STAATSCOURANT
Officiële uitgave van het Koninkrijk der Nederlanden sinds 1814.
Nr. 35762
12 oktober 2026

Richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD)

Datum 22 december 2025

Colofon

Uitgegeven door Inspectie Leefomgeving en Transport

Postadres Postbus 16191, 2500 BD Den Haag
Telefoon 088 489 00 00
Website www.ilent.nl

Inhoudsopgave

Colofon
Inhoudsopgave
Voorwoord
1 Microbiologisch veilig drinkwater
1.1 Algemene eis
1.2 Doel ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater
1.3 Het proces van risicoanalyse
1.4 Leeswijzer
2 Grondstof voor de productie van drinkwater
2.1 Typen grondstof
2.2 De kwaliteit van de grondstof
2.3 Basisregel: kies de meest geschikte grondstof die beschikbaar is
2.4 Keuze pathogene micro-organismen
3 Kwantitatieve Risicoanalyses
3.1 Stap 1: Beschrijving van winning en zuivering
3.2 Stap 2: Kennis van de bron
3.3 Stap 3: Kennis effectiviteit zuivering
3.4 Stap 4: Vertaling van de informatie voor de risicoanalyse
4 Drinkwater met oppervlaktewater als bron (IOU)
4.1 Meetstrategie oppervlaktewater
4.2 Effectiviteit zuivering
4.3 Berekening infectierisico
5 Drinkwater met Grondwater als bron (ABK)
5.1 Inleiding
5.2 Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning
5.3 Risicoanalyse grondwaterwinning
6 Beoordeling risicoanalyse door de ILT
6.1 Doel opstellen risicoanalyse
6.2 Rapportage
6.3 Beoordeling
6.4 Uitkomst AMVD
6.5 Regelmatige herijking van de risicoanalyse
6.6 Proces indienen en beoordelen van de AMVD door de ILT en het RIVM
7 Borging met risicoanalyse en risicomanagement aanpak
8 Verklarende woordenlijst
9 Literatuur
Appendix I. Onderbouwing meetprogramma – positieve analyses
Appendix II. Bepaling zuiveringsrendement bij enkel nultellingen
Appendix III. Rendementsbepalingen voor AMVD
Appendix IV. Drinkwaterconsumptie in Nederland
Appendix V. Kwantitatieve risicoanalyse volgens puntschatting (gewogen gemiddelden)
Appendix VI. Lijst potentiële microbiologische verontreinigingsbronnen bij grondwaterwinningen
Appendix VII. Rekenvoorbeeld deelstromen
Appendix VIII. Beslisboom bij hergebruik van spoelwater

Voorwoord

In het Drinkwaterbesluit staat beschreven dat voor de microbiologische parameters Cryptosporidium, Giardia, (entero)virussen en Campylobacter een risicoanalyse 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 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 1 infectie per 10.000 personen per jaar” is gewijzigd in een “grenswaarde van 1 infectie per 10.000 personen per jaar”.

In de praktijk bleek Inspectierichtlijn 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, het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM) en de Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT) de Inspectierichtlijn herschreven in de vorm van een richtsnoer (2019). Hierin 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. In 2024 is gestart met het aanpassen van het richtsnoer op basis van nieuwe ontwikkelingen en opgedane kennis. Het richtsnoer valt onder de verantwoordelijkheid van de ILT.

Dit document is aangepast door de Werkgroep Infectierisico (WIR). In deze werkgroep zijn de volgende organisaties vertegenwoordigd: RIVM, ILT, Brabant Water, Dunea, Evides, HWL, KWR, Oasen, PWN, Vitens, Waterbedrijf Groningen, Waternet, WLN, WMD en WML.

1 Microbiologisch veilig drinkwater

1.1 Algemene eis

Eén van de belangrijkste pijlers van de Drinkwaterwet is de eis dat drinkwater microbiologisch veilig is. In artikel 21, lid 1, van die wet wordt bepaald dat drinkwater geen organismen, parasieten of stoffen bevat, in aantallen per volume-eenheid of concentraties, die nadelige gevolgen voor de volksgezondheid kunnen hebben. Deze eis is uitgewerkt bij algemene maatregel van bestuur, het Drinkwaterbesluit (Dwb). In artikel 13 Dwb wordt deze eis geconcretiseerd naar het voldoen aan de kwaliteitseisen uit de tabellen in Bijlage A, Dwb.

Artikel 13 Dwb

1. Eisen met betrekking tot microbiologische en chemische parameters voor drinkwater als bedoeld in artikel 21, lid 3, aanhef en onderdeel a, onderdeel 1°, van de wet, zijn opgenomen in de tabellen I en II van Bijlage A, behorende bij dit besluit.

3. 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, IIIc en IV van Bijlage A, behorende bij dit besluit.

In Bijlage A, tabel I, zijn de kwaliteitseisen voor microbiologische parameters in drinkwater opgenomen en is de algemene eis van artikel 21, lid 1, Dww geconcretiseerd. Dit omvat in de eerste plaats de eis van afwezigheid van E. coli en intestinale enterococcen in 100 ml drinkwater. Daarnaast zijn in Bijlage A, tabel 1, ook eisen voor de volgende microbiologische parameters opgenomen: Cryptosporidium, Giardia, Campylobacter, Bacteriofagen en (entero)virussen. (De haakjes om entero geven aan dat ook andere virusgroepen die van belang zijn voor de drinkwatervoorziening onder het Drinkwaterbesluit kunnen vallen) Dit zijn pathogene micro-organismen. Hiervoor is geen maximumwaarde opgenomen in tabel I. Volgens voetnoot 1 bij de tabel is het:

"Voor bepaalde micro-organismen, zoals virussen en protozoa (onder meer Cryptosporidium en Giardia), niet mogelijk om concentraties te meten op het zeer lage niveau, waarop blootstelling relevant is voor de gezondheid van de gebruiker."

Maakt de eigenaar gebruik van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater Dan stelt de eigenaar, in overleg met de inspecteur, een kwantitatieve risicoanalyse op voor het bereide drinkwater. Hiervoor gebruikt de eigenaar metingen van de desbetreffende micro-organismen in de grondstof en gegevens over de verwijderingscapaciteit van de verschillende zuiveringsprocessen, inclusief eventuele bodempassages. Het ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD) kan hiervoor gebruikt worden.

Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een grenswaarde van 1 infectie per 10.000 personen per jaar Als het berekende infectierisico hoger is dan de grenswaarde, moet de eigenaar met de inspecteur overleggen welke maatregelen nodig zijn. De inspecteur kan bepalen dat voor kwetsbare grondwaterwinningen eenzelfde risicoanalyse wordt uitgevoerd. Hiertoe moet het ILT-richtsnoer Analyse microbiologische veiligheid drinkwater gebruikt worden.

Tot de groep van bacteriofagen worden in elk geval gerekend de somatische colifagen en de F-specifieke bacteriofagen".

Tabel 1: Microbiologische parameters

Parameter	Maximumwaarde	Eenheid	Opmerkingen
Escherichia coli	0	kve/100 ml	kve = kolonievormende eenheden
Intestinale enterococcen	0	kve/100 ml	
Intestinale enterococcen	0	kve/100 ml	
Cryptosporidium	–		1
(Entero)virussen	–		1
Giardia	–		1
Campylobacter	–		1
Bacteriofagen	–	pve/l	pve = plaquevormende eenheden 1

1) Micro-organismen mogen krachtens artikel 21, lid 1, 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. Het ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD) kan hiervoor gebruikt worden.

Voor het door middel van deze risicoanalyse berekende theoretische infectierisico geldt een grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar. Als het berekende infectierisico groter is dan de 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. Hiertoe dient het ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater gebruikt te worden.

Tot de groep van bacteriofagen worden in elk geval gerekend de somatische colifagen en de F-specifieke bacteriofagen.

1.2 Doel ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater

In het Drinkwaterbesluit is geen concrete invulling gegeven aan de wijze waarop de microbiologische risicoanalyse van Bijlage A Dwb, tabel I, voetnoot 1, moet worden uitgevoerd. Het doel van het ILT-richtsnoer AMVD is om deze concrete invulling te geven. Het richtsnoer is opgesteld in gezamenlijk overleg tussen overheid en bedrijfstak.

Het Drinkwaterbesluit en de Drinkwaterregeling zijn een nadere concretisering van de algemene eis ten aanzien van de veiligheid van drinkwater en bevatten ook de Europese kwaliteitseisen voor drinkwater zoals voorheen opgenomen in de EU-drinkwaterrichtlijn (98/83/EG). Deze eisen zijn geactualiseerd bij de herziene EU-drinkwaterrichtlijn 2020/2184. 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 consumentenveiligheid 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 en 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, verwerkt en gerapporteerd.

De microbiologische risicoanalyse beschouwt de reguliere bedrijfsvoering binnen het drinkwaterproductieproces. Risicoanalyses van operationele aspecten, zoals beheer, onderhoud en technische staat van de benodigde voorzieningen, zoals beschreven in verschillende hygiënecodes, vallen buiten de scope van de AMVD.

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 de ILT omgaat met het toezicht op de uitvoering van de risicoanalyse en in hoofdstuk 7 wordt de borging van 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 staat aangegeven dat een kwantitatieve 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 staat dat de eigenaar van een drinkwaterbedrijf die gebruik maakt van oppervlaktewater als grondstof voor de bereiding van drinkwater, in overleg met de inspecteur een kwantitatieve risicoanalyse opstelt voor het bereide drinkwater. De analyse is gebaseerd op metingen van de desbetreffende micro-organismen in de grondstof en gegevens over de verwijderingscapaciteit bij de verschillende zuiveringsprocessen, inclusief eventuele bodempassages, Het ILT-richtsnoer Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD) kan hiervoor gebruikt worden.

Voor categorisering van waterwinplaatsen wordt de 2e ABIKOU-indeling van Stuyfzand & Bannink (2003) gehanteerd. De ABIKOU-indeling, die zowel grond- als oppervlaktewaterwinningen beslaat, onderscheidde in eerste instantie de volgende 6 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 geïnfiltreerd oppervlaktewater, eventueel na een voorzuivering. Dit kan gebiedseigen oppervlaktewater zijn of afkomstig van Rijn en Maas.
- Type K: Freatisch grondwater uit kalksteen.
- 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 6 hoofdtypen zijn onderverdeeld in 2 subtypen volgens 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). Bij subtype I gaat het om open winning via kanalen, of gesloten winning in combinatie met een eindstandige open verzamelkom. Subtype I2 betreft gesloten winning via drains of winputten.
- 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 wordt beschreven in Hoofdstuk 5.

