



Inspectie Leefomgeving en Transport
Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat

Richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD)

Voorwoord

In het Drinkwaterbesluit (2011) staat beschreven dat een risicoanalyse voor de microbiologische parameters *Cryptosporidium*, *Giardia*, (entero)virussen en *Campylobacter* moet worden uitgevoerd (Bijlage A, Tabel I). In het Drinkwaterbesluit is echter geen concrete invulling gegeven aan de wijze waarop deze risicoanalyse moet worden uitgevoerd. In eerste instantie werd aan de uitvoering van de risicoanalyse concrete invulling gegeven in VROM-Inspectierichtlijn 5318 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater' (VROM, 2005). Hierin werd verwezen naar het Nederlandse Waterleidingbesluit, dat per 1 juli 2011 is vervangen door het Drinkwaterbesluit. De belangrijkste wijziging in de tekst voor de uitvoering van de risicoanalyse is dat de "voorlopige grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar" is gewijzigd in een "grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar".

In de praktijk bleek Inspectierichtlijn (IR) 5318 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater' op een aantal onderdelen niet eenduidig of niet volledig te zijn. Daarom is in samenwerking met de drinkwaterbedrijven, waterlaboratoria, KWR, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en de Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT) de Inspectierichtlijn herschreven in de vorm van een richtsnoer. In dit richtsnoer zijn onderdelen verduidelijkt voor zowel de drinkwaterbedrijven die oppervlaktewater als bron gebruiken voor de bereiding van drinkwater als de drinkwaterbedrijven die grondwater als bron gebruiken. Het richtsnoer valt onder de verantwoordelijkheid van de Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT).

Voorliggend document is opgesteld door de Werkgroep Infectierisico (WIR) bestaande uit:

Jelka Appelman (I&W)
Patrick Bacon (Dunea)
Geo Bakker (Vitens)
Harold van den Berg (RIVM)
Hugo van den Berg (Brabant Water)
John Boogaard (PWN)
Gijsbert Cirkel (KWR)
Agata Donocik (Brabant Water)
Falco van Driel (WML)
Caspar van Genuchten (PWN)
Jan Hoogendoorn (Vitens)
Leo Keltjens (Aqualab Zuid BV)
Henk Ketelaars (Evides)
Aleksandra Knezev (HWL)
Rob Lafort (Evides)
Leonie Marang (Evides)
Ake Nauta (Oasen)
Eric Penders (HWL)
Anneke Roosma (Vitens)
Saskia Rutjes (RIVM, voorzitter)
Jack Schijven (RIVM)
Fred van Schooten (Waternet)
Jelle van Sijl (Brabant Water)
Patrick Smeets (KWR)
Ruud te Welscher (ILT)
Gerhard Wubbels (WLN, WBGr, WMD)

Inhoud

1	Microbiologisch veilig drinkwater	4
1.1	Algemene eis	4
1.2	Doel Richtsnoer Risicoanalyse AMVD	5
1.3	Het proces van risicoanalyse	6
1.4	Leeswijzer	6
2	Grondstof voor de productie van drinkwater	7
2.1	Typen grondstof	7
2.2	De kwaliteit van de grondstof	8
2.3	Basisregel: kies de meest geschikte grondstof die beschikbaar is	9
2.4	Keuze pathogene micro-organismen	10
3	Kwantitatieve Risicoanalyses	13
3.1	Stap 1: Beschrijving van winning en zuivering	13
3.2	Stap 2: Kennis van de bron	13
3.3	Stap 3: Kennis effectiviteit zuivering	14
3.4	Stap 4: Vertaling van de informatie voor de risicoanalyse	16
4	Drinkwater met Oppervlaktewater als bron (IOU)	18
4.1	Meetstrategie oppervlaktewater	18
4.2	Effectiviteit zuivering	19
4.3	Berekening infectierisico	21
5	Drinkwater met Grondwater als bron (ABK)	24
5.1	Inleiding	24
5.2	Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning	24
5.3	Risicoanalyse grondwaterwinning	25
6	Beoordeling risicoanalyse door ILT	33
6.1	Doel opstellen risicoanalyse	33
6.2	Rapportage	33
6.3	Beoordeling	33
6.4	Resultaat	34
6.5	Regelmatige herijking van de risicoanalyse	34
6.6	Betrokkenheid RIVM en ILT	34
7	Borging met risicoanalyse/ risicomangement aanpak	36
8	Verklarende woordenlijst	37
9	Literatuur	39
	Appendix I. Onderbouwing meetprogramma – positieve analyses	43
	Appendix II. Rendementsbepalingen voor AMVD	46
	Appendix III. Drinkwaterconsumptie in Nederland	48
	Appendix IV. Kwantitatieve risicoanalyse volgens puntschatting (gewogen gemiddelden)	49

1 Microbiologisch veilig drinkwater

1.1 Algemene eis

Een van de belangrijkste pijlers van het Drinkwaterbesluit (IenW, 2011) is de waarborg dat drinkwater microbiologisch betrouwbaar is. In artikel 13, 1^o lid, van het Drinkwaterbesluit wordt deze eis in algemene termen omschreven en vertaald naar het voldoen aan de kwaliteitseisen uit de tabellen in Bijlage A.

Artikel 13 (Drinkwaterbesluit)

“1. De eigenaar van een drinkwaterbedrijf draagt er zorg voor dat het drinkwater op het leveringspunt en op het tappunt voldoet aan de eisen die daaraan worden gesteld in de tabellen I, II, IIIa, IIIb en IIIc van [bijlage A](#), behorende bij dit besluit.”

In Bijlage A wordt dat operationeel vertaald naar de afwezigheid van *E. coli* en enterococci in 100 ml drinkwater, in lijn met het oude Waterleidingbesluit. Daarnaast zijn in Bijlage A ook aanvullende microbiologische parameters opgenomen: *Cryptosporidium*, *Giardia*, (entero)virussen¹ en *Campylobacter*. Dit zijn pathogene micro-organismen. Hiervoor is geen maximumwaarde opgenomen maar moet een risicoanalyse worden uitgevoerd. De veiligheid van drinkwater dat geproduceerd wordt uit oppervlaktewater moet aantoonbaar worden gemaakt aan de hand van gegevens over de kwaliteit van de bron en de effectiviteit van de zuivering. Dit is ook van toepassing op ingekocht buitenlands drinkwater al dan niet na menging met het eigen water. De inspecteur kan bepalen dat voor kwetsbare grondwaterwinningen ook een kwantitatieve risicoanalyse moet worden uitgevoerd.

Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar. Indien de 95-percentielwaarde van het berekende infectierisico (verdeling) groter is dan één infectie per 10.000 personen per jaar, dient de eigenaar met de inspecteur te overleggen over te nemen maatregelen.

In Noot 1 van tabel I uit Bijlage A van het Drinkwaterbesluit wordt verwezen naar VROM-Inspectierichtlijn 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater' (zie tekstkader 1.1). Deze Inspectierichtlijn is vervangen door voorliggend document.

¹ Het doel van de haakjes om entero in enterovirussen is om aan te geven dat mogelijk andere virusgroepen die kritisch zijn voor de drinkwatervoorziening ook onder het Drinkwaterbesluit vallen.

Tekstkader 1.1. Tabel I “Microbiologische parameters” uit Bijlage A van het Drinkwaterbesluit (IenW, 2011).

Tabel I. Microbiologische parameters			
Parameter	Maximum waarde	Eenheid	Opmerkingen
<i>Escherichia coli</i>	0	kve/100 ml	kve = kolonievormende eenheden
Enterococcen	0	kve/100 ml	
<i>Cryptosporidium</i>	–		Noot 1
(Entero)virussen	–		Noot 1
<i>Giardia</i>	–		Noot 1
<i>Campylobacter</i>	–		Noot 1
Bacteriofagen	–	pve/l	pve = plaquevormende eenheden Noot 1

Noot:
 1) Micro-organismen mogen krachtens [artikel 21, eerste lid](#), en [artikel 25 van de wet](#), niet in zodanige concentratie in het drinkwater voorkomen dat nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen ontstaan. Voor bepaalde micro-organismen, zoals virussen en protozoa (onder meer *Cryptosporidium* en *Giardia*), is het niet mogelijk om concentraties te meten op het zeer lage niveau, waarop blootstelling relevant is voor de gezondheid van de gebruiker. In plaats hiervan dient de eigenaar die gebruik maakt van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater op basis van metingen van de desbetreffende micro-organismen in de grondstof en gegevens over de verwijderingscapaciteit bij de verschillende zuiveringsprocessen (inclusief eventuele bodempassages) in overleg met de inspecteur een kwantitatieve risicoanalyse voor het bereide drinkwater op te stellen. De VROM-Inspectierichtlijn <Analyse microbiologische veiligheid drinkwater> dient hiertoe gebruikt te worden.
 Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar. De toetsing aan deze grenswaarde voor het infectierisico dient in elk geval te worden uitgevoerd voor enterovirussen, *Campylobacter*, *Cryptosporidium* en *Giardia*, maar geldt in principe ook voor andere pathogene micro-organismen. Indien het berekende infectierisico groter is dan genoemde grenswaarde, dient de eigenaar met de inspecteur te overleggen over te nemen maatregelen.
 De Inspecteur kan bepalen dat voor kwetsbare grondwaterwinningen eenzelfde risicoanalyse wordt uitgevoerd.
 Tot de groep van bacteriofagen worden in elk geval gerekend de somatische colifagen en de F-specifieke bacteriofagen.

1.2 Doel Richtsnoer Risicoanalyse AMVD

In het Drinkwaterbesluit is geen concrete invulling gegeven aan de wijze waarop de risicoanalyse moet worden uitgevoerd. Het doel van dit richtsnoer is om deze concrete invulling te geven. Het richtsnoer is opgesteld in gezamenlijk overleg tussen overheid en bedrijfstak. Algemeen uitgangspunt daarbij is dat de infectierisicoschatting een afweging moet zijn tussen bescherming van de volksgezondheid en maatschappelijke kosten.

Deze regelgeving is een nadere concretisering van de eis ten aanzien van de veiligheid van drinkwater in de EU-drinkwaterrichtlijn (EU, 1998). Het Drinkwaterbesluit is specifiek voor Nederland, wat betekent dat de concrete invulling van de risicoanalyse primair vanuit Nederland moet komen. Wel is internationale kennis over bijvoorbeeld de dosisresponsrelaties van pathogene micro-organismen en de effectiviteit van zuiveringsprocessen te gebruiken.

1.3 Het proces van risicoanalyse

Risicoanalyse is een techniek die op veel terreinen van consumenteneiligheid wordt toegepast en ook op andere terreinen zoals diergezondheid en milieukwaliteit. Voor een beschrijving van het proces van risicoanalyse, toegespitst op pathogene micro-organismen in drinkwater, wordt verwezen naar Haas *et al.* (1999), Teunis *et al.* (1997), Haas & Eisenberg (2001), het International Life Sciences Institute (ILSI) framework (Benford, 2001), Medema *et al.* (2003) en de ontwikkelingen op het gebied van risicoschattingen binnen de Wereld Gezondheidsorganisatie (WHO, 2004, WHO, 2016). Benadrukt wordt dat risicoanalyse een iteratief proces is, waarbij voortschrijdend inzicht een volgende risicoanalyse voedt. Bij de beoordeling van de resultaten van de risicoanalyse is het van groot belang om de mate van onzekerheid van het berekende infectierisico mee te wegen en de factoren die het grootste deel van de onzekerheid bepalen. In voorliggend richtsnoer is uitgewerkt hoe deze informatie kan worden verzameld en verwerkt.

1.4 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de grondstof voor de productie van drinkwater en hoofdstuk 3 beschrijft het principe van kwantitatieve microbiologische risicoanalyse. Vervolgens beschrijven hoofdstuk 4 en 5 de risicoanalyse voor drinkwater met respectievelijk oppervlaktewater en grondwater als bron. In beide hoofdstukken wordt nader omschreven hoe de informatie voor de risicoanalyse moet worden verzameld door in te gaan op het verzamelen van informatie over pathogene micro-organismen in de grondstof en de eliminatie van deze micro-organismen door zuiveringsprocessen. Hoofdstuk 6 beschrijft op welke wijze ILT omgaat met het toezicht op de uitvoering van de risicoanalyse en in hoofdstuk 7 wordt de borging van de risicoanalyse met betrekking tot risicoanalyse en risicomanagement aangegeven.

2 Grondstof voor de productie van drinkwater

2.1 Typen grondstof

In de voetnoot bij Tabel 1 van Bijlage A van het Drinkwaterbesluit (IenW, 2011) staat aangegeven dat een risicoanalyse moet worden uitgevoerd. Deze moet worden gebaseerd op metingen van pathogene micro-organismen in de grondstof en de verwijdering in de zuivering. In deze voetnoot wordt aangegeven dat dit geldt voor drinkwaterbedrijven die oppervlaktewater als grondstof gebruiken (oppervlaktewaterbedrijven), bedrijven die gebruik maken van bodempassage als zuiveringsproces (infiltratiebedrijven en oevergrondwaterbedrijven) en kwetsbare grondwaterwinningen.

Voor categorisering van waterwinplaatsen wordt de tweede ABIKOU-indeling van Stuyfzand & Bannink (2003) gehanteerd. De ABIKOU-indeling, die zowel grond- als oppervlaktewaterwinningen beslaat, onderscheidde in eerste instantie de volgende zes hoofdtypen waterbronnen (Stuyfzand, 1996):

- Type A: freatisch grondwater uit zandige watervoerende pakketten (bovenste watervoerend pakket);
- Type B: (semi)spanningswater uit zandige watervoerende pakketten en kalk(zand)steenpakketten (dieper watervoerend pakket);
- Type I: kunstmatig of natuurlijk geïnfilterd oppervlaktewater, eventueel na een voorzuivering. Dit kan gebiedseigen oppervlaktewater zijn of afkomstig van Rijn en Maas;
- Type K: freatisch grondwater uit kalksteen of mergel;
- Type O: direct gezuiverd oppervlaktewater, voornamelijk uit Rijn en Maas na verblijf in een spaarbekken;
- Type U: oeverfiltraat of oevergrondwater.

VEWIN onderzoek naar de kwetsbaarheid van waterwinningen heeft vervolgens geleid tot aanscherping van deze hoofdindeling. De zes hoofdtypen zijn onderverdeeld in twee subtypen conform Tabel 2.1 (Stuyfzand & Bannink, 2003): minder bescherming (X) en meer bescherming (X2) van de waterwinning tegen verontreinigingen vanaf maaiveld of via oppervlaktewater. De onderverdeling van de hoofdtypen berust op:

- De beschermende werking van een slecht doorlatende laag in het geval van de winning van grondwater (hoofdtypen A, B, K).
- De wijze van terugwinning bij infiltratiewinningen (hoofdtype I). Subtype I betreft gesloten winning via drains of winputten. Bij subtype I2 gaat het om open winning via kanalen, of gesloten winning in combinatie met een eindstandige open verzamelkom.
- De wijze van inname bij oppervlaktewaterwinningen (hoofdtype O). Subtype O omvat direct ingenomen oppervlaktewater. Bij subtype O2 gaat het om oppervlaktewater na verblijf in bekken(s), eventueel inclusief zuiveringsstap zoals ontharding of defosfatering.

Over het algemeen categoriseren Nederlandse drinkwaterbedrijven hun waterwinplaatsen volgens de hiervoor beschreven ABIKOU-indeling van Stuyfzand & Bannink (2003). Combinatie van voetnoot 1 bij Tabel 1 in Bijlage A van het Drinkwaterbesluit met deze indeling geeft aan dat in ieder geval voor waterwinplaatsen van hoofdtypen type I, O en U een risicoanalyse moet worden uitgevoerd, zie hiervoor Hoofdstuk 4. De noodzaak voor het uitvoeren van een risicoanalyse voor grondwaterwinplaatsen van hoofdtypen A, B en K worden beschreven in Hoofdstuk 5.

Tabel 2.1. Verdeling van waterwinplaatsen in zes ABIKOU-hoofdtypen en twee subtypen per hoofdtype o.b.v. minder (X) en meer (X2) bescherming tegen verontreinigingen vanaf maaiveld of via open water (Stuyfzand, 1996; Stuyfzand & Bannink, 2003).

TYPE	Ondiep, Freatisch Grondwater		Diep, Spannings Grondwater		Infiltraat (kunstmatig)		Kalksteen Grondwater		Oppervlaktewater		Oevergrondwater	
	A	A2	B	B2	I	I2	K	K2	O	O2	U	U2
Kenmerken CSDP = w eerstand Slecht- Doorlatend Pakket	CSDP < 250 d	CSDP > 250 d	CSDP < 2500 d	CSDP > 2500 d	Gesloten terugwinning	Open terugwinning	CSDP < 250 d	CSDP > 2500 d	Direct ingenomen oppervlaktewater	Oppervlaktewater na verblijf in spaarbekken	CSDP < 250 d	CSDP > 250 d
Leeftijd water (jaar)	2 - 200		20 - 25000		0,1 - 10		2 - 200		0 - 1		1 - 50	

2.2 De kwaliteit van de grondstof

2.2.1 Oppervlaktewater

In de EU Kaderrichtlijn Water (KRW) (EU, 2000) is het beleidsvoornemen opgenomen om te streven naar het beschermen, verbeteren en herstellen van de oppervlaktewaterkwaliteit van waaruit betrouwbaar drinkwater kan worden bereid. Oppervlaktewater in Nederland is in meer of mindere mate verontreinigd door lozingen van gezuiverd afvalwater, riooloverstorten, afspoeling van mest van landbouwhuisdieren en inbreng van fecaal materiaal van de natuurlijke fauna. Omdat Nederland in het onderste deel van het stroomgebied van Rijn en Maas ligt, speelt ook "import" van verontreinigingen die in de landen bovenstrooms zijn ingebracht een belangrijke rol. Voor enterovirussen, *Cryptosporidium* en *Giardia* is berekend dat "import" de grootste bijdrage levert aan de verontreinigingsgraad van Nederlands oppervlaktewater bij drinkwaterinnamepunten (Schijven *et al.*, 1995; Medema *et al.*, 2000). Verbetering van de microbiologische kwaliteit van Nederlands oppervlaktewater is een taak die primair bij de Nederlandse overheid ligt, maar die niet los kan worden gezien van maatregelen bovenstrooms. In de huidige KRW wordt deze stroomgebied benadering ook voorgeschreven; deze richtlijn richt zich echter niet op microbiologische, maar de ecologische en chemische waterkwaliteit (EU, 2000).

2.2.2 Grondwater

Om de kwaliteit van de grondstof te beschermen wordt gewerkt met verschillende beschermingszones waar beperkingen of verboden gelden voor bodembedreigende activiteiten. De beschermingszones worden aangewezen door de provincies op grond van de Wet milieubeheer (IenW, 2019). Voor iedere beschermingszone zijn regels opgenomen die activiteiten in die beschermingszone nader reguleren of verbieden. Deze regels kunnen per provincie verschillend zijn.

Beschermingszones

In de Provinciale milieuverordening of omgevingsverordening zijn twee of drie typen grondwaterbeschermingszones gedefinieerd. Het betreft waterwingebieden, grondwaterbeschermingsgebieden en eventueel boringsvrije zones. Elke beschermingszone heeft een eigen beschermingsniveau.

Waterwingebieden

De waterwingebieden zijn de meest kwetsbare zones van de beschermingsgebieden, waarin het beschermingsniveau het hoogst is. Dit zijn de zones direct rondom de winputten of bronnen, ook wel

de 60-dagen zone of 100-dagen zone bij kalksteen genoemd. Alleen activiteiten in het kader van de grondwaterwinning/drinkwatervoorziening zijn hier toegestaan.

Grondwaterbeschermingsgebieden

Het grondwaterbeschermingsgebied is een bufferzone rondom het waterwingebied. Hier is het beschermingsniveau iets lager dan in een waterwingebied, er gelden minder verboden. Op basis van geohydrologische opbouw van de ondergrond wordt onderscheid gemaakt tussen kwetsbare en zeer kwetsbare gebieden. Voor de (zeer) kwetsbare grondwaterbeschermingsgebieden is een 25-jaarszone aangewezen. De kwetsbaarheid van enkele grondwaterbeschermingsgebieden is dermate groot dat deze ook nog zijn omgeven door een 100-jaars zone. De 25-jaars en 100-jaars zone betekent dat een druppel grondwater die zich op de buitengrens van de 25- of 100-jaarszone bevindt, er respectievelijk 25 of 100 jaar over doet om in de bron te komen. Deze 25- en 100-jaars zones zijn niet van toepassing voor microbiologische verontreinigingen, vanwege de lange transportperiode. Voor microbiologische verontreinigingen geldt een kleinere zone (veiligheidszone). Voor de grondwaterbeschermingsgebieden gelden verbodsbepalingen voor milieubelastende bedrijven (inrichtingen) en activiteiten. Daarnaast zijn er instructies opgenomen ten behoeve van de milieuvergunning (omgevingsvergunning) voor bedrijven. Verder zijn er regels opgenomen voor niet-vergunningplichtige bedrijven, zoals de regel om bodembeschermende voorzieningen te treffen. Ten slotte zijn verbodsbepalingen voor specifieke handelingen en stoffen, zoals het verbod op het oprichten van boorputten, leggen van bepaalde buisleidingen, het oprichten van bodemenergiesystemen en het op of in de bodem brengen van sommige meststoffen.

