIVM 2015. Update drinkwaterlimiet voor 1,4-dioxaan
- RIVM 2016. Brief 063/2016 DMG AV/afz Advies richtwaarde PFOA in drinkwater. .
- RIWA-MAAS 2016. Jaarrapport 2015. Maas. Maastricht, the Netherlands: RIWA-Maas.
- RIWA-RIJN 2016. Jaarrapport 2015. De Rijn. Nieuwegein, the Netherlands: RIWA-Rijn.
- SCHOONENBERG KEGEL, F., RIETMAN, B. & VERLIEFDE, A. 2010. Reverse osmosis followed by activated carbon filtration for efficient removal of organic micropollutants from river bank filtrate. *Water Science and Technology*, 61, 2603-2610
- SCHRIKS, M., HERINGA, M. B., VAN DER KOOI, M. M., DE VOOGT, P. & VAN WEZEL, A. P. 2010. Toxicological relevance of emerging contaminants for drinking water quality. *Water Research*, 44, 461-476 10.1016/j.watres.2009.08.023.
- SCHRIKS, M., VAN DER KOOI, M., HERINGA, M. & VAN WEZEL, A. 2009. Gezondheidskundige evaluatie van 'nieuwe stoffen' in grond-, oppervlakte- en drinkwater. *H2O*, 22, 29-31
- SJERPS, R., TER LAAK, T. L. & VAN WEZEL, A. P. 2014. Prioriteren van chemische bedreigingen voor de (drink)waterketen. BTO 2014.006. KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- SJERPS, R. M. A., VUGHS, D., VAN LEERDAM, J. A., TER LAAK, T. L. & VAN WEZEL, A. P. 2016. Data-driven prioritization of chemicals for various water types using suspect screening LC-HRMS. *Water Research* 93 (2016) 254-264,
- STAATSBLAD NR 31 2001. Besluit van 7 juni 1960, houdende technische, hygiënische, geneeskundige en administratieve uitvoeringsmaatregelen van de Waterleidingwet (Waterleidingbesluit)
- TANGENA, B. H. & VAN DER AA, N. G. F. M. 2007. Decontaminatie van verontreinigd drinkwater, leidingen en installaties - een verkenning. *RIVM rapport 734301030*, 76
- US-EPA 2012. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories.
<http://water.epa.gov/action/advisories/drinking/upload/dwstandards2012.pdf>.
- VAN DEN BERG, G., RIJK, S. D., ABRAHAMSE, A. & PUIJKER, L. 2007. Bedreigende stoffen drinkwater uit de Maas. Nieuwegein: KWR.
- VAN DER AA, N. G. F. M., TANGENA, B. H., WUIJTS, S. & DE NIJS, A. C. M. 2015. Scenario's drinkwatervraag 2040 en beschikbaarheid bronnen : Verkenning grondwatervoorraden voor drinkwater. *RIVM rapport 2015-0068*, 70
- VAN DIJK-LOOIJJAARD A.M. 1993. Herziening normen Waterleidingbesluit. SWO 93.340.

- VAN LEERDAM, T., BAJEMA, B., DE GRAAF, B., VAN DER KOOI, J. & PUIJKER, L. 2015. Brede chemische screening voor het monitoren van de waterkwaliteit. *H2O-Online*,
- VERLIEFDE, A. 2008. *Rejection of organic micropollutants by high pressure membranes (NF/RO)*. TU Delft.
- VERSTEEGH, J. F. M. & DIK, H. H. J. 2014. De staat van het drinkwater in Nederland, 2012. *RIVM rapport 2014-0137*, 62
- WERKGROEP MEETSTRATEGIE ANTROPOGENE STOFFEN 2016. Handreiking Risicogestuurd Meten Antropogene Stoffen. Conceptversie oktober 2016.
- WHO 2006. Guidelines for drinking water quality, First Addendum to third ed. Recommendations, vol. 1.
- WHO 2011. Guidelines for drinking-water quality - Fourth edition 2011. Chapter 8: Chemical aspects.
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548151_ch08.pdf?ua=1.
- WHO., E. 2016. Review of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) approach and development of new TTC decision tree (EFSA supporting publication 2016: EN-1006).
- WOLS, B. A. & VRIES, D. 2012. On a QSAR approach for the prediction of priority compound degradation by water treatment processes. *Water Sci Technol*, 66, 1446-1453
- WUIJTS, S. & VAN RIJSWICK, H. F. M. W. 2007. Drinkwateraspecten en de Kaderrichtlijn Water, bescherming van drinkwater uit oppervlaktewater. *RIVM rapport 734301028*, 92

Bijlage 1: Afleiding drinkwaterrichtwaarden

Afleiding drinkwaterrichtwaarden: uitgangspunten

Drinkwaterrichtwaarden voor chemische stoffen worden zowel in nationaal als internationaal verband afgeleid. Een bekend internationaal programma voor drinkwaterrichtwaarden is dat van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO). Binnen dit programma is voor een groot aantal anorganische en organische stoffen een drinkwaterrichtwaarde (*drinking-water guideline*) afgeleid (WHO, 2011). Ook landen als de Verenigde Staten en Duitsland hebben dergelijke programma's.

De gebruikte methoden voor het afleiden komen op hoofdlijnen met elkaar overeen. Drinkwaternormen zoals opgenomen in het Drinkwaterbesluit en zoals afgeleid door de WHO gelden voor levenslange blootstelling.

Gebruik van TDI of ADI

Een drinkwaterrichtwaarde wordt afgeleid op basis van een humaan-toxicologische risicogrens, zoals een TDI (Toelaatbare Dagelijkse Inname), ADI (Acceptabele Dagelijkse Inname) of vergelijkbare waarden. De TDI en ADI zijn schattingen van de hoeveelheid die de mens levenslang kan innemen zonder dat onacceptabele gezondheidsschade optreedt. De term TDI wordt gebruikt voor verontreinigingen, de ADI voor bedoelde toepassingen van chemische stoffen zoals gewasbeschermingsmiddelen en voedseladditieven. De TDI en ADI worden uitgedrukt in milligram of microgram stof per kilogram lichaamsgewicht per dag. Op basis van de TDI of ADI wordt berekend welke concentratie maximaal in drinkwater mag zitten, uitgaande van een standaard lichaamsgewicht van 70 kg en waterconsumptie van 2 liter per dag. Er wordt rekening gehouden met het feit dat mensen een stof ook via andere routes kunnen binnenkrijgen. Daarom wordt de bijdrage van drinkwater aan de opvulling van de TDI of ADI op 20% gesteld (defaultwaarde).

Genotoxisch carcinogenen

Voor kankerverwekkende stoffen met een genotoxisch werkingsmechanisme wordt bij elke dosis, hoe laag ook, een extra kankerrisico aanwezig geacht. Voor deze stoffen kan geen veilige concentratie in de vorm van een ADI of TDI worden afgeleid, maar wordt de dosis berekend waarbij het extra kankerrisico bij levenslange blootstelling één op tienduizend, één op honderdduizend of één op miljoen bedraagt. De risicospecifieke dosis wordt berekend door de tumorfrequenties zoals gevonden in proefdieren of in de mens terug te rekenen ('lineair' te extrapoleren) naar de inname in mg/kg lichaamsgewicht/dag die bij het gekozen risiconiveau hoort (1 op 10.000, 1 op 100.000 of 1 op 1.000.000). Op basis van een risicospecifieke dosis kan vervolgens de drinkwaterrichtwaarde berekend worden (vergelijkbaar als bij de TDI of ADI). Een belangrijk punt daarbij is dat de berekende risicospecifieke doses wetenschappelijk onzeker zijn. De WHO (WHO, 2011) wijst er expliciet op dat het waarschijnlijk overschattingen zijn van het werkelijke risico.

Welk risiconiveau daarbij gekozen wordt is een beleidskeuze. Voor drinkwaterrichtwaarden wordt vaak één op miljoen of één op

honderdduizend gebruikt, dit wisselt per land en per stof. De WHO gaat uit van één op honderdduizend. De Europese Kaderrichtlijn Water houdt voor de blootstelling via drinkwater aan genotoxisch carcinogenen een extra kankerrisico van één op miljoen per leven aan. Nederland volgt deze lijn zodat specifiek voor water dit lagere referentierisico wordt gebruikt (de Poorter et al., 2015). Omdat deze methode uitgaat van een bepaald risico dat voor deze gebeurtenis (namelijk het voorkomen van een stof in drinkwater) acceptabel wordt geacht, is een allocatiefactor hier niet van toepassing.

Afleiding humaan toxicologische risicogrens

Wanneer een niet-genormeerde stof is aangetroffen en geïdentificeerd, vindt allereerst een inventarisatie plaats van de beschikbare toxicologische informatie voor de stof in kwestie. Wanneer een bestaande TDI of ADI beschikbaar is (of voor genotoxisch carcinogenen een geschikte risico-specifieke dosis) die is afgeleid door het RIVM of erkende instanties zoals bijvoorbeeld EFSA, ECHA, WHO, US-EPA, dan wordt die gebruikt voor het berekenen van een drinkwaterrichtwaarde. Als er geen vastgestelde TDI, ADI of vergelijkbare waarde beschikbaar is, moeten ze worden afgeleid op basis van humaan-toxicologische gegevens. Meestal zijn dit proefdiergegevens, maar voor sommige stoffen zijn ook gegevens voor de mens beschikbaar. Om een volwaardige TDI of ADI te kunnen afleiden zijn gegevens nodig voor diverse toxicologische eindpunten. Voor volledig onderzochte stoffen zijn er gegevens over subacute, semi-chronische en chronische toxiciteit, genotoxiciteit, carcinogeniteit, ontwikkelingstoxiciteit en reproductietoxiciteit. Voor bepaalde stoffen kunnen aanvullende studies nodig zijn (bv. over immunotoxiciteit, neurotoxiciteit). Op basis van de beschikbare dataset wordt het gevoeligste effect geïdentificeerd. Uit proefdiergegevens wordt een risicogrens voor mensen afgeleid die beschermend is voor gevoelige groepen. Dat gebeurt door het toepassen van veiligheidsfactoren. Deze worden ook wel 'assessment-factoren' genoemd, afgekort tot 'AF'. Bij betrouwbare en relevante chronische eindpunten uit proefdieren wordt meestal een factor van 100 gebruikt (10 voor extrapolatie van proefdier naar mens, 10 voor extrapolatie naar gevoelige groepen). Regelmatig zijn aanvullende factoren nodig omdat de gegevens op bepaalde punten onvolledig zijn of aanleiding geven tot specifieke zorg. Waar mogelijk wordt geprobeerd de standaard veiligheidsfactoren te vervangen door stofspecifieke factoren die gebaseerd zijn op informatie over de toxicokinetiek en toxicodynamiek van de stof in proefdier en in de mens.