Tabel 2.1: Verdeling van waterwinplaatsen in 6 ABIKOU-hoofdtypen en 2 subtypen per hoofdtype o.b.v. minder (X) en meer (X2) bescherming tegen verontreinigingen vanaf maaiveld of via open water

Type	**Ondiep, Freatisch Grondwater**		**Diep, Spannings Grondwater**		**Infiltraat (kunstmatig)**		**Kalksteen Grondwater**		**Oppervlaktewater**		**Oevergrondwater**	
Subtype	A	A2	B	B2	I	I2	K	K2	O	O2	U	U2
Kenmerken CSDP = weerstand Slecht-Doorlatend Pakket	CSDP < 250 d	CSDP > 250 d	CSDP < 2500 d	CSDP > 2500 d	Open terug-winning	Gesloten terug-winning	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	

(Stuyfzand, 1996; Stuyfzand & Bannink, 2003).

2.2 De kwaliteit van de grondstof

2.2.1 Oppervlaktewater

Voor oppervlaktewater als drinkwaterbron zijn er vanuit de voormalige Drinkwaterrichtlijn (98/83), de herziene Drinkwaterrichtlijn (2020/2184) en de Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) kwaliteitseisen omgezet in de nationale wetgeving, te weten artikel 22 Dww, artikel 30 Dwb en de artikelen 16 en 16a en Bijlage 5a en 5b van de Drinkwaterregeling (Dwr), en ook artikel 2.15 en bijlage V van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl, microbiologisch: E. coli en enterokokken).

Bijlage 5a bij artikel 16 Dwr bevat de kwaliteitseisen voor oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater, waaronder de microbiologische eisen (E. coli en enterokokken). In noot 2 wordt verwezen naar Bijlage A Dwb: "Voor nadere regels over de analyse van de microbiologische veiligheid wordt verwezen naar noot 1 van tabel I van bijlage A van het Drinkwaterbesluit."

De bovengenoemde wet- en regelgeving bevat de wettelijke eisen voor het beschermen, verbeteren en herstellen van de kwaliteit van het oppervlaktewater, zodat hieruit betrouwbaar drinkwater kan worden bereid. Bronnen van verontreinigingen in het oppervlaktewater zijn lozingen van gezuiverd rioolwater, riooloverstorten, afspoeling van mest van landbouwhuisdieren en inbreng van fecaal materiaal van de natuurlijke fauna. Daarnaast ligt Nederland in het onderste deel van het stroomgebied van Rijn en Maas. Hierdoor wordt de kwaliteit van het oppervlaktewater niet alleen bepaald door verontreinigingen op Nederlands grondgebied, maar ook door de kwaliteit bovenstrooms. Het is berekend dat deze "import" de grootste bijdrage levert aan de verontreinigingsgraad voor enterovirussen, Cryptosporidium en Giardia (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. Tegelijkertijd kan die taak niet los worden gezien van maatregelen bovenstrooms. In de KRW wordt deze stroomgebied benadering ook voorgeschreven.

2.2.2 Grondwater

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) bevat doelstellingen om bronnen van water voor menselijke consumptie veilig te stellen. In 2024 is als onderdeel van het KRW-impulsprogramma de tussenevaluatie KRW uitgevoerd (link: Koepelrapport tussenevaluatie KRW). Hierin wordt inzichtelijk gemaakt hoe de waterkwaliteit in Nederland ervoor staat. Ook na 2027 blijven de verplichtingen van de KRW om een goede waterkwaliteit te realiseren en achteruitgang te voorkomen onverminderd gelden. In de Omgevingswet- en regelgeving zijn diverse wettelijke beschermingsbepalingen voor de kwaliteit van de grondwater als drinkwaterbronnen opgenomen. Zo is in artikel 4.21 Bkl een bepaling opgenomen ter verbetering van de kwaliteit en voorkoming van achteruitgang van de kwaliteit van krw-oppervlaktelichamen en grondwaterlichamen vanwege vermindering van de zuiveringsinspanning.

Om de kwaliteit van het grondwater te beschermen wordt gewerkt met verschillende beschermingszones. Het betreft waterwingebieden, grondwaterbeschermingsgebieden en eventueel boringsvrije zones. Hierin gelden beperkingen of verboden voor activiteiten die de grondwaterkwaliteit negatief kunnen beïnvloeden. Elke beschermingszone heeft een eigen beschermingsniveau. De beschermingszones worden aangewezen door de provincies op grond van de Omgevingswet. Voor iedere beschermingszone gelden regels die activiteiten in die beschermingszone nader reguleren of verbieden. Deze

regels worden vastgelegd in de provinciale omgevingsverordening en kunnen per provincie verschillend zijn.

Waterwingebieden

De waterwingebieden zijn de meest kwetsbare zones van de beschermingsgebieden, waarin het beschermingsniveau het hoogst is. Deze zones liggen direct rondom de winputten of bronnen, en zijn gericht op het voorkomen van microbiologische verontreinigingen in het grondwater. Alleen activiteiten in het kader van de drinkwatervoorziening zijn hier toegestaan. De omvang is historisch gebaseerd op een reistijd van 60 dagen of 100 dagen bij kalksteen. Daarom worden ze ook vaak 60- of 100-dagenzone genoemd. Omdat deze reistijd in sommige gevallen niet voldoende bescherming biedt, wordt in hoofdstuk 5.3.3 het concept veiligheidszone geïntroduceerd. Deze kan groter zijn dan het waterwingebied, maar heeft geen formele status in de omgevingsverordening.

Grondwaterbeschermingsgebieden

Het grondwaterbeschermingsgebied is een bufferzone rondom het waterwingebied. Hier is het beschermingsniveau iets lager dan in een waterwingebied. De regels hier zijn gericht op het voorkomen van chemische verontreinigingen in het grondwater. Op basis van de geohydrologische opbouw van de ondergrond wordt onderscheid gemaakt tussen kwetsbare en zeer kwetsbare gebieden. De omvang van de gebieden wordt vastgesteld op basis van de reistijd van het grondwater in de grondlaag waaruit onttrokken wordt tot de winmiddelen. Voor alle gebieden is een 25-jaarszone aangewezen. Daarnaast is de kwetsbaarheid van enkele gebieden dermate groot dat deze ook nog zijn omgeven door een 100-jaars zone. Deze 25- en 100-jaars zones zijn niet van toepassing voor microbiologische verontreinigingen, vanwege de lange transportperiode.

Boringsvrije zones

Rondom een waterwingebied of grondwaterbeschermingsgebied ligt vaak ook een boringsvrije zone. In boringsvrije zones mogen de diep gelegen aaneengesloten kleilagen niet doorboord worden. Voorbeelden van activiteiten die verboden zijn in de boringsvrije zone zijn het hebben van een boorput, het realiseren van grond- of funderingswerken of het dieper graven dan een bepaalde diepte. Niet alle provincies hebben boringsvrije zones ingesteld.

2.2.3 Alternatieve bronnen

De kwaliteit van alternatieve bronnen, zoals opgevangen regenwater, zeewater, brak (grond)water en (gezuiverd) rioolwater, kan sterk variëren. Regenwater dat van het dak afstroomt mag uitsluitend voor toiletspoeling worden gebruikt (huishoudwater, Dww en Dwb). Voor zout en brak water en ook water dat, voordat het voor de bereiding van drinkwater wordt gebruikt, in de bodem wordt geïnfiltreerd, is een uitzondering opgenomen in artikel 22 lid 7 Dww. In sommige gevallen kan een tijdelijke ontheffing worden verleend (artikel 22 lid 4 Dww).

Voor de kwaliteit van opgevangen regenwater kan de aanwezigheid van microbiologische verontreinigingen afkomstig van het dak een probleem zijn. Deze verontreinigingen zijn meestal afkomstig van uitwerpselen van dieren, voornamelijk vogels. Niet alleen het afgestroomde water van het dak (run-off) kan microbiologische verontreinigingen bevatten, de waterkwaliteit kan ook verslechteren door de opslag (Schets et al., 2005; Schets et al., 2010). Vergelijkbaar met oppervlaktewater is opgevangen regenwater kwetsbaarder voor verontreinigingen dan grondwater. De kwaliteit van (gezuiverd) rioolwater kan ook sterk variëren door bijvoorbeeld variaties in debiet en seizoensafvoeren. Ook is de kwaliteit afhankelijk van de oorsprong van het inkomend water met mogelijke epidemieën of pandemieën en het type afvalwaterzuiveringsinstallaties (secundair, tertiair of quaternair).

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 tot de uitgebreide inzet van onze zanderige bodem als effectieve barrière tegen micro-organismen. Bij de aanleg van nieuwe drinkwatersystemen 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, zoals afvalwaterzuiveringsinstallaties, overstorten, mestopslag en lozingen, mestverwerkende bedrijven, boerderijen en dergelijke 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. Een drinkwaterbedrijf kan bij de keuze van de winlocatie rekening houden met verontreinigingsbronnen die de microbiologische kwaliteit van het in te nemen water negatief kunnen beïnvloeden. Hier zijn vooral bronnen van belang die piekverontreinigingen kunnen veroorzaken, zoals riooloverstorten, polderuitslagwater en dergelijke. 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.

Tekstkader 2.1: Preventieladder uit Beleidsnota drinkwater 2021–2026

Om risico's voor verontreiniging van drinkwaterbronnen zo veel mogelijk te vermijden, geldt de preventieladder als uitgangspunt. Bevoegde gezagen gebruiken de preventieladder bij het formuleren en beoordelen van maatregelen gericht op de bescherming van de bronnen. De preventieladder is als volgt:



Bron: (IenW, 2021).