Boringsvrije zones

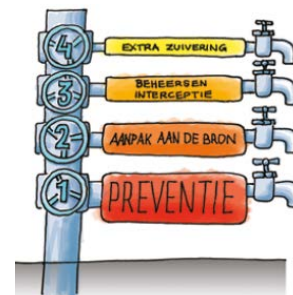
Rondom een waterwingebied of grondwaterbeschermingsgebied is veelal nog een boringsvrije zone opgenomen. In boringsvrije zones mogen de diep gelegen aaneengesloten kleilagen niet doorboord worden. Daarom kan bijvoorbeeld het hebben van een boorput, het realiseren van grond- of funderingswerken of het dieper graven dan een x-aantal meter verboden zijn binnen de boringsvrije zone. Echter niet alle provincies hebben boringsvrije zones ingesteld.

2.3 Basisregel: kies de meest geschikte grondstof die beschikbaar is

Al sinds het begin van de openbare drinkwatervoorziening in Nederland is de basisregel voor veilige drinkwatervoorziening de keuze voor de best beschermde grondstof die voorhanden is. Dat heeft geleid tot het gebruik van goed beschermd grondwater in het grootste deel van het land en ook tot de uitgebreide inzet van onze zanderige bodem als effectieve barrière tegen micro-organismen. Bij de aanleg van nieuwe drinkwaterbedrijven moet deze basisregel worden gevolgd, zoals weergegeven in de preventieladder uit de Beleidsnota drinkwater (zie tekstkader 2.1). Omgekeerd moet ook bij de aanleg van potentiële verontreinigingsbronnen (afvalwaterzuiveringsinstallaties, overstorten, mestopslag en lozingen, mestverwerkende bedrijven, boerderijen e.d.) rekening worden gehouden met deze basisregel. Voor grondwaterwinningen is deze systematiek gespecificeerd in de beschermingszones van de waterwingebieden (Commissie Bescherming Waterwingebieden, 1980). Winning van oppervlaktewater vindt vooral plaats vanuit de Rijn en de Maas of oppervlaktewater dat door deze rivieren wordt beïnvloed. Dergelijk oppervlaktewater is altijd fecaal verontreinigd door een combinatie van bovengenoemde bronnen. Dit geldt overigens voor het meeste Nederlandse oppervlaktewater. Ook in een dergelijke situatie is de basisregel van belang en kan een drinkwaterbedrijf bij de keuze van de winlocatie rekening houden met de aanwezigheid van verontreinigingsbronnen die de microbiologische kwaliteit van het in te nemen water negatief kunnen beïnvloeden. Hier zijn vooral bronnen die piekverontreinigingen zouden kunnen veroorzaken van belang (riooloverstorten, polderuitslagwater e.d.). Om een indruk te krijgen van de mate waarin oppervlaktewater fecaal verontreinigd is en het optreden van piekverontreinigingen zijn meetgegevens van *E. coli* waardevol. Hoe hoger de concentratie *E. coli*, hoe sterker de mate van fecale verontreiniging en des te meer zuivering nodig is om veilig drinkwater te maken.

Ten behoeve van een duurzame veiligstelling van de drinkwatervoorziening introduceert het rijk hier de ‘preventieladder’, die zal worden gehanteerd bij het bepalen van te nemen maatregelen gericht op bescherming van de bronnen:

- Voorkomen dat verontreinigingen of risico’s ontstaan (preventie);
- Voorkomen dat verontreinigingen in het milieu terechtkomen en zich daar kunnen verspreiden (aanpak aan de bron);
- Voorkomen dat milieuverontreinigingen de innamepunten bij drinkwaterbronnen bereiken (beheersen, interceptie);
- Verontreiniging eruit halen (extra zuivering), bijmengen van water van elders, stopzetten of realoceren van winningen. Indien mogelijk: deze extra zuivering op termijn weer af bouwen door in te blijven zetten op adequate maatregelen eerder in de keten.



Er zijn veel studies geweest naar de mogelijkheid om indicatororganismen te gebruiken om de concentratie pathogene micro-organismen te voorspellen. In oppervlaktewater neemt met toenemende concentratie *E. coli* de kans op aantreffen van de indexpathogenen toe, maar de concentratie indexpathogenen is niet te voorspellen uit de concentratie *E. coli* (WHO, 2017, pagina 37 en Tabel 7.6). Zowel pathogenen als indicatoren zijn in hogere concentraties aanwezig in rioolwater dan in ontvangend oppervlaktewater en in dit water zijn beide weer meer aanwezig dan in water dat niet door rioolozingen wordt belast. Naast microbiologische meetgegevens is een analyse van de aanwezigheid van verontreinigingsbronnen in het nabije stroomgebied en de ontwikkelingen daarin voor een drinkwaterbedrijf essentieel om de bedreigingen van de grondstofkwaliteit te leren kennen en daarop te kunnen anticiperen (zie ook gebiedsdossiers, beleidsnota Drinkwater (IenW, 2014)).

Pathogeenmetingen zelf zijn een kostbaar en bewerkelijk instrument om zicht te krijgen op de kortdurende variaties. In veel studies zijn metingen aan pathogenen daarom gekoppeld aan metingen van andere waterkwaliteitsparameters. Voorbeelden daarvan zijn indicatorbacteriën zoals *E. coli*, bacteriofagen en sporen van sulfiet reducerende Clostridia (SSRC); maar ook fysische of chemische parameters zoals afvoer, troebelheid en (voor grondwater) plotseling stijgende nitraatgehaltes. Het optreden van pieken van fecale indicatoren hoeft niet direct te betekenen dat ook daadwerkelijk pieken van pathogenen optreden, maar een piek van deze parameters is wel een reden om nader onderzoek te doen naar deze situaties. Kwaliteitsparameters zijn dus een instrument om de variatie in de grondstofkwaliteit te leren kennen en daarmee de dure, tijdrovende en complexe pathogeenmetingen zo efficiënt mogelijk in te zetten.

2.4 Keuze pathogene micro-organismen

Zoals in hoofdstuk 1 is aangegeven staat in Tabel 1 van Bijlage A van het Drinkwaterbesluit opgenomen dat een risicoanalyse moet worden uitgevoerd voor *Cryptosporidium*, *Giardia*, (entero)virusen en *Campylobacter*. Dit is een uitwerking van de algemene eis dat drinkwater microbiologisch veilig moet zijn. Daarnaast is aangegeven dat deze eis in principe ook voor andere pathogene micro-organismen geldt. Daarom wordt hier ingegaan op de achtergronden van en criteria voor de keuze van de genoemde micro-organismen. Deze achtergronden en criteria zijn van belang als zich een nieuw ziekteverwekkend micro-organisme aandient en moet worden vastgesteld of hiervoor een risicoanalyse zou moeten worden uitgevoerd. In de Drinkwaterwet (IenW, 2009) staat dat micro-organismen krachtens artikel 21, eerste lid, en artikel 25 niet in een zodanige concentratie in drinkwater mogen voorkomen dat nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen ontstaan. Dit is een algemene eis die in principe geldt voor alle wateroverdraagbare ziekteverwekkers. Aangezien het onmogelijk zal zijn alle micro-organismen die via water een mogelijk gezondheidsrisico opleveren in een meetprogramma op te nemen, moeten weloverwogen keuzen gemaakt worden.

De pathogene micro-organismen onderscheiden zich voor wat betreft epidemiologische, fysische en praktische kenmerken. Een aantal van deze kenmerken zijn toegepast om deze pathogene micro-

organismen wel of niet mee te nemen in het meetprogramma van het Drinkwaterbesluit. In Tabel 2 worden criteria opgesomd en geprioriteerd waarop de keuze van pathogenen is gebaseerd. De belangrijkste criteria zijn de mate van optreden in de populatie en de ernst van de infectieziekte. Vervolgens was de mogelijkheid tot preventie en/ of behandeling van de infectie van belang. Dit heeft geleid tot de voorgeschreven risicoanalyse voor de microbiologische parameters (indexpathogenen) zoals weergegeven in Tabel 2.2.

Tabel 2.2. Criteria voor en prioritering van de keuze van pathogene micro-organismen.

Aard	Criterium
Omvang gezondheidsrisico	Mate van voorkomen in de populatie
	Ernst ziektebeeld
	Mogelijkheden tot preventie/ behandeling
	Epidemisch / endemisch optreden
Waarschijnlijk overdraagbaar via drinkwater	Optreden epidemieën via drinkwater
	Aandeel van drinkwater als transmissieroute t.o.v. andere routes
	Voorkomen en afsterving/inactivatie in riool- en oppervlaktewater
Kwantitatieve risicoanalyse voldoende betrouwbaar uit te voeren	Dosisresponsrelatie beschikbaar
	Analysemethoden pathogenen in grondstof zijn aanwezig en van voldoende kwaliteit. De reproduceerbaarheid, specificiteit, selectiviteit en het rendement zijn bekend. De methoden zijn zoveel mogelijk gericht op detectie van infectieuze micro-organismen en mens-pathogene soorten.
	Analysemethoden zuivering zijn aanwezig en van voldoende kwaliteit. De representativiteit van indicatorparameters voor de verwijdering van pathogenen is bekend of tenminste waarschijnlijk.

De basisfilosofie voor de selectie van pathogenen waarvoor de risicoanalyse moet worden uitgevoerd is dat met deze selectie ook het risico voor overige pathogenen is geborgd. Met andere woorden, dat als de risicoanalyse aangeeft dat het drinkwater veilig is voor de geselecteerde pathogenen, het drinkwater ook voor de overige pathogenen veilig is. Daarmee hebben de geselecteerde pathogenen een indexfunctie. Gezien de verschillende kenmerken van pathogene bacteriën, virussen en protozoa is uit elk van deze groepen minimaal één indexpathogeen geselecteerd. Van de in Tabel 1 van bijlage A van het Drinkwaterbesluit (IenW, 2011) genoemde indexpathogenen zijn *Cryptosporidium* en *Giardia* beide indexpathogeen voor parasitaire protozoa, enterovirussen zijn indexpathogeen voor virussen en *Campylobacter* is een indexpathogeen voor bacteriën (Tabel 2.3). Verder wordt in Noot 1 van Tabel 1 van Bijlage A van het Drinkwaterbesluit aangegeven dat de toetsing aan de grenswaarde voor het infectierisico in principe ook geldt voor andere pathogene micro-organismen. De vier indexpathogenen zijn dus het uitgangspunt voor de risicoanalyse, tenzij er aanwijzingen zijn dat er specifieke andere pathogene micro-organismen een risico vormen. Afhankelijk van de situatie kan in overleg met de ILT-inspecteur voor individuele gevallen een uitzondering worden gemaakt, bijvoorbeeld adenovirus als indexpathogeen bij UV-desinfectie in plaats van enterovirus. Houd bij de keuze van een toegevoegd indexpathogeen rekening met detectie van infectieuze deeltjes, dosisresponsrelatie en indicator-organisme voor het bepalen van de verwijdering bij zuiveringsprocessen (Teunis *et al.*, 2016, Schijven *et al.*, 2019).

Tabel 2.3. Groepen micro-organismen met voorgestelde indexpathogenen.

Bacteriën	Parasitaire protozoa	Virussen
<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i> en <i>Giardia</i>	Enterovirussen

2.4.1 Meetmethoden

Voor het onderzoek wordt gebruik gemaakt van standaardmethoden die staan beschreven in Bijlage 4 van de Drinkwaterregeling of een eigen geaccrediteerde methode die gelijkwaardig is aan of beter is dan een standaardmethode ter beoordeling aan ILT. In deze bijlage staan (entero)virussen genoemd, met een verwijzing naar noot 2, die beschrijft dat de methode in overleg met de Inspecteur dient te worden bepaald. Enterovirussen worden bepaald zoals is voorgeschreven in de internationale norm

NEN-EN 14486:2005; 'Water - Detectie van humane enterovirussen door "monolayer plaque assay"'.
Voor *Cryptosporidium* en *Giardia* wordt verwezen naar NEN-ISO 15553: 2006.

Campylobacter staat niet vermeld in Bijlage 4 van de Drinkwaterregeling. *Campylobacter* wordt bepaald zoals is voorgeschreven in NEN 6269:1996; 'Bacteriologisch onderzoek van water - Onderzoek naar de aanwezigheid en/of het meest waarschijnlijke aantal van thermofiele *Campylobacter*-bacteriën' en ISO 17995, 1st edition 2005-06-15; 'Water - Detectie en telling van thermotolerante *Campylobacter* species'. Voor het onderzoek naar *Campylobacter* mag naast de genoemde standaardmethoden ook een eigen geaccrediteerde methode die gelijkwaardig (of beter) is aan (dan) een standaardmethoden gebruikt worden .

3 Kwantitatieve Risicoanalyses

Een kwantitatieve risicoanalyse is opgebouwd uit enkele algemene stappen, die in dit hoofdstuk worden beschreven. In de volgende hoofdstukken zal specifiek worden ingegaan op de uitvoering van risicoanalyses voor drinkwater met oppervlaktewater (IOU) en grondwater (ABK) als bron.

3.1 Stap 1: Beschrijving van winning en zuivering

Maak een goede beschrijving van de winning en het zuiveringssysteem. Beschrijf van de winning en alle processen in de zuivering de belangrijkste kenmerken over ontwerp en bedrijfsvoering. Hierbij moet worden vastgelegd hoe een juiste werking van de winning en zuiveringsstappen wordt geborgd. Dit kan gedaan worden door voor de relevante procesonderdelen aan te geven welke procesparameters en resultaatparameters essentieel zijn voor een goede werking van de zuiveringstap.

Procesparameters zijn parameters voor een procesonderdeel waarbij vooraf een waarde wordt ingesteld. Als de waarde binnen de vooraf opgegeven specificaties van het procesonderdeel blijft wordt er van uitgegaan dat de zuiveringsstap voldoet. Voorbeelden van procesparameters zijn doseerhoeveelheden bij desinfectie zoals chloordioxide, ozon of UV-licht.

Resultaatparameters zijn parameters voor een procesonderdeel waarbij door middel van het resultaat van controlemetingen, veelal online, de juiste werking van de zuiveringstap wordt bewaakt. Als de waarde binnen de vooraf opgegeven specificaties van het procesonderdeel blijft wordt er van uitgegaan dat de zuiveringsstap voldoet. Voorbeelden van resultaatparameters zijn de troebelingsgraad bij filtratie, het restozongehalte bij desinfectie en het aantal deeltjes bij membraanfiltratie.

Voor de zuiveringstappen waarbij een controle plaatsvindt door middel van procesparameter en/of resultaatparameters moet worden beschreven hoe de bedrijfsvoering bij overschrijding of onderschrijding van de specificaties wordt aangepast. Indien de bedrijfsvoering bij overschrijding of onderschrijding van de specificaties niet wordt aangepast moet worden onderzocht of in die periode metingen naar de effectiviteit van de verwijdering van pathogenen zijn uitgevoerd. Is dat zo, dan moet beoordeeld worden of de verwijdering van pathogenen is veranderd. Hiermee kan eenduidig worden vastgesteld of de zuiveringsstap en daarmee het zuiveringssysteem veilig en robuust genoeg is. In de AMVD wordt vermeld waar dit is vastgelegd, hoe vaak het voorkwam en hoe lang het duurde.

3.2 Stap 2: Kennis van de bron

De bron voor drinkwater uit oppervlaktewater is het laatste open water vooraf aan de drinkwaterzuivering. Voor deze bron is een meetprogramma van toepassing voor het bepalen van de concentraties indexpathogenen. Dit programma wordt in paragraaf 4.1 beschreven. Voor drinkwater met grondwater als bron is er geen meetprogramma noodzakelijk indien het waterwingebied groter dan of gelijk is aan de veiligheidszone (5.3.9). Indien het waterwingebied kleiner is dan de veiligheidszone is een meetprogramma noodzakelijk waarbij grondwater geanalyseerd wordt op somatische colifagen (5.3.10).

3.3 Stap 3: Kennis effectiviteit zuivering

Verzamel informatie over de effectiviteit van zuiveringsprocessen in de literatuur (EPA, 2003, LeChevallier & Au, 2004; Hijnen *et al.*, 2004, Smeets 2017). Stel op basis hiervan vast voor welke zuiveringsprocessen informatie over de effectiviteit beschikbaar is en kan worden gebruikt voor de risicoanalyse. Voor de overige processen wordt aangenomen dat de eliminatie van micro-organismen verwaarloosbaar is. Het heeft de voorkeur om kennis over de effectiviteit van de zuivering te baseren op locatie specifieke informatie (zie 3.2.1 metingen praktijkschaal). Indien het niet mogelijk is om op locatie betrouwbare informatie te verzamelen, bijvoorbeeld door een lage concentratie van indicatororganismen, is aanvullend onderzoek noodzakelijk. Bijvoorbeeld in het geval van grondwaterwinningen is het verkrijgen van betrouwbare resultaten over de zuivering door bodempassage van indexpathogenen meestal niet mogelijk en zijn beperkte resultaten beschikbaar over indicatororganismen. Aanvullend onderzoek kan gebeuren door middel van proefinstallatieonderzoek (3.2.2), laboratoriumonderzoek (3.2.3) of literatuuronderzoek (3.2.4).

3.3.1 Metingen praktijkschaal

De effectiviteit van de eerste stappen in de zuivering is in veel gevallen niet vast te stellen met metingen van pathogenen, maar wel met metingen van indicatororganismen. In de afgelopen jaren is in Nederland veel onderzoek uitgevoerd naar het gebruik van bedrijfsmetingen aan indicatorbacteriën (voornamelijk *E. coli*) en sporen (SSRC) voor en na zuiveringsprocessen (Hijnen *et al.*, 2000^{a,b}). Eliminatie van *E. coli* kan worden gebruikt als model voor de eliminatie van pathogene bacteriën, zoals *Campylobacter*; verwijdering van SSRC zou afhankelijk van het zuiveringsproces gebruikt kunnen worden als model voor de eliminatie van resistente pathogenen, zoals *Cryptosporidium*. Bij het gebruik van grotere volumes voor de analyse van deze indicatororganismen is een beeld te verkrijgen van de effectiviteit van de eerste stappen van de zuivering voor bacteriën en protozoa (Hijnen *et al.*, 2000^b). Als bij benadering de efficiëntie van de zuivering bekend is, moeten de volumes die zowel voor als na de zuivering worden onderzocht, voor zover mogelijk, worden aangepast zodat de te verwachte verwijdering van micro-organismen ook daadwerkelijk kan worden aangetoond. Voor eliminatie van virussen is gebleken dat *E. coli* en SSRC weinig waardevolle informatie geven. Uit onderzoeksprojecten uitgevoerd bij een aantal drinkwaterbedrijven naar de verwijdering van bacteriofagen (F-specifieke RNA fagen en somatische colifagen, ook in grote volumes) is gebleken dat deze wel bruikbaar zijn als indicatororganismen voor viruseliminatie (Havelaar *et al.*, 1995).

In Tabel 3.1 zijn de indicatororganismen weergegeven die in de literatuur het meest gebruikt worden voor het beschrijven van de zuivering. Deze micro-organismen zijn echter niet voor elk zuiveringsproces geschikt als indicator. Zo is SSRC niet geschikt als indicator voor verwijdering van *Cryptosporidium* en *Giardia* door zandfiltratie, in verband met persistentie in het zandfilter (Hijnen *et al.*, 2007), of inactivatie met UV-desinfectie. Daarnaast kunnen hulpstoffen van natuurlijke oorsprong die gebruikt worden bij de drinkwaterproductie, zoals entzand en calciëet, SSRC bevatten. Indien beschikbaar kan een geschiktere microbiologische indicator worden gebruikt. Indien ook dit niet mogelijk is, bijvoorbeeld als het één van de laatste stappen van de zuivering betreft, kan gebruik gemaakt worden van fysische en/of chemische kenmerken, bijvoorbeeld deeltjestelling bij ultrafiltratie.