De hoogte van de gebruikte assessmentfactoren wordt bepaald door de omvang en kwaliteit van de gegevens. Wanneer voor specifieke toxicologische eindpunten geen informatie beschikbaar is, kunnen extra factoren nodig zijn. Voor bepaalde hiaten in de dataset zijn standaard extra factoren beschikbaar (bijvoorbeeld voor de extrapolatie van semi-chronische naar chronische blootstelling), maar regelmatig is de keuze van extra factoren *case-by-case*, dat wil zeggen afhankelijk van het toxicologische profiel van de stof in kwestie.

Indicatief of gedegen

Zoals hierboven aangeduid, is er voor een volwaardige TDI of ADI een uitgebreid pakket aan toxicologische gegevens nodig, waarvan de betrouwbaarheid moet worden geëvalueerd.

Bestaande beoordelingen door het RIVM of internationale organisaties zijn vaak gebaseerd op een evaluatie van alle beschikbare literatuur. Recent in andere kaders afgeleide TDI's of ADI's kunnen daarom ook dienen als basis voor een gedegen drinkwaterrichtwaarde. Dit is ter beoordeling aan het RIVM. Als zo'n gedegen beoordeling niet beschikbaar is, wordt de indicatieve methodiek toegepast. De indicatieve beoordeling is gericht op het snel afleiden van een voorlopige TDI of ADI of een geschikte risicospecifieke dosis. De beschikbare toxicologische informatie wordt in kaart gebracht en het kritisch effect wordt geïdentificeerd. Hiaten in de beschikbare informatie worden vastgesteld. Bij voldoende vertrouwen in de beschikbare informatie wordt vervolgens een voorlopige TDI afgeleid. Afhankelijk van de beschikbare informatie worden keuzes gemaakt over te gebruiken assessmentsfactoren, daarbij zo veel mogelijk aansluitend bij bestaande richtlijnen (bijvoorbeeld REACH-richtlijnen). Voor genotoxisch werkende carcinogenen wordt indien mogelijk een voorlopige kankerrisicoberekening uitgevoerd. In Bijlage 1a en 1b worden stroomschema's gegeven voor de selectie of afleiding van een geschikte TDI of risico-specifieke dosis die als basis kan dienen voor een ad-hoc beoordeling. Deze schema's zijn gebaseerd op (de Poorter et al., 2015).

Rekening houden met blootstellingsduur

Bij het afleiden van drinkwaterrichtwaarden wordt normaliter uitgegaan van een levenslange blootstelling. In specifieke gevallen kan in een indicatieve beoordeling rekening worden gehouden met de verwachte duur van de drinkwaterverontreiniging (in tegenstelling tot de reguliere afleiding van drinkwaterrichtwaarden, waarbij wordt uitgegaan van levenslange blootstelling). Is de blootstelling kort (geweest), dan kan een voorlopige drinkwaterrichtwaarde voor korte blootstellingduur worden afgeleid. Daarvoor is in principe een minder uitgebreid pakket aan toxicologische gegevens nodig. Voor een aantal stoffen zijn richtwaarden voor kortdurende blootstelling via drinkwater al beschikbaar. Zo leidt US-EPA voor niet-gereguleerde drinkwatercontaminanten zogenaamde *health advisories* voor drinkwater af. Deze zijn bedoeld als informele technische richtwaarden voor bescherming van de volksgezondheid. *Health advisories* worden afgeleid voor één dag, 10 dagen, 7 jaar, voor levenslang en waar relevant voor carcinogene stoffen (referentierisico één op tienduizend per leven). Een overzicht van beschikbare waarden is te vinden in US-EPA (US-EPA, 2012). Een ander relevant US-EPA-programma zijn de zogenaamde Provisional Advisory Levels (PALs), die worden afgeleid met het oog op mogelijke moedwillige verontreiniging van drinkwater. Voor drinkwater worden voor drie niveaus van gezondheidsschade drempelwaarden afgeleid (PAL-1, PAL-2 en PAL-3) voor blootstellingduren van één dag, 30 dagen, 90 dagen en 2 jaar. In dit programma zijn tot nog toe echter slechts een beperkt aantal stoffen beoordeeld (Adeshina et al., 2009).

Threshold of Toxicological Concern (TTC)

Zijn de toxicologische gegevens voor een stof dermate beperkt dat geen afleiding van een voorlopige TDI mogelijk is of ontbreken ze helemaal, dan kan de toepasbaarheid van de TTC-benadering bepaald worden. TTC staat voor *Threshold of Toxicological Concern*. De TTC is een innameniveau dat zelfs zonder dat er toxicologische gegevens zijn voor de stof in kwestie als hoogstwaarschijnlijk veilig kan worden beschouwd

(geen 'concern'). De basis voor de TTC is een data-analyse van stoffen waarvoor wel data beschikbaar zijn. Op basis van deze data zijn overall-grenzen geschat waarbij afwezigheid van enig risico verwacht wordt. Deze grenzen kunnen vervolgens gehanteerd worden voor niet-onderzochte stoffen. De TTC-benadering is ontwikkeld voor stoffen die worden opgenomen via voedsel en heeft dus in principe betrekking op de orale route. Op basis van orale toxicologische gegevens van een groot aantal stoffen werd een TTC vastgesteld van 1,5 µg/persoon/dag (Frawley and Rulis, 1989, Kroes et al., 2000). Verdere data-analyses bevestigden dat deze waarde voor niet-genotoxisch werkende stoffen voldoende beschermend geacht mag worden (Kroes et al., 2000, ILSI, 2000). Voor genotoxische carcinogenen werd berekend dat dit niveau overeenkomt met een mogelijk additioneel kankerrisico van één op honderdduizend per leven bij levenslange blootstelling. Voor stoffen met een genotoxische werking (of een chemische structuur die daarop wijst; 'structural alert') zou een niveau van 0,15 µg/persoon/dag dus overeenkomen met een geschat extra kankerrisico van één op miljoen per leven.

Voor bepaalde groepen van stoffen kon geen drempelwaarde (TTC) worden bepaald waaronder geen effecten meer optreden. Voor deze stoffen kan de TTC-benadering dus niet worden toegepast. Op basis van EFSA (EFSA, 2012) gaat het hier om de volgende stoffen:

- hoog-potente carcinogenen: aflatoxine-achtige stoffen, stoffen met azoxy- en/of N-nitrosogroepen, benzidines, hydrazines;
- anorganische verbindingen;
- metalen in elementaire, ionogene of organometallische vorm;
- eiwitten;
- steroïden;
- stoffen, die zeer langzaam geëlimineerd en zeer slecht getransformeerd worden, waardoor ze sterk bioaccumuleren (polychloorbifenylen (PCBs), polychloordibenzodioxines (PCDDs) en polychloordibenzofuranen (PCDFs));
- nanomaterialen;
- radioactieve stoffen;
- mengsels met stoffen van onbekende chemische structuur;
- polymeren.

Verdere verfijning van de TTC-benadering voor stoffen waarvoor de methode wel toepasbaar is, leidde tot indeling in drie toxiciteitsklassen, de Cramer-klassen I, II en III. Cramer-klasse I stoffen hebben een simpele chemische structuur en worden naar verwachting gemetaboliseerd tot onschuldige afbraakproducten. Voor deze stoffen wordt een geringe toxiciteit verwacht. Voor stoffen uit Cramer-klassen II en III wordt op basis van hun chemische structuur grotere toxiciteit verwacht. Via verdere data-analyse werden drempels afgeleid op basis van het 5^e percentiel van de cumulatieve verdeling van NOAEL's voor chemicaliën uit de verschillende Cramer-klassen. Deze werden vervolgens gedeeld door een standaard extrapolatiefactor van 100, en vermenigvuldigd met 60 (60 kg als standaard lichaamsgewicht), resulterend in maximale innameniveaus per persoon (TTC's) per Cramer-klasse. Indeling in Cramer-klassen kan door middel van een geautomatiseerde beslisboom op basis van substructuren, bijvoorbeeld met het programma ToxTree (JRC, 2013, Munro et al., 1996, Munro et al., 2008, Cramer et al., 1978). Voor het toepassen van de TTC is,

ondanks automatisering van de beslissingsregels, echter nog wel toxicologische kennis nodig.

In een evaluatie van de bruikbaarheid van de TTC-benadering concludeerde EFSA (EFSA, 2012) dat de onderbouwing van het onderscheid tussen Cramer-klassen II en III beperkt is en dat het de voorkeur verdient voor beide klassen de TTC-drempel voor klasse III te gebruiken. Hoewel in een latere evaluatie (EFSA, 2016) dezelfde bezwaren bij klasse II nog steeds gelden, wordt klasse II toch gehandhaafd met een eigen TTC. Voor de toxische groepen van de organofosfaten en carbamaten binnen Cramer-klasse III stelde EFSA een aparte TTC voor. Tabel B1.1 geeft de TTC-drempels zoals opgenomen in de meest recente EFSA-guidance (EFSA, 2016) In Bijlage 2 wordt een stroomschema gegeven voor het gebruik van de TTC. Dit schema is een aangepaste versie van stroomschema 3 uit (de Poorter et al., 2015).

Tabel B1.1. TTC-waarden op basis van lichaamsgewicht en per persoon volgens EFSA, 2016

TTC klassen	TTC drempel	
	[µg/kg lg/dag]	[µg/persoon]
Stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking	0,0025	0,15
Organosfosfaten en carbamaten	0,3	18
Cramer klasse III	1,5	90
Cramer klasse II	9,0	540
Cramer klasse I	30	1800

Bij het toepassen van de EFSA-TTC's voor het berekenen van drinkwaterrichtwaarden wordt een standaard lichaamsgewicht van 70 kg en een drinkwaterinname van 2 liter gebruikt. Voor de organofosten/carbamaten en stoffen uit Cramer-klassen wordt bovendien de bijdrage van drinkwater aan de totale inname op 20% gesteld. Deze allocatiefactor geldt niet voor genotoxische carcinogenen. Dit levert de drinkwaterrichtwaarden op zoals weergegeven in Tabel B1.2.

Tabel B1.2. TTC-waarden op basis van lichaamsgewicht volgens EFSA (2016) en bijbehorende drinkwaterrichtwaarden in µg/L.