Er zijn veel studies uitgevoerd t naar de mogelijkheid om indicatororganismen te gebruiken om de concentratie van 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). Zowel pathogenen als indicatoren zijn in hogere concentraties aanwezig in rioolwater dan in ontvangend oppervlaktewater. In dit water zijn beide weer meer aanwezig dan in water dat niet door rioollozingen wordt belast. Naast microbiologische meetgegevens is ook een analyse van de aanwezigheid van verontreinigingsbronnen in het nabije stroomgebied en de ontwikkelingen daarin essentieel voor een drinkwaterbedrijf. Zo leert het drinkwaterbedrijf de bedreigingen voor de grondstofkwaliteit kennen en kan daarop anticiperen. Zie ook gebiedsdossiers, beleidsnota Drinkwater (IenW, 2021).

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. Pieken van fecale indicatoren hoeven niet direct te betekenen dat ook pieken van pathogenen optreden., Een piek van deze parameters is wel een reden om situaties nader te onderzoeken. Kwaliteitsparameters zijn dus een instrument om inzicht te krijgen in de variatie van de grondstofkwaliteit en daarmee 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, voetnoot 1, van Bijlage A van het Drinkwaterbesluit opgenomen dat een risicoanalyse moet worden uitgevoerd voor Cryptosporidium, Giardia, (entero)virussen en Campylobacter en Bacteriofagen. 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 staat dat micro-

organismen krachtens artikel 21, lid 1, 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 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 2.2 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 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 en 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 van overige pathogenen is geborgd. Met andere woorden: als de risicoanalyse aangeeft dat het drinkwater veilig is voor de geselecteerde pathogenen, dan is het drinkwater ook veilig voor de overige pathogenen. Daarmee hebben de geselecteerde pathogenen een indexfunctie. Gezien de verschillende kenmerken van pathogene bacteriën, virussen en protozoa is uit elk van deze groepen minimaal 1 indexpathogeen geselecteerd. Van de in Tabel I van Bijlage A van het Drinkwaterbesluit genoemde indexpathogenen zijn Cryptosporidium en Giardia beide indexpathogeen voor parasitaire protozoa, enterovirussen indexpathogeen voor virussen en Campylobacter indexpathogeen voor bacteriën (Tabel 2.3). Verder wordt in Noot 1 van Tabel I 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 4 indexpathogenen zijn dus het uitgangspunt voor de risicoanalyse, tenzij er aanwijzingen zijn dat er specifieke andere pathogene micro-organismen een risico vormen.

Tabel 2.3: Groepen micro-organismen met voorgestelde indexpathogenen.

Bacteriën	Parasitaire protozoa	Virussen
Campylobacter	Cryptosporidium en Giardia	Enterovirussen

Als er aanwijzingen zijn dat een ander indexpathogeen beter geschikt is, dan kan dit indexpathogeen toegevoegd te worden aan de standaard indexpathogenen van tabel 2.3, zoals bijvoorbeeld adenovirus bij UV-desinfectie. Houd bij de keuze van een toegevoegd indexpathogeen rekening met de detectie van infectieuze deeltjes, beschikbare dosisresponsrelatie en indicatororganisme voor het bepalen van de verwijdering bij zuiveringsprocessen (Teunis et al., 2016, Schijven et al., 2019). Wanneer uit onderzoek blijkt dat een ander indexpathogeen inderdaad beter geschikt is, kan de ILT-inspecteur in individuele gevallen toestemming geven de voorgestelde indexpathogeen uit tabel 2.3 te vervangen. Hierbij zijn de criteria zoals vermeld in tabel 2.2 van belang. Het toevoegen of

vervangen van een indexpathogeen wordt afgestemd met de ILT bij het opstellen van het meetprogramma voor de volgende AMVD-cyclus.

Bij het gebruik van alternatieve bronnen moet worden nagegaan of de voorgestelde indexpathogenen bruikbaar zijn of dat eventueel alternatieve indexpathogenen gebruikt moeten worden.

2.4.1 Meetmethoden

Voor het bepalen van de concentratie micro-organismen wordt gebruikgemaakt van standaardmethoden die staan beschreven in Bijlage 4, deel I en tabel I van de Drinkwaterregeling. Er kan ook gebruikgemaakt worden van een eigen geaccrediteerde methode die gelijkwaardig is aan of beter is dan een standaardmethode. Dit moet worden beoordeeld door de ILT. In Bijlage 4, deel I, tabel I, van de Drinkwaterregeling staan (entero)virussen genoemd, met een verwijzing naar noot 2, die beschrijft dat de methode in overleg met de inspecteur moet worden bepaald, met de toevoeging: Zie hiervoor het richtsnoer 'Analyse microbiologische veiligheid drinkwater'. (Entero)virussen worden bepaald zoals is voorgeschreven in de internationale norm NEN-EN 14486; 'Water – Detectie van humane enterovirussen door "monolayer plaque assay"'. Voor Cryptosporidium en Giardia wordt verwezen naar NEN-ISO 15553 'Water – Isolatie en identificatie van Cryptosporidium oocystsen Giardia cysts uit water'.

Tabel 2.4: Microbiologische parameters waarvoor analysemethoden zijn gespecificeerd

Parameter	Methode (noot 3)	Opmerkingen
Aeromonas	NEN 6263	
Escherichia coli (E.coli) en colibacteriën	NEN-EN-ISO 9308 – 1 (noot 1) of NEN-EN-ISO 9308 – 2 (noot 1)	
F-specifieke RNA-fagen	NEN-EN-ISO 10705-1	
Somatische colifagen	NEN-EN-ISO 10705-2 en NEN-EN-ISO 10705-3	
Fagen voor*Bacterioides fragilis*	NEN-ISO 10705-3	
Clostridium perfringens (inclusief sporen)	NEN-EN-ISO 14189	
Cryptosporidium	NEN-ISO 15553	
Intestinale enterococcen (zie 4)	NEN-EN-ISO 7899 – 2	
(Entero)virussen		noot 2
Giardia	NEN-ISO 15553	
Koloniegetal bij 22°C en 36°C	NEN-EN-ISO 6222	
Pseudomonas aeruginosa	NEN-EN ISO 16266	

Campylobacter staat niet vermeld in Bijlage 4 , deel I, tabel I, van de Drinkwaterregeling. Campylobacter wordt bepaald zoals is voorgeschreven in NEN 6269: 'Bacteriologisch onderzoek van water – Onderzoek naar de aanwezigheid en/of het meest waarschijnlijke aantal van thermofiele Campylobacter-bacteriën' en ISO 17995; 'Water – Detectie en telling van thermotolerante Campylobacter species'. Voor het onderzoek naar Campylobacter mag naast de genoemde standaardmethoden ook een eigen geaccrediteerde methode gebruikt worden. Deze methode moet gelijkwaardig zijn aan of beter zijn dan de standaardmethoden. Indien gebruik wordt gemaakt van een andere methode dan de genoemde standaardmethode kan dit in de AMVD-rapportage worden vermeld.

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. Wanneer opgevangen regenwater, brak water, zeewater of (gezuiverd) rioolwater als alternatieve bron wordt gebruikt, wordt een risicoanalyse uitgevoerd zoals omschreven voor oppervlaktewater. Als brak grondwater wordt gebruikt, dan wordt een risicoanalyse uitgevoerd zoals omschreven voor grondwater.

Regenwater dat van het dak afstroomt mag uitsluitend voor toiletspoeling worden gebruikt (huishoudwater, Dww en Dwb). Voor zout en brak water en ook water dat, voordat het alvorens voor de bereiding van drinkwater te wordt gebruikt, in de bodem wordt geïnfiltreerd, is een uitzondering opgenomen in artikel 22 lid 7 Dww. In sommige gevallen kan een tijdelijke ontheffing worden verleend (artikel 22 lid 4 Dww). Voor het uitvoeren van een risicoanalyse voor een alternatieve bron wordt contact opgenomen met de ILT en het RIVM om de opzet van de risicoanalyse en het meetprogramma af te stemmen.

3.1 Stap 1: Beschrijving van winning en zuivering

Maak een goede beschrijving van de winning en het zuiveringssysteem. Beschrijf voor de winning en alle processen in de zuivering de belangrijkste kenmerken van het ontwerp en de bedrijfsvoering. Houd hierbij rekening met deelstromen en hergebruik van spoelwater. Ook moet worden vastgelegd hoe een juiste werking van de winning en zuiveringsstappen wordt geborgd. Dit kan 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 ervan uitgegaan dat de zuiveringsstap voldoet. Voorbeelden van procesparameters zijn doseerhoeveelheden bij desinfectie zoals chloordioxide, ozon of Uv-straling.

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 ervan 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 procesparameters en/of resultaatparameters moet worden beschreven hoe de bedrijfsvoering bij overschrijding of onderschrijding van de specificaties wordt aangepast. Als 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 hoelang het duurde.

3.2 Stap 2: Kennis van de bron

De bron voor drinkwater uit oppervlaktewater is het laatste open water voorafgaand 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 (5.3.10). Als het waterwingebied kleiner is dan de veiligheidszone is een meetprogramma noodzakelijk waarbij grondwater geanalyseerd wordt op somatische colifagen (5.3.11).

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 2018). 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 locatiespecifieke informatie (zie 3.3.1 metingen praktijkschaal). Als het niet mogelijk is om op locatie betrouwbare informatie te verzamelen, bijvoorbeeld door een lage concentratie van indicatororganismen, is aanvullend onderzoek noodzakelijk. Bij grondwaterwinningen is het bijvoorbeeld meestal niet mogelijk om betrouwbare informatie te verkrijgen over de zuivering van indexpathogenen door bodempassage. Ook is beperkte informatie beschikbaar over indicatororganismen. Aanvullend onderzoek kan gebeuren door middel van proefinstallatieonderzoek (3.3.3), laboratoriumonderzoek (3.3.4) of literatuuronderzoek (3.3.5).