Tabel 3.1 Indicatororganismen voor het beschrijven van de zuivering voor de indexpathogenen met tussen haakjes de voorgeschreven analysemethode.

	Bacteriën	Parasitaire protozoa	Virussen
Indexpathoog	<i>Campylobacter</i>	<i>Cryptosporidium</i> en <i>Giardia</i>	<i>Enterovirussen</i>
Indicatororganisme	<i>E. coli</i> (NEN-EN-ISO 9308-1*, 9308-2 en 9308-3)	Sporen van Sulfietreducerende <i>Clostridium perfringens</i> (NEN-EN-ISO 14189:2016)	Somatische colifagen (NEN-EN-ISO 10705-2:2001) en/of F+ RNA fagen (NEN-EN-ISO 10705-1:2001)

* De in Nederland gebruikte gelijkwaardige methode voor *E. coli* (NEN-EN-ISO 9308-1) is door de EU goedgekeurd

Een gevoeliger meetprogramma (voldoende meetfrequentie, volumes) waarin ook bacteriofagen en bacteriën in grote volumes worden gemeten geeft betere informatie over de effectiviteit van de zuiveringsprocessen ten aanzien van alle micro-organismen, inclusief de virussen. Of somatische colifagen of F+ RNA fagen gebruikt worden als indicatororganisme is situatie afhankelijk. Indien

natuurlijk aanwezige bacteriofagen gebruikt worden voor het vaststellen van de efficiëntie van de zuivering zullen vaak somatische colifagen gebruikt worden, omdat deze in hogere concentraties aanwezig zijn. Op laboratoriumschaal wordt vaak gekozen voor F+ RNA fagen omdat deze wat eigenschappen betreft meer lijken op enterovirussen dan somatische colifagen.

3.3.2 Dosereren van indicatororganismen

Vanzelfsprekend kan in een drinkwaterzuivering of -winning niet worden gewerkt met pathogene micro-organismen. Wel zijn er voorbeelden van dosering van indicatororganismen op praktijkschaal, zoals het onderzoek naar de verwijdering van bacteriofagen bij duininfiltratie in Castricum (Schijven *et al.*, 1999; Hoogenboezem *et al.*, 1999). Daarbij zijn de indicatororganismen toegevoegd aan het water voor het "zuiveringsproces" en is de verwijdering als functie van de reistijd/-afstand gemeten. Voordeel van dergelijk onderzoek is dat gemeten wordt in de praktijksituatie en dat door de dosering voldoende gevoeligheid te realiseren is en de analysemethoden relatief betrouwbaar zijn.

3.3.3 Proefinstallatieonderzoek

Proefinstallatie-onderzoek is minder representatief voor de praktijk dan metingen op praktijkschaal. Oorzaken kunnen zijn schaaffecten en het feit dat een proefinstallatie doorgaans niet zo lang functioneert als een praktijkzuivering. Toch kan dergelijk onderzoek een goed beeld geven van de effectiviteit van een zuiveringsproces op praktijkschaal, zeker als de proefinstallatie zodanig is ontworpen dat zij vergelijkbare karakteristieken heeft als het proces op praktijkschaal. Voordelen van proefinstallatieonderzoek:

- Meten van de eliminatie van de indexpathogenen (door dosering). Als dat wordt gecombineerd met metingen aan indicatororganismen ontstaat een beeld over de vertaalbaarheid van gegevens van indicatororganismen naar pathogenen. Als op praktijkschaal metingen aan deze indicatororganismen mogelijk zijn, kunnen die gebruikt worden om te verifiëren dat het proefinstallatie-onderzoek representatief is voor de praktijk.
- Mogelijkheid om de invloed van procesfactoren en waterkwaliteit op de effectiviteit van het zuiveringsproces te bepalen. Dat geeft zowel informatie voor de optimalisatie van de procesbeheersing als voor de variabiliteit van de effectiviteit voor de risicoanalyse. Het is zelfs mogelijk risicoscenario's in de proefinstallatie aan te brengen en te zien wat hun invloed is op de effectiviteit van het proces.

Voor vertaling van de resultaten van proefinstallatie-onderzoek naar de praktijk is kennis nodig over de factoren die de effectiviteit bepalen. Schaaffecten moeten worden voorkomen, discontinuïteiten in watertoevoer en zuivering moeten representatief zijn of kunnen worden gesimuleerd. Ook is de gevoeligheid van micro-organismen die op het laboratorium zijn gekweekt niet identiek aan de gevoeligheid van dezelfde micro-organismen in de praktijk. Micro-organismen in het milieu zijn vaak minder gevoelig voor desinfectie. Aannames en onzekerheden dienen te worden vastgelegd. Informatie is evenwel niet altijd beschikbaar.

3.3.4 Laboratoriumonderzoek

Dit onderzoek staat het verst af van de praktijk, maar is het best te beheersen. Het levert gedetailleerde kennis op over het effect van zuiveringsprocessen op micro-organismen en de invloed van procescondities en waterkwaliteit daarop. Het onderzoek is relatief goedkoop en de analysemethoden voor pathogenen leveren in laboratoriumonderzoek veelal betrouwbare gegevens over de verwijdering van micro-organismen onder de gecontroleerde laboratoriumcondities.

Vertaling van laboratoriumonderzoek naar de praktijk vereist een gedegen kennis van de invloed van verschillende factoren op de effectiviteit, gebundeld in de vorm van een procesmodel. Hier kunnen schaaffecten ook een rol spelen. Het bekendste voorbeeld is het gebruik van CT (concentratie en contacttijd) modellen voor chemische desinfectie. De ervaring is dat rechtstreekse vertaling van labonderzoek naar de praktijk in veel gevallen tot een overschatting van de effectiviteit van het proces in de praktijk kan leiden. Bijvoorbeeld:

- kortsluitstroming in de contactruimtes bij desinfectieprocessen (zowel chemisch als fysisch) kan betekenen dat een deel van de micro-organismen aan een dosis worden blootgesteld die veel lager ligt dan de gemiddelde dosis.

- gevoeligheid van micro-organismen die op het laboratorium zijn gekweekt is niet identiek aan de gevoeligheid van dezelfde micro-organismen in de praktijk. Micro-organismen in het milieu zijn vaak minder gevoelig voor desinfectie.

Vertaling van laboratoriumonderzoek naar de praktijk zonder voldoende kennis van deze factoren kan leiden tot een overschatting van de verwijderingsefficiëntie op praktijkschaal.

3.3.5 Literatuuronderzoek

Wetenschappelijke literatuur is een belangrijke bron van informatie over de effectiviteit van zuiveringsprocessen, waarin informatie kan worden gevonden over wat in grote lijnen van een zuiveringsproces te verwachten is voor de verwijdering van de verschillende pathogenen en welke factoren de effectiviteit van de zuivering beïnvloeden (Hijnen *et al.*, 2004). Literatuuronderzoek is meestal niet rechtstreeks te vertalen naar de effectiviteit van een zuiveringsproces op praktijkschaal, omdat de effectiviteit van zuiveringsprocessen sterk afhankelijk is van ontwerp, bedrijfsvoering en locatie specifieke factoren (waterkwaliteit, voorzuivering).

Om literatuurgegevens eenvoudig toegankelijk te maken ontwikkelt KWR op dit moment, in samenwerking met RIVM en de drinkwaterbedrijven, een referentiedocument waarin beschikbare kennis over de effectiviteit van zuiveringsprocessen voor de verwijdering of inactivatie van (pathogene) micro-organismen bijeen wordt gebracht (Smeets, 2018). Doel van dit document is om op eenduidige en transparante wijze de effectiviteit van processen te schatten voor toepassing in de AMVD. Ook nieuwe kennis die beschikbaar komt wordt opgenomen in het referentiedocument, zo kunnen drinkwaterbedrijven steeds de meest recente kennis toepassen op een eenduidige en transparante wijze (Smeets, 2017).

3.4 Stap 4: Vertaling van de informatie voor de risicoanalyse

Om de risicoanalyse te kunnen uitvoeren moet de informatie worden omgezet naar een kwantitatieve beschrijving van de effectiviteit van de zuiveringsprocessen voor de indexpathogenen. Voor vertaling van gegevens over de eliminatie van indicatororganismen naar de eliminatie van indexpathogenen moeten gegevens onder dezelfde experimentele condities worden verzameld over de relatie tussen de eliminatie van indicatororganisme en indexpathogeen. Dit zal in veel gevallen afkomstig zijn uit de literatuur, of als dat ontbreekt, uit gericht onderzoek.

Voor vertaling van gegevens op proefinstallatie- of laboratoriumschaal is de relatie tussen proefinstallatie en praktijk, of laboratoriumschaal en praktijk nodig. Dit vereist informatie over de factoren die de effectiviteit van het proces op praktijk- en laboratoriumschaal beïnvloeden. Voor vertaling van literatuurgegevens naar de praktijk kan voor een beperkt aantal zuiveringsprocessen de webtool van het Referentiedocument AMVD (Smeets *et al.*, 2018) worden gebruikt, waarmee, na selectie van de voorgeschreven organismen en condities, een vergelijking voor de inactivatie van het geselecteerde indexpathogeen wordt gegenereerd. Door bijvoorbeeld de in de praktijk toegepaste en gevalideerde UV dosis, bijvoorbeeld volgens USEPA richtlijnen (2003), in te voeren kan de effectiviteit op basis van de literatuur worden geschat.

Als na een zuiveringstap geen indicatororganismen meer kunnen worden aangetoond kan toch een schatting gemaakt worden van de verwijdering. De onzekerheid over de geschatte verwijdering kan groot zijn, vanwege de onzekerheid over de afwezigheid van indicatororganismen na de zuiveringstap.

Als de verwijdering van een indicatororganisme door een zuiveringstap goed is gekarakteriseerd én als de bedrijfsvoering niet is veranderd, dan zijn voor een nieuwe AMVD niet noodzakelijk nieuwe gegevens nodig, maar de bedrijfsvoering moet dan wel geborgd zijn, bijvoorbeeld door middel van geborgde procesbewaking van de vereiste bedrijfscondities zoals aangegeven in 3.1. Als er wel veranderingen zijn in de bedrijfsvoering, dan moeten deze opgenomen worden in de nieuwe AMVD met nieuwe metingen, of met nieuwe berekeningen als er een procesmodel is. In de AMVD dient altijd aangegeven te worden of oude en/of nieuwe gegevens zijn gebruikt evenals onderbouwing van gemaakte keuzes.

Om te voldoen aan de risicoanalyse voor pathogene bacteriën worden *E. coli*-metingen gebruikt als indicator voor de verwijdering van pathogene bacteriën. De *E. coli*-metingen moeten daarom in elk

geval altijd beschikbaar zijn en moeten óók worden gerapporteerd in een risicoschatting. Indien er ook *Campylobacter*-metingen zijn voor een zuivering, dan kan additioneel ook een risicoanalyse worden uitgevoerd voor *Campylobacter*. *Campylobacter* is voor de meeste zuiveringsprocessen een minder geschikte indicator voor de verwijdering van pathogene bacteriën, omdat deze minder stabiel is dan veel andere pathogene bacteriën en dus relatief beter verwijderd wordt. Indien van een zuiveringstap metingen voorhanden zijn van zowel *Campylobacter* als *E. coli* en indien de *Campylobacter*-metingen een tenminste even betrouwbare schatting geven van de verwijdering als de *E. coli*-metingen dan mogen de *Campylobacter*-metingen gebruikt worden in de risicoanalyse voor *Campylobacter*. Deze is dan echter niet representatief voor de verwijdering van andere (onbekende) bacteriën. Daarnaast worden met de bepaling van *E. coli* betere kwantitatieve gegevens gegenereerd dan met *Campylobacter*.

Bij het opstellen van de AMVD wordt uitgegaan van een goed werkende zuivering. Een zuivering werkt goed als procesparameters en resultaatparameters laten zien dat de zuivering voldoet aan de vooraf opgegeven kwaliteitseisen (zie hiervoor 3.1 Stap 1). Mocht een zuivering falen tijdens het nemen van een monster, hoeft deze uitslag niet in de AMVD te worden opgenomen als op dat moment geen drinkwater geleverd wordt. Wel dient het falen van de betreffende zuivering benoemd te worden in de AMVD, dit is immers informatie over de robuustheid van het systeem. Ook moet worden beschreven wat voor maatregelen er zijn genomen naar aanleiding van dit falen. Hoewel de monsters genomen tijdens het falen van de zuivering niet in de AMVD behoeven te worden opgenomen, kan een berekening met deze gegevens wel indicatief zijn voor het effect van een falende zuivering op het risico. Deze gegevens mogen daarom wel meegenomen worden in de QMRA.

Voor het toepassen van procesmodellen om de efficiëntie van een zuiveringsstap te schatten dient het volgende te worden gedaan:

1. Verwijs naar de beschrijving van het procesmodel waar staat beschreven hoe het model getest is en voor welk toepassingsgebied (procescondities).
2. Het model wordt toegepast met locatiespecifieke waarden voor de modelparameters.

Een model dat al wordt toegepast en dat daarop is ingericht, kan worden gebruikt om verwijdering te schatten onder andere bedrijfscondities.

4 Drinkwater met Oppervlaktewater als bron (IOU)

4.1 Meetstrategie oppervlaktewater

De meetstrategie moet erop gericht zijn een zo goed mogelijk beeld te krijgen van de concentratie pathogene micro-organismen in de grondstof. Metingen van pathogene micro-organismen zijn duur, tijdrovend en complex. Het is daarom van belang kosten en informatiebehoefte zo efficiënt mogelijk op elkaar af te stemmen. Uit het onderzoek naar pathogene virussen, bacteriën en protozoa in Nederlands oppervlaktewater van de afgelopen decennia komt duidelijk naar voren dat kortdurende piekverontreinigingen voorkomen. Deze pieken zijn vaak het gevolg van klimatologische omstandigheden zoals hevige regenval of dooi. Met het veranderende klimaat wordt verwacht dat in de toekomst neerslagpieken en hoge waterafvoeren in de rivieren (en ook riooloverstorten, overbelasting van AWZI's en afspoeling van mest) maar ook periodes van droogte frequenter voor zullen komen (Commissie Waterbeheer 21^e eeuw, 2000). Ook overstromingen als gevolg van hevige regenval zullen vaker voorkomen. Dit kan tot nog extremere verontreinigingen leiden. De overstromingen kunnen rioolslib en opgeslagen mest meespoelen en leiden tot stroomuitval, leidingbreuk en tot het onder water staan van winmiddelen.

Andere bronnen voor piekverontreiniging zijn het seizoensgebonden voorkomen van watervogels, het seizoensgebonden voorkomen van pathogenen bij de mens (zoals enterovirussen) en van bepaalde pathogenen (zoals *Cryptosporidium*) bij vee, en het optreden van epidemieën van pathogenen bij mens en dier. Deze pieken zijn voor de drinkwaterbedrijven vooral van belang omdat dat momenten zijn wanneer de zuivering relatief zwaar wordt belast. Drinkwaterbedrijven dienen de frequentie en hoogte van piekconcentraties aan pathogene micro-organismen in de grondstof in kaart te brengen en vast te stellen in welke mate de zuivering gedurende dergelijke piekmomenten mogelijk extra wordt belast. Om aanwijzingen te krijgen voor het optreden van dergelijke piekmomenten van zowel indexpathogenen als indicatororganismen dient bij de gemeten concentratie die groter is dan het 95-percentiel van de gammaverdeling over alle metingen verder onderzocht te worden wat de oorzaak was van deze waarde.

4.1.1 Locatie

In het Drinkwaterbesluit is aangegeven dat de eigenaar die gebruik maakt van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater, metingen moet uitvoeren aan pathogene micro-organismen in de grondstof. Voor de risicoanalyse van oppervlaktewaterbedrijven (Type I, O, U) wordt de grondstof gedefinieerd als de laatste plek in het waterproductieproces waar het water onbeschermd in contact is met de omgeving. Pathogene micro-organismen, vertegenwoordigd door de indexpathogenen enterovirussen, *Campylobacter*, *Cryptosporidium* en *Giardia*, moeten gemeten worden in dit laatste open water met als doel de concentraties pathogenen in de grondstof zo goed mogelijk in beeld te krijgen.

4.1.2 Meetprogramma

Om de kwaliteit van de grondstof zo goed mogelijk te kennen, moet het meetprogramma erop gericht zijn om de pathoogconcentratie en de mate van variatie in beeld te krijgen. Voor piekgerelateerde metingen moet het drinkwaterbedrijf een inventarisatie maken van omstandigheden die voor zijn waterwinplaatsen aanleiding kunnen geven tot een piekverontreiniging. Idealiter wordt deze inventarisatie onderbouwd met historische gegevens over het voorkomen van *E. coli* en eventueel andere indicatororganismen voor fecale verontreiniging.

Verder moet bij het opstellen van een meetprogramma voor de verschillende soorten oppervlaktewaterwinningen (IOU) rekening worden gehouden met de kwaliteitsontwikkeling van de

betreffende bron in het verleden en eventuele toekomstige kwaliteitsontwikkelingen. Hiervoor kan informatie worden ingewonnen uit de gebiedsdossiers, omdat deze dossiers feitelijke informatie over het beschouwde gebied bevatten waarmee de problemen en risico's voor de winning zo volledig mogelijk in beeld worden gebracht. In de bijbehorende uitvoeringsprogramma's staan afspraken over uit te voeren maatregelen om deze problemen en risico's aan te pakken of te ondervangen en daarmee de winning duurzaam veilig te stellen. Afhankelijk van de resultaten van eerdere metingen en geschatte infectierisico's kan in samenspraak met ILT een locatiespecifiek meetprogramma worden afgesproken.

Oevergrondwaterwinningen (U) onttrekken ten dele oppervlaktewater dat als zuiveringstap oeverfiltratie heeft ondergaan en ten dele natuurlijk grondwater. Dit water kan nog verder worden gezuiverd. De risicoanalyse is dan ook exact hetzelfde als voor elke oppervlaktewaterwinning, zij het dat er nog een verdunningsfactor van het bijgemengde natuurlijke grondwater mee wordt genomen. De uitgangspunten voor een meetprogramma zijn dan ook hetzelfde als voor elke oppervlaktewaterwinning. Het natuurlijke grondwater wat ook wordt onttrokken moet in voldoende mate tegen andere verontreinigingsbronnen zijn beschermd en de daaraan verbonden risicoanalyse en meetprogramma is die zoals beschreven voor grondwaterwinningen (hoofdstuk 5).

Er zijn situaties waarvoor meetprogramma's kunnen worden aangepast, bijvoorbeeld in het geval van niet één maar vele laatste open wateren voor duininfiltratie (I), of van onverklaarde verontreinigingen elders in het zuiveringstraject, die onafhankelijk zijn van de kwaliteit van de bron, bijvoorbeeld *E. coli* na duininfiltratie. Indien in het laatste open water de concentraties indexpathogenen niet detecteerbaar blijken te zijn in grote volumes kan worden besloten om de meetlocatie "bovenstrooms" te verplaatsen, dat wil zeggen, naar het oppervlaktewater waaruit gewonnen wordt. Vanzelfsprekend moeten dan de processen in de voorzuivering (vooral het bekkenverblijf) als zuiveringstap meegenomen worden in de AMVD.

4.1.3 Te onderzoeken volume water

Er wordt een zodanig monstervolume onderzocht dat de kans op het aantreffen van pathogenen voldoende hoog is om de variatie te kunnen bepalen (zie ook Appendix I). Dat betekent voor sommige locaties dat onderzoek van 10 liter water voldoende is, terwijl voor andere locaties onderzoek van 100 tot maximaal 1000 liter nodig is.

De te onderzoeken volumes hangen samen met de meetfrequentie en zullen in een locatiespecifiek meetprogramma moeten worden afgestemd. Op basis van historische gegevens kan een locatiespecifiek meetprogramma worden opgesteld, rekening houdend met onder andere concentraties en rendementen. Daarnaast kan op basis van historische gegevens geschat worden hoeveel monsters geanalyseerd moeten worden en met welk volume om, indien mogelijk, voldoende positieve analyses te krijgen, om de onzekerheid te minimaliseren. Voor meer informatie zie Appendix I.

Indien geen indexpathogenen worden aangetoond, wordt desondanks verondersteld dat het risico niet nul is, omdat indexpathogenen toch aanwezig kunnen zijn. Wel is in dat geval de onzekerheid over de geschatte concentratie indexpathogenen in het water groot.