TTC klassen	TTC drempel	
	[µg/kg lg/dag] ^a	[µg/L]
Stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking	0,0025	0,088
Organosfosfaten en carbamaten	0,3	2,1
Cramer klasse III	1,5	10,5
Cramer klasse II	9,0	63
Cramer klasse I	30	210

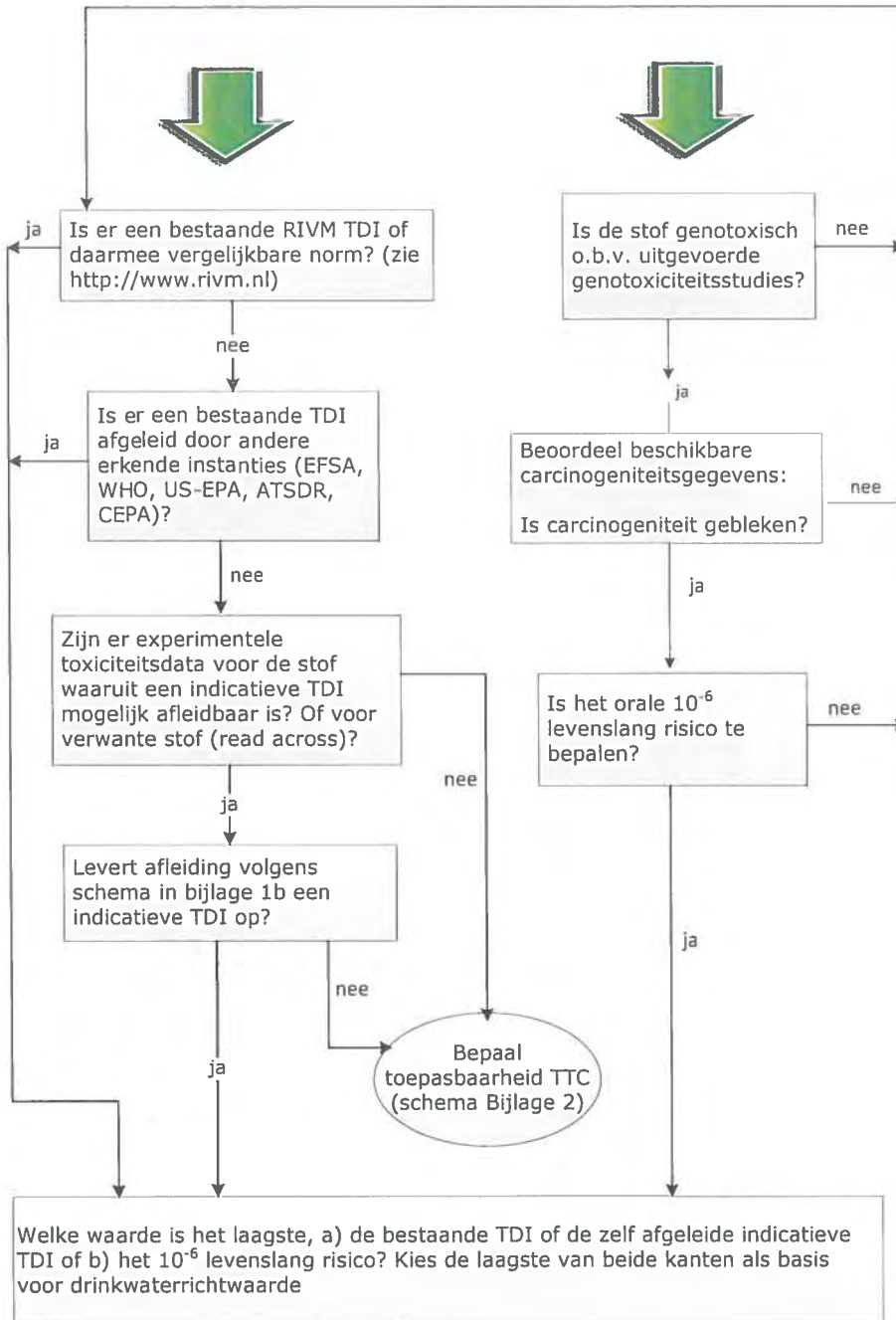
a: geen allocatiefactor

Verfijning van de TTC voor drinkwater

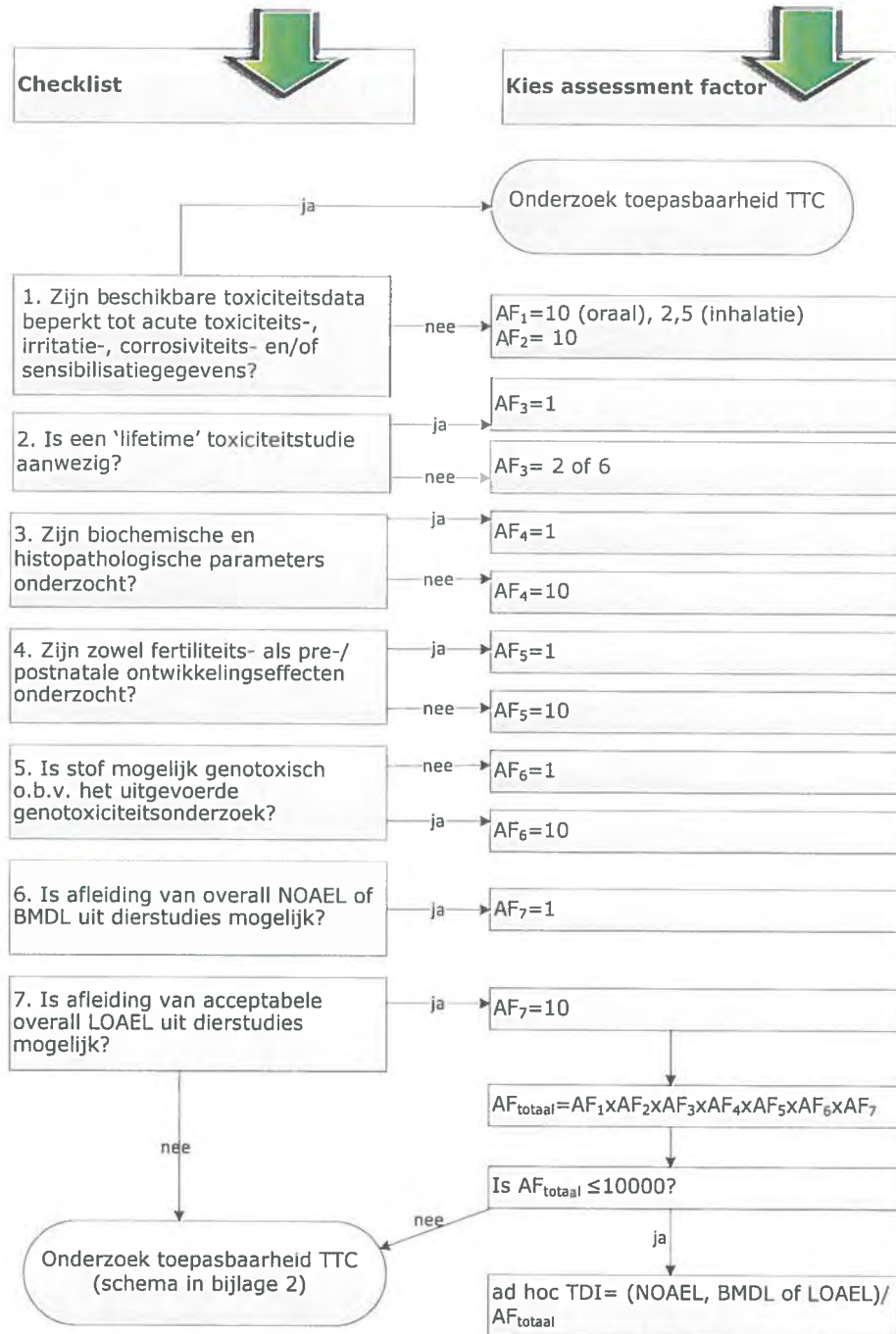
Recent hebben (Baken and Sjerps, 2016) TTC-drempelwaarden herberekend op basis van actuele toxiciteitsgegevens voor alleen de drinkwaterrelevante stoffen uit de TTC-databases. Hieruit berekenden zij generieke streefwaarden voor drinkwater uitgaande van de standaard aannames voor lichaamsgewicht (70 kg), drinkwaterconsumptie (2 liter per dag) en de bijdrage van drinkwater aan de totale blootstelling (100% voor genotoxische stoffen, 20% voor de overige stoffen). Op deze manier komen ze tot waarde van 0,02 µg/L voor stoffen met een alert voor genotoxisch carcinogene werking en een waarde van 1 µg/L voor niet-genotoxische stoffen.

Bijlage 1a: Selectie/afleiding van (indicatieve) TDI en risico-specifieke dosis

NB Beide zijden van het schema dienen doorlopen te worden.