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 Nederland is veel onderzoek uitgevoerd naar het gebruik van bedrijfsmetingen aan indicatorbacteriën, voornamelijk E. coli en sporen van sulfiet-reducerende Clostridia (SSRC) voor en na zuiveringsprocessen (Hijnen et al., 2000a,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 ontstaat een beeld van de effectiviteit van de eerste stappen van de zuivering voor bacteriën en protozoa (Hijnen et al., 2000b). Als de efficiëntie van de zuivering bij benadering bekend is, moeten de volumes die vóór

als na de zuivering worden onderzocht, voor zover mogelijk, zo worden aangepast dat de verwachte verwijdering van micro-organismen 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 calciet, SSRC bevatten. Als het beschikbaar is, kan een geschiktere microbiologische indicator worden gebruikt. Een alternatieve methode om de effectiviteit van zuiveringsprocessen te bepalen, is op basis van moleculaire technieken. Sommige moleculaire technieken, zoals qPCR (quantitative polymerase chain reaction), zijn geschikt voor het kwantificeren van specifieke genetische markers van micro-organismen, inclusief virussen, en kunnen door middel van een kalibratielijn nauwkeurig het aantal genoomkopieën vaststellen. Een voorbeeld hiervan is het bepalen van de virusverwijdering van een zuivering op basis van natuurlijke virussen (Hornstra et al. 2019). Deze natuurlijke virussen komen in hoge concentraties voor in oppervlaktewater, veelal 107 tot 108 genoomkopieën per liter, waardoor het mogelijk is om ook in de nazuivering nog een hoog verwijderingsrendement vast te stellen (Hornstra et al. 2019, Gowda et al. 2023, Gowda et al. 2024). De methode is vooralsnog geschikt om het verwijderingsrendement van membraanfiltratieprocessen te bepalen in zuiveringen die oppervlaktewater als bron gebruiken. De toepassing van de methode op basis van natuurlijke virussen voor andere bronnen of zuiveringsstappen moet nog verder onderzocht worden.

Indien geen microbiologische indicator beschikbaar is, bijvoorbeeld als het 1 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
Indexpathogeen	*Campylobacter*	*Cryptosporidium en Giardia*	*Enterovirussen*
Indicatororganisme	*E. coli* (NEN-EN-ISO 9308-1[1], 9308-2 en 9308-3)	Sporen van Sulfiet-reducerende Clostridia (NEN -ISO 6461-2)	Somatische colifagen (NEN-EN-ISO 10705-2) en/of F+ RNA fagen (NEN-EN-ISO 10705-1)

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

Een goed meetprogramma met voldoende hoge meetfrequentie en voldoende grote volumes, waarin ook bacteriofagen en bacteriën in grote volumes worden gemeten, geeft voldoende informatie over de effectiviteit van de zuiveringsprocessen voor alle micro-organismen, inclusief de virussen. Of somatische colifagen of F+ RNA fagen gebruikt worden als indicatororganisme is situatie-afhankelijk. Als 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 qua eigenschappen meer lijken op enterovirussen dan somatische colifagen.

3.3.2 Doseren 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. Een voordeel van dergelijk onderzoek op praktijkschaal is dat metingen worden verkregen vanuit de praktijksituatie. Ook is door de hogere dosering van de gebruikte indicatororganismen voldoende gevoeligheid te realiseren voor metingen na de zuiveringsstap en zijn de analysemethoden relatief betrouwbaar.

3.3.3 Proefinstallatieonderzoek

Proefinstallatieonderzoek is minder representatief voor de praktijk dan metingen op praktijkschaal.

Oorzaken kunnen schaaleffecten zijn en het feit dat een proefinstallatie doorgaans minder lang functioneert dan 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). In combinatie met metingen aan indicatororganismen ontstaat een beeld van de vertaalbaarheid van gegevens van indicatororganismen naar pathogenen. Als metingen aan deze indicatororganismen op praktijkschaal metingen aan deze indicatororganismen mogelijk zijn, kunnen deze worden gebruikt om te verifiëren dat het proefinstallatieonderzoek 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 proefinstallatieonderzoek naar de praktijk is kennis nodig over de factoren die de effectiviteit bepalen. Schaaleffecten 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 moeten worden vastgelegd.

3.3.4 Laboratoriumonderzoek

Dit type onderzoek staat het verst af van de praktijk, maar is wel 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 schaaleffecten ook een rol spelen. Het bekendste voorbeeld is het gebruik van CT (concentratie en contacttijd) modellen voor chemische desinfectie. De ervaring leert dat de rechtstreekse vertaling van laboratoriumonderzoek naar de praktijk in veel gevallen kan leiden tot een overschatting van de effectiviteit van het proces. Bijvoorbeeld:

- Kortsluitstroming bij desinfectieprocessen of fysische zuivering kan betekenen dat een deel van de micro-organismen minder goed wordt verwijderd of geïnactiveerd.
- Gevoeligheid van micro-organismen die in 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. Ook beschrijft deze literatuur welke verwijdering of inactivatie van pathogenen verwacht mag worden w 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 locatiespecifieke factoren (waterkwaliteit, voorzuivering).

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 de vertaling van gegevens van proefinstallatie- of laboratoriumschaal naar de praktijk is inzicht

nodig in de relatie tussen beide. Dit vereist informatie over de factoren die de effectiviteit van het proces op praktijk- en laboratoriumschaal beïnvloeden. Ook als na een zuiveringstap geen indicatororganismen meer aantoonbaar zijn, kan de verwijdering worden geschat. 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 en de bedrijfsvoering niet is veranderd, zijn voor een nieuwe AMVD niet altijd nieuwe gegevens nodig. De bedrijfsvoering moet dan wel zijn geborgd, bijvoorbeeld door middel van geborgde procesbewaking van de vereiste bedrijfscondities, zoals beschreven in paragraaf 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 moet altijd aangegeven worden of oude, nieuwe gegevens of beide zijn gebruikt. Ook moet worden onderbouwd waarom voor deze gegevens is gekozen.

Om te voldoen aan de risicoanalyse voor pathogene bacteriën bij een zuiveringstap 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 worden gerapporteerd in een risicoschatting. Als er ook Campylobacter-metingen zijn voor en na een zuivering, dan kan additioneel ook een risicoanalyse worden uitgevoerd voor Campylobacter op basis van deze metingen. 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. Campylobacter is daarmee niet representatief voor de verwijdering van andere (onbekende) bacteriën. Wanneer niet Campylobacter maar een andere pathogene bacterie als indexpathogeen wordt geselecteerd, dan is Campylobacter minder geschikt als indicatororganisme voor de verwijdering in de meeste zuiveringsprocessen, omdat deze minder stabiel is en dus relatief beter verwijderd wordt dan bijvoorbeeld E. coli.

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 3.1 Stap 1). Mocht een zuivering falen tijdens het nemen van een monster, dan hoeft deze uitslag niet in de AMVD als op dat moment geen drinkwater geleverd wordt. Wel moet het falen van de betreffende zuivering benoemd worden in de AMVD, dit is immers informatie over de robuustheid van het systeem. Ook moet beschreven worden wat voor maatregelen er zijn genomen naar aanleiding van dit falen. Monsters die zijn genomen tijdens het falen van de zuivering hoeven niet in de AMVD behoeven te worden opgenomen. Een berekening met deze gegevens kan wel een indicatief geven van het effect van een falende zuivering op het risico. Deze gegevens mogen daarom wel meegenomen worden in de AMVD.
Voor het toepassen van procesmodellen om de efficiëntie van een zuiveringsstap te schatten moet het volgende worden gedaan:
1. Verwijs naar de beschrijving van het procesmodel waar staat beschreven hoe het model getest is en voor welk toepassingsgebied (procescondities).
2. Gebruik 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 in de toekomst neerslagpieken en hoge waterafvoeren in de rivieren verwacht. Ook riooloverstorten, overbelasting van afvalwaterzuiveringsinstallaties en afspoeling van mest. Periodes van droogte zullen vaker voorkomen (Commissie Waterbeheer 21^{e} eeuw, 2000) en overstromingen als gevolg van hevige regenval. Dit kan tot nog extremere verontreinigingen leiden. De overstromingen kunnen rioolslib en opgeslagen mest meespoelen en leiden tot stroomuitval, leidingbreuk en 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) of bij vee (zoals

Cryptosporidium) en het optreden van epidemieën van pathogenen bij mens en dier. Deze pieken zijn voor de drinkwaterbedrijven vooral van belang, omdat de zuivering relatief zwaar wordt belast. Drinkwaterbedrijven moeten de frequentie en hoogte van piekconcentraties aan pathogene micro-organismen in de grondstof in kaart brengen en vaststellen 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, moet bij een gemeten concentratie die hoger is dan het 95-percentiel van de gammaverdeling over alle metingen, verder onderzocht 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 worden vertegenwoordigd door de indexpathogenen enterovirussen, Campylobacter, Cryptosporidium en Giardia. Meet deze in het laatste open water om de concentraties pathogenen in de grondstof zo goed mogelijk in beeld te brengen.

4.1.2 Meetprogramma

Om de kwaliteit van de grondstof zo goed mogelijk te bepalen, is het meetprogramma erop gericht de pathogeenconcentratie en de variatie daarin in beeld te brengen. 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.

Houd bij het opstellen van een meetprogramma voor de verschillende soorten oppervlaktewaterwinningen (IOU) rekening met de kwaliteitsontwikkeling van de betreffende bron in het verleden en met eventuele toekomstige kwaliteitsontwikkelingen. Hiervoor kan informatie uit de gebiedsdossiers worden gebruikt., Deze dossiers bevatten feitelijke informatie over het beschouwde gebied, waarmee de problemen en risico's voor de winning zo volledig mogelijk in beeld komen.

In de bijbehorende uitvoeringsprogramma's staan afspraken over maatregelen om deze problemen en risico's aan te pakken of te ondervangen. Zo blijft de winning duurzaam veilig. Afhankelijk van de resultaten van eerdere metingen en geschatte infectierisico's kan in samenspraak met de ILT een locatiespecifiek meetprogramma worden afgesproken.

Oevergrondwaterwinningen (U) onttrekken ten dele oppervlaktewater dat zuiveringstap als 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 voldoende zijn beschermd tegen andere verontreinigingsbronnen. De bijbehorende verbonden risicoanalyse en meetprogramma zijn hetzelfde als voor grondwaterwinningen (hoofdstuk 5).

In sommige situaties kan het meetprogramma's worden aangepast. Dat geldt bijvoorbeeld als er niet 1 maar meerdere laatste open wateren voor duininfiltratie (I), of als zich elders in het zuiveringstraject onverklaarde verontreinigingen voordoen die onafhankelijk zijn van de kwaliteit van de bron, bijvoorbeeld E. coli na duinfiltratie.

Als 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 1.000 liter nodig is. Het monstervolume kan invloed hebben op het rendement en de

detectiegrens van de methode. Een groter volume leidt daardoor niet altijd tot een lagere detectiegrens en daarom is een afweging in het monstervolume noodzakelijk om een zo laag mogelijke detectiegrens te verkrijgen.