4.2 Effectiviteit zuivering

4.2.1 Uitgangspunten zuivering

4.2.1.1 Uitgangspunt 1: stem de zuivering af op de kwaliteit van de grondstof

Een zuivering of waterwinlocatie moet zodanig worden ontworpen, ingericht en bedreven dat zij onder alle omstandigheden veilig drinkwater kan maken. Hoe sterker verontreinigd de grondstof, hoe meer zuivering nodig is om daar veilig drinkwater van te maken. Dit was destijds vastgelegd in de EU-richtlijn 75/440 over het gebruik van oppervlaktewater als bron voor de drinkwaterbereiding (EU, 1975). Deze richtlijn is per 31/12/2007 overgegaan in de KRW (EU, 2000). Daarin wordt op basis van de mate van fecale verontreiniging (gemeten aan het gehalte *E. coli*) beschreven of een relatief eenvoudige of uitgebreidere zuivering moet worden toegepast. Met de invoering van het

Drinkwaterbesluit (2011) is deze basis verbreed omdat de zuivering nu moet worden ontworpen op basis van het gehalte *Cryptosporidium*, *Giardia*, (entero)virussen en *Campylobacter* in de grondstof.

4.2.1.2 *Uitgangspunt 2: gebruik 'multiple barriers'*

Een tweede uitgangspunt is het multiple barrier-principe: pas meerdere zuiveringsstappen (barrières tegen micro-organismen) toe. Periodes of momenten waarop een zuiveringsstap minder goed functioneert worden dan opgevangen door de andere zuiveringsstappen.

De bedoeling van het multiple barrier-principe is om de zuivering robuuster te maken. Als een zuiveringstap faalt dan is er tenminste nog zuivering over. Als een zuivering maar uit één stap bestaat en faalt dan zijn de daaropvolgende risico's groter. Verder zijn zuiveringsstappen vaak niet onafhankelijk van elkaar. Zo zorgt de verwijdering van deeltjes door bijvoorbeeld coagulatie/filtratie ervoor dat UV-desinfectie efficiënter werkt.

Op basis van de kwantitatieve microbiologische risicoschatting is het mogelijk om te bepalen of en in welke mate meer of minder zuivering nodig is om te voldoen aan de risico-eis.

4.2.2 Meetstrategie zuiveringen

Stel vast voor welke processen of combinatie van processen met een verbeterd bedrijfsmeetnet een kwantitatieve beschrijving kan worden gegeven van de verwijdering van indicatororganismen. Stel een meetprogramma op voor de indicatororganismen *E. coli*, SSRC en somatische colifagen waarbij zodanige volumes voor en na het zuiveringsproces worden geanalyseerd dat kwantitatieve informatie wordt verkregen over de verwijdering van deze organismen.

De keuze voor deze indicatororganismen is ingegeven door de huidige stand van de kennis. Daarbij zijn al beperkingen in de bruikbaarheid van deze indicatororganismen bekend. Indien andere indicatororganismen voor een zuiveringsproces aantoonbaar betere informatie opleveren, worden deze bij voorkeur toegepast in plaats van de aangegeven indicatororganismen met toestemming van ILT.

Stel vast van welke zuiveringsprocessen met het bedrijfsmeetnet geen kwantitatieve informatie over de effectiviteit wordt verkregen. Stel vast van welke van die zuiveringsprocessen een significante bijdrage in de eliminatie van micro-organismen verwacht mag worden. Stel voor deze processen een onderzoeksprogramma op om vast te stellen hoe effectief het proces de indexpathogenen of de gelieerde indicatororganismen verwijdert. Doe dit onderzoek onder omstandigheden die de praktijk zo dicht mogelijk benaderen. Stel in het onderzoek ook vast onder welke omstandigheden die in de praktijk voor kunnen komen het zuiveringsproces het minst effectief is.

Als geen locatiespecifieke informatie voorhanden is kan gebruik worden gemaakt van een beschrijving van de effectiviteit van een zuiveringsproces op basis van *alleen* literatuuronderzoek. Dit kan ook het geval zijn als er uit de locatiespecifieke onderzoeken geen eenduidig beeld komt van de effectiviteit. De beschikbare onderzoeksgegevens kunnen worden vergeleken met de literatuurgegevens. In de literatuur zijn overzichten te vinden van de 'log-credits' die aan zuiveringsprocessen zijn toe te kennen (EPA, 2003, LeChevallier & Au, 2004, Hijnen *et al.*, 2004, Smeets *et al.*, 2018). Voor toepassing in QMRAspot is een vertaling naar een betaverdeling nodig.

Bij het opstellen van de meetstrategie moet rekening worden gehouden met de vertaling van de meetgegevens naar een beschrijving van de effectiviteit van zuiveringsprocessen voor de indexpathogenen (paragraaf 3.3). Vastgesteld moet worden hoe de informatie uit metingen van indicatororganismen wordt vertaald naar de indexpathogenen, hoe metingen op proefinstallatie of laboratoriumschaal worden vertaald naar de praktijkschaal, en hoe literatuuronderzoek wordt vertaald naar de specifieke locatie.

In het geval van enkel negatieve metingen van een indicatororganisme vóór een zuiveringstap kan op grond van de metingen geen verwijderingsefficiëntie van die zuiveringstap worden berekend. Als ook de andere gegevensbronnen voor schatting van de verwijdering door een zuiveringstap op praktijkschaal, zoals proefinstallatie, laboratoriumproeven en literatuur niet voorhanden zijn, dan wordt deze zuiveringstap niet meegenomen in de berekeningen van het infectierisico. Het combineren van

meerdere zuiveringstappen kan eventueel schatting van de verwijdering over deze stappen samen bewerkstelligen.

4.3 Berekening infectierisico

De vereiste kwantitatieve risicoanalyse gaat uit van de in de voorgaande hoofdstukken beschreven gegevens over de grondstofkwaliteit en de effectiviteit van de zuivering. Daarnaast zijn gegevens nodig betreffende de consumptie van drinkwater en de dosisresponsrelaties van de gastheer op het betreffende pathogeen. De uitkomsten van de kwantitatieve risicoanalyse worden separaat beschreven voor *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter* en enterovirussen waarbij iedere stap van de berekening alsook de ruwe data inzichtelijk worden gemaakt in een rapportage die het drinkwaterbedrijf aan ILT voorlegt.

4.3.1 Uitgangspunten risicoanalyse

4.3.1.1 Uitvoeren voor elke productielocatie

Elk zuiveringsproces beschikt over ruw water met haar eigen karakteristieken wat vraagt om een locatiespecifieke risicoanalyse. Als een productie- of winlocatie uit verschillende onderdelen bestaat (zoals bv. een deelstroom via bodempassage en een deelstroom via directe zuivering, of een infiltratie in verschillende bodempakketten of met verschillende afstanden) moet de risicoanalyse alle verschillende onderdelen omvatten (totaal risico).

4.3.1.2 Uitvoeren voor de indexpathogenen

De effectiviteit van de zuivering moet worden vastgesteld voor de in hoofdstuk 2 genoemde indexpathogenen. Dat betekent dat gegevens voorhanden moeten zijn over de effectiviteit van de zuivering (incl. bodempassage) over de eliminatie van bacteriën, virussen en parasitaire protozoa. Dit omvat het hele nu bekende spectrum van ziekteverwekkende micro-organismen. Een zuivering die in staat is de vier genoemde indexpathogenen voldoende te verwijderen zou ook voldoende effectief moeten zijn voor onbekende ziekteverwekkers.

4.3.1.3 Uitvoeren als onderzoek

Met locatiespecifiek onderzoek moet informatie worden verzameld naar de effectiviteit van de zuiveringsprocessen. Zolang geen grote wijzigingen in het proces worden aangebracht die de effectiviteit zullen beïnvloeden, kan dit onderzoek worden gebruikt in de risicoanalyse. Datzelfde geldt voor wijzigingen in de kwaliteit van de grondstof en voor voortschrijdende inzichten in de effectiviteit van zuiveringsprocessen.

Omdat zuiveringssystemen variëren moet het onderzoek worden uitgevoerd over een periode die lang en gedetailleerd genoeg is om de belangrijkste variatiebronnen mee te nemen. en moet met voldoende hoge frequentie worden gemeten.

4.3.1.4 Ruwe data

Voor het fitten van verdelingen aan de microbiologische meetgegevens (indexpathogeen in het innamewater en indicatororganismen in de zuivering) zijn ruwe data vereist. De ruwe data bevatten essentiële informatie over de nauwkeurigheid van de meting. Ruwe data zijn onbewerkte gegevens. In het geval van microbiologische bepalingen bestaan de ruwe data per onderzocht monster water uit zowel de telling van het aantal micro-organismen in het monster water als het volume van het daadwerkelijk onderzochte monster (ook wel inzetvolume genoemd; vaak wordt slechts een deel van het genomen monster onderzocht). Berekende concentraties zijn geen ruwe data meer. Ook per monster gecorrigeerde tellingen aan de hand van rendementbepalingen zijn geen ruwe data meer. In het geval van meest waarschijnlijke aantallen, bestaan de ruwe data uit de toegepaste volumes van het inzetschema, de replica's (herhalingen per volume) en of in elk ingezet volume het micro-organisme al of niet gedetecteerd is.

4.3.2 Procedure voor de uitvoering van de risicoanalyse

De procedure voor het uitvoeren van een microbiologische risicoanalyse van drinkwater staat in detail beschreven in Schijven *et al.*, 2014. Om de variatie en onzekerheid in de informatie mee te nemen is een statistische benadering opgesteld, waarbij statistische verdelingen zijn aangepast aan de informatie over pathogenen in ruw water, rendement van de meetmethode, verwijdering door zuiveringsprocessen, consumptie van drinkwater en dosisresponsrelatie. Zo is voor elk van de onderdelen van de risicoanalyse ook de mate van onzekerheid bekend en wordt deze meegenomen in de analyse van de onzekerheid van het uiteindelijke jaarlijkse infectierisico. De drinkwaterproductielocaties zijn uniek wat zich uit in locatiespecifieke parameterwaarden van de statistische verdelingen. De microbiologische risicoschatting vereist een combinatie van technologische, microbiologische en statistische expertise. Het bijeenbrengen van deze expertises is een essentiële stap bij het opstellen van de risicoanalyse. In dit verband moet de informatie die is verzameld conform hoofdstuk 2 en 3 worden geanalyseerd zodat de juiste statistische verdelingen worden toegepast. Op basis van maximum likelihood worden de verdelingen gefit aan de ruwe data. Als van de individuele onderdelen de verdelingen opgesteld zijn, worden ze gecombineerd tot een jaarlijks infectierisico met behulp van een Monte-Carlo simulatie, conform Teunis & Havelaar, 1999.

Een van de mogelijkheden om de risicoanalyse (QMRA) voor drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater uit te voeren is met behulp van QMRAspot (Schijven *et al.*, 2011). Deze tool is ontwikkeld om op gestandaardiseerde wijze voor alle drinkwaterbedrijven de QMRA uit te voeren. De werking van QMRAspot en de rekenwijze is vastgelegd in Schijven *et al.* (2011) en RIVM Report 2014-0020 QMRAspot: a tool for quantitative microbial risk assessment for drinking water (2014).

Om het infectierisico te bepalen is het noodzakelijk om de concentratie van pathogene micro-organismen in het drinkwater vast te stellen. Echter de concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater (C_{drw}) kan vanwege de lage concentraties en de detectiegrens van de methode niet direct worden bepaald. Deze kan wel worden geschat uit de verdeling van de concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water (C_{ruw}) en de effectiviteit van de zuivering (fractie micro-organismen die de zuivering passeert Z). Bovendien wordt de detectiemethode gekarakteriseerd door het rendement (fractie micro-organismen die gedetecteerd worden R) van deze methode. De concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater kan als volgt worden berekend

$$C_{drw} = C_{ruw} \times \frac{1}{R} \times Z$$

De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water dient te worden gecorrigeerd voor het rendement. Voor het fitten van de verdeling in de QMRA wordt gebruik gemaakt van de ruwe gegevens van de indexpathogenen in het innamewater. Dit zijn de tellingen (n_{ruw}) en de onderzochte volumina (v_{ruw}) van de monsters.

$$C_{ruw} = \frac{n_{ruw}}{v_{ruw}}$$

Opmerking: “ruw” in C_{ruw} heeft betrekking op het nog ongezuiverde water en “ruw” in n_{ruw} en v_{ruw} heeft betrekking op de onbewerkte getallen, waarmee concentraties geschat kunnen worden. Zulke ruwe gegevens (tellingen en volumina) zijn ook nodig voor het schatten van rendementen en zuiveringsefficiënties.

Per monster wordt correctie met het rendement (R) toegepast op het volume:

$$C_{drw} = \frac{n_{ruw}}{v_{ruw} \times R} \times Z$$

De gecorrigeerde gegevens die de basis zijn voor het fitten van verdelingen zijn dan n_{ruw} en ($v_{ruw} \times R$). In Appendix II is een getrapte werkwijze voor het berekenen van een rendement weergegeven en de noodzaak van betrouwbare tellingen voor het bepalen van het rendement. Wanneer de concentratie van het pathogene micro-organisme in het drinkwater bekend is op basis van concentratie in de bron en verwijdering in de zuivering, wordt de dagelijkse dosis per persoon geschat. Hiervoor worden gegevens gebruikt van de voedselconsumptiepeilingen, die tussen 2007 en 2010 zijn uitgevoerd (Van Rossum *et al.*, 2011). In Appendix III staan de parameterwaarden voor de lognormale verdeling van

de consumptie per persoon per dag verder uitgewerkt. Met behulp van een dosisresponsrelatie (Schijven *et al.*, 2014) kan vervolgens het dagelijkse infectierisico en ook het jaarlijks infectierisico worden geschat.

In Appendix IV wordt de werkwijze voor de kwantitatieve risicoanalyse stapsgewijs besproken op basis van een gewogen gemiddelde puntschatting. Deze werkwijze geeft inzicht in hoe de QMRA is opgebouwd, echter in de QMRA wordt niet de puntschatting gebruikt, maar schattingen van de verdeling van elke QMRA-stap. QMRAspot voert de QMRA uit op basis van verdelingen. QMRAspot geeft als output ter illustratie ook schattingen van gewogen gemiddelden. Afhankelijk van de scheefheid van de verdelingen kan de puntschatting goed overeenkomen, maar kan ook meerdere logeenheden afwijken.

De procedure voor de uitvoering van de risicoschatting is een uitgebreide analyse. ILT beoordeelt de risicoanalyse met behulp van de ruwe gegevens die door de drinkwaterbedrijven worden verstrekt en berekent het jaarlijks infectierisico aan de hand Monte-Carlo analyses gebaseerd op verdelingen van de individuele onderdelen. Voor de risicoschatting is de output van QMRAspot voldoende, want er wordt beoordeeld op het 95-percentiel van het risico. Drinkwaterbedrijven kunnen desgewenst naast deze Monte-Carlo berekeningen een puntschatting uitvoeren om het jaarlijks (rekenkundig) gemiddelde infectierisico uit te rekenen, echter deze wordt ook al gegenereerd met QMRAspot.

5 Drinkwater met Grondwater als bron (ABK)

5.1 Inleiding

Bij grondwaterwinningen zijn pathogenen normaliter afwezig in het gewonnen grondwater. Het opstellen van een kwantitatieve risicoanalyse en het uitvoeren van een meetprogramma van pathogenen in ruw grondwater, zoals voor oppervlaktewater wordt voorgeschreven, is daarom niet opportuun. In plaats daarvan wordt voor grondwaterwinningen van het type ABK in eerste instantie de betrouwbaarheid van de winning bepaald. In tweede instantie wordt voor het geohydrologisch systeem van de winning een risicoanalyse uitgevoerd. Deze risicoanalyse kan uitmonden in een meetprogramma voor de winning.

5.2 Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning

Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning wordt beïnvloed door:

- Integere infrastructuur van winmiddelen (integere putconstructie en ruwwaterleiding)
- Fysisch-chemische eigenschappen van bodem en grondwater die de kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem bepalen.

Indien een indicator voor fecale verontreiniging wordt gedetecteerd in het onttrokken water van de winput of van het gemengde ruwwater kan dat betekenen dat er een probleem is met de integriteit van de winput zelf of dat micro-organismen het geohydrologisch systeem vanaf een verontreinigingsbron zijn binnengedrongen. De detectie van de indicatoren voor fecale verontreiniging in het opgepompte water van de winput of in het gemengde ruwwater zegt om die reden niets over de kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem.

5.2.1 Integriteit van de infrastructuur van de winmiddelen

De betrouwbaarheid van een winning kan beïnvloed worden door een niet integere infrastructuur van de winmiddelen. Wat tot de winmiddelen behoort en hoe het onderzoek naar de integriteit van de winmiddelen uitgevoerd kan worden, is omschreven in de Hygiëncode Drinkwater: Winning (Van der Schans *et al.*, 2016). De belangrijkste aspecten van de integriteit van de winmiddelen kunnen worden vastgelegd in een checklist 'inventarisatie risico's winmiddelen'. Werkzaamheden aan winmiddelen of elders in het waterwingebied dienen altijd te worden geregistreerd.

Alle activiteiten die te maken hebben met de integriteit van de winmiddelen en een hygiënisch risico vormen zoals onderzoek naar de integriteit, herstelwerkzaamheden van lekken en andere werkzaamheden behoren tot operationele werkzaamheden van een drinkwaterbedrijf en worden in dit richtsnoer verder niet behandeld. Voor het bepalen van de kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem wordt aangenomen dat de winmiddelen integer zijn.

5.2.2 Kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem

De kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem voor pathogene micro-organismen wordt bepaald door de intrinsieke eigenschappen die van invloed zijn op de overlevingskans van een indexpathogeen op weg van de verontreinigingsbron naar een pompfilter van een winput. Belangrijke intrinsieke eigenschappen zijn (Schijven *et al.*, 2010):

A. Fysische eigenschappen

- De aan-/afwezigheid van slecht doorlatende beschermende (klei)lagen (kleilagen kunnen minder kwetsbaar maken).
- De doorlatendheid van de lagen van het geohydrologisch systeem (minder doorlatend is minder kwetsbaar).
- De dikte en diepte van het geohydrologisch systeem (dikker en dieper is minder kwetsbaar).
- Positie putfilter (dieper is minder kwetsbaar).
- De korrelgrootte van de grond (grover zand maakt kwetsbaarder).
- De heterogeniteit van de grond (heterogener kan kwetsbaarder maken, door onder andere voorkeursstroombanen).
- Het pompdebiet (hoger debiet betekent meer verdunning, maar ook sneller transport en netto kwetsbaarder).
- Anisotropie (gelaagdheid in het geohydrologisch systeem betekent trager transport in verticale richting wat minder kwetsbaar kan maken als het putfilter diep genoeg ligt).
- Dikte van de onverzadigde zone (een dunne onverzadigde zone is kwetsbaarder dan een dikke onverzadigde zone).

B. De fysisch-chemische condities van het grondwater

Hierbij kunnen genoemd worden de pH, temperatuur, ionsterkte, ionensamenstelling, organische stofgehalte en –samenstelling, redoxcondities (lage ionsterkte, hogere pH is kwetsbaarder; temperatuur is vrijwel constant in Nederland, in anoxisch grondwater worden micro-organismen minder goed verwijderd uit het water, doordat er dan minder hechting van micro-organismen aan gronddeeltjes plaatsvindt, organische stof verhindert hechting, doordat het plaatsen voor hechting op de zandkorrels kan bezetten).

De drie typen grondwaterwinningen, A, B en K verschillen in kwetsbaarheid. Type A is kwetsbaarder dan B, omdat bij type A slecht doorlatende (klei)lagen ontbreken. De kwetsbaarheid van een K-winning wordt beïnvloed door de dikte van slecht doorlatende lagen op het kalksteen pakket, en aanwezigheid van scheuren en karsten. Er is pas sprake van een risico als pathogenen de winput kunnen bereiken.