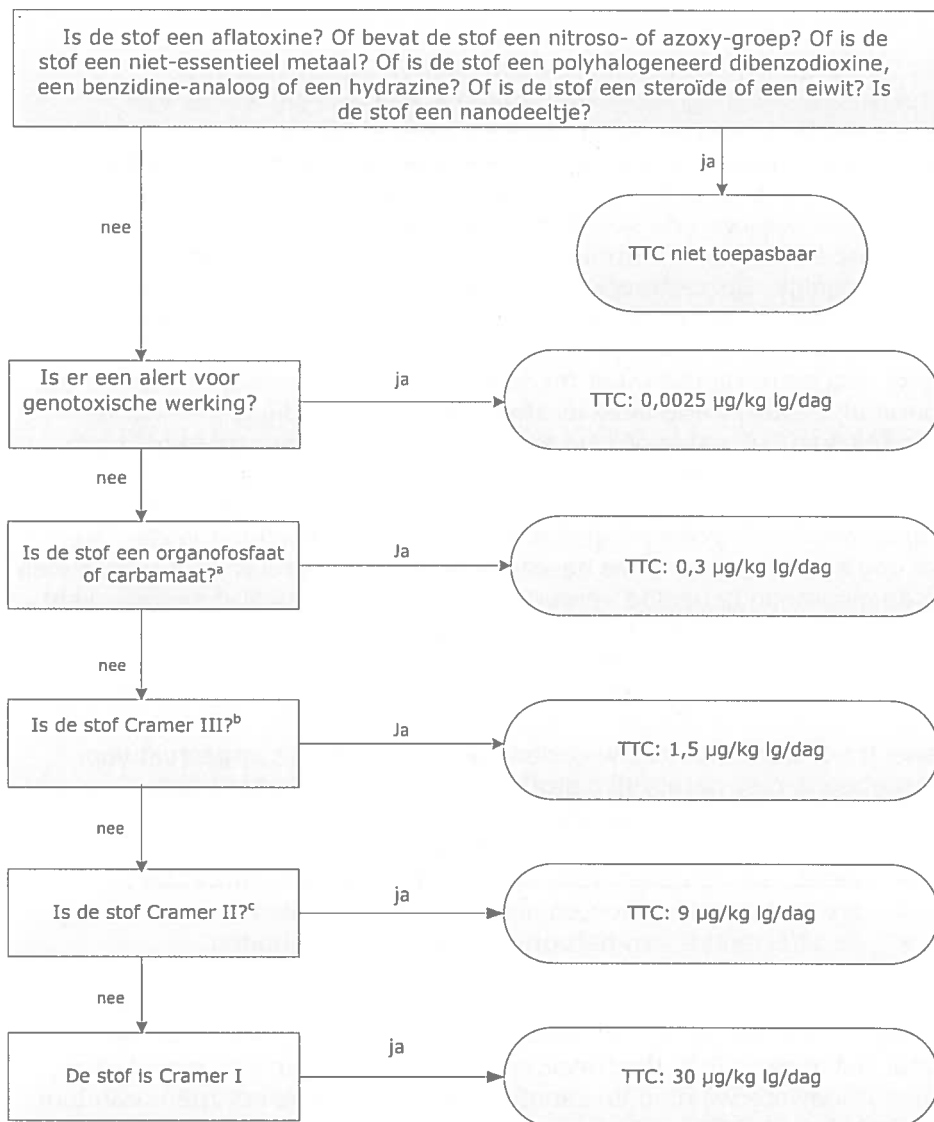


Bijlage 1b: Afleiding indicatieve TDI uit toxiciteitsdata



Toelichting: punt 1 t/m 7 van het schema dienen alle doorlopen te worden

Bijlage 2: Toepassing TTC voor orale route



a: Carbamaten zijn aan deze groep toegevoegd in EFSA (2012).

b: Het programma ToxTree (JRC, 2013) biedt de mogelijkheid om niet-genotoxische carcinogenen te identificeren; dit heeft echter geen toegevoegde waarde omdat de TTC-waarden van de verschillende Cramer-klassen ook beschermend zijn voor eventuele niet-genotoxische effecten (EFSA, 2012).

c: Cramer II is een aparte klasse verbindingen. Op basis van EFSA (2012) staat in De Poorter et al. (2015) voor deze groep dezelfde TTC als voor Cramer III. Op basis van EFSA (2016) wordt in het huidige schema een aparte waarde voor Cramer klasse II gebruikt.

Bijlage 3: Streefwaarden oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater volgens het Europees Rivieren Memorandum (ERM)

Het Europees Rivieren Memorandum (IAWR, 2013) beschrijft streefwaarden die zijn opgesteld door de koepelorganisaties van drinkwaterbedrijven langs de grote Europese rivieren. Hun gemeenschappelijke strategie en visie voor de winning van drinkwater is gebaseerd op de beginselen van duurzaamheid en voorzorg/preventie. Rivierwater waarvan de samenstelling beneden de streefwaarden blijft, maakt de bereiding van drinkwater met natuurlijke zuiveringsmethoden goed mogelijk. Deze streefwaarden hebben uitsluitend betrekking op de kwaliteit van het oppervlaktewater. Het betreft maximaal toelaatbare waarden die gelden voor de locaties waar de waterleidingbedrijven het water innemen. Hierbij moet mede in overweging worden genomen dat vooral bij oeverfiltratie deze locaties niet exact vastliggen en dat de kwaliteit van het water ook bij extreme waterafvoeren gewaarborgd moet worden. De streefwaarden geven de kwaliteitsdoelstellingen aan voor de zekerstelling van de drinkwatervoorziening in de toekomst uitgaande van de preventiegedachte van de Kaderrichtlijn Water. Met het oog op een preventieve bescherming van de natuurlijke hulpbronnen en de algemeen gedeelde veronderstelling dat drinkwater schoon dient te zijn, is het namelijk van belang dat het water dat voor de drinkwaterbereiding gebruikt wordt van zichzelf al zo goed van kwaliteit is, dat volstaan kan worden met een zo natuurlijk mogelijke zuivering.

Tabel B3.1 toont de streefwaarden die door EWR zijn opgesteld voor antropogene niet-natuurlijke stoffen in oppervlaktewater waar drinkwater uit wordt bereid. Ze zijn bepaald aan de hand van de volgende, specifiek voor drinkwater opgestelde criteria:

- wettelijke vereisten voor de kwaliteit van het drinkwater;
- preventieve aspecten en algemene hygiëne eisen;
- de effectiviteit van natuurlijke zuiveringsmethoden.

De natuurlijke zuiveringsmethoden bouwen voort op het zelfreinigend vermogen van de natuur en maken dat het natuurlijk karakter van het water behouden blijft. Voorbeelden zijn de aanvulling van grondwater, oevergrondwaterwinning en zandfiltratie. De volgens het memorandum vereiste samenstelling van de oppervlaktewateren, waarbij de zuivering van drinkwater door uitsluitend gebruik te maken van natuurlijke methoden zonder meer mogelijk is, sluit aan op de op preventie en duurzaamheid berustende strategie van de Kaderrichtlijn Water.

Tabel B3.1 Streefwaarden voor antropogene niet-natuurlijke stoffen in oppervlaktewater waar drinkwater uit wordt bereid volgens (IAWR, 2013)

Antropogene niet-natuurlijke stoffen	Streefwaarde (µg/L)
Die inwerken op biologische systemen	
Pesticiden, biociden en de metabolieten daarvan per stof	0,1*
Endocrien werkzame substanties per stof	0,1*
Pharmaca (incl. antibiotica) per stof	0,1*
Polyfluorhoudende verbindingen (PFC) en overige organische halogeenverbindingen per stof	0,1*
Geëvalueerde stoffen zonder biologische werking	
Microbiologisch moeilijk afbreekbare stoffen per stof	1,0
Niet-geëvalueerde stoffen	
(mogelijk tot in het drinkwater doordringende** stoffen, of stoffen die niet-gekaracteriseerde afbraak- en transformatieproducten vormen) per stof	0,1

* tenzij als gevolg van voortschrijdend toxicologisch inzicht hier een lagere waarde voor moet worden aangehouden, bijvoorbeeld voor genotoxische substanties

** stoffen die zich niet of niet voldoende laten verwijderen met natuurlijke methoden voor de zuivering van drinkwater

Bijlage 4: Maximale concentraties van geëvalueerde antropogene stoffen in drinkwater(bronnen)

Geëvalueerde stoffen uit de categorie overige antropogene stoffen (Tabel IIIC Drinkwaterbesluit) met maximale concentraties in oppervlakte-, grond- en drinkwater. Drinkwaterrichtwaardes komen uit (Baken et al., 2016b, Schriks et al., 2010, Schriks et al., 2009) tenzij anders vermeld in laatste kolom.

Stof	Maximale concentratie opw/grw bron* ($\mu\text{g/L}$)	Maximale concentratie drw* ¹ ($\mu\text{g/L}$)	Drinkwater richtwaarde ($\mu\text{g/L}$)	Referentie drinkwater richtwaarde
1,4-Dioxane	10	0.5	3	(RIVM, 2015)
4-Methylbenzene sulfonamide (p-toluene sulfonamide, 4-tolylsulfonamide)	0.06	NA	2600	
Acetylsalicylate (aspirin, acetyl salicylic acid)	0.065	0.12	25	
Amidotrizoic acid (diatrizoic acid)	0.63	0.25	250000	
Benzothiazole	0.03 (D)	0.01	90	
Benzotriazole (1H-benzotriazole)	0.54	0.2	1000	
Bis(chloroisopropyl) ether (BCIPE)	2.9	1.9	140	
Carbamazepine	0.227	0.03	54	(Moermond, 2014)
Clofibrac acid	0.091	0.14	30	
Diethyl phthalate	0.9	NA	2800	
Diethylamine (DEA)	0.29	NA	750	
Diethylene glycol dimethyl ether (diglyme, bis(2-methoxy ethyl)ester))	3.64	0.15	175	
Diethylene triamine penta acetic acid (DTPA)	12.2	9	350	
Dimethylamine (DMA)	0.34	NA	190	
Ethylenediamine tetra acetic Acid (EDTA)	29	13.6	600	(WHO, 2006)
Iohexol	0.5	0.06	375000	
Iomeprol (iomeron)	0.97	0.01	6700	
Iopamidol	0.714	0.1	415000	
Iopromide	0.56	0.04	250000	

Stof	Maximale concentratie opw/grw bron* (µg/L)	Maximale concentratie drw* ¹ (µg/L)	Drinkwater richtwaarde (µg/L)	Referentie drinkwater richtwaarde
Metoprolol	0.2	2.1	50	(Moermond, 2014)
n-Butylbenzenesulphonamide	0.78	0.05)	292	
p,p'-Sulfonyldiphenol	10 (B)	NA	60	
Perfluorooctane sulfonate (PFOS)	0.11	0.02 (D)	0.088* ²	
Perfluorooctanoic acid (PFOA)	0.059* ⁵	0.026* ⁵	0.088	(RIVM, 2016)
Phenazone	0.11	0.03	125	
Sulfamethoxazole	0.11	0.03	440	
Tolyltriazole	0.29	NA	875	
Triethylphosphate (ethylphosphate) (TEP)	0.189	NA	1950	
Triphenylphosphine oxide (TPPO)	0.344	0.13	28	
Tris(2-chloroethyl)phosphate (TCEP)	0.29	NA	77	
Urotropine (methenamine, hexamine)	10	NA	500	
nitrotriazijnzuur [NTA]	86.2		200	
monochloorazijnzuur	0.8		20	
trichloorazijnzuur [TCA]	0.24		200	
dichloorazijnzuur		0.31	50	
desfenylchloridazon	0.08	0,654	700	
methyl-desfenylchloridazon	0.7	0,048	350	
4-methyl-1H-benzotriazool [4MBT] * ⁴	0.09#	0,002	23.5* ³	
tetraethyleen glycol dimethyl ether [tetraglyme]	13	0.012	7	
tributyl phosphate [TBP]	0.638	0,010	1680	
triethyl glycol dimethyl ether [triglyme]	0.31	0.052	2660	
tris(2chloorpropyl)fosfaat [TCCP]	0.72	0,006	182	

* De data in de kolom 'oppervlaktewater en grondwater' zijn vooral metingen in oppervlaktewater, een enkele keer grondwater. In enkele gevallen gaat het om Duits (aangegeven met D) of Belgisch (B) oppervlaktewater, zie ook (Schriks et al. 2010). Voor de stoffen NTA t/m TCCP geldt: indien oppervlaktewater/grondwater (directe bronnen) niet beschikbaar was is de waarde voor ruw drinkwater genomen uit (Baken et al. 2016b).