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 worden geschat hoeveel monsters moeten worden geanalyseerd en met welk volume, zodat, indien mogelijk, voldoende positieve analyses te verkrijgen de onzekerheid te minimaliseren. Zie Appendix I voor meer informatie.

4.1.4 Indexpathogenen niet gedetecteerd in oppervlaktewaterbronnen

Het kan voorkomen dat een indexpathogeen in geen van de onderzochte watermonsters van de oppervlaktewaterbron wordt gedetecteerd. De variatie van de concentraties van het indexpathogeen in het water kan in dat geval worden beschreven met een gammaverdeling met vormparameter r gelijk aan 0,1 en schaalparameter λ gelijk aan $1/(r \times \Sigma V)$ waarbij ΣV staat voor het totaal onderzochte watervolume, rekening houdend met het bepaalde rendement. In het verleden uitgevoerde AMVD's laten zien dat de vormparameters van de gammaverdeling in oppervlaktewaterbronnen grotendeels tussen 0,1 en 1 liggen. Er is daarom voor gekozen een vormparameter van 0,1 toe te passen als er alleen nultellingen zijn van het innamewater. Hierdoor is er een relatief grote variatie in de concentratie van het indexpathogeen van het innamewater mogelijk. De gemiddelde concentratie van deze verdeling bedraagt dan:

$$r \times \lambda = \frac{1}{\text{Het totaal onderzochte volume water}}.$$

De werkelijke gemiddelde concentratie is waarschijnlijk lager en daarom is het daadwerkelijke risico ook lager dan het geschatte risico.

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 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 meerdere barrières

Een 2^{e} uitgangspunt is een aanpak met meerdere barrières: 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 een aanpak met meerdere barrières is om de zuivering robuuster te maken. Als een zuiveringstap faalt, bieden de overige zuivering nog voldoende zuivering over. Als een zuivering maar uit 1 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 voor de indicatororganismen E. coli, SSRC en somatische colifagen een meetprogramma op. Analyseer voor en na het zuiveringsproces voldoende grote volumes om kwantitatieve informatie te verkrijgen 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. Als andere indicatororganismen voor een zuiveringsproces aantoonbaar betere informatie opleveren, worden deze bij voorkeur toegepast in plaats van de aangegeven indicatororganismen met toestemming van de 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 beschikbaar is, kan de effectiviteit van een zuiveringsproces alleen op basis van alleen literatuuronderzoek worden beschreven. 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-verwijdering die aan verschillende zuiveringsprocessen zijn toe te kennen (EPA, 2003, LeChevallier & Au, 2004, Hijnen et al., 2004, Smeets et al., 2018).

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.

4.2.3 Indicatororganisme niet gedetecteerd in influent en effluent zuiveringsstap

De fractie micro-organismen die een zuiveringstap passeert wordt voor de AMVD door middel van een verdeling beschreven, zoals bijvoorbeeld de bètaverdeling. De parameters van deze verdeling kunnen op verschillende manieren worden geschat, deze worden in detail besproken in Appendix II. Onderstaande opsomming geeft de voorkeursvolgorde aan:

- Metingen van indicatororganismen in influent en effluent van de zuiveringsstap.
- Metingen van alternatieve indicatororganismen (bijvoorbeeld natuurlijke virussen voor membranen).
- Metingen van waterkwaliteitsparameters die de werking van het proces aantonen (bijvoorbeeld sulfaat voor membraanintegriteit).
- Metingen van procescondities en modellering van de verwijdering of inactivatie van indexpathogenen (bijvoorbeeld UV-dosis).
- Locatiespecifiek proefonderzoek (bijvoorbeeld pilottesten).
- Literatuurwaarden voor processen waarvoor geen model beschikbaar is.

Het kan voorkomen dat de parameters van de verdeling niet geschat kunnen worden op basis van de uitgevoerde metingen. Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn als er veel nultellingen zijn in de genomen monsters:

- Optie 1: Als er nultellingen zijn in alle influentmonsters van een zuiveringstap kunnen de parameters van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie niet worden geschat en moet een van de andere bovenstaande methoden toegepast worden.
- Optie 2: Als er wel tellingen zijn in de influentmonsters van een zuiveringstap, maar nultellingen in alle effluentmonsters, dan kunnen parameterwaarden van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie toch worden geschat. Deze parameters beschrijven dan de minimaal aangetoonde verwijdering.

Afhankelijk van de meetresultaten kan het voorkomen dat bij vervanging van 1 of meer van de nultellingen van indicatororganismen in het effluent door een positief meetresultaat een hogere reductie wordt afgeleid. In dat geval mag de hogere reductie worden gebruikt in de AMVD met de opmerking dat deze aanpak is gekozen. In plaats van het vervangen van nultellingen door positieve meetresultaten kan gekeken worden of met 1 van de andere locatiespecifieke methoden een verdergaande reductie kan worden aangetoond. Als dat mogelijk is, kan die methode worden toegepast in de AMVD-berekeningen. Vermeld daarbij dat deze aanpak gekozen is.

4.3 Berekening infectierisico

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

4.3.1 Uitgangspunten risicoanalyse

Voor het uitvoeren van een risicoanalyse zijn een aantal uitgangspunten van belang die invloed kunnen hebben op de uitvoering of de uitkomsten van de risicoanalyse. Deze uitgangspunten worden verder toegelicht.

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, bijvoorbeeld een deelstroom via bodempassage en een deelstroom via directe zuivering of een infiltratie in verschillende bodempakketten of op verschillende afstanden, moet de risicoanalyse alle onderdelen omvatten (totaalrisico).

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 (inclusief bodempassage) voor 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 4 genoemde indexpathogenen voldoende te verwijderen, zou ook voldoende effectief moeten zijn voor onbekende ziekteverwekkers.

4.3.1.3 Uitvoeren onderzoek ter bepaling van de effectiviteit van de zuivering

Met locatiespecifiek onderzoek moet informatie worden verzameld over 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 er met een 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.

Bij microbiologische bepalingen bestaan de ruwe data per onderzocht watermonster uit de telling van het aantal micro-organismen onderzochte monstervolume (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 rendementsbepalingen 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. Een uitzondering hierop is wanneer er deelstromen gecombineerd worden waarbij ruwe data (tellingen en volumes) gecombineerd worden als input voor de volgende zuiveringsstap (zie 4.3.1.5).

4.3.1.5 Deelstromen

Tijdens de bereiding van drinkwater kan het water worden verdeeld over verschillende zuiveringsstraten met een ander zuiveringsproces of eenzelfde zuiveringsproces met verschillende eigenschappen voor verwijdering of inactivatie, de zogenoemde deelstromen, en vervolgens weer samenkomen. Dit kan ervoor zorgen dat water met een verschillende kwaliteit, afhankelijk van de zuiveringsprocessen,

weer bij elkaar komt. Wanneer er sprake is van deelstromen moet hiermee rekening worden gehouden bij de uitvoering van de AMVD.

Voor de bepaling van de totale zuiveringsefficiëntie van de zuiveringsstappen in de deelstromen wordt het gemiddelde van de zuiveringsefficiënties van de verschillende deelstromen genomen, gewogen naar het debiet dat de deelstromen verwerken. Hierbij gaat het om de zuiveringsstappen vanaf het moment dat wordt gesplitst in verschillende deelstromen tot het moment dat de deelstromen weer samenkomen. Na het samenkomen van de deelstromen kunnen extra zuiveringsstappen plaatsvinden. Als voor de eerstvolgende zuiveringsstap geen extra metingen van indicatororganismen beschikbaar zijn, moeten de metingen van indicatororganismen die na de laatste zuiveringsstappen van de verschillende deelstromen zijn genomen, worden gecombineerd. (zie Appendix VII).

4.3.1.6 Hergebruik van spoelwater

Na het spoelen van een zuiveringsproces, bijvoorbeeld zand- of actiefkoolfilters, kan het spoelwater worden hergebruikt door het eerder in de zuivering terug te voeren in het zuiveringsproces. Tijdens filtratie kunnen ziekteverwekkers ophopen in het filtermedium en daar weer worden uitgespoeld tijdens het spoelen. Omdat het volume waarmee gespoeld wordt vele malen kleiner is dan het volume water dat door het filter gaat kan de concentratie in het hergebruikte spoelwater (veel) hoger zijn dan in het influent van de zuiveringsstap. Hergebruik van spoelwater kan risico's opleveren, als dit niet op een juiste wijze of op de juiste locatie gebeurt. Daarom moet bij de bereiding van drinkwater waarbij vrijkomend spoelwater wordt hergebruikt een beslisboom doorlopen worden, waaruit volgt of er een aanvullende risico-evaluatie nodig is. In Appendix VIII wordt de beslisboom en aanvullende risico-evaluatie beschreven.

4.3.2 Procedure voor de uitvoering van de risicoanalyse

Kwantitatieve microbiële risicoanalyse (QMRA) is een gestructureerde aanpak die wordt gebruikt om het microbiële gezondheidsrisico van drinkwaterproductie te kwantificeren. De QMRA-methode bestaat uit 4 stappen:

- Gevarenidentificatie (hazard identification): Identificeren van pathogenen die in het water aanwezig kunnen zijn en een gezondheidsrisico kunnen vormen.
- Blootstellingsbeoordeling (exposure assessment): Bepalen hoe en in welke mate mensen worden blootgesteld aan deze pathogenen.
- Dosisresponsbeoordeling (dose-response assessment): Analyseren van de relatie tussen de hoeveelheid pathogenen waaraan iemand wordt blootgesteld (dosis) en de kans op infectie (respons).
- Risicokarakterisering (risk characterization): Berekenen van het gezondheidsrisico (bijvoorbeeld het aantal infectiegevallen per jaar) op basis van de informatie uit de voorgaande stappen.