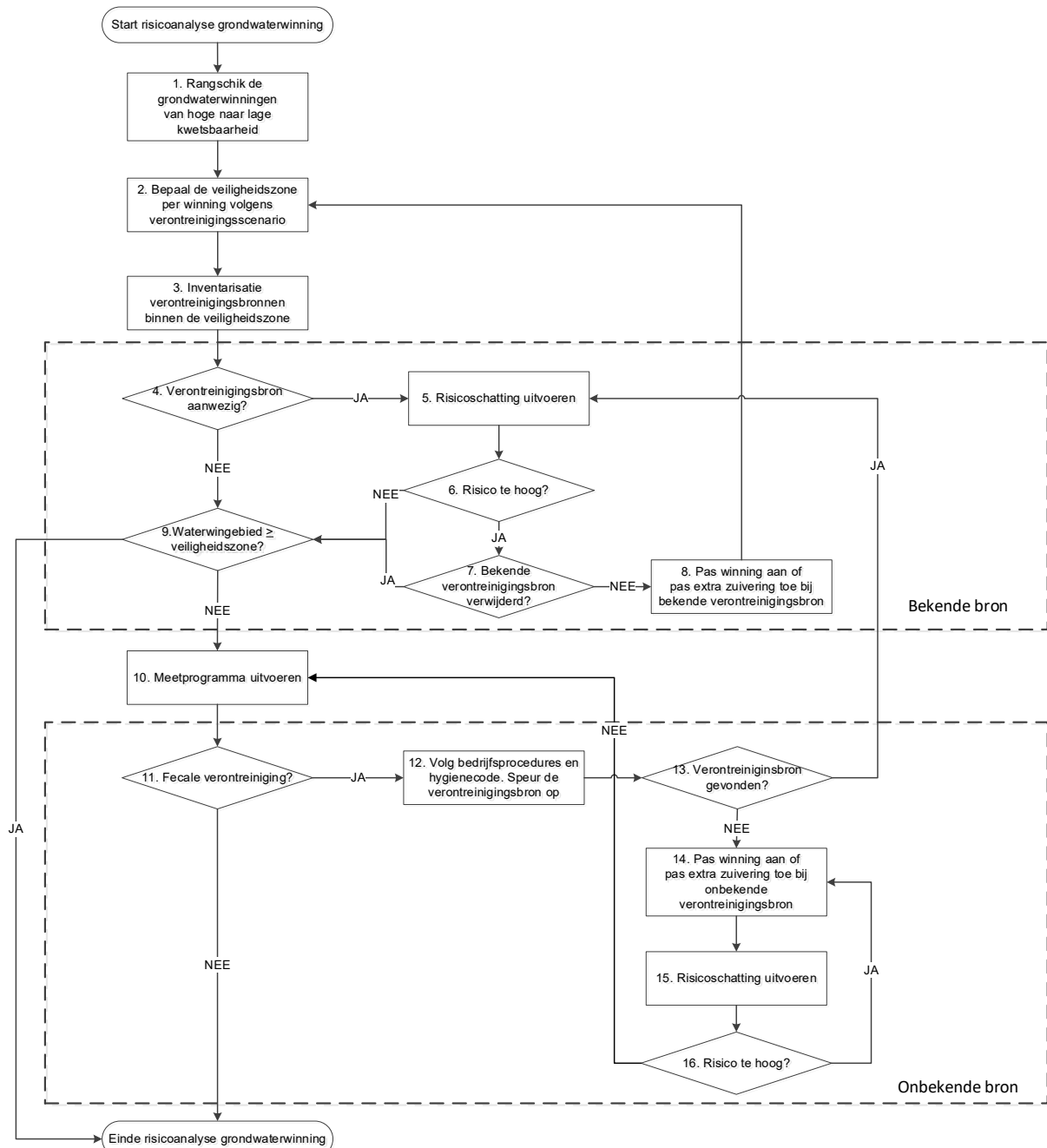
5.3 Risicoanalyse grondwaterwinning

De risicoanalyse omvat de volgende stappen:

- Het rangschikken van de grondwaterwinningen van hoge naar lage kwetsbaarheid.
- Het bepalen van de veiligheidszone (dit is de benodigde zone die wordt berekend, en hiermee worden de 60-dagen en 100-dagen zones losgelaten) rondom de winputten volgens het hierna omschreven verontreinigingsscenario.
- Het inventariseren van verontreinigingsbronnen binnen de veiligheidszone.
- Het uitvoeren van een risicoschatting, als onderdeel van de risicoanalyse, indien een verontreinigingsbron is aangetroffen binnen de veiligheidszone.

- Het uitvoeren van het meetprogramma met de looptijd van 4 jaar indien de veiligheidszone groter is dan het waterwingebied.
- Indien een fecale verontreiniging is aangetroffen, dient de nog onbekende verontreinigingsbron te worden opgespoord en zo mogelijk te worden verwijderd. Er wordt van uitgegaan dat de winmiddelen integer zijn.

De stappen zijn verder uitgewerkt in figuur 5.1 en worden in de tekst nader toegelicht.



Figuur 5.1. Beslisboom voor grondwaterwinningen. De nummers 1 tot en met 16 in de beslisboom komen overeen met de paragrafen 5.3.1 tot met 5.3.16.

5.3.1 Rangschik de grondwaterwinningen van hoge naar lage kwetsbaarheid

In 5.2.2 is gedefinieerd wat wordt verstaan onder de kwetsbaarheid van de ondergrond van een winveld voor verontreiniging met pathogenen. De aldaar genoemde fysische eigenschappen komen allen tot uitdrukking in de cumulatieve verblijftijdcurven van winvelden. Het beginpunt van dergelijke curven representeert de minimale reistijd tussen de bovenkant van het freatische grondwater naar (één van) de winputten. Sortering op de minimale reistijd levert de initiële rangschikking van de grondwaterwinningen van hoge naar lage kwetsbaarheid op.

De reistijden in een cumulatieve verblijftijdcurve hebben betrekking op convectief transport. Effecten van fysisch-chemische eigenschappen van de ondergrond zijn hierin nog niet verweven. Op basis van de fysisch-chemische eigenschappen kan de kwetsbaarheid eventueel naar minder kwetsbaar worden bijgesteld².

De cumulatieve verblijftijdcurven zijn eenvoudig te berekenen met behulp van de vigerende grondwatermodellen zoals die in grote delen van Nederland door samenwerkende waterschappen, provincies en waterleidingbedrijven worden gebouwd, onderhouden en gebruikt (Amigo, Azure, Brabant Model, Hydromedah, Ibrahym, Mipwa en Moria, dan wel de beoogde integrale opvolger ervan: het Nederlands Hydrologisch Instrumentarium, NHI).

Voor de uitzonderlijke gevallen waarbij een drinkwaterbedrijf niet beschikt over adequate grondwatermodellen, kan een rangschikking plaatsvinden op basis van de genoemde eigenschappen van het geohydrologisch systeem. Het is hierbij voorshands niet mogelijk om precies aan te geven welk van deze karakteristieken het meest belangrijk is, daarom wordt hier een aannemelijke volgorde van belangrijkheid gehanteerd, met rangschikking op basis van de eigenschappen uit paragraaf 5.2.2.

Voor een bepaald gebied kan de rangschikking eenvoudig zijn, bijvoorbeeld wanneer alle winningen freatisch zijn en gelegen in dezelfde formatie, dan kan rangschikking op diepte van de winning en positie van het putfilter al volstaan. Het drinkwaterbedrijf bepaalt zelf hoe het rangschikken van de grondwaterwinning plaatsvindt en legt vast welke eigenschappen werden gebruikt en in welke volgorde.

5.3.2 Bepaal de veiligheidszone per winning volgens verontreinigingsscenario

Evaluatie van de beschermingszone wordt eerst uitgevoerd met de meest kwetsbare winning. Hierbij wordt aan de hand van een standaard verontreinigingsscenario een beschermingszone berekend die voldoende bescherming biedt tegen virusverontreiniging (zie tekstkader 5.1). Virussen zijn vanwege de combinatie van hun kleine afmetingen, veelal slechte hechting aan zand en kalkzandsteen, langzame inactivatie en hoge infectiviteit de meest relevante indexpathogenen (Schijven et al., 2010).

² In principe kunnen de chemische eigenschappen meegenomen worden in de hierna genoemde grondwatermodellen, voor zover de beschikbaarheid van gegevens dat toelaat.

Tekstkader 5.1. Verontreinigingsscenario voor evaluatie van veiligheidszones

Het verontreinigingsscenario is als volgt (Schijven et al., 2010):

Enterovirussen met een concentratie van 100 virussen per liter met een debiet van 1 m³/dag lekken uit een riool, gelegen op de grondwaterspiegel. De grondwatertemperatuur is 10°C-12°C, de redox-condities zijn anoxisch, waarbij inactivatie van de virussen gemiddeld 0,01 per dag op een ¹⁰log-schaal bedraagt en de mate van hechting conservatief is (sticking efficiency 10⁻⁵). Dat is samen te vatten in een afnamesnelheidsconstante van 0,030/dag (0,013 ¹⁰log/dag). Indien de winning suboxisch is, is de mate van virushechting aan het zand twee ordes van grootte efficiënter en kan een afnamesnelheidsconstante van 1,1/dag (0,49 ¹⁰log/dag) worden toegepast. De virusconcentratie vanuit het riool dient 8,3 ¹⁰log in concentratie te worden gereduceerd om een infectierisico van 1 per 10 000 personen per jaar niet te overschrijden. Er kan rekening worden gehouden met ¹⁰log vermindering door verdunning van een enkele put ten opzichte van het hele puttenveld, dan is de reistijd $T = (8,3 - ^{10}\log(Q_{put} / Q_{totaal})) / 0,013$. Voor de verdunning is het beter om met de gemiddelde onttrekking te rekenen, terwijl voor de reistijdberekening met het vergunde debiet gerekend wordt. Verder kan Q_{totaal} groter zijn dan het debiet van het waterwingebied als er sprake is van menging met het water van verschillende winvelden. Ook wordt rekening gehouden met verwijdering van virussen in de onverzadigde zone. Default-waarde daarvoor is 0,5 ¹⁰log verwijdering per meter onverzadigde zone. Deze waarde is echter zeer onzeker; enerzijds is er meer virushechting onder onverzadigde dan onder verzadigde condities, anderzijds kunnen gehechte virussen vrijkomen als de verzadiging verandert, bijvoorbeeld door regenval (Pang, 2009; Torkzaban et al., 2006).

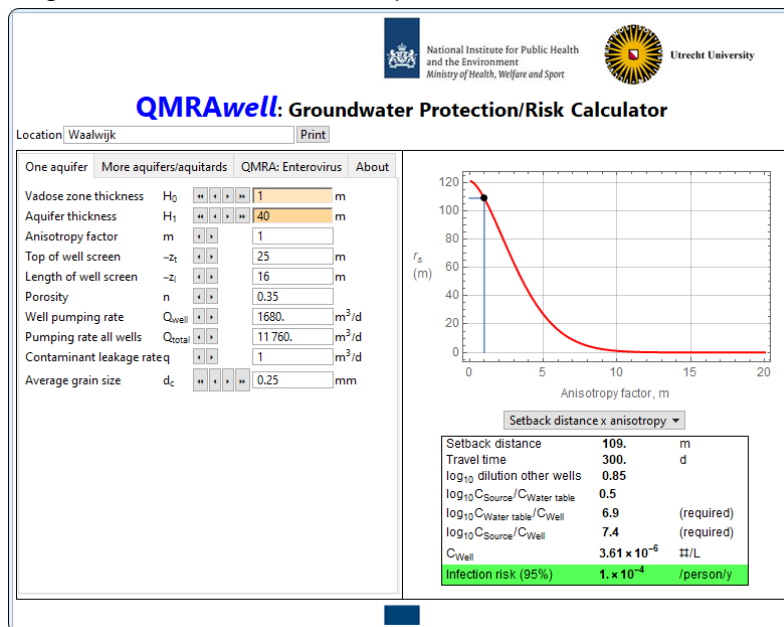
Met deze uitgangspunten kan een veiligheidszone (in meters) worden berekend en vergeleken worden met het waterwingebied. De veiligheidszone kan op verschillende manieren berekend worden:

- *Op basis van een numeriek hydrologisch model inclusief een afnameconstante*
Idealiter wordt het model, waarmee de kwetsbaarheid bepaald is, gebruikt. Indien mogelijk wordt daarin het transport direct gemodelleerd, of anders met reistijdberekeningen en een afnamesnelheidsconstante van 0,030 per dag (0,013 per dag op ¹⁰log-schaal). Eenvoudige voorbeeldberekeningen voor het bepalen van de benodigde reistijd tussen verontreinigingsbron en winput:
 - Bij een pompdebiet van 1000 m³/dag is er al een concentratieafname van 3 ¹⁰log door verdunning. Voor de concentratieafname van de overige 5,3 ¹⁰log is dan nog een verblijftijd van $5,3/0,013 = 407$ dagen nodig,
 - Bij een pompdebiet van 10 000 m³/dag is er al een concentratieafname van 4 ¹⁰log door verdunning. Voor de concentratieafname van de overige 4,3 ¹⁰log is dan nog een verblijftijd van $5,3/0,013 = 330$ dagen nodig.De kortere verblijftijd (is reistijd van de verontreinigingsbron naar de put) betekent in deze voorbeelden niet een kortere afstand, integendeel, de kortere reistijd houdt minder inactivatie van virussen in. Dat effect is sterker dan de hogere verdunning, immers, verdunning is een factor, maar de inactivatie is exponentieel (Schijven et al., 2010).
- *Met behulp van QMRAwell*
QMRAwell is een rekentool waarin het model van Schijven et al. (2010) is geïmplementeerd volgens bovengenoemd scenario. Dit model is niet geschikt voor K-winningen. QMRAwell berekent een veiligheidszone (in meters) rondom één winput. Als de veiligheidszone rondom de winput kleiner is dan de afstand tussen andere nabijgelegen winputten, dan is de berekening aannemelijk. In het geval van meerdere putten kan met QMRAwell een virtuele winput worden verondersteld, waarbij overschatting van de grootte van het beschermingsgebied mogelijk is of, indien per put de zone kleiner is dan de afstand tussen naastgelegen putten, kan QMRAwell voor elk van die putten worden toegepast. Zie tekstkader 5.2 voor een voorbeeldberekening van een ondiepe freatische grondwaterwinning, waarin twee modelberekeningen worden vergeleken.

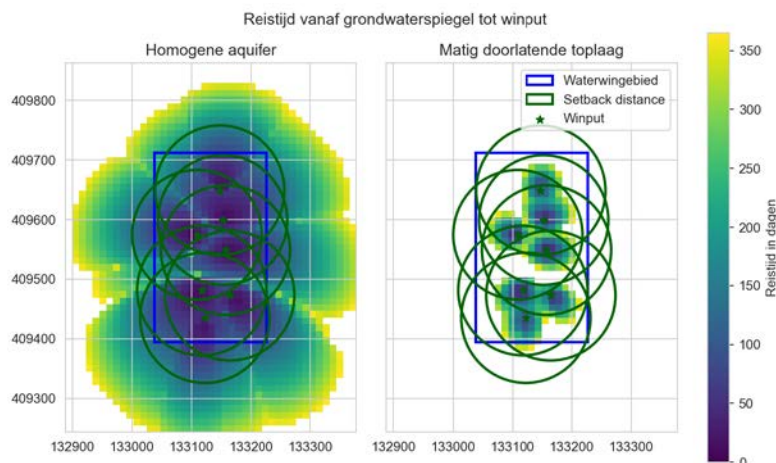
De bepaling van de veiligheidszone gaat verder met de volgende meest kwetsbare winning. Er kan hierbij een punt worden bereikt waarbij de berekening aangeeft dat de winning weinig kwetsbaar is en dat een zeer kleine zone van hooguit enkele meters nodig is. Dit treedt op bij diepe winningen en winningen met dikke afdekkende kleilagen. Het is duidelijk dat vanaf dat punt voor de daaropvolgende minder kwetsbare winningen veiligheidszones van hooguit enkele meters volstaan.

Tekstkader 5.2. Vergelijking van twee modelberekeningen voor de veiligheidszones

Waalwijk is een ondiepe freatische grondwaterwinning met 7 winputten. In Figuur 5.2 is volgens het verontreinigingsscenario met QMRA_{well} een veiligheidszone per winput met een straal van 109 m berekend. De grootte van de veiligheidszone is sterk afhankelijk van de anisotropie. Bij een grotere anisotropie neemt de grootte van de veiligheidszone sterk af (rechtse grafiek in Figuur 5.2). Door Brabant Water werden met behulp van TimML zones van 1 jaar reistijd van het water met dezelfde parameterwaarden berekend uitgaande van homogeen zandpakket van 40 m. De grootte van de 1-jaarszone is ongeveer 500 m x 650 m (ovaal, Figuur 5.3 links). De 1-jaarszone volgens TimML is groter, want er werd geen transportberekening gedaan met inactivatie en hechting van virussen. Indien rekening wordt gehouden met de verschillende doorlatendheden van de drie zandlagen, dan berekent TimML veel kleinere zones met een straal van ongeveer 35 m. QMRA_{well} voorspelt zones met een straal van 35 m bij een anisotropie van 4,2. Dit is geen uitzonderlijke hoge anisotropiewaarde. Deze vergelijking laat zien dat de door QMRA_{well} berekende zones voor een homogeen geohydrologisch systeem, ook in een puttenveld valide is. QMRA_{well} houdt geen rekening met verschillende doorlatendheden van de zandlagen. Deze vergelijking laat dus ook zien dat berekening met een ander geohydrologisch model zoals TimML toepasbaar is.



Figuur 5.2. Beschermingszone volgens QMRA_{well}.



Figuur 5.3. Reistijden grondwater berekend met TimML. De groene cirkels geven de door QMRA_{well} berekende zones met straal 109 m aan rond iedere put. Links: homogeen watervoerend pakket ($k_h=27m/dag$). Rechts: Drie watervoerende pakketten met respectievelijke dikten 9 m ($k_h=3,3m/d$), 16 m ($k_h=32m/d$) en 15 m ($k_h=35m/d$). Het bovenste watervoerende pakket is minder doorlatend, k_h is respectievelijk 3,3 m/d, 32 m/d en 35m/d.

5.3.3 Inventarisatie verontreinigingsbronnen binnen de veiligheidszone

Sinds de invoering van de AMVD is er voor de grondwaterwinningen veelal reeds op basis van het huidige waterwingebied een inventarisatie van verontreinigingsbronnen uitgevoerd. Het gaat hierbij om verontreinigingen van fecale oorsprong waarin humane ziekteverwekkers potentieel aanwezig kunnen zijn (zie 2.3). Indien de veiligheidszone groter is dan het waterwingebied, inventariseer dan ook het aantal en de aard van fecale verontreinigingsbronnen binnen dat deel van de veiligheidszone (dus buiten het waterwingebied). Let wel, het is mogelijk dat buiten de veiligheidszone een of meerdere bronnen aanwezig zijn met emissies van hoge concentraties pathogenen die dan toch nog een risico voor de winning kunnen vormen. Dit kunnen ook dierlijke bronnen zijn.

5.3.4 Verontreinigingsbron aanwezig?

- Als er geen verontreinigingsbron aanwezig is in de veiligheidszone dan volgt de vraag of het waterwingebied groter is dan de veiligheidszone. Dit wordt verderop beschreven.
- Als er wel een verontreinigingsbron is geïdentificeerd in de veiligheidszone, dan is het van belang te weten of deze tot een overschrijding van de infectierisico-eis bij de winput kan leiden. Daartoe is een risicoschatting voor een bekende verontreinigingsbron nodig.

5.3.5 Risicoschatting uitvoeren

De risicoschatting in het geval van een bekende verontreinigingsbron gaat als volgt:

1. Bepalen van de concentratie van betreffende pathogenen in de bekende verontreinigingsbron, C_{ruw} , en correctie voor het rendement van de metingen, R , zie tekstkader 5.3.
2. Transportmodellering met de volgende transportprocessen (en procesparameters): Advectie/ dispersie/ verdunning/ hechting/ inactivatie / zeefwerking. Beschikbare modellen waarmee de concentratie van het pathogeen in de winput kan worden geschat zijn bijvoorbeeld met behulp van QMRA_{well} en ModFlow. Hierbij wordt dus de afname Z op basis van het transport van de pathogenen (bodempassage) berekend.
3. Eventueel toepassing additionele verdunning en zuivering. Hierdoor wordt de totale fractie pathogenen die de afstand tussen verontreinigingsbron en winput overbrugd als volgt:
 $Z_{totaal} = Z_{transport} \times Z_{verdunning} \times Z_{zuivering}$.
4. Berekening pathogeenconcentratie in drinkwater. $C_{drw} = C_{ruw} / R \times Z_{totaal}$.
5. Tenslotte schatting infectierisico aan de hand van drinkwaterconsumptie, dosisrespons (zie vergelijkingen 5, 6 en 7 in Appendix IV).

Tekstkader 5.3. Concentratie pathogenen in een bekende bron

Voor de risicoanalyse met een bekende verontreinigingsbron is het nodig om de concentratie relevante pathogenen in deze bron te bepalen bij voorkeur middels metingen.

- Indien de bron van humaan fecale oorsprong is, zoals humaan afvalwater, dan kan het indexpathogeen enterovirus worden gemeten, maar ook indicatoren zoals *E.coli* en somatische colifagen.
- Indien de bron van dierlijk fecale oorsprong is, zoals afvalwater of mest, dan kunnen de indexpathogenen *Cryptosporidium*, *Giardia* en *Campylobacter* worden gemeten, en *E.coli* en somatische colifagen als indicator.