*1 Metingen in Nederlands drinkwater, uitgezonderd PFOS wat een meting in Duits (D) drinkwater betreft, zie ook (Schriks et al. 2010).

*2 gelijk gesteld aan drinkwaterrichtwaarde PFOA.

*3 Gebaseerd op toxiciteitsdata voor benzotriazool.

*4 pesticide of overige antropogene stof (afhankelijk van toepassing).

*5 Zie (Oasen, 2016).

Concentratie uitgedrukt in interne standaard equivalenten.

Bijlage 5: Verwijdering antropogene stoffen in Nederlandse drinkwaterzuivering

Inleiding

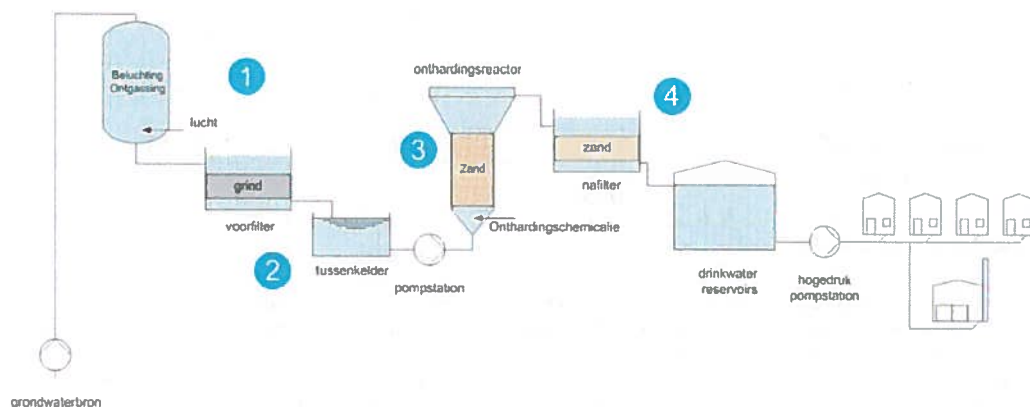
Ongeveer 60% van het Nederlandse drinkwater wordt bereid uit grondwater en 40% uit oppervlaktewater. Oppervlaktewaterwinningen (waaronder ook oevergrondwaterwinningen) voorzien West-Nederland, een deel van Limburg en een deel van Groningen van drinkwater. In de rest van Nederland vormt grondwater de voornaamste bron voor drinkwater.

De kwaliteit van de bron bepaalt de mate van zuivering die nodig is voor de bereiding van drinkwater. Deze bijlage geeft een overzicht van de zuiveringsmethoden die in Nederland gebruikt worden voor het bereiden van drinkwater uit grondwater, oevergrondwater en oppervlaktewater. De effectiviteit van de individuele technieken voor het verwijderen van antropogene stoffen wordt geëvalueerd.

Grondwaterzuivering

Grondwater wordt beschouwd als de meest aantrekkelijke bron voor de productie van drinkwater, omdat het microbiologisch betrouwbaar is en meestal goed beschermd tegen invloeden van buitenaf. Daarom is de behandeling tot drinkwater relatief eenvoudig en goedkoop. Kwalitatief goed grondwater is echter niet overal in Nederland beschikbaar (van der Aa et al., 2015).

Een grondwaterzuivering is over het algemeen een eenvoudige zuivering bestaande uit beluchting, coagulatie en snelle zandfiltratie. Indien nodig vindt ook ontharding plaats. Aanvullend wordt soms actief koolfiltratie (AKF) toegepast. Het doel van AKF is het verwijderen van natuurlijk organisch materiaal en het neutraliseren van kleur, geur en smaak of organische microverontreinigingen. Soms vindt aan het einde van de drinkwaterzuivering (UV-)desinfectie plaats.



Figuur B5.1. Bereiding van drinkwater uit grondwater door Evides (Evides, 2016)

Figuur B5.1 toont een concreet voorbeeld van een grondwaterzuivering met ontharding van Evides. De volgende stappen vinden plaats:

1. Grondwater wordt opgepompt van dieptes tussen de 30 en 120 meter. Het water wordt belucht om eventueel aanwezig methaan, koolzuurgas en zwavelwaterstof te verwijderen. Tevens vindt er een neerslagvorming plaats van opgeloste ijzer- en mangaandeeltjes.
2. In het voorfilter, gevuld met fijn grind, worden de ijzer- en mangaandeeltjes verwijderd.
3. Indien het water relatief hard is wordt calcium en magnesium uit het water verwijderd. Dit komt regelmatig voor bij grondwaterzuiveringen. Het water wordt onthard in pelletontharders: tanks waarin kalkmelk (of natronloog) en zilversand aan het water toegevoegd. Hierdoor hecht calcium in het water zich aan het zand en er worden korrels (pellets) gevormd. De pellets groeien aan totdat ze zo zwaar zijn dat ze bezinken en kunnen worden afgevoerd.
4. In de nafilts, gevuld met zand, worden de laatste vlokjes of kalkdeeltjes uit het water verwijderd. Hierna wordt het zuivere drinkwater opgeslagen in reinwaterreservoirs. Het water wordt via een hogedruk pompstation en een ondergronds leidingnet bij de consument afgeleverd (Evides, 2016).

Oppervlaktewaterzuivering

Oppervlaktewater bevat meer chemische en microbiologische verontreinigingen dan grondwater. Wanneer oppervlaktewater wordt gebruikt voor de productie van drinkwater, zijn er daarom meer zuiveringsstappen nodig dan wanneer grondwater wordt gebruikt. Alle Nederlandse oppervlaktewaterbedrijven beschikken momenteel over een zuiveringsinstallatie met actief koolfiltratie als onderdeel (Wuijts and van Rijswick, 2007). De Nederlandse drinkwatersector heeft de volgende processen onder het begrip 'eenvoudige zuivering' voor oppervlaktewater geschaard: coagulatie, beluchting, filtratie, desinfectie en actief-kool/poederkoolfiltratie.

Directe zuivering

Directe zuivering van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater bestaat over het algemeen uit de volgende stappen (De Moel, 2006):

- een voorraadbekken met voldoende water voor een overbruggingstijd van 1-3 maanden, zodat een innamestop mogelijk is bij ernstige verontreiniging van de rivier;
- een procesbekken met een verblijftijd van circa 1 maand, waarin een aanzienlijke zelfreiniging optreedt (bezinking zwevende stof, oxidatie van ammonium);
- verwijdering van zwevende stof door vlokvorming en vlokverwijdering door filtratie, eventueel voorafgegaan door bezinking of opdrijving;
- primaire desinfectie door een minimale hoeveelheid chloordioxide of ozon;
- verwijdering van microverontreinigingen door middel van actief koolfiltratie;
- secundaire desinfectie met een minimale hoeveelheid chloordioxide of door middel van UV-straling.

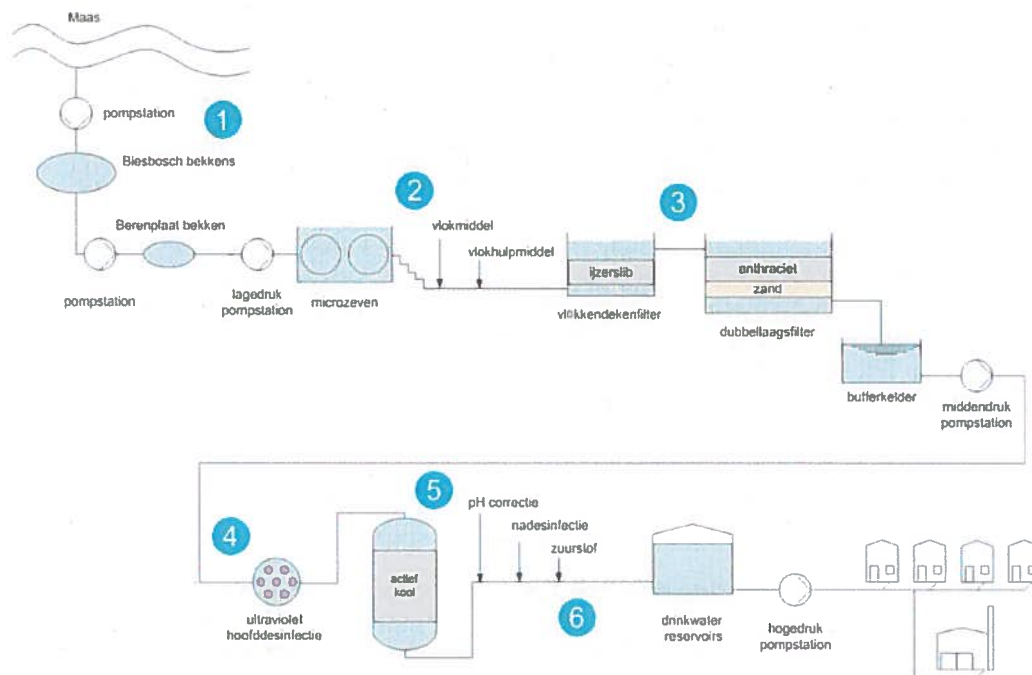
Als voorbeeld van directe zuivering van oppervlaktewater toont Figuur B5.2 het zuiveringsproces van productiebedrijf Berenplaat van drinkwaterbedrijf Evides. Dit bestaat uit de volgende stappen:

- Water uit de rivier de Maas gaat eerst door drie spaarbekkens in de Brabantse Biesbosch. De kwaliteit van het water verbetert hier tijdens dit verblijf van circa vijf maanden op een natuurlijke manier door bezinkingsprocessen en microbiologische omzettingen. Via leidingen wordt dit water naar de drinkwaterzuiveringen Berenplaat, Kralingen, Baanhoek en Braakman gepompt.
- Bij Berenplaat aangekomen wordt het water door microzeven geleid, waardoor grove vuildeeltjes uit het water verwijderd worden. Daarna wordt een vlokmiddel aan het water toegevoegd (ijzerchloride of aluminiumsulfaat). Slib en andere vuildeeltjes binden zich hieraan.
- Dubbellaagsfilters gevuld met antraciet en zand verwijderen de gevormde vlokken met het ingesloten vuil uit het water.
- Met ultraviolet (UV) licht wordt het water gedesinfecteerd, waarna het bacteriologisch betrouwbaar is.
- Daarna gaat het water door actief-koolfilters, die ervoor zorgen dat alle geur-, kleur- en smaakstoffen verdwijnen en eventueel aanwezige 'overige antropogene stoffen'.
- Vervolgens wordt de zuurgraad gecorrigeerd, vindt nadesinfectie plaats van bacteriën die op het actief kool groeien en 's zomers wordt zuurstof gedoseerd. Hierna wordt het zuivere drinkwater opgeslagen in reinwaterreservoirs. Het water wordt via een hogedrukpompstation en een ondergronds leidingnet bij de consument afgeleverd (Evides, 2016).