Bij het uitvoeren van een QMRA voor drinkwaterproductie moet rekening worden gehouden met:

- De keuze van pathogenen: Identificeer de relevante (index)pathogenen zoalsbacteriën, virussen en parasieten die in het drinkwater kunnen voorkomen. Dit kan afhankelijk zijn van de waterbron bijvoorbeeldoppervlaktewater en grondwater, de geografische locatie en specifieke lokale risico's zoals seizoensgebonden variaties of besmettingsbronnen.
- Databeschikbaarheid en -kwaliteit: Zorg voor voldoende en betrouwbare gegevens over de aanwezigheid van (index)pathogenen in de bron. Dit omvat concentraties, detectiegrenzen en variatie in de tijd en tussen locaties.
- Dosisresponsrelaties: Gebruik het dosisresponsmodel en de bijbehorende parameters zoals beschreven in Schijven et al. 2014 om het verband tussen blootstelling aan het pathogeen en de kans op infectie te beschrijven.
- Variabiliteit en onzekerheid: Houd rekening met de natuurlijke variabiliteit in pathogeenniveaus, variaties in effectiviteit van zuivering, variaties in consumptie van ongekookt drinkwater en met onzekerheden in de data en modellen.

Om de variatie en onzekerheid in de informatie mee te nemen is een statistische benadering opgesteld. Daarbij worden statistische verdelingen gebruikt die zijn gebaseerd op gegevens over pathogenen in ruw water, rendement van de meetmethode, verwijdering door zuiveringsprocessen, de consumptie van drinkwater en dosisresponsrelatie.

Zo is voor elk van de onderdelen van de risicoanalyse ook de mate van variatie bekend en wordt deze meegenomen in de analyse van de variatie van het uiteindelijke jaarlijkse infectierisico. Daar waar onvoldoende informatie beschikbaar is, kan de onzekerheid worden beschreven met een statistische verdeling. 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 volgens 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 (de onzekerheid in de parameters van deze verdelingen wordt niet in de risicoanalyse meegenomen en kan sterk verschillen afhankelijk van de data). Als van de individuele onderdelen van het drinkwaterproductieproces de statistische verdelingen opgesteld zijn, worden ze gecombineerd tot een jaarlijks infectierisico met behulp van een Monte-Carlo simulatie, zoals beschreven in 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 (Schijven et al., 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_{bron}) en de effectiviteit van de zuivering (de fractie micro-organismen die de zuivering passeert; Z). Bovendien wordt de detectiemethode gekarakteriseerd door het rendement (de fractie micro-organismen die gedetecteerd wordt; R) van deze methode. De concentratie pathogene micro-organismen in het drinkwater kan als volgt worden berekend:

$$C_{\mathrm{drw}} = C_{\mathrm{bron}} \times \frac{1}{R} \times Z.$$

De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water moet 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:

$$C_{\mathrm{bron}} = \frac{n_{\mathrm{ruw}}}{v_{\mathrm{ruw}}}.$$

Opmerking: het betreft de onbewerkte getallen voor het volume en de tellingen waarmee concentraties geschat kunnen worden. Zulke onbewerkte 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:

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

De gecorrigeerde gegevens die de basis zijn voor het fitten van verdelingen zijn dan n_{ruw} en $v_{ruw} \times 1/R$. In Appendix III 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 2019 en 2021 zijn uitgevoerd (RIVM, 2023). In Appendix IV 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 V 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 AMVD wordt niet de puntschatting gebruikt, maar schattingen van de verdeling van elke QMRA-stap. Afhankelijk van de scheefheid van de verdelingen kan de puntschatting goed overeenkomen met het gemiddelde van de stochastische berekening van het infectierisico, maar kan ook meerdere logeenheden afwijken.

De procedure voor de uitvoering van de risicoschatting is een uitgebreide analyse. De ILT beoordeelt de risicoanalyse met behulp van de ruwe gegevens die door de drinkwaterbedrijven worden verstrekt en het jaarlijks infectierisico aan de hand Monte-Carlo analyses gebaseerd op verdelingen van de individuele onderdelen. Het 95-percentiel van het berekende infectierisico wordt getoetst aan de

wettelijke grenswaarde. Drinkwaterbedrijven kunnen desgewenst naast deze Monte-Carlo berekeningen een puntschatting uitvoeren om het jaarlijks (rekenkundig) gemiddelde infectierisico uit te rekenen.

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 2^{e} instantie wordt voor het geohydrologisch systeem van de winning een risicoanalyse uitgevoerd. Deze risicoanalyse kan uitmonden in een meetprogramma voor de winning.

Wanneer bij een grondwaterwinning spoelwaterhergebruik plaatsvindt, moet de beslisboom 'Hergebruik van spoelwater' (zie Appendix VIII) doorlopen te worden voor kwetsbare winningen of wanneer de opslag van het spoelwater niet gesloten is bij niet kwetsbare grondwaterwinningen.

5.2 Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning

Betrouwbaarheid van een grondwaterwinning wordt beïnvloed door:
- Integere infrastructuur van winmiddelen, zoals integere putconstructie en ruwwaterleiding.
- Fysisch-chemische eigenschappen van bodem en grondwater die de kwetsbaarheid van het geohydrologisch systeem bepalen.

Als 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 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, zoals een lekkende put (Van der Schans et al., 2025). Winmiddelen zijn winputten, drains, waarnemingsfilters, vacuümsystemen en onderwaterpompen, infiltratiemiddelen, putkelders, ruwwaterleidingen en -reservoirs en spuileidingen met bijbehorende voorzieningen, zoals omschreven in de Hygiënecode Drinkwater: Winning (Van der Schans et al., 2016)[1]. In deze Hygiënecode staan ook het regulier onderhoud, onderzoek naar integriteit en eventuele herstelwerkzaamheden beschreven. Alle activiteiten die te maken hebben met de integriteit van de winmiddelen, zoals onderzoek naar de integriteit, herstelwerkzaamheden van lekken en andere werkzaamheden, behoren tot de operationele werkzaamheden van een drinkwaterbedrijf en vallen niet onder de uitvoering van de AMVD. Volgens de Hygiënecode Drinkwater moeten alle werkzaamheden aan winmiddelen of elders in het waterwingebied altijd worden geregistreerd. Het kwantificeren van de infectierisico's ten gevolge van een niet integer winmiddel valt wel onder de AMVD. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van de methode beschreven in Van der Schans et al., 2025.

Niet-integere winmiddelen en/of waarnemingsputten vormen een potentieel risico voor microbiologische verontreiniging. Een diepe winning kan bijvoorbeeld vanuit een geohydrologisch perspectief laag scoren qua kwetsbaarheid, maar in het geval van lekkende win- of waarnemingsputten kan er toch een risico op verontreiniging van het onttrokken grondwater ontstaan. Of een winmiddel en/of waarnemingsput lekt en of een eventuele lekkage kan leiden tot besmetting van het onttrokken grondwater, hangt af van diverse factoren. Een niet-integer winmiddel hoeft niet direct te leiden tot een overschrijding van het infectierisico. Dat kan bijvoorbeeld komen doordat een lekkage relatief kan is, het water uit de lekkende put voldoende wordt verdund met water uit andere putten of het risico op verontreiniging vanaf het maaiveld laag is. Met name het laatste punt vergroot het belang van een inventarisatie van verontreinigingsbronnen binnen de veiligheidszone, wat wordt besproken in de volgende paragrafen.

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):

1. Fysische eigenschappen
    - De aanwezigheid van slecht doorlatende (klei)lagen. Kleilagen maken minder kwetsbaar.
    - De doorlatendheid van de lagen van het geohydrologisch systeem. Wanneer minder doorlatend is minder kwetsbaar.
    - De dikte en diepte van het geohydrologisch systeem. Wanneer dikker en dieper is minder kwetsbaar.
    - Positie putfilter. Als het dieper is, dan is het 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. De 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.
2. De fysisch-chemische condities van het grondwater
    - De pH (hogere pH is kwetsbaarder).
    - De temperatuur (temperatuur is vrijwel constant in Nederland).
    - De ionsterkte (lagere ionsterkte is kwetsbaarder).
    - De ionensamenstelling.
    - Het organische stofgehalte en -samenstelling (organische stof verhindert hechting, doordat het plaatsen voor hechting op de zandkorrels kan bezetten).
    - De redoxcondities (in anoxisch grondwater worden micro-organismen minder goed verwijderd uit het water, doordat er dan minder hechting van micro-organismen aan gronddeeltjes plaatsvindt).

De 3 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.