Eventueel onderzoek naar andere relevante pathogenen kan ook worden uitgevoerd bij beide typen verontreiniging.

Indien er niet gemeten kan worden kan ook gebruik gemaakt worden van literatuurgegevens, zoals tabel 7.6 in de Drinking-Water Quality Guidelines (WHO, 2011):

	Aantal per gram feces	Aantal per liter ongezuiverd afvalwater
Thermotolerante bacteriën van de coligroep (<i>E. coli</i> en <i>Klebsiella</i>)	10^7	10^6 - 10^{10}
<i>Campylobacter</i> spp.	10^6	100- 10^6
Enterovirussen	10^6	1-1000
Rotavirussen	10^9	50-5000
<i>Cryptosporidium</i> / <i>Giardia</i>	10^7	1- 10^4

5.3.6 Risico te hoog?

- Als het infectierisico van één per tienduizend personen per jaar niet wordt overschreden (risico niet te hoog), dan hoeft niets te worden ondernomen ten aanzien van de aangetroffen verontreinigingsbron en is de volgende stap in het schema de vraag of het waterwingebied voldoende groot was.
- Als het infectierisico wel wordt overschreden (risico te hoog), dan zijn er maatregelen nodig zoals het verwijderen van de bekende verontreinigingsbron.

5.3.7 Bekende verontreinigingsbron verwijderd?

- Als de verontreinigingsbron is verwijderd, dan is deze oorzaak van overschrijding van het infectierisico weggenomen en is de volgende stap in het schema (veiligheidszone \leq waterwingebied) van toepassing.
- Als de verontreinigingsbron niet is verwijderd, het is bijvoorbeeld niet mogelijk dat te doen, dan moet de winning worden aangepast of moet extra zuivering worden toegepast.

5.3.8 Pas winning aan of pas extra zuivering toe bij bekende verontreinigingsbron.

Aanpassen van de winning kan betekenen dat de bepaalde putten minder water oppompen en mogelijk andere verder weg van de verontreinigingsbronnen meer water oppompen of dat putten worden gesloten. Extra zuivering, zoals UV-desinfectie geeft natuurlijk extra reductie van microbiologische verontreiniging. Deze aanpassingen vergen dat de veiligheidszone opnieuw moet worden bepaald (5.3.2). De daarop volgende risicoschatting moet duidelijk maken of de aanpassingen voldoende zijn (5.3.5).

5.3.9 Waterwingebied \geq veiligheidszone?

Als er geen verontreinigingsbronnen aanwezig zijn of deze leiden niet tot een overschrijding van de het infectierisico:

- én het waterwingebied groter is dan of gelijk aan de benodigde veiligheidszone dan is geen verdere actie nodig.
- én het waterwingebied kleiner is dan de veiligheidszone, dan moet het meetprogramma worden uitgevoerd.

5.3.10 Meetprogramma uitvoeren

Indien het waterwingebied kleiner is dan de veiligheidszone, dan moet een meetprogramma samengesteld en uitgevoerd worden in overleg tussen drinkwaterbedrijf, RIVM en ILT. Dit meetprogramma wordt in elke periode van 4 jaar uitgevoerd waarbij tenminste 3 monsters van 100 liter, indien mogelijk 1000 liter, worden onderzocht op de aanwezigheid van somatische colifagen. Het te onderzoeken monstervolume wordt in de praktijk beperkt indien het filter, dat wordt gebruikt om micro-organismen in het watermonster te concentreren, verstopt raakt door gesuspendeerde stoffen, waaronder ijzerdeeltjes.

Somatische colifagen kunnen in concentraties voorkomen die 1000 tot 10 000 keer hoger zijn dan concentraties enterovirussen en zijn hier model voor virustransport (procesindicators). Als de virusverwijdering voldoende is, is de verwijdering van bacteriën dat veelal ook. Het aantreffen van somatische colifagen is een indicatie voor fecale en virale verontreiniging van het geohydrologisch systeem. In de situatie dat een riool huishoudelijk afvalwater lekt van waar uit somatische colifagen een winput weten te bereiken en kunnen worden aangetoond, kan dus maximaal 6 ¹⁰log reductie in virusconcentraties worden aangetoond.

Er wordt geadviseerd om de metingen in het 'gezamenlijk ruw' uit te voeren of in de winputten die het meest kwetsbaar zijn voor een microbiologische verontreiniging. De locatie wordt bepaald door het drinkwaterbedrijf na inventarisatie van de omstandigheden die aanleiding kunnen geven tot een verontreiniging van winning. Idealiter wordt deze inventarisatie onderbouwd met historische gegevens over het voorkomen van *E. coli* en eventueel andere indicatororganismen voor fecale verontreiniging.

5.3.11 Fecale verontreiniging?

In het meetprogramma wordt onderzocht of er fecale verontreiniging heeft plaatsgevonden van het opgepompte water. Naast het meetprogramma kunnen er ook andere metingen of waarnemingen zijn die wijzen op fecale verontreiniging.

- Als er geen fecale verontreiniging wordt aangetroffen, hoeft op dat moment geen verdere actie te worden ondernomen en is de risicoanalyse grondwaterwinning beëindigd.
- Als wel een fecale verontreiniging wordt aangetroffen kan de oorzaak een integriteitsprobleem van de winmiddelen betreffen of er is een onbekende verontreinigingsbron aanwezig.

5.3.12 Volg de bedrijfsprocedures en Hygiëncode. Speur de verontreinigingsbron op.

Er wordt gehandeld volgens bedrijfsspecifieke procedures en/of de Hygiëncode (Van der Schans, *et al.*, 2016). Dit is ook het geval wanneer uit andere metingen een fecale verontreiniging wordt aangetoond. Daarnaast zijn de aard en de concentratie van de aangetroffen fecale verontreiniging en de vermoedelijke omvang en concentratie ervan in de verontreinigingsbron, aanwijzingen voor het vinden van de bron. Transportberekeningen van virussen en bacteriën kunnen hierbij een hulpmiddel zijn om de afstand van de verontreinigingsbron tot de verontreinigde put te schatten. In het geval van een dierlijke verontreinigingsbron zijn de indexpathogenen *Campylobacter*, *Cryptosporidium* en *Giardia* relevant, welke beter door de bodem worden verwijderd dan virussen.

5.3.13 Verontreinigingsbron gevonden?

- Indien er een verontreinigingsbron wordt gevonden, hebben we te maken met een nu bekende verontreinigingsbron en dient vervolgd te worden met de risicoschatting zoals omschreven in 5.3.5.
- Indien de verontreinigingsbron onvindbaar is, dient de winning te worden aangepast of extra zuivering te worden toegepast

5.3.14 Pas winning aan of pas extra zuivering toe bij onbekende verontreinigingsbron.

Aanpassen van de winning kan betekenen dat de bepaalde putten minder water oppompen en mogelijk andere verder weg van de verontreinigingsbronnen meer water oppompen of dat putten worden gesloten. Extra zuivering, zoals UV-desinfectie geeft natuurlijk extra reductie van microbiologische verontreiniging. Voorbeeld: Er werden 10 somatische fagen in 100 liter van het gemengde opgepompte grondwater aangetoond. We kunnen nu een orde van grootte schatten doen van de concentraties van mogelijk aanwezige enterovirussen op basis van de aanname dat deze in concentraties duizend tot tienduizend keer lager zijn. De enterovirusconcentraties kan dan maximaal 10^{-4} per liter zijn. Om het infectierisico van één per tienduizend personen per jaar niet te overschrijden, moet de concentratie enterovirussen in orde van grootte kleiner dan 10^{-6} per liter zijn. Er is dus nog additioneel 2^{10} log reductie nodig door extra zuivering, door extra verdunning en/of door een lager pompdebiet, waardoor er meer tijd voor virusinactivatie is.

De aanpassing(en) moet(en) worden gecontroleerd met een risicoschatting.

5.3.15 Risicoschatting uitvoeren

De risicoschatting voor een onbekende verontreinigingsbron verloopt anders dan voor een bekende verontreinigingsbron (5.3.5), immers nu kennen we de verontreinigingsbron niet. De informatie die ter beschikking is, is de vastgestelde fecale verontreiniging en de eigenschappen van het geohydrologisch systeem. Hetzelfde voorbeeld als in 5.3.12 kan worden gevolgd: als door extra zuivering, of door extra menging, of door minder pompen, of sluiten van een bepaalde winput, de vermoedelijke concentratie enterovirussen minder dan 10^{-6} per liter bedraagt, kan worden verondersteld dat de grens voor het infectierisico niet wordt overschreden.

5.3.16 Risico te hoog?

- Als het infectierisico van één per tienduizend personen per jaar niet wordt overschreden (risico niet te hoog), dan was de aanpassing van de winning of de extra zuivering voldoende en is de risicoanalyse beëindigd.
- Als het infectierisico wel wordt overschreden (risico te hoog), dan was de aanpassing van de winning of de extra zuivering onvoldoende en is verdere aanpassing nodig.

6 Beoordeling risicoanalyse door ILT

6.1 Doel opstellen risicoanalyse

Het doel van de risicoanalyse is aantonen dat het geproduceerde drinkwater minstens voldoet aan de grenswaarde van minder dan één infectie per 10 000 personen per jaar voor enterovirussen, *Cryptosporidium*, *Giardia* en *Campylobacter*, maar in principe ook voor andere pathogene micro-organismen.

6.2 Rapportage

De risicoanalyse wordt vastgelegd in een rapportage, de Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD), die door het drinkwaterbedrijf aan ILT ter beschikking wordt gesteld. Voor oppervlaktewaterwinningen worden de uitkomsten van de kwantitatieve risicoanalyse separaat beschreven voor *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter* en enterovirussen waarbij iedere stap van de berekening en de ruwe data inzichtelijk worden gemaakt in de rapportage die het drinkwaterbedrijf aan ILT voorlegt. Deze beoordeelt de risicoanalyse en bespreekt deze met het drinkwaterbedrijf. Voor grondwaterwinningen is de risicoschatting primair gericht op enterovirussen. Indien sprake is van verontreiniging door andere pathogenen, dient vanzelfsprekend de risicoschatting ook daarvoor te worden behandeld.

6.3 Beoordeling

Voordat een meetserie start wordt een meetprogramma door het drinkwaterbedrijf ter beoordeling aangeboden aan ILT. In het meetprogramma is opgenomen wat, waar en hoe vaak wordt gemeten. Na afronden van de meetserie wordt een risicoanalyse opgesteld en ter beoordeling aangeboden aan ILT. Indien nodig wordt na beoordeling van de risicoanalyse in gesprek met ILT een actieplan opgesteld.

Bij de beoordeling van het meetprogramma en de risicoanalyse spelen de volgende elementen een rol voor respectievelijk oppervlaktewaterbedrijven en (oever)grondwaterbedrijven.

Voor **oppervlaktewaterbedrijven** bij beoordeling van het meetprogramma:

- Is het drinkwaterbedrijf op de hoogte van de kwaliteitsontwikkeling van de betreffende bron in het verleden en kan het drinkwaterbedrijf een inschatting van de toekomstige kwaliteitsontwikkeling van de desbetreffende bron maken?
- Is de locatie voor de pathogeenmetingen goed gekozen?
- Is de kwaliteit van de analysemethoden voor pathogenen en overige parameters afdoende?

Voor **oppervlaktewater** bij beoordeling van de risicoanalyse:

- Hoe wordt omgegaan met de uitkomst per parameter en de bijbehorende onzekerheid?
- Wat is de spreiding in aantallen pathogenen gelet op bijvoorbeeld de variaties in stroomsnelheden en debiet van de desbetreffende bron en eventuele nieuwe verontreiniging?
- Welke informatie werd gebruikt om de zuiveringsprestaties te karakteriseren?
- Welke berekening werd uitgevoerd?
- Waar zitten de onzekerheden in de risicoanalyse?

Voor **grondwaterbedrijven** bij beoordeling van de risicoanalyse:

- Welke risicoanalyse werd uitgevoerd?
- Waar zitten de onzekerheden in de risicoanalyse?

6.4 Resultaat

Bij de uiteindelijke beoordeling van de risicoanalyse zijn er twee mogelijke uitkomsten: Het 95-percentiel van het geschatte infectierisico voor de combinatie van grondstof met daarop ingezette zuiveringstechnieken voldoet wel of voldoet niet aan de infectierisico-eis.

Voldoet niet aan de eis voor infectierisico

ILT zal in overleg treden met het drinkwaterbedrijf om na te gaan welke maatregelen moeten worden genomen. Dat kunnen maatregelen zijn in de sfeer van optimalisatie of uitbreiding van de zuivering. Afhankelijk van waar de onzekerheden in de risicoanalyse zitten en welke factoren het meest bijdragen aan de onzekerheid van het berekende infectierisico, is het verzamelen van betrouwbaardere gegevens om de risicoanalyse te verbeteren nuttig. De uitkomsten van dit overleg en de daarin gemaakte afspraken worden vastgelegd in een brief van ILT aan het drinkwaterbedrijf. Vervolgens stelt het drinkwaterbedrijf een actieplan op en legt dat voor aan ILT. ILT stelt vast of dit actieplan adequaat is en spreekt met het drinkwaterbedrijf af wanneer er voldoende nieuwe informatie beschikbaar is om een nieuwe risicoanalyse uit te voeren.

Voldoet wel aan de eis voor infectierisico

ILT zal op basis van deze risicoanalyse en uiteraard de beoordeling van deze risicoanalyse in een brief aan het drinkwaterbedrijf verwoorden dat de zij instemt met de uitkomst.

6.5 Regelmatige herijking van de risicoanalyse

ILT verlangt dat regelmatig wordt bezien of de risicoanalyse aangepast dient te worden op grond van veranderingen in de kwaliteit van de grondstof, veranderingen in de zuivering, aanpassing van dit protocol naar de laatste inzichten en dergelijke. Het drinkwaterbedrijf neemt zelf het initiatief om de risicoanalyse bij te stellen bij genoemde veranderingen en stelt de ILT op de hoogte van deze veranderingen. Minimaal dient eens in de vier jaar een risicoanalyse te worden uitgevoerd, indien nodig onderbouwd met nieuwe metingen in de bron en/of zuivering.

6.6 Betrokkenheid RIVM en ILT

ILT kan het RIVM laten adviseren bij de beoordeling van de risicoanalyses en in het voorbereidingstraject naar de uitvoering van de risicoanalyse. Het RIVM zal informatie verzamelen (bijvoorbeeld door het doen van onderzoek) om het gehele proces van risicoanalyse te verbeteren. Hieronder is de procedure van de evaluatie van de AMVD weergegeven en welke rol het RIVM daarbij speelt (maar ook van ILT en drinkwaterbedrijven):

1. Drinkwaterbedrijf stelt een AMVD op, vraagt eventueel advies aan RIVM (bijvoorbeeld met QMRAspot berekeningen).
2. Drinkwaterbedrijf stuurt AMVD-concept op naar RIVM (afdeling Z&O) en ILT (afdeling ILT toezicht).
3. RIVM leest het document en stelt aanvullende vragen ter verduidelijking, ook over meetprogramma voor volgende ronde AMVD.
4. Opmerkingen RIVM worden verwerkt door het Drinkwaterbedrijf.
5. AMVD en voorstel voor meetprogramma worden besproken in overleg met Drinkwaterbedrijf, ILT en RIVM.
6. Als een drinkwaterbedrijf een AMVD gereed heeft, stuurt dit bedrijf de definitieve versie hiervan als PDF via de link <https://www.ilent.nl/contact> naar de ILT, Team Leefomgeving bedrijven en infra (ILT vergunningverlening), met het verzoek om het voorgenomen meetprogramma dat in de AMVD is opgenomen goed te keuren.

7. ILT vergunningverlening stuurt de AMVD intern door naar de ILT, Publieke Instellingen, team Bedrijven (ILT toezicht) ter beoordeling of voldaan wordt aan het 10^{-4} infectierisico.
8. Indien dit wel het geval is, wordt in de beschikking dat het betreffende drinkwaterbedrijf van ILT vergunningverlening ontvangt een passage opgenomen waarin dit wordt bevestigd. Indien niet wordt voldaan aan 10^{-4} infectierisico ontvangt het betreffende drinkwaterbedrijf een brief van de ILT toezicht waarin het wordt uitgenodigd voor nader overleg.
9. Indien er onvoldoende zuivering is, moet de zuivering worden verbeterd en moet binnen een afgesproken termijn een nieuwe risicoschatting met de aangepaste zuivering worden voorgelegd. Indien er onvoldoende gegevens voorhanden zijn, moet een aangepast meetprogramma of aanvullend (literatuur)onderzoek worden uitgevoerd en op basis daarvan een nieuwe AMVD binnen een afgesproken termijn worden opgesteld en ingediend.

7 Borging met risicoanalyse/ risicomangement aanpak

De Nederlandse drinkwatersector maakt gebruik van risicoanalyses en risicomangement (RA/RM) om het drinkwatersysteem en de levering van schoon drinkwater veilig te stellen, internationaal waterveiligheidsplan geheten.

Drinkwater is het eindproduct van de keten 'van bron tot kraan'. Alleen monitoring van het eindproduct is niet voldoende ter bescherming van de volksgezondheid, daarvoor dient de gehele keten gecontroleerd te worden om uiteindelijk veilig drinkwater te produceren. Een RA/RM benadering geeft hier handvatten voor (Van den Berg et al, 2017). Ook de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) adviseert in de *Guidelines on Drinking-Water Quality* (2011) een dergelijke RA/RM benadering, de zogenoemde Water Safety Plans (WSP) ofwel waterveiligheidsplannen.

De belangrijkste vraag die met de risicoanalyse microbiologische veiligheid wordt beantwoord is: *"Voldoet het winnings- en zuiveringsstelsel aan de wettelijke eis van het infectierisico?"*.

De belangrijkste vraag die met de RA/RM benadering wordt beantwoord is: *"Hoe wordt aangetoond dat het integrale stelsel van winning, zuivering en distributie zodanig is ontworpen en wordt bedreven dat de veiligheid van het drinkwater continu gewaarborgd is?"*

Een RA/RM stelsel vormt dus de borging van de drinkwaterkwaliteit 24 uur per dag, elke dag van het jaar; hiertoe behoort ook de wettelijke eis van het infectierisico. De microbiologische veiligheid (AMVD) en RA/RM hebben elk een eigen aanpak, die op een ander niveau in het kwaliteitsmanagementsysteem van het drinkwaterbedrijf verankerd moeten zijn.

Op 15 september 2017 is de Drinkwaterregeling waaronder de meetprogramma's voor de drinkwaterbedrijven vallen aangepast (IenW, 2017). Deze wijziging betreft de implementatie van de gewijzigde Annex II en III van de Europese Drinking Water Directive (EU, 2015). Deze wijziging maakt een op risico's gebaseerd meetprogramma mogelijk voor o.a. de drinkwaterbedrijven. In de regeling zijn voorwaarden beschreven waaraan voldaan moet worden om bepaalde parameters minder of helemaal niet meer te hoeven meten. De eigenaren van drinkwaterproductielocaties dienen een risicoanalyse op te stellen waarop het meetprogramma kan worden gebaseerd. Deze risicoanalyse dient jaarlijks door de toezichthouder te worden beoordeeld. De drinkwaterbedrijven krijgen hierdoor meer mogelijkheden om het meetprogramma zelf in te richten waarbij rekening gehouden kan worden met de kwaliteit van de bron en de omgeving. De drinkwaterbedrijven bereiden een gezamenlijk richtsnoer voor om invulling te geven aan de implementatie van de recente wijziging van de Drinkwaterregeling.