In de moderne drinkwaterzuivering wordt ook steeds meer gebruik gemaakt van membraanfiltratie. Ultra- en microfiltratie verwijderen vooral grovere bestanddelen, zoals zwevend stof, cysten en bacteriën. Nanofiltratie verwijdert ook tweewaardige ionen, zoals calcium en sulfaat, grotere organische moleculen en de meeste microverontreinigingen.

Omgekeerde osmose houdt ook eenwaardige ionen tegen. Bij membraanfiltratie wordt altijd een geconcentreerde reststroom (brijn) gevormd, die zal moeten geloosd of verwerkt. Dit kan oplopen tot 25% van de oorspronkelijke stroom.

Het gebruik van UV/H₂O₂ (waterstofperoxide) bij de drinkwaterzuivering is ook in opmars. Hiermee worden sterk oxiderende hydroxylradicalen gevormd, die micro-organismen inactiveren en organische microverontreinigingen afbreken.



Figuur B5.2. Zuiveringsproces van productiebedrijf Berenplaat van Evides (Evides, 2016)

Voorzuivering voor infiltratie

Oppervlaktewater wordt in Nederland vaak eerst geïnfiltreerd voordat het gezuiverd wordt tot drinkwater. Om oppervlaktewater geschikt te maken voor infiltratie, moeten als eerste zwevend stof verwijderd worden. Een standaard voorzuivering van oppervlaktewater bestaat uit toevoeging van ijzer- of aluminiumzout, vlokvorming, vlokverwijdering door bezinking gevolgd door snelfiltratie. Hiermee worden naast zwevende stof ook zware metalen en micro-organismen voor een deel verwijderd. Deze standaard voorzuivering verwijdert geen of nauwelijks antropogene stoffen.

Duinpassage

Enkele drinkwaterbedrijven infiltreren voorgezuiverd oppervlaktewater via infiltratievoorzieningen (geulen, plassen, meertjes) in de duinbodem, vaak via open infiltratie. Een verblijftijd van twee maanden wordt voldoende geacht om het water microbiologisch betrouwbaar te krijgen. De kwaliteit van het geïnfiltreerde water ondergaat een afvlakking en een kwaliteitsverbetering voor sommige parameters. De concentratie antropogene stoffen zal dalen tijdens een duinpassage als gevolg van vermenging met oorspronkelijk duinwater en regenwater, door (biologische) afbraak en door hechting aan bodemmateriaal. Na de duinpassage is een nazuivering nodig. De eenvoudigste zuivering van infiltratiewater ziet eruit als een grondwaterzuivering: beluchting gevolgd door snelfiltratie. Vaak zijn ook nog andere zuiveringsstappen nodig om de antropogene stoffen verder te verwijderen, bijvoorbeeld door ozonbehandeling en actief-koolfiltratie en is een extra desinfectiestap nodig. Als de hardheid te hoog is, is ook ontharding nodig.

Oevergrondwaterzuivering

Oevergrondwater is grondwater dat wordt gewonnen in de directe omgeving van oppervlaktewater, meestal een rivier. Het gewonnen water bestaat voor een groot deel uit oppervlaktewater. Dit oppervlaktewater is via de oever in de bodem geïnfiltreerd. Op deze manier wordt een mengsel van oppervlaktewater en natuurlijk grondwater gewonnen.

De verblijftijd van het geïnfiltreerde oppervlaktewater in de bodem kan enkele tot tientallen jaren zijn. In Nederland zijn er dergelijke winningen langs de Lek, IJssel en Maas. De afstand tussen de winputten en de rivier varieert tussen 200 en 1000 meter.

Tijdens het verblijf in de bodem nemen concentraties antropogene stoffen die oorspronkelijk in het oppervlaktewater aanwezig waren af als gevolg van vermenging met grondwater, (biologische) afbraak en hechting aan bodemmateriaal.

De zuivering van oevergrondwater is vergelijkbaar met de zuivering van grondwater.

Verwijdering antropogene stoffen per zuiveringstechnologie

Door onder meer (Van den Berg et al., 2007), (Hofs, 2014) en (Hulsmann, 2016) zijn overzichten gegeven van de mate van verwijdering van een groot aantal antropogene stoffen door verschillende processen in de drinkwaterzuivering.

(Van den Berg et al., 2007) geven een inschatting van de efficiëntie van verwijdering van stoffen door individuele zuiveringsstappen. Dit hangt mede af van de stoffeigenschappen. Er is uitgegaan van een 'gebruikelijk' ontwerp en bedrijfsvoering. Door Hofs (2014) wordt de verwijdering van een 29-tal stoffen gerapporteerd door middel van omgekeerde osmose (RO) en een aantal combinaties van technieken (UV/H₂O₂ + korrelkool (GAC), poederkool+ snelfiltratie en O₃ + GAC). In het TAPES-project (Hulsmann, 2016) is van enkele tientallen antropogene stoffen (onder andere geneesmiddelen, pesticiden, zoetstoffen, perfluorverbindingen) de verwijdering onderzocht door een groot aantal drinkwaterbehandelingstechnologieën (Tabel B5.2).

Tabel B5.2 toont dat de meeste zuiveringstechnieken die vallen onder de definitie van een eenvoudige zuivering (uitgezonderd actief koolfiltratie) niet in staat zijn om antropogene stoffen efficiënt te verwijderen. De processen die wel een bijdrage leveren aan de verwijdering van deze stoffen zullen in meer detail besproken worden.

Procesbekken

Een procesbekken met een verblijftijd van circa 1 maand kan een bijdrage leveren aan vermindering van concentraties antropogene stoffen in het water. De afbraaksnelheid van een stof speelt hierbij een belangrijke rol. Een maat voor de afbraaksnelheid is de halfwaardetijd, dat is de tijd waarbinnen de helft van de stof is verdwenen. Stoffen met een korte halfwaardetijd van bijvoorbeeld minder dan een dag zullen na een maand vrijwel volledig uit het water verdwenen zijn, terwijl stoffen met een halfwaardetijd van bijvoorbeeld een jaar na een maand in het procesbekken nog vrijwel in dezelfde concentraties aanwezig zijn. Onder 'Bodem- of duinpassage' staan enkele voorbeelden van stoffen genoemd met relatief korte en lange halfwaardetijden.

Bodem- of duinpassage

Bodem- of duinpassage draagt bij aan de verwijdering van antropogene stoffen uit het water. Organische microverontreinigingen kunnen binden aan het organisch stof in de bodem. De K_{oc} -waarde (partitiecoëfficiënt naar organisch koolstof) van een stof geeft aan in welke mate dit gebeurt. De retardatie (vertraging) van een stof in de bodem is afhankelijk van bodemeigenschappen als porositeit, fractie organisch stof en de dichtheid van de bodem (De Kreuk and Groen, 2009). Om te voorspellen in hoeverre stoffen verwijderd worden tijdens een bodem- of duinpassage is naast de retardatie de afbraaksnelheid van een stof een belangrijke factor. Daarnaast zorgen effecten als diffusie en dispersie en vermenging met regenwater, oorspronkelijk duin- of grondwater voor een afvlakking van de concentratie van een stof tijdens bodem- of duinpassage.

Stoffen die slecht binden aan bodemmateriaal zullen slecht worden vastgehouden en stromen met het grondwater mee. Als de afbraaksnelheid van de stof laag is zal de totale verwijdering na een bodem- of duinpassage relatief gering zijn. Aan de andere kant kunnen stoffen die goed binden aan het (organisch) bodemmateriaal en snel afbreken, volledig worden verwijderd.

Uit onderzoek van (Beerendonk et al., 2012) blijkt dat een duinpassage de meeste overige antropogene stoffen slechts beperkt (< 40%) verwijderd (Tabel B5.2). Ook de stoffen 1,4-dioxaan, diethyltalaat, NDMA, trimethylamie en triglyme worden via een duinpassage slecht (< 40%) verwijderd (Beerendonk et al., 2012).

(Bertelkamp et al., 2014) deden onderzoek naar de sorptie en afbraak van veertien organische microverontreinigingen in de eerste meter van een oeverfiltratie (Tabel B5.2, eerste kolom). Er vond bijna geen retardatie plaats van de stoffen. De mate van (biologische) afbraak bepaalt dan in welke mate een stof via oeverfiltratie wordt verwijderd. (Bertelkamp et al., 2014) vonden halfwaardetijden van maximaal twaalf uur voor ibuprofen, ketoprofen, gemifibrozil, acetaminophen, trimethoprim, cafeïne, propranolol en metoprolol. Van deze stoffen kan een goede verwijdering (> 80%) worden verwacht tijdens een bodem- of duinpassage. Atrazine, carbamazepine, phenytion, sulfamethoxazol, hydrochlorothiazide, en lincomycin zijn meer persistent, waardoor bodempassage naar verwachting geen goede barrière is (verwijdering < 40%).

Ozonbehandeling

Ozonisatie is een vorm van geavanceerde oxidatie. Ozon wordt ter plaatse gegenereerd, wordt opgelost in water en reageert met een groot aantal organische stoffen, waaronder kleur-, geur- en smaakstoffen en organische microverontreinigingen. Een gebruikelijke dosering is circa 2 mg ozon per liter water (De Moel, 2006). Ozon is behoorlijk (40–100%) effectief in het omzetten van een groot aantal van de beschouwde stoffen in Tabel B5.2. Boven pH 8-9 valt ozon uiteen onder vorming van reactieve hydroxylradicalen, waardoor de effectiviteit van de oxidatie toeneemt. De hydroxylradicalen kunnen echter ook worden weggevangen door scavengers voordat de oxidatie plaatsvindt.