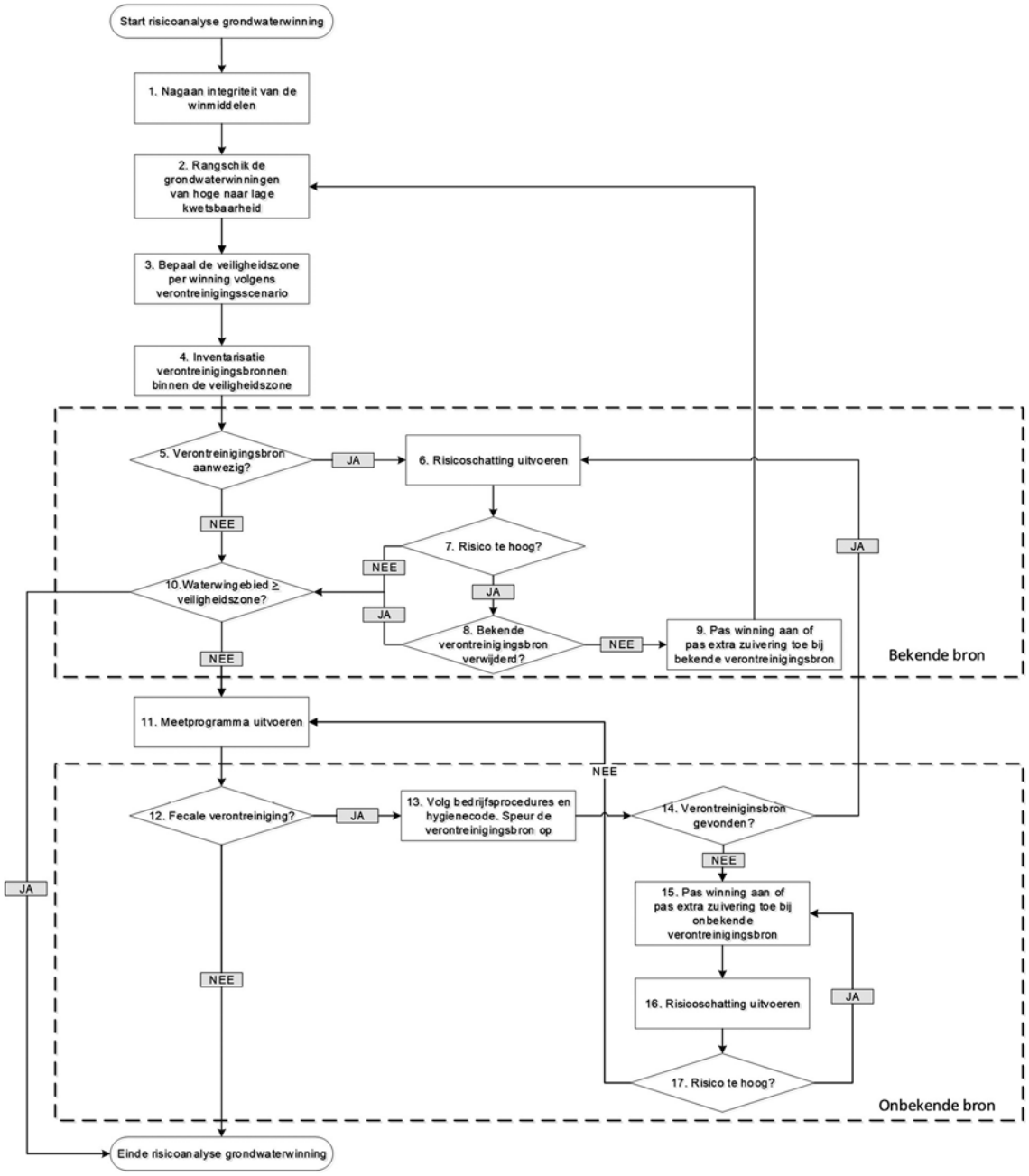
5.3 Risicoanalyse grondwaterwinning

De risicoanalyse omvat de volgende stappen:

- Het nagaan van de integriteit van de winmiddelen.
- 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.
- Indien een verontreinigingsbron is aangetroffen binnen de veiligheidszone: het uitvoeren van een risicoschatting, als onderdeel van de risicoanalyse.
- Als de veiligheidszone groter is dan het waterwingebied: het uitvoeren van een meetprogramma binnen de AMVD-periode van 4 jaar.
- Als een fecale verontreiniging wordt aangetroffen: het opsporen en zo mogelijk verwijderen van de nog onbekende verontreinigingsbron.

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 17 in de beslisboom komen over met de paragrafen 5.3.1 tot met 5.3.17.



5.3.1 Nagaan integriteit van de winmiddelen

In deze stap wordt navraag gedaan over de aanwezigheid van niet-integere of verdachte winmiddelen, die nog wel in gebruik gehouden worden. Een integriteitsonderzoek begint met een inventarisatie van constructie eigenschappen van de winmiddelen, waarmee de kwetsbaarheid op lekkage kan worden ingeschat (Van der Schans et al., 2016).

5.3.2 Rangschik de grondwaterwinningen van hoge naar lage kwetsbaarheid integere winmiddelen

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 (1

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 verblijftijdscurve 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 bijgesteld.

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.

Niet-integere winmiddelen

Niet-integere winmiddelen kunnen als kwetsbaar worden beschouwd. Wanneer potentieel lekke constructies in winputten aanwezig zijn, en er dus mogelijk sprake is van niet-integere winput, kan de voorbeeldberekening op basis van Van der Schans (Van der Schans *et al.*, 2025) worden uitgevoerd om de gevolgen voor de microbiologische veiligheid van de winning te bepalen. De microbiologische veiligheid is sterk afhankelijk van de lokale geohydrologische situatie. Met name diepe putten die zonder lekkende winmiddelen geen veiligheidszone vereisen, kunnen door de lekkage wel een veiligheidszone nodig hebben. Als een niet-integer winmiddel leidt tot een overschrijding van het infectierisico (te hoog risico), dan moeten de acties in de beslisboom worden gevolgd (figuur 5.1, vanaf stap 5). Als een lekkage wordt aangetoond en dit lek zich ter hoogte van (of ondieper dan) het eerste watervoerende pakket bevindt, zijn maatregelen nodig (Van der Schans *et al.*, 2025).

5.3.3 Bepaal de veiligheidszone per winning volgens verontreinigingsscenario

Evaluatie van de veiligheidszone wordt eerst uitgevoerd met de meest kwetsbare winning. Hierbij wordt aan de hand van een standaard verontreinigingsscenario een veiligheidszone 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).

Deze stap kan ook tegelijkertijd worden uitgevoerd met 5.3.2 Rangschik de grondwaterwinningen van hoge naar lage kwetsbaarheid. De rangschikking vindt dan plaats op basis van de berekende verblijftijdcurve.

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 en een debiet van 1 m^3/dag lekken uit een riool, gelegen op de grondwaterspiegel. De grondwatertemperatuur is 10 – 12°C, de redox-condities zijn anoxisch, waarbij inactivatie van de virussen gemiddeld 0,01 per dag op een ^{10}log-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 ^{10}log/dag). Als de winning suboxisch is, is de mate van virushechting aan het zand 2 ordes van grootte efficiënter en kan een afnamesnelheidsconstante van 1,1/dag (0,49 ^{10}log/dag) worden toegepast. De virusconcentratie vanuit het riool moet 8,3 ^{10}log in concentratie worden gereduceerd om een infectierisico van 1 per 10.000 personen per jaar niet te overschrijden op basis van een drinkwaterconsumptie van 0,28 liter per dag. Op basis van de huidige drinkwaterconsumptie van 0,79 liter per dag zou dat 8,8 ^{10}log worden (Appendix IV).

Er kan rekening worden gehouden met ^{10}log vermindering door verdunning van een enkele put ten opzichte van het hele puttenveld, dan is de reistijd T = (8,8 – ^{10}log(*Qput* / *Qtotaal*)) / 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 Qtotaal 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 ^{10}log 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 ^{10}log-schaal). Eenvoudige voorbeeldberekeningen voor het bepalen van de benodigde reistijd tussen verontreinigingsbron en winput:
  - Bij een pompdebiet van 1.000 m^3/dag is er al een concentratieafname van 3 ^{10}log door verdunning. Voor de concentratieafname van de overige 5,8 ^{10}log is dan nog een verblijftijd van 5,8/0,013 = 446 dagen nodig.
  - Bij een pompdebiet van 10.000 m^3/dag is er al een concentratieafname van 4 ^{10}log door verdunning. Voor de concentratieafname van de overige 4,8 ^{10}log is dan nog een verblijftijd van 4,8/0,013 = 369 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

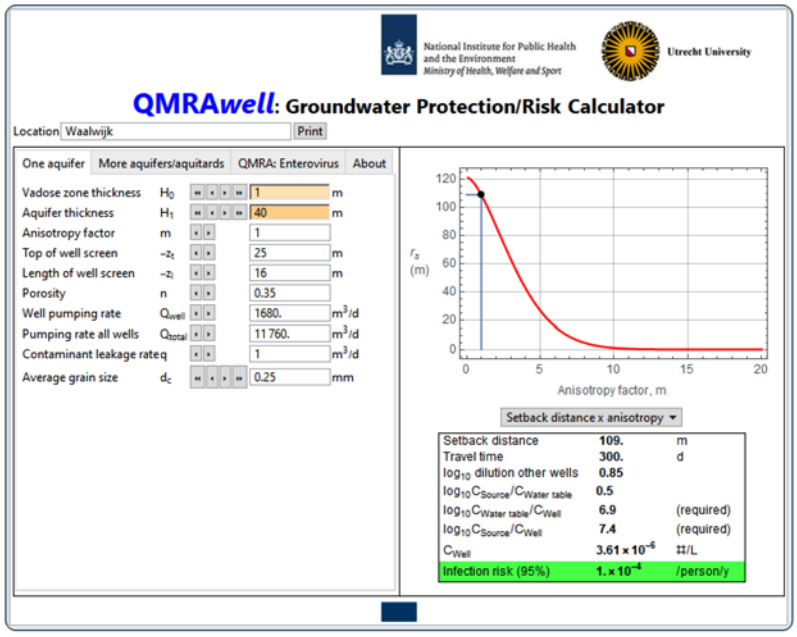
QMRAwell is een rekentool waarin het model van Schijven *et al.* (2010) is geïmplementeerd volgens bovengenoemd scenario. Dit model is niet geschikt voor K-winningen. QMRAwell berekent een veiligheidszone (in meters) rondom 1 winput. Als de veiligheidszone rondom de winput kleiner is dan de afstand tussen 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, als 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 2 modelberekeningen worden vergeleken.

Tekstkader: Vergelijking van 2 modelberekeningen voor de veiligheidszones.

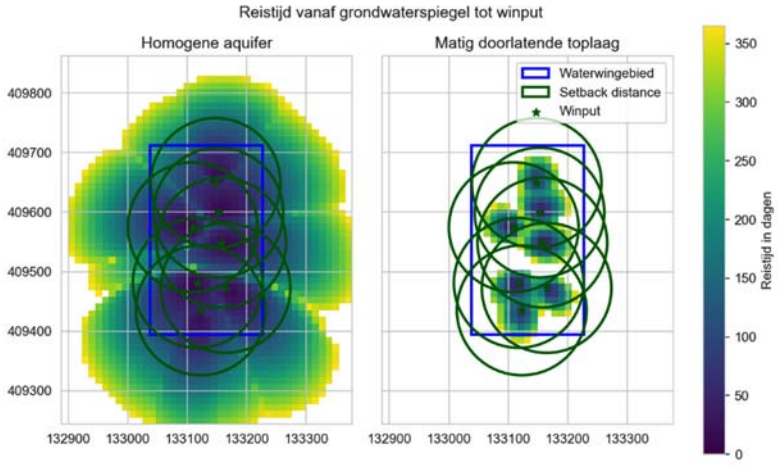
Waalwijk is een ondiepe freatische grondwaterwinning met 7 winputten. In Figuur 5.2 is volgens het verontreinigingsscenario met QMRAwell een veiligheidszone per winput met een straal van 109 m berekend. De grootte van de veiligheidszone is sterk afhankelijk van de anisotropie. Bij een grotere anisotropie 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-jaarzone 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 3 zandlagen, dan berekent TimML veel kleinere zones met een straal van ongeveer 35 m. QMRAwell 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 QMRAwell berekende zones voor een homogeen geohydrologisch systeem, ook in een puttenveld valide is. QMRAwell 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.

De groene cirkels geven de door QMRAwell berekende zones met straal 109 m aan rond iedere put.

Figuur 5.2.: Beschermingszone volgens QMRAwell.



Figuur 5.3.: Reistijden grondwater berekend met TimML.



Links: homogeen watervoerend pakket (kh=27m/dag). Rechts: 3 watervoerende pakketten met respectievelijke dikten 9 m (kh=3,3m/d), 16 m (kh=32m/d) en 15 m(kh=35m/d). Het bovenste watervoerende pakket is minder doorlatend, kh is respectievelijk 3,3 m/d, 32 m/d en 35m/d.

Het pompdebiet bij een grondwaterwinning varieert afhankelijk van de vraag naar drinkwater. Ten gevolge daarvan kunnen meerdere putten worden in- of uitgeschakeld, of kan het debiet per put worden gevarieerd. Volgens het model van Schijven *et al.* , (2010) is er voor een hoger debiet een grotere veiligheidszone nodig. Verkennend onderzoek (Van Zoggel, 2024) laat zien dat een variabel debiet in sommige gevallen een nog grotere veiligheidszone vereist, omdat door het veranderde pompdebiet er tijdelijk een grotere drukval ontstaat, waardoor de reistijd korter wordt. Het is van belang om bij kwetsbare bronnen te onderzoeken of de reistijd onder de kritische waarde blijft bij een wisselend debiet. Hiervoor kunnen numerieke modellen worden gebruikt die de stroombanen berekenen op basis van geografisch informatiesysteem (GIS) data van de bodemsamenstelling en het pompdebiet. De pompdebieten in het puttenveld worden door de drinkwaterbedrijven gelogd. Tenminste 1 jaar aan data volstaat als input voor de berekening.

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.

5.3.4 Inventarisatie verontreinigingsbronnen binnen de veiligheidszone

Sinds de invoering van de AMVD is er voor de grondwaterwinningen vaak al een inventarisatie verontreinigingsbronnen uitgevoerd op basis van het huidig Waterwingebied. Het gaat hierbij om verontreinigingen van fecale oorsprong waarin humane ziekteverwekkers potentieel aanwezig kunnen zijn (zie 2.3). Als 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 in uitzonderlijke gevallen ook mogelijk dat buiten de veiligheidszone één of meerdere bronnen aanwezig zijn met emissies van hoge concentraties pathogenen die dan toch nog een risico voor de winning kunnen vormen.

De frequentie voor het inventariseren van de verontreinigingsbronnen is eens per AMVD, tenzij ingrijpende wijzingen plaatsvinden in het puttenveld (zie hiervoor Hygiënecode Drinkwater) of een lopend meetprogramma daartoe aanleiding geeft. In Appendix VI staat een checklist met mogelijke verontreinigingsbronnen hoe deze te inventariseren, en te nemen maatregelen als een bron wordt aangetroffen.

5.3.5 Verontreinigingsbron aanwezig?

- Als er g1 verontreinigingsbron aanwezig is in de veiligheidszone, dan volgt de vraag of het waterwingebied groter is dan de veiligheidszone. Dit wordt in paragraaf 5.3.10 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.

5.3.6 Risicoschatting uitvoeren

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

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

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.
• Als 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.
• Als 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.
Als 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 (*E. coli* en Klebsiella)	10^7	10^6–10^{10}
***Campylobacter* spp.**	10^6	100–10^6
Enterovirussen	10^6	1–1.000
Rotavirussen	10^9	50–5.000
Cryptosporidium / Giardia	10^7	1–10^4

5.3.7 Risico te hoog?

- Als het infectierisico van 1 per 10.000 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.

5.3.8 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 ≤ waterwingebied, 5.3.10) van toepassing.
- Als de verontreinigingsbron niet is verwijderd, bijvoorbeeld verwijdering niet mogelijk is, dan moet de winning worden aangepast of moet extra zuivering worden toegepast (5.3.9).

5.3.9 Pas winning aan of pas extra zuivering toe bij bekende verontreinigingsbron

Aanpassen van de winning kan betekenen dat bepaalde putten minder water oppompen, dat en andere verder van de verontreinigingsbronnen meer water oppompen of dat putten worden gesloten. Extra zuivering, zoals UV-desinfectie, geeft extra reductie van microbiologische verontreiniging. Deze aanpassingen betekenen dat de veiligheidszone opnieuw moet worden bepaald (5.3.3). De daaropvolgende risicoschatting moet duidelijk maken of de aanpassingen voldoende zijn (5.3.6).

5.3.10 Waterwingebied is groter dan of gelijk aan 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.

5.3.11 Meetprogramma uitvoeren

Als het waterwingebied kleiner is dan de veiligheidszone, moet in overleg tussen het drinkwaterbedrijf, het RIVM en de ILT een meetprogramma worden opgesteld en uitgevoerd n. Dit meetprogramma wordt in elke periode van 4 jaar uitgevoerd, waarbij tenminste 3 monsters van 100 liter, tot maximaal 1.000 liter, worden onderzocht op de aanwezigheid van somatische colifagen. Het te onderzoeken monstervolume wordt in de praktijk beperkt als het filter dat wordt gebruikt om micro-organismen in het watermonster te concentreren, verstopt raakt door gesuspendeerde stoffen, waaronder ijzerdeeltjes. Een groter volume leidt daardoor niet altijd tot een lagere detectiegrens. Daarom is een afweging van het monstervolume nodig om een zo laag mogelijke detectiegrens te bereiken.

Somatische colifagen kunnen in concentraties voorkomen die 1.000 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 ^{10}log 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.

5.3.12 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, behoeft 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.

5.3.13 Volg de bedrijfsprocedures en hygiëne code. Speur de verontreinigingsbron op

Er wordt gehandeld volgens bedrijfsspecifieke procedures of de Hygiënecode (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 tussen 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.

5.3.14 Verontreinigingsbron gevonden?

- Als er een verontreinigingsbron wordt gevonden, is sprake van een nu bekende verontreinigingsbron en moet de risicoschatting worden vervolgd zoals omschreven in 5.3.6.
- Als de verontreinigingsbron onvindbaar is, moet de winning worden aangepast of moet extra zuivering worden toegepast

5.3.15 Pas winning aan of pas extra zuivering toe bij onbekende verontreinigingsbron

Aanpassen van de winning kan betekenen dat bepaalde putten minder water oppompen, dat andere putten mogelijk verder 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 schatting doen van de concentraties van mogelijk aanwezige enterovirussen op basis van de aanname dat deze in concentraties duizend tot 10.000 keer lager zijn. De enterovirusconcentratie kan dan maximaal 10^{-4} per liter zijn. Om het infectierisico van 1 per 10.000 personen per jaar niet te overschrijden, moet de concentratie enterovirussen een orde van grootte kleiner zijn dan 10^{-6} per liter. Er is dus nog additioneel 2 ^{10}log-reductie nodig door één of meer van de volgende maatregelen: extra zuivering, extra verdunning of een lager pompdebiet, waardoor er meer tijd voor virusinactivatie is. De aanpassing(en) moet(en) worden gecontroleerd met een risicoschatting.

5.3.16 Risicoschatting uitvoeren

De risicoschatting voor een onbekende verontreinigingsbron verloopt anders dan voor een bekende verontreinigingsbron (5.3.6), omdat de verontreinigingsbron niet bekend is. De informatie die ter beschikking is, is de vastgestelde fecale verontreiniging en de eigenschappen van het geohydrologisch systeem. Hetzelfde voorbeeld als in 5.3.13 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.

5.3.17 Risico te hoog?

- Als het infectierisico van 1 per 10.000 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 de ILT

6.1 Doel opstellen risicoanalyse

Het doel van de risicoanalyse is aantonen dat het geproduceerde drinkwater voldoet aan de grenswaarde van minder dan 1 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

Het bepalen van het infectierisico van een drinkwaterzuivering start met het opstellen van een meetprogramma. Voordat een meetserie start, wordt een meetprogramma door het drinkwaterbedrijf ter beoordeling aangeboden aan de ILT. In het meetprogramma is opgenomen wat, waar en hoe vaak wordt gemeten. Op basis van beschikbare gegevens, zoals risicoanalyses, kan worden overwogen de frequentie te verhogen dan wel te verlagen of andere parameters toe te voegen.

Na het afronden van de meetserie wordt een risicoanalyse opgesteld en ter beoordeling aangeboden aan de ILT. Het infectierisico moet worden berekend voor de AMVD-periode. Het kan echter een meerwaarde hebben om:
- Het infectierisico te vergelijken met voorgaande AMVD's.
- Historische monitoringsdata mee te nemen.
- Het infectierisico per jaar te berekenen.

Wanneer historische gegevens worden meegenomen is het van belang om ontwikkelingen door de jaren heen, die van invloed kunnen zijn op het berekende infectierisico, of op de monitoringsdata, mee te nemen. Voorbeelden hiervan zijn veranderingen aan de bron (bijvoorbeeld betere bescherming), aanpassingen in de zuivering, wijziging van de rendementsbepaling of aanpassingen aan de meetmethoden (bijvoorbeeld gevoeligheid van metingen).

De risicoanalyse wordt vastgelegd in een rapportage: de AMVD. Het drinkwaterbedrijf stelt deze ter beschikking aan de ILT. Een AMVD is een document dat afzonderlijk gelezen moet kunnen worden. Hiervoor moet een AMVD een duidelijke beschrijving bevatten van het systeem, van de bron tot en met het afgeleverde water. Mogelijke verontreinigingsbronnen, seizoenvariaties en eventuele (genomen) beheersmaatregelen worden in kaart gebracht.

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 de ILT voorlegt. Voor grondwaterwinningen is de risicoschatting primair gericht op enterovirussen. Als sprake is van verontreiniging door andere pathogenen, moet de risicoschatting vanzelfsprekend ook daarvoor worden uitgevoerd. In de AMVD-rapportage wordt ook een meetprogramma voorgesteld voor de volgende AMVD.

Er bestaan diverse tools voor het uitvoeren van een kwantitatieve risicoanalyses. Voor de reproduceerbaarheid is het van belang om de juiste softwareversie te vermelden. Ook moeten de parameterwaarden worden meegeleverd. De keuze van een waarde voor kritische parameters (bijv. porositeit bij grondwatermodellen) moet worden besproken in de hoofdtekst. Overige parameters kunnen als bijlage of als separaat bestand