8 Verklarende woordenlijst

Effectieve porositeit	<p>De effectieve porositeit is het doorstroomde poriënvolume. Poriën met een doodlopend einde hebben namelijk geen invloed op de verblijftijd van het grondwater in een geohydrologisch systeem. Doodlopende einden kunnen bijvoorbeeld ontstaan door verkitting in het zandpakket.</p> <p>De effectieve porositeit kan dus kleiner zijn dan de totale porositeit. In Nederland zijn voor zover bekend de effectieve en totale porositeit meestal gelijk.</p>
Fecale verontreiniging	<p>Een verontreiniging met fecaliën afkomstig van mens of dier, die indien aantoonbaar, kan worden herkend aan de aanwezigheid van microbiologische indicatoren van fecale verontreiniging, zoals <i>E. coli</i>, <i>enterokokken</i> en somatische colifagen. Aanwezigheid van deze indicatoren geven aan dat ziekteverwekkers die via de feces worden uitgescheiden mogelijk ook aanwezig zijn in de fecaal besmette bron. Deze ziekteverwekkers zijn vaak in lagere concentraties aanwezig dan de indicatoren.</p>
Geohydrologisch systeem	<p>Het totaal (dimensies en eigenschappen) van watervoerende pakketten en afdekkende (klei)lagen; het aantal, de ligging en debieten van de winputten.</p>
Grondstof	<p>Wordt voor de risicoanalyse van oppervlaktewaterbedrijven (Type I, O, U) gedefinieerd als de laatste plek in het waterproductieproces waar het water onbeschermd in contact is met de omgeving.</p>
Indexpathogeen	<p>De pathogeen uit de groep van bacteriën, virussen en parasitaire protozoa die het meest kritisch is voor de veiligheid van drinkwater.</p>
Indicatororganisme	<p>Een niet-pathogeen micro-organisme waarvan gegevens over de verwijdering door zuiveringsprocessen kan worden verzameld en die representatief is voor de verwijdering van een pathogeen micro-organisme.</p>
Infectie	<p>Het nestelen en vermeerderen van een pathogeen in een gastheer.</p>
Infectierisico	<p>De kans dat een pathogeen die wordt ingeslikt zich nestelt in de gastheer en zich gaat vermeerderen. Dit hoeft nog niet te betekenen dat ziektesymptomen optreden.</p>
Kwetsbaarheid winning	<p>De kwetsbaarheid van een grondwaterwinning omvat de intrinsieke eigenschappen van een verzadigd geohydrologisch systeem, welke de gevoeligheid van het geohydrologisch systeem bepalen om nadelig te worden beïnvloed door verontreinigingen</p>
Monte-Carlo simulatie	<p>Een statistische methode om de informatie uit een serie van statistische verdelingen te combineren.</p>
Oevergrondwater	<p>Oevergrondwater (Type U) wordt gezien als oppervlaktewater met oeverfiltratie als eerste zuiveringsstap.</p>

Pathogeen	Een micro-organisme dat in staat is ziektesymptomen te veroorzaken bij personen die ermee worden besmet.
Piekmoment	Een moment waarop de concentratie van pathogenen in het water hoger is door bepaalde omstandigheden.
Risicoanalyse	Het proces van het berekenen van de kans op ongewenste effecten (hier infectie) van blootstelling (hier van een drinkwaterconsument) aan een gevaar (hier een pathogeen).
Risicoschatting	Schatting van het risico, hier kans op infectie door een indexpathogeen, als onderdeel van een risicoanalyse.
Veiligheidszone	de benodigde beschermingszone die wordt berekend volgens het verontreinigingsscenario van een lekkend riool op de grondwaterspiegel, waaruit 100 enterovirussen per liter lekken met een debiet van 1m ³ /d.

9 Literatuur

- Benford, D. (2001). *Principals of Risk Assessment of Food and Drinking Water Related to Human Health*. ILSI Europe concise monograph SERIES International Life Science Institute, Belgium pp.1-43
- Commissie Bescherming Waterwingebieden (1980). *Richtlijnen en aanbevelingen voor de bescherming van waterwingebieden*. Commissie Bescherming Waterwingebieden, VEWIN-RID.
- Commissie Waterbeheer 21e eeuw (2000). *Waterbeleid voor de 21e eeuw, geef water ruimte en de aandacht die het verdient*. Advies van de Commissie Waterbeheer 21e eeuw.
- Environmental Protection Agency (EPA) (2003). *Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule Toolbox Guidance Manual*. Report 815-03-009, Office of water, EPA, USA.
- Haas, C.N., Rose, J.B., Gerba C.P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. Wiley, New York, USA.
- Haas, C.N., Eisenberg, J.N.S. (2001). *Risk Assessment*. In Fewtrell, L. and Bartram, J. (ed.), *Water Quality: Guidelines, Standards and Health*. IWA Publishing, London, p. 161-183.
- Havelaar A.H., van Olphen, M., Schijven, J.F. (1995). *Removal and inactivation of viruses by drinking water treatment processes under full scale conditions*. *Wat. Sci. Tech.* 31:55-62.
- Hijnen, W.A.M., Willemsen-Zwaagstra, J., Hiemstra, P., Medema, G.J., van der Kooij, D. (2000^a). *Removal of sulphite-reducing clostridia spores by full-scale water treatment processes as a surrogate for protozoan (oo)cyst removal*. *Wat. Sci. Tech.* 41(7):165-171.
- Hijnen, W.A.M., van Veenendaal, D.A., van der Speld, W.M.H., Visser, A., Hoogenboezem, W., van der Kooij D. (2000^b). *Enumeration of faecal indicator bacteria in large water volumes using on site membrane filtration to assess water treatment efficiency*. *Water Res.* 34:1659-166.
- Hijnen, W.A.M., Beerendonk, E.F., P.W.A.M. Smeets, G.J. Medema (2004). *Elimination of micro-organisms by drinking water treatment processes: a review*. Rapport BTO 2003.013, Kiwa, Nieuwegein
- Hijnen, W.A.M., Dullemont, Y., Schijven, J.F., Hanzens-Brouwer, A.J., Rosielle, M., Medema, G. (2007) *Removal and fate of Cryptosporidium parvum, Clostridium perfringens and small-sized centric diatoms (Stephanodiscus hantzschii) in slow sand filters*
- Hoogenboezem, W., Schijven, J.F., Nobel, P.J., Bergsma, J. (1999). *De verwijdering van bacteriofagen tijdens duinpassage*. *H₂O*, 22:29-31.
- LeChevallier, M.W., Au, K.K. (2004). *Water treatment and pathogen control*. IWA publishing, London, UK. ISBN1843390698.
- Medema, G.J., Schijven, J.F., (2000). *Modelling the Sewage Discharge and Dispersion of Cryptosporidium and Giardia in Surface Water*. *Water Research*, 35(18):4307-4316.
- Medema, G.J., Hoogenboezem, W., van der Veer A.J., Ketelaars, H.A.M., Hijnen, W.A.M. and Nobel, P.J. (2003) *Quantitative Risk Assessment of Cryptosporidium in surface water treatment*. *Water Science & Technology* 47:241-247.

- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2009). *Drinkwaterwet*. BWBR0026338
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2019). *Wet Milieubeheer*. BWBR0003245
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2011). *Drinkwaterbesluit*. BWBR0030111
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2014). *Beleidsnota Drinkwater. Schoon drinkwater voor nu en later*.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2017). Regeling van de Minister van Infrastructuur en Milieu, van 14 september 2017, nr. IenM/BSK-2017/134679, houdende wijziging van de Drinkwaterregeling ter implementatie van de Richtlijn (EU) 2015/1787 van de Commissie van 6 oktober 2015 tot wijziging van de bijlagen II en III bij Richtlijn 98/83/EG van de Raad betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (PbEU 2015, L 260)
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) (2001). *Besluit van 9 januari 2001 tot wijziging van het waterleidingbesluit in verband met de richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water*. Staatsblad van het Koninkrijk der Nederlanden, 31:1-53.
- Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM) (2005). VROM-Inspectierichtlijn 5318 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater
- NEN 6269 (1996). Bacteriologisch onderzoek van water - Onderzoek naar de aanwezigheid en/of het meest waarschijnlijke aantal van thermofiele *Campylobacter*-bacteriën
- NEN-EN-ISO 8199:2018 (2018). Water - Algemene eisen en richtlijnen voor microbiologisch kweekonderzoek.
- NEN-EN-ISO 9308-1 (2014). Water - Telling van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep - Deel 1: Methode met membraanfiltratie voor water met een lage achtergrondconcentratie aan bacteriën
- NEN-EN-ISO 9308-2 (2014). Water - Telling van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep - Deel 2: "Meest waarschijnlijke aantal" methode
- NEN-EN-ISO 9308-3 (1999). Water - Detectie en telling van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep in oppervlaktewater en afvalwater - Deel 3: Geminiaturiseerde methode (meest waarschijnlijke aantal) door enting in een voeibaar medium
- NEN-EN-ISO 10705-1 (2001). Water - Detectie en telling van bacteriofagen - Deel 1: Telling van F-specifieke RNA-bacteriofagen
- NEN-EN-ISO 10705-2 (2001). Water - Detectie en telling van bacteriofagen - Deel 2: Telling van somatische colifagen
- NEN-EN-ISO 14484 (2005). Water - Detectie van humane enterovirussen door "monolayer plaque assay"
- NEN-EN-ISO 15216-1 (2017). Microbiologie van de voedselketen - Horizontale methode voor de detectie van het hepatitis A virus en norovirus met gebruik van realtime RT-PCR - Deel 1: Methode voor kwantitatieve bepaling.
- NEN-ISO 15553 (2006). Water - Isolatie en identificatie van *Cryptosporidium* oocysten en *Giardia* cysten uit water.
- NEN-ISO 17995 (2005). Water - Detectie en telling van thermotolerante *Campylobacter* species
- Pang, L. (2009). *Microbial removal rates in subsurface media estimated from published studies of field experiments and large intact soil cores*. Journal of Environmental Quality, 38(4), 1531-1559.

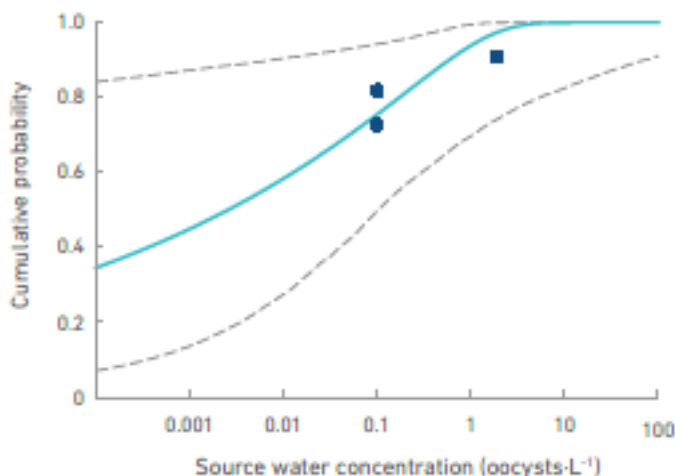
- Raad van de Europese Unie (1975). *Richtlijn 75/440/EEG betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor produktie van drinkwater in de Lid-Staten* [vervallen].
- Raad van de Europese Unie (EU)(1998). Richtlijn 98/83/EG van de Raad van 3 november 1998 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd drinkwater. *Publicatieblad Nr. L 30 van 25/12/1998 blz. 32 – 54*
- Raad van de Europese Unie (EU)(2000). *Richtlijn 2000/60/EG tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*. Publicatieblad Nr. L 327 van 22/12/2000 blz. 0001 – 0073.
- Raad van de Europese Unie (EU) (2015). Richtlijn 2015/1787 van de commissie van 6 oktober 2015 tot wijziging van de bijlagen II en III bij Richtlijn 98/83/EG van de Raad betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water. *Voorstel voor een richtlijn van het Europese Parlement en de Raad betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (herschikking)*. L260/6.
- Schijven, J.F., Annema, J.A., de Nijs, A.C.M., Theunissen, J.J.H, Medema, G.J. (1995). *Enterovirussen in het oppervlaktewater in Nederland – Emissie en verspreiding berekend met PROMISE en WATNAT – Pilotstudie*. Rapport 289202023, RIVM, Bilthoven.
- Schijven, J.F., Hoogenboezem, W., Hassanizadeh, S., Peters, J. (1999). *Modelling removal of bacteriophages MS2 and PRD1 by dune recharge at Castricum, Netherlands*. Water Resources Research, 35:1101-1111.
- Schijven, J. F., Hassanizadeh, S. M., de Roda Husman, A. M. (2010). *Vulnerability of unconfined aquifers to virus contamination*. Water Research, 44(4), 1170-1181.
- Schijven, J.F., Teunis, P.F.M., Rutjes, S.A., Bouwknecht, M., de Roda Husman, A.M. (2011). *QMRAspot: A tool for Quantitative Microbial Risk Assessment from surface water to potable water*. Water Research, 45:5564-5576.
- Schijven, J., Rutjes, S., Smeets, P., Teunis, P. (2014) QMRAspot: a tool for quantitative microbial risk assessment for drinking water_Manual QMRAspot version 2.0. Rapport 2014-0020, RIVM, Bilthoven.
- Schijven, J., Teunis, P., Suilen, T., Ketelaars, H., Hornstra, L., Rutjes, S.A. (2019) *QMRA of adenovirus in drinking water at a drinking water treatment plant using UV and chlorine dioxide disinfection*. Water Research, Volume 158, Pages 34-45.
- Smeets, P. W. M. H. (2017). PCD 8 Protocol referentiedocument AMVD (januari 2017). Retrieved from Nieuwegein: <https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/open/58957376>
- Smeets, P. (2018) QMRAbeta Quantitative Microbial Risk Assessment, Web-tool Technology Demonstrator - Ultraviolet Disinfection. Website: [http://beta.tools.watershare.eu/qmra/\\$/](http://beta.tools.watershare.eu/qmra/$/) User Name: WHO; Password: WHO123.
- Smeets, P., Petterson, S., Schijven, J., Medema, G. Separating uncertainty and variability in drinking water QMRA: methodology and guide for efficient monitoring: In voorbereiding.
- Stuyfzand, P.J. 1996. *Salinization of drinking water in the Netherlands: anamnesis, diagnosis and remediation*. SGU Rapportier och Meddelander 87, Proc. 14th SWIM, 17-21 June 1996, Malmö, Geol. Survey Sweden, Uppsala, 168-177.
- Stuyfzand P.J, Bannink A. 2003. Zijn de Nederlandse bronnen van drinkwater voldoende beschermd tegen ziekteverwekkende micro-organismen? Rapport KWR 2003.021. KWR, Nieuwegein.

- Teunis, P.F.M., Medema, G.J., Kruidenier, L., Havelaar, A.H. (1997). *Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium or Giardia in drinking water from a surface water source*. Water Research; 31(6):1333-1346.
- Teunis, P.F.M., Havelaar, A.H. (1999). *Cryptosporidium in drinking water. Evaluation of the ILSI/RSI quantitative risk assessment framework*. Rapport 284550.006, RIVM, Bilthoven.
- Teunis, P., Schijven, J., Rutjes, S. (2016) *A generalized dose-response relationship for adenovirus infection and illness by exposure pathway* Epidemiol. Infect., 144 (16), pp. 3461-3473
- Torkzaban, S., Hassanizadeh, S. M., Schijven, J. F., De Bruin, H. A. M., & de Roda Husman, A. M. (2006). *Virus transport in saturated and unsaturated sand columns*. Vadose Zone Journal, 5(3), 877-885.
- USEPA (2003). *Ultraviolet Disinfection Guidance Manual*. EPA 815-D-03-007 U.S. EPA headquarters Library, Washington.
- Van den Berg, H.H.J.L, Friederichs, L., Versteegh, J.F.M., Smeets, P., de Roda Husman, A.M. (2017). *Risicoanalyse en risicomanagement van drinkwaterproductie in Nederland*. Rapport 2017-0036, RIVM, Bilthoven
- Van der Schans, M.L., Smeets, P.W.M.H., Leunk, I., Meerkerk, M.A. (2016). *Hygiëncode Drinkwater. Winnina (grondwater, oevergrondwater en water na kunstmatige infiltratie)*. KWR | PCD 1-2:2016, KWR, Nieuwegein
- Van Rossum. C.T.M., Fransen H.P., Verkaik-Kloosterman J., Buurma-Rethans. E.J.M., Ocké. M.C. (2011). *Dutch National Food Consumption Survey 2007-2010: Diet of Children and Adults Aged 7 to 69 Years*. Rapport 350050006/2011, RIVM, Bilthoven
- Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (2004). *3rd Edition of the Guidelines for Drinking Water Quality*, World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. ISBN 92 4 154638 7.
- Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (2016). *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*. World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. ISBN 978 92 4 156537 0 <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/246195/9789241565370-eng.pdf;jsessionid=F1561701648A920B97FA4E42C6DE30DA?sequence=1>
- Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (2017). *4th Edition of the Guidelines for Drinking Water Quality*, World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. ISBN 978-92-4-154995-0.

Appendix I. Onderbouwing meetprogramma – positieve analyses

De mate van fecale verontreiniging van het water, de aantallen pathogenen die daarbij in het water komen en de variatie daarvan is uniek voor iedere locatie. Een goed meetprogramma draagt bij aan het nauwkeurig karakteriseren van een locatie. Hoe vaker pathogenen worden gemeten, hoe beter de werkelijke concentratie kan worden gekwantificeerd. Monsternamen en analyse op pathogene micro-organismen is echter kostbaar. Daarom wordt een meetprogramma zo ontworpen dat naar verwachting voldoende zekerheid wordt verkregen over die concentratie. Dit is efficiënter dan een vaste monsterfrequentie waarbij mogelijk meer monsters worden genomen dan noodzakelijk.

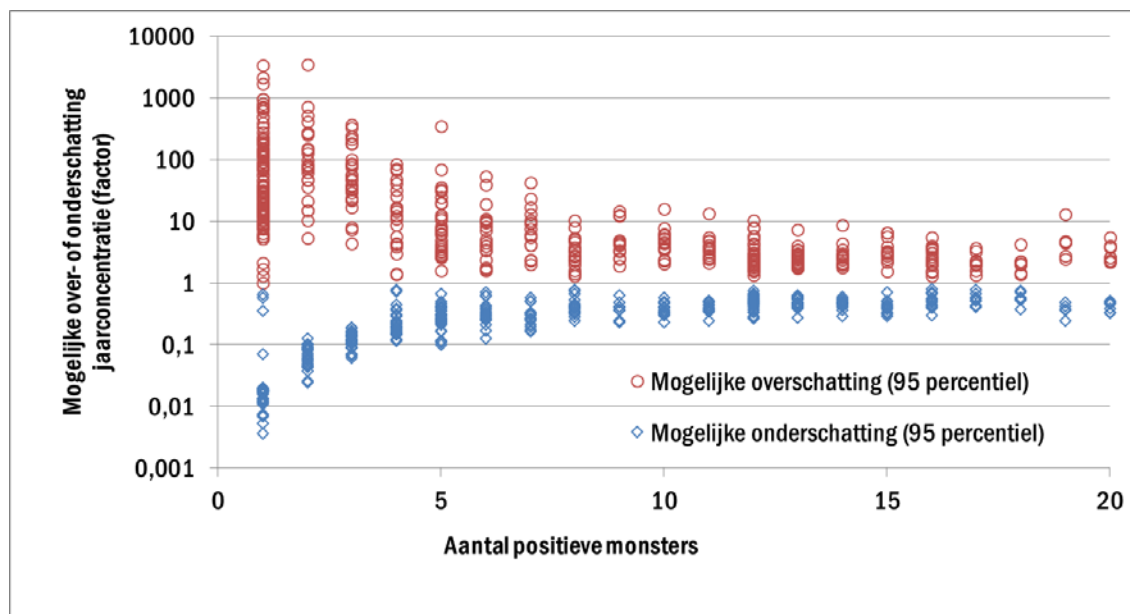
De stochastische benadering in de AMVD kan worden gebruikt om de mate van zekerheid over de concentratie pathogenen uit de meetgegevens af te leiden. Hiertoe kan een zogenaamde 'Markov Chain' worden gecreëerd voor de parameters van de verdeling die de variatie van de concentratie pathogenen beschrijft. De methodiek is beschreven in WHO (2016). De methode resulteert in een set van mogelijke parameter-paren die representatief is voor de onzekerheid over de werkelijke verdeling van pathogenen. Figuur I.1 geeft hiervan een voorbeeld voor een meetserie waarbij drie van de tien monsters positief waren. De blauwe lijn geeft de meest waarschijnlijke verdeling weer, die ook in QMRASpot wordt bepaald. De stippellijnen geven het 95% waarschijnlijkheidsinterval aan. Het is 95% zeker dat de werkelijke verdeling tussen deze grenzen ligt. Uit de figuur blijkt de grote mate van onzekerheid over de verdeling van concentraties *Cryptosporidium*, die zelf ook varieert.



Figuur I.1. Geschatte verdeling van *Cryptosporidium* concentraties in water en de onzekerheid over die verdeling op basis van Markov Chain analyse (figuur B.6 uit WHO 2016).