De bepalende stofeigenschap bij ozonbehandeling is het gemak van elektronendonatie van een stof (Tangena and van der Aa, 2007). Aromatische verbindingen en stoffen met dubbele koolstofbindingen zullen beter worden omgezet met ozon dan stoffen die dit niet hebben. Voorbeelden van stoffen uit Tabel B5.2 die goed verwijderd worden met ozon zijn isoproturon, carbendazim, oestron en bisfenol-a. Deze stoffen bevatten een aromatische groep. Voorbeelden van stoffen uit Tabel B5.2 die slecht worden verwijderd met ozon zijn MTBE, ETBE en diisopropylether. Deze stoffen bevatten geen dubbele bindingen of aromatische groepen. De röntgencontrastmiddelen uit Tabel B5.2 worden slecht verwijderd met ozon, omdat de aromatische structuur wordt afgeschermd door functionele groepen. Als ozonbehandeling wordt toegepast op water dat bromide bevat, bestaat de kans dat bromaat als ongewenst bijproduct wordt gevormd. Bromaat is verdacht carcinogeen en is daarom ongewenst in het drinkwater.

Actief kool

Hydrofobe stoffen worden het gemakkelijkst door kool geadsorbeerd. Het proces is het meest effectief voor aromatische, niet-polaire organische verbindingen. Zo worden carbendazim (bestrijdingsmiddel) en carbamazepine (geneesmiddel) goed verwijderd met actieve kool. Echter, een groot aantal van de 'overige antropogene stoffen' is polair en wordt slecht tot matig met actieve kool verwijderd. Voorbeelden hiervan zijn MTBE, sulfamethoxazol en enkele röntgencontrastmiddelen (Tabel B5.2).

Bij actieve-koolfiltratie worden alle stoffen wel enigszins verwijderd wanneer de kool wordt vernieuwd, maar na een korte standtijd vindt al doorslag plaats. Van een groot aantal stoffen is de verwijdering geschat op basis van de log Kow (Van den Berg et al., 2007). Door (Tangena and van der Aa, 2007) wordt als vuistregel een log Kow > 3 aangegeven voor een effectieve verwijdering van een stof door actief kool. De verwijdering van organische microverontreinigingen vindt deels ook plaats door biologische activiteit in het actief-koolfilter.

Voor de verwijdering van stoffen met een lagere log Kow-waarde dan 3 is membraanfiltratie (nanofiltratie, omgekeerde osmose) aan te bevelen.

Ultrafiltratie

Met ultrafiltratie worden geen organische microverontreinigingen verwijderd. Ultrafiltratie wordt gebruikt voor de verwijdering van fijne deeltjes, die onvoldoende bezinken, of die uitspoelen uit voorafgaande processen. Het dient ook als desinfectie. De verwijderingsgrens is circa 0,01-0,2 µm. Op een productiebedrijf van Evides wordt ultrafiltratie als laatste stap gebruikt na snelfiltratie en AKF van water uit de duinen (Evides, 2016). Hier is UF zowel bedoeld als desinfectiestap als voor de verwijdering van deeltjes die vrijkomen uit de AKF.

Omgekeerde osmose en nanofiltratie

Met omgekeerde osmose kunnen bijna alle beschouwde organische microverontreinigingen uit Tabel B5.2 worden verwijderd. Alleen

kleine, polaire stoffen, zoals diglyme, vormen een probleem (Van den Berg et al., 2007). Ook (Hofs, 2014) laat zien dat de verwijdering van de stoffen door RO is meestal zeer goed is (gemiddeld circa 90%). Een aantal door (Hofs, 2014) beschouwde stoffen wordt minder goed verwijderd, in het bijzonder de benzotriazolen en guanyleureum. De reden is dat deze stoffen een relatief laag molecuulgewicht hebben (102-133 g/mol). Ook (Schoonenberg Kegel et al., 2010) onderzochten de verwijdering van enkele tientallen organische microverontreinigingen door RO en de verwijdering van de meeste stoffen was groter dan 95%.

Met nanofiltratie wordt een aantal stoffen uit Tabel B5.2 iets minder goed verwijderd. Voor ongeladen organische stoffen is door (Verliefde, 2008) een verband afgeleid tussen verwijdering met nanofiltratie en molecuulgewicht op basis van experimenten en modellering. Deze relatie wordt sterk beïnvloed door de polariteit van een verbinding. Polaire stoffen (met als maat de log Kow) worden tot een zeer laag molecuulgewicht verwijderd. Voor het onderzochte membraantype (Trisep TS-80 TSF) is in de invloed van de log Kow en molecuulgewicht van een stof op de verwijdering aangegeven. De meeste verbindingen hebben een log Kow groter dan 1, zodat kan worden gesteld dat deze goed worden verwijderd (90%) als het molecuulgewicht groter dan 200 is (zie Tabel B5.1).

Tabel B5.1. De relatie tussen log Kow en molecuulgewicht van een organische verbinding voor 90% verwijdering met een Trisep TS-80 TSF nanofiltratie membraan (Verliefde, 2008)

Log Kow	Minimum molecuulgewicht voor 90% verwijdering
< 1	85
1-2	200
> 3	250

Omgekeerde osmose en nanofiltratie zijn relatief dure processen, maar kunnen aantrekkelijk zijn als ze meerdere doelen tegelijk dienen (ontharding, ontkleuring, verwijdering van microverontreinigingen). Voor verwijdering door RO en NF kunnen molecuulgewicht en de log Kow worden beschouwd als de bepalende stoffeigenschappen. De lading van een stof heeft ook invloed op de verwijdering uit water met behulp van omgekeerde osmose. Bij gebruik van nanofiltratie en omgekeerde osmose voor drinkwaterbereiding ontstaat altijd een geconcentreerde reststroom, vaak circa 25% van het oorspronkelijk behandelde water. Deze zal apart moeten worden verwerkt als de samenstelling het niet toelaat om te worden geloosd.

UV-behandeling

Met UV-behandeling worden organische microverontreinigingen over het algemeen niet of in beperkte mate afgebroken. UV-behandeling is primair bedoeld als desinfectiestap aan het eind van de zuivering en soms als tussendesinfectie. Hiervoor worden lage druk lampen gebruikt die UV-licht met een golflengte van 254 nm uitstralen. Een UV-dosering voor desinfectie is doorgaans tussen de 20 en 70 mJ/cm² (Tangena and van der Aa, 2007).

UV/H₂O₂

Bij geavanceerde oxidatie door middel van UV/H₂O₂ treden twee processen op:

- Afbraak door fotolyse onder invloed van UV.
- Vorming van zeer reactieve hydroxylradicalen (OH·) onder invloed van UV-licht.

In Tabel B5.2 is te zien dat door deze combinatie een groot aantal organische microverontreinigingen effectief worden omgezet, zoals aromatische verbindingen, stoffen met een dubbele koolstofbinding, en gechloreerde koolwaterstoffen. De verwijdering is afhankelijk van de gebruikte UV-dosis en de waterkwaliteit. Een typische UV-dosis in een praktijkreactor is 500-600 mJ/cm² (Hofman-Caris et al., 2013). Er zijn ook stoffen die minder goed met UV/H₂O₂ kunnen worden afgebroken. Dit zijn bijvoorbeeld MTBE, ETBE, diisopropylether en TCEP uit Tabel B5.2. Deze stoffen hebben niet de bovengenoemde kenmerken.

Bijproducten

Het gebruik van UV of UV/H₂O₂ leidt tot de afbraak van een groot aantal organische microverontreinigingen, maar er kunnen ook (ongewenste) bijproducten gevormd worden, die schadelijk kunnen zijn voor de gezondheid. Er kan bijvoorbeeld ongewenst fotolyse van nitraat plaatsvinden, waarbij de bijproducten van nitraat reageren met natuurlijk organisch materiaal (NOM) tot mutagene aromatische stikstofverbindingen (Hofman-Caris et al., 2013). Een verlaging van het NOM in het water kan de vorming van deze ongewenste producten tegengaan. In de praktijk staat na een UV/H₂O₂-installatie vaak een actief koolfilter. Deze kan eventueel gevormde nevenproducten afvangen en nieuw gevormd eenvoudig afbreekbaar organisch materiaal wordt in het koolfilter biologisch omgezet.

Combinaties van zuiveringstechnieken

Effectieve zuiveringstechnieken voor de verwijdering van antropogene stoffen zijn actief-koolfiltratie/poederkool, (geavanceerde) oxidatie (ozon of UV/H₂O₂) en membraanfiltratie (nanofiltratie of omgekeerde osmose). Soms worden deze technieken gecombineerd, onder meer voor de verwijdering van organische microverontreinigingen. Hieronder worden enkele voorbeelden toegelicht.

- *Poederkool en snelfiltratie (Dunea)*
Door (Hofs, 2014) werd gevonden dat de verwijdering van een 29-tal geselecteerd stoffen met poederkool gevolgd door snelfiltratie gemiddeld ongeveer 40% is tijdens een experiment van een week. Er zijn echter aanzienlijke verschillen tussen de stoffen. Aromatische en niet-polaire organische verbindingen worden over het algemeen goed verwijderd. Perfluorverbindingen worden slecht verwijderd (< 40%).
- *UV/H₂O₂ met nageschakelde GAC-filtratie (PWN)*
De combinatie van UV/H₂O₂ gevolgd door GAC-filtratie is een effectieve manier om antropogene stoffen uit water te verwijderen. De gemiddelde verwijdering van de 29 beschouwde stoffen was groter dan 92%, maar voor enkele van de stoffen is

de verwijdering kleiner dan 90%: de zoetstof acesulfaam-K, de perfluorverbindingen PFBS en PFHA, NTA (alle 50-90%) en de perfluorverbinding PFBA (< 50%) (Hofs, 2014)

- *Ozon met nageschakelde actief koolfiltratie (Waternet)*
De combinatie van O₃ gevolgd door GAC-filtratie is een effectieve manier om antropogene stoffen uit water te verwijderen. De gemiddelde verwijdering van de 29 beschouwde stoffen was groter dan 93%. Voor enkele stoffen is de verwijdering kleiner dan 90%: acesulfaam-K, PFBS, NTA, naftaleen-1,3,6-trisulfonzuur en naftaleen-1,5-disulfonzuur (alle 50-90%) en PFBA, PFHA (< 50%). Vooral de korte perfluorverbindingen worden minder goed verwijderd (Hofs, 2014).

Operationele parameters en matrixeffecten

De efficiëntie van de verwijdering van organische microverontreinigingen hangt af van de technologie die gebruikt wordt. De toepassing van een technologie garandeert echter geen vast verwijderingspercentage per stof. In de praktijk spelen ook operationele parameters en matrixeffecten een rol.