De mate van onzekerheid kan worden verkleind door meer metingen uit te voeren, de stippellijnen in de figuur komen dan dichterbij elkaar te liggen. De mate van variatie van de concentraties verandert niet door meer metingen, dus de vorm van de grafiek blijft ergens tussen de twee lijnen liggen. De mate van onzekerheid kan worden uitgedrukt als de mate van onzekerheid over de gemiddelde concentratie. Hiervoor wordt vaak het 95% waarschijnlijkheidsinterval gebruikt, er is dan 2,5% kans dat het werkelijke gemiddelde kleiner is dan de ondergrens, respectievelijk 2,5% kans dat deze hoger is dan de bovengrens. Smeets et al (in voorbereiding) bestudeerden de relatie tussen onzekerheid en meetresultaten door ruim 700 datasets van pathogenen en indicatororganismen te analyseren. Iedere dataset bestond uit drie of meer metingen op een meetlocatie. Voor iedere dataset is de potentiële onderschatting of overschatting van de gemiddelde concentratie bepaald. In Figuur I.2 zijn de resultaten weergegeven versus het aantal positieve monsters in de dataset, beperkt tot de datasets

met maximaal 20 positieve monsters. Daaruit blijkt een sterke relatie tussen het aantal positieve monsters en de zekerheid over de gemiddelde concentratie. De relatie tussen het totaal aantal monsters en de onzekerheid is veel minder sterk en is hier niet weergegeven.

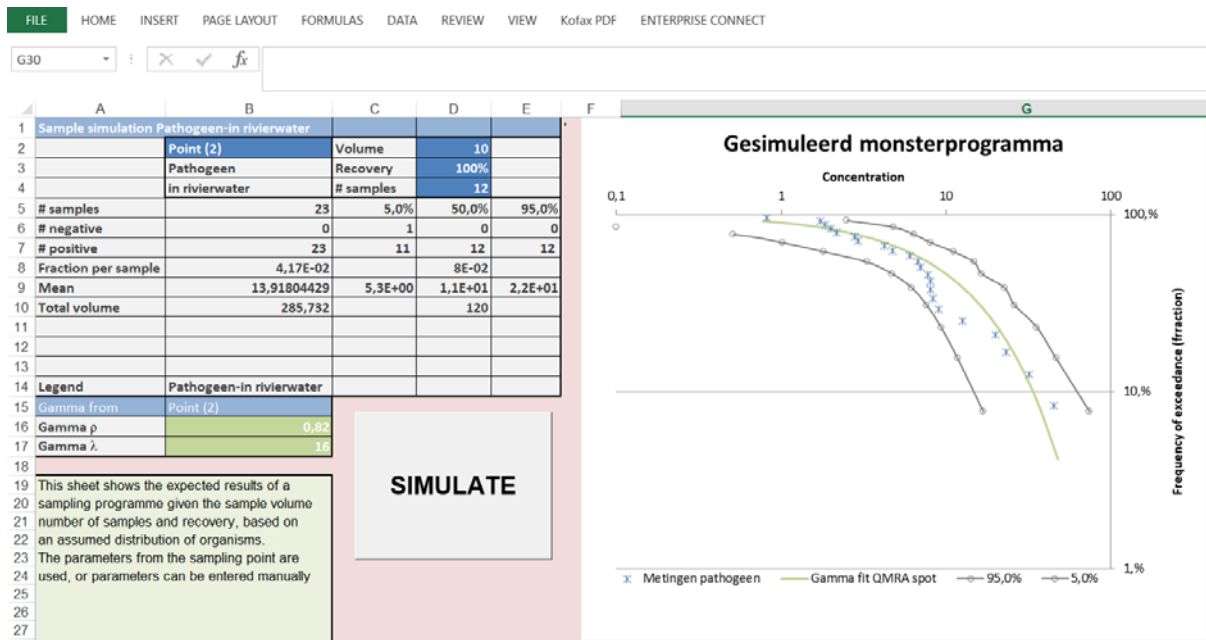


Figuur 1.2. De onzekerheid over de gemiddelde concentratie op basis van meetresultaten. Ieder rood punt staat voor het verschil tussen het 95 percentiel van het waarschijnlijkheidsinterval versus de meest waarschijnlijke schatting (Smeets et al., in voorbereiding)

Bij slechts enkele positieve meetresultaten kan er sprake zijn van meerdere logeenheden onderschatting van de werkelijke concentratie (de rode punten in Figuur 1.2). Naarmate het aantal positieve metingen toeneemt, neemt de mogelijke onzekerheid af. Bij acht of meer positieve monsters is de onzekerheid zelden groter dan één logeenheid. Dit past bij de orde grootte van onzekerheid in de gehele risicoanalyse. Bij meer monsters neemt de onzekerheid weliswaar af, maar pas bij 32 positieve monsters is de onzekerheid vrijwel altijd kleiner dan 0,5 logeenheden. Er is dus vier keer meer meetinspanning nodig om 0,5 log meer zekerheid te verkrijgen. Gezien de kosten van de metingen, en de onzekerheden bij andere elementen van de risicoberekening lijkt dit niet de moeite waard.

Bij Figuur 1.1 moet worden bedacht dat een meetreeks met twee positieve metingen ook honderden negatieve metingen kan bevatten. Hoewel die metingen wel de geschatte concentratie beïnvloeden, hebben ze geen invloed op de zekerheid van die schatting. Men kan dit vergelijken met het trekken van een lijn door punten. Zolang er één of enkele punten zijn kan de richting van de lijn niet nauwkeurig worden geschat.

Daarnaast blijkt uit Figuur 1.2 dat de zekerheid bij weinig monsters ook groter kan zijn. Dat is afhankelijk van de exacte analyseresultaten. Wanneer die erg verspreid liggen is er meer onzekerheid. Aanbevolen wordt een meetprogramma zo te ontwikkelen dat acht positieve monsters worden verwacht. Daarbij spelen de aanwezige concentraties, het monstervolume en de recovery een rol. In het BTO is de QMRAidit tool ontwikkeld om de verwachte resultaten van een monsterprogramma te voorspellen op basis van eerdere resultaten (Smeets et al., in voorbereiding). De eerdere resultaten worden met QMRAspot geanalyseerd om de meest waarschijnlijke parameters van de concentratie verdeling te verkrijgen. Deze parameters voert men in, samen met het geplande aantal monsters, het monstervolume en de verwachte recovery. QMRAidit voert daarmee een Monte Carlo simulatie uit om het aantal positieve monsters te voorspellen, inclusief de onder en bovengrens daarvan. De tool gaat er dus vanuit dat de situatie in de tussentijd niet is veranderd. Figuur 1.3 geeft een voorbeeld van QMRAidit.



Figuur 1.3. Screenshot van QMRAidit Gemeten concentratie, gefitte Gamma verdeling en het verwachte interval waar nieuwe meetresultaten bij 12 monsters van 10 liter bij 100% recovery binnen zullen vallen

Door te variëren met het aantal monsters en monstervolume kan men het optimale meetprogramma ontwerpen waarbij het waarschijnlijk is dat minstens acht positieve monsters worden verkregen. Wanneer de concentraties pathogenen erg laag zijn, zal het aantal benodigde monsters of grootte van het monstervolume onrealistisch worden, terwijl het risico relatief laag is..

Wanneer minder dan acht positieve monsters worden gevonden bij metingen, wordt aanbevolen de onzekerheid over de geschatte parameters in de AMVD op te nemen. Zowel KWR als RIVM hebben hiervoor een methode beschikbaar. Bij zeer lage aantallen positieven kan het opstellen van een Markov Chain tot onrealistische resultaten leiden. Methoden om dit te ondervangen zijn wel ontwikkeld maar nog niet gepubliceerd.

Appendix II. Rendementsbepalingen voor AMVD

1. Hoe wordt de rendementsbepaling uitgevoerd

Een rendementsbepaling moet dusdanig worden uitgevoerd dat het rendement van de gehele procedure (inclusief bemonstering), en niet een gedeelte daarvan, kan worden onderzocht.

i. Enterovirussen

Op basis van het rendement van natuurlijk aanwezige (bacterie)virussen of eventueel spiken van het niet-geconcentreerde water.

ii. *Cryptosporidium* / *Giardia*

De recoverybepaling van *Cryptosporidium* en *Giardia* op basis van colorseeds toegevoegd tijdens de bemonstering, kan een zeer slechte recovery geven. Toevoegen van de zogenoemde colorseeds bij de opwerking van het concentraat geeft een betrouwbaarder beeld en hiervoor zijn de colorseeds ook bedoeld. Dit wordt gedaan, totdat er een betere methode is voor het bepalen van het rendement inclusief de concentratiestap.

iii. *Campylobacter*

Ruw water wordt (meestal) niet geconcentreerd, omdat maximaal 1 Liter wordt ingezet. Hierdoor is geen rendementscontrole nodig voor filtratie efficiëntie en volstaan prestatiekenmerken van de methode zelf als kwaliteitscontrole.

2. Minimale rendementstellingen bruikbaar voor risicoschatting

Op basis van nauwkeurigheid van tellingen per monster (plaat) volgens de NEN-EN-ISO 8199:2007 (Water quality - General guidance on the enumeration of micro-organisms by culture), leveren platen waarbij 10 kolonies per plaat aanwezig zijn een kwantitatief resultaat op. Voor de rendementsbepaling wordt gekozen voor 10 tellingen als som van alle ingezette platen/analyses.

i. Tellingen in het onbehandelde monster (met spike)

- ≥10 tellingen; het rendement bepalen
- <10 tellingen; het rendement kan niet voldoende nauwkeurig worden bepaald, geen rendementscorrectie uitvoeren.

ii. Tellingen in het monster na concentratie

- ≥10 tellingen van de teruggevonden spike; het rendement bepalen
- <10 tellingen van de teruggevonden spike; het rendement kan niet voldoende nauwkeurig worden bepaald → niet meenemen van het rendement, indexpathogeen tellingen eventueel wel meenemen. Dan beargumenteren waarom deze analyses wel meegenomen worden (expert opinie).
- Geen tellingen van de teruggevonden spike; analyse is niet goed verlopen, waardoor geen rendement kan worden bepaald en ook de analyse van het indexpathogeen niet kan worden meegenomen. Dit is in lijn met hoe wordt omgegaan met afwijkingen aan de eerstelijnscontrole.

3. Hoe om te gaan met extreme rendementen

i. Rendementen van 0

Bij een rendement van 0 is geen spike teruggevonden, wat betekent dat het experiment niet goed is verlopen. De analyse kan niet worden gebruikt.

ii. Ondergrens rendementen (<1%)

De ondergrens voor de rendementsbepaling is 1%, dat betekent dat rendementen <1% in principe niet worden meegenomen. Deze ondergrens wordt ook gehanteerd in NEN-EN-ISO 15216-1.

iii. Rendementen groter dan 100

Het kan voorkomen dat een rendement groter is dan 100%, bijvoorbeeld als een klein volume van het onbehandelde water wordt onderzocht. Zowel het rendement als de metingen van indexpathogenen kunnen worden meegenomen. Je kunt dan het rendement op 100% stellen.

4. Corrigeren voor volume

Corrigeren voor volume levert een kleinere variatie op dan correctie op de telling. Dit is vooral duidelijk als er nultellingen in de datareeks zitten; nultellingen kun je niet corrigeren, iets $\times 0 = 0$.

5. Getrapte benadering

Doel van een getrapte aanpak is om beschikbare rendementsgegevens zo efficiënt mogelijk te gebruiken om concentraties indexpathogenen in het ruwe water op een consistente manier te corrigeren. De getrapte benadering ziet er als volgt uit:

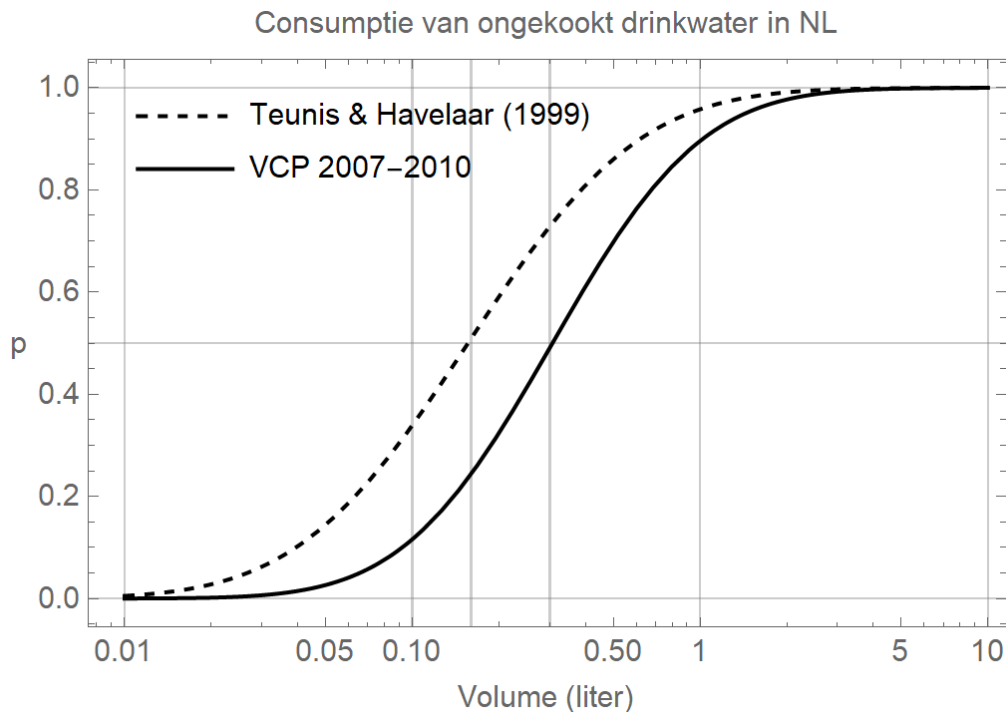
- i. Als per monster een rendementsbepaling beschikbaar is, dan per monster het volume met het gevonden rendement corrigeren (geeft dus een kleiner volume)
- ii. Vervolgens met de tellingen en aangepaste volumes een negatief binomiale verdeling fitten; dit geeft de parameters van de Gammaverdeling van de concentraties (zie QMRASpot).
- iii. Als er niet voor alle monsters een rendementsbepaling is, dan met QMRASpot de parameters voor de Gammaverdeelde concentraties en de parameters van de Betaverdeelde rendementen schatten. De combinatie van beide levert de gecorrigeerde concentratieverdeling. Echter is dit afhankelijk van de grootte van de spreiding van de rendementsverdeling, wat mede wordt door parameter α :
 - Als $\alpha \geq 1,5$, dan kan QMRASpot worden toegepast
 - Als $\alpha < 1,5$ (melding vanuit QMRASpot), dan:
 - a. alle ontbrekende rendementsgetallen aanvullen met de gemiddelde recovery of;
 - b. voor alle monsters dezelfde gemiddelde recovery nemen.

Appendix III. Drinkwaterconsumptie in Nederland

Vanaf het begin van de toepassing van QMRA voor drinkwater in Nederland werden drinkwaterconsumptiegegevens van Teunis en Havelaar (1999) toegepast. Hierin de consumptie van ongekookt drinkwater lognormaal verdeeld met op logaritmische schaal gemiddelde $\mu = -1,85779$ en standaardafwijking $\sigma = 1,0748$. Dit komt overeen met een gemiddelde consumptie van 0,28 liter per persoon per dag en een 95-percentielwaarde van 0,95 liter per persoon per dag.

Schijven et al. (2016) ontleende nieuwe gegevens van de voedselconsumptiepeilingen (Van Rossum et al., 2011), waaruit blijkt dat de consumptie van drinkwater is toegenomen. In deze nieuwe gegevens is de consumptie van ongekookt drinkwater lognormaal verdeeld met op logaritmische schaal gemiddelde $\mu = -1,18221$ en standaardafwijking $\sigma = 0,938396$. Dit komt overeen met een gemiddelde consumptie van 0,48 liter per persoon per dag en een 95-percentielwaarde van 1,6 liter per persoon per dag.

Figuur III.1 geeft de cumulatieve verdelingen weer.



Figuur III.1. De cumulatieve verdelingen van de consumptie van ongekookt drinkwater in Nederland volgens Schijven et al. (2016) en Teunis en Havelaar (1999).

Appendix IV. Kwantitatieve risicoanalyse volgens puntschatting (gewogen gemiddelden)

Hieronder wordt het protocol voor de kwantitatieve risicoanalyse volgens de puntschatting op basis van gewogen gemiddelden stapsgewijs besproken.

Opmerking: indien een concentratie micro-organismen in een monster water homogeen verdeeld is, dan is de concentratie Poisson verdeeld. Het gemiddelde van de Poisson-verdeling is gelijk aan het gewogen gemiddelde.

Drinkwater

concentratie De concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater (C_{drw}) kan vanwege de lage concentraties en de detectiegrens van de methode niet direct worden bepaald. Deze kan wel worden berekend uit de concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water (C_{ruw}) en de effectiviteit van de zuivering (fractie micro-organismen die de zuivering passeert Z). Bovendien wordt de detectiemethode gekarakteriseerd door het rendement (fractie micro-organismen die gedetecteerd worden R) van deze methode. De concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater kan als volgt worden berekend

$$C_{drw} = C_{ruw} \times \frac{1}{R} \times Z \quad (\text{Vergelijking 1})$$

Achtereenvolgens dienen C_{ruw} , Z en R te worden berekend om in te kunnen vullen in Vergelijking 1.

Ruw water

concentratie De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water (C_{ruw}) wordt berekend als een gewogen gemiddelde waarde uit de gemeten totale aantallen pathogene micro-organismen (n) gedeeld door de totale aantallen onderzochte volumes van het ruwe water (V)

$$C_{ruw} = \frac{(n_{s1} + n_{s2} + \dots + n_{sn})}{(V_{s1} + V_{s2} + \dots + V_{sn})} \quad (\text{Vergelijking 2})$$

Rendement

De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water dient te worden gecorrigeerd voor het rendement (R). Indien een beperkt aantal locatiespecifieke gegevens bekend is, moet hiervan een gewogen gemiddelde worden bepaald waarvoor de gewogen gemiddelde concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water moet worden gecorrigeerd. In de praktijk wordt het rendement vaak uitgedrukt in percentages, maar dat moet hier worden weergegeven als fractie. Voorbeeld: 50% als $R = 0,5$.

Zuivering

De efficiëntie van het toegepaste zuiveringsproces (Z) wordt (waar opportuun, zie hoofdstuk 3) berekend aan de hand van metingen van indicatororganismen. Eerst worden de gewogen gemiddelde waarden berekend uit de concentraties indicatororganismen in voor (C_{voor}) en na (C_{na}) het zuiveringsproces, zoals respectievelijk weergegeven in Vergelijking 2 en 3.

$$C_z = \frac{(n_{T1} + n_{T2} + \dots + n_{Tn})}{(V_{T1} + V_{T2} + \dots + V_{Tn})} \quad (\text{Vergelijking 3})$$

Bij metingen op praktijkschaal (paragraaf 3.5) wordt de fractie micro-organismen die de zuivering passeert (Z) berekend uit de concentraties indicatororganismen in voor (C_{voor}) en na (C_{na}) het zuiveringsproces.

$$Z = \left(\frac{C_{na}}{C_{voor}} \right) \quad (\text{Vergelijking 4})$$

Als er informatie over de eliminatie door een zuiveringsstap is verzameld uit aanvullend onderzoek wordt de gemiddelde fractie micro-organismen die de zuivering passeert (Z) berekend uit de gegevens uit het aanvullend onderzoek.

Als er over meerdere zuiveringsstappen informatie is verzameld en een Z berekend dan wordt de eliminatie van de totale zuivering berekend door de Z van de individuele stappen met elkaar te vermenigvuldigen.

Z kan dus berekend worden uit metingen aan de verwijdering van indicatororganismen (vergelijking 4) maar kan ook berekend worden uit proefinstallatie- of literatuuronderzoek. De concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater (C_{drw}) kan worden berekend door de verzamelde gegevens in Vergelijking 1 in te vullen. Vervolgens kan met deze drinkwaterconcentratie de dosis worden berekend.

Dosis De dosis wordt gekenmerkt door de concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater (C_{drw}) en de consumptie ($Cons$)

$$D = C_{drw} \times Cons \quad (\text{Vergelijking 5})$$

Consumptie Zie Appendix III $Cons = 0,48$ liter.

Dagelijks

Infectierisico Met de dosisresponsrelatie (Schijven et al., 2014) kan het dagelijkse infectierisico ($P_{inf,dag}$) worden geschat. Bij de lage concentraties in drinkwater is bij benadering

$$P_{inf,dag} = D \times P_m \quad (\text{Vergelijking 6})$$

waarbij P_m de kans is op infectie door een ingeslikt micro-organisme. Bij deze benadering wordt in de puntschatting uitgegaan van infectie door consumptie van ieder deeltje in het drinkwater ($P_m = 1$).

Jaarlijks

infectierisico Uit het dagelijks infectierisico kan bij een laag risico eenvoudig het jaarlijks infectierisico worden berekend volgens Vergelijking 7. Het aantal dagen in een jaar (d) is 365,3.

$$P_{inf,jaar} = d \times P_{inf,dag} \quad (\text{Vergelijking 7})$$