De mate van dosering van bijvoorbeeld een coagulant, lucht, ozon of waterstofperoxide bepaalt mede in hoeverre een stof wordt verwijderd of omgezet. Over het algemeen is de verwijdering groter bij hogere dosering. Ook de verblijftijd in een reactor, bezinktank, bassin of tijdens een duin- of bodempassage speelt een rol. Hoe langer die is, hoe meer verwijdering kan worden verwacht. Type materiaal (bijvoorbeeld hydrofiele of hydrofobe membranen) en ouderdom van materiaal bepalen ook de mate van verwijdering. Daarnaast zijn matrixeffecten (de samenstelling van het water) van invloed op de efficiëntie van een technologie voor de verwijdering van organisch microverontreinigingen en andere stoffen. UV-desinfectie bijvoorbeeld is relatief ongevoelig voor temperatuur en pH, maar de effectiviteit wordt verminderd door troebelheid en hoge concentraties NOM. De effectiviteit van UV/H₂O₂ daalt door troebelheid, aanwezigheid van NOM, olie en metalen. Bij aanwezigheid van deze parameters is een voorbehandeling nodig.

Discussie

Antropogene stoffen kunnen worden ingedeeld in verschillende stofgroepen, zoals gewasbeschermingsmiddelen, geneesmiddelen en vlamvertragers. Niet alle stoffen binnen een dergelijke groep kunnen met dezelfde techniek op vergelijkbare wijze verwijderd. Zo wordt een aantal geneesmiddelen goed met actieve kool verwijderd, maar voor andere geneesmiddelen is dit juist een minder geschikte techniek. Om de verwijdering van een stof enigszins te kunnen schatten zal per stof naar de stoffeigenschappen (o.a. log Kow, molecuulgewicht) moeten worden gekeken of kunnen QSARS (quantitative structure activity relationships) worden gebruikt (Wols and Vries, 2012). Op deze manier kan per stof locatie specifiek wel een schatting worden gemaakt van de verwijdering in een zuivering waarvan de zuiveringstappen bekend zijn.

Grondwaterzuiveringen zijn eenvoudige zuiveringen die een onvoldoende barrière vormen tegen veel antropogene stoffen. Met

geavanceerde zuiveringstechnologie, zoals die steeds vaker bij oppervlaktewaterzuiveringen wordt toegepast, kunnen antropogene stoffen voor circa 40% tot meer dan 90% uit het water verwijderd worden.

Door gebruik te maken van meerdere barrières in de drinkwaterketen (*multi barrier approach*) is de kans groter dat organische microverontreinigingen effectief uit het water verwijderd worden. Een voorbeeld hiervan is UV/H₂O₂-oxidatie gevolgd door een duinpassage en actief koolfiltratie. Al deze stappen leveren een bijdrage aan de verwijdering van antropogene stoffen uit het water. Er moet echter altijd rekening worden gehouden met stoffen die ook met geavanceerde technologieën matig verwijderd worden. (Reemtsma et al., 2016) noemen dit persistente, mobiele organische componenten (PMOC). Ze hebben een hoge halfwaardetijd, zijn hydrofiel en lossen goed op in water. Als voorbeelden worden MTBE, EDTA, PFAA en TCEP genoemd (Tabel B5.2). Verder kunnen matrixeffecten (samenstelling van het water) en instellingen van de zuivering een grote invloed hebben op de verwijdering van een stof uit het water.

Drinkwaterbedrijven zetten steeds vaker geavanceerde zuiveringstechnieken in. Dunea bouwt momenteel bijvoorbeeld op de voorzuivering Bergambacht (drinkwaterbron Afgedamde Maas en Lek) een zuiveringsinstallatie bestaande uit een combinatie van lage druk UV, ozon en H₂O₂, omdat de huidige voorzuivering voor de toekomst onvoldoende is om de verwachte toenemende concentraties organische microverontreinigingen te verwijderen.

Een combinatie van NF/RO met AKF wordt nog niet toegepast in Nederland. Dit kan wellicht een effectieve barrière zijn voor organische microverontreinigingen, omdat het complementaire processen zijn. Enkel de verwijdering van kleine, hydrofiele (polaire) stoffen, zoals NDMA, blijkt nog steeds problematisch. Misschien kan biologische afbraak in oever- of duinfiltratie, vooraf aan de NF/RO-AKF-combinatie, hier een uitweg bieden (Verliefde, 2008).

Tabel B5.2. De mate van verwijdering van (potentiële) bedreigende stoffen bij drinkwaterbereiding met eenvoudige en geavanceerde zuiveringsstappen (Hofs, 2014, Hulsmann, 2016, Van den Berg et al., 2007) (Beerendonk et al., 2012) (Duin), (Bertelkamp et al., 2014) (Bodem)

-: verwijdering 0-40%; 0: verwijdering 40-80%; +: verwijdering 80-100%; leeg: geen gegevens

	Duin, bodem	Eenvoudige zuivering*				Geavanceerde zuivering*							
		bel	coag	SF	UV1	PAC/ AKF	PAC + SF	O3	O3/ H2O2	O3 + GAC	UV/ H2O2	UV/ H2O2 + GAC	NF/ RO
Bestrijdingsmiddelen en metabolieten													
Atrazine	-/0						0			+		+	+ RO
Diuron		-	-	-	0 ¹	0/+	+	0/ +	+	+	+	+	0/+
Isoproturon		-	-	-	0 ¹	+	+	+	+	+	+	+	0/+ NF + RO
Chloridazon		-				0	+			+		+	+
2,4-D		-				+	0	0/ +	0/+	+		+	+
AMPA		-	-2	-		0/+		-/0					0
BAM		-		-									
Carbendazim		-	-2	-	+	+		+			0		+
DEET		-	-	-	-	0		0	0/+		0		+
Chloortoluron		-	-	-		0	+	+	+	+		+	+
Dimethenamide- P		-				0		+			+		+
Dimethoaat		-				0		+	+				+
DMSA		-		-									
Glyfosaat		-	-2	-		0		0	+				+
MCPA		-				+		0/ +	0/+				+
Mecoprop		-		-	+	0		0/ +	0/+		+		+
Metazachloor		-				+		+	+				+
Metolachloor		-	-		-	0/+		+	+		+		+
s-metolachloor							0/+			+		+	+ RO
Nicosulfuron		-				-/0	0			+		+	+ RO
Sulcotrion		-				-/0							+
Röntgencontrastmiddelen													
Amido- trizoïnezuur	-/0		-	-	+	-/0		-	0		+		+
Johexol	+		-	-		0		-					+
Jomeprol	+		-	-		0		-					+
Jopamidol	-/0		-	-	0	-/0		-	0/+		+		+
Jopromide	+		-	-	-	-/0		-/0	0		0		+
Geneesmiddelen													
Carbamazepine	-		-	-	-	+	+	+	+	+	+	+	- NF + RO
Diclofenac	+		-	-	0	0	0	+	+	+	+	+	+

Ibuprofen	+		-		-	-/0		0	0/+		0/+		+
Acetylsalicylzuur						0					+		+
Fenazon				0 / +		+					+		0
Caffeïne	+		-		-	+		+	+		0		+
Guanylureum							0			+		+	-
Lincomycine						0							+
Metoprolol	+					+	+	+		+	+	+	0 NF + RO
Metformine							-			+		+	+ RO
Naproxen					-	0/+					+		0 NF + RO
Pentoxifylline								+			+		+
Sulfamethox- azole	-		-			0/ +	-		+		+		+
Sotalol							0/+	+	+		+	+	+
Hormoonverstorende stoffen													
Oestron			-	-	-	0/+		+			+		+
Bisfenol-a	-		+	-	-	0/+		+			+		+
Overige stoffen													
MTBE	-	0	-	-	-	-/0		-	0		-		0/+
ETBE			-	-		0		-			-/0		0/+
Diisopropylether			-	-		0		-			-/0		0/+
Benzo[a]pyreen		-	+	0		+		0	0/+		0/+		+
Tributylfosfaat		-	-	-		+							+
tris(2chlor- ethyl)fosfaat (TCEP)	-		-		-	-/0		-/0	-		-		+
Diglyme	-	-	-	-		-/0		-	0		0		0
4,4-sulfonyl- difenol						0							+
Urotropine						-/0							0/+
EDTA	-	-	-	-		+		-/0	0		0		+
NTA								0			+	0	+ RO
Fluoride		-	-	-									-/0
acesulfaam-K	-/+ ³				+		-	+		0/+		+	+
Sucralose	0												
Sacharine	+												
Cyclamaat	+												
PFBA								-			-		+
PFBS								-		0		0	+ RO
PFOS	-							-		+		+	+ RO
PFOA	-							-		+		+	+ RO
PFNA								-		+		+	+ RO
PFHS								-		+		+	+ RO
PFHA								-		0		0	+ RO
4,4- dihydroxydifenyls ulfon								0/+			+		+

benzotriazool	0/+												
4-methyl-1H-benzotriazool	0						+			+		+	-
5-methyl-1H-benzotriazool	0						+			+		+	-
naftaleen-1,5-disulfonaat							-			+		+	+ RO
naftaleen-1,3,6-trisulfonaat							-			0		+	+ RO

* Zuiveringstechnieken: bel=beluchting; coag=coagulatie; SF=snelfiltratie; UV=ultraviolet desinfectie; O3=ozon; PAC=poederkooldosering; AKF=actieve-koolfiltratie; H2O2=waterstofperoxide; NF=nanofiltratie; RO=omgekeerde osmose; IEX=ionenwisseling.

¹ UV-desinfectie met UV-doses tot 70 mJ/cm²; voor diuron en isoproturon zijn alleen waarden gevonden bij de veel hogere dosis van 600 mJ/cm².

² Oordeel geldt bij klassieke coagulatie. Bij verhoging van de ijzerdosering kan wel relevante verwijdering worden bewerkstelligd.

³ aerob > 70%, anoxisch < 30% (Hulsmann, 2016).

Bijlage 6: Samenstelling begeleidingscommissie

De begeleidingscommissie van het onderzoek bestond uit de volgende personen.

Naam	Organisatie
Jelka Appelman	Ministerie van IenM - opdrachtgever
Sandra Mol	Ministerie van IenM
Tony Balnikker	Ministerie van IenM
Ger Taks	Inspectie ILenT
Ruud Steen	Het Waterlaboratorium
Gerard Stroomberg	RIWA
Lieke Coonen	Vewin
Jan Peter van der Hoek	TU Delft / Waternet
Annemarie van Wezel	Universiteit Utrecht / KWR Watercycle Research Institute

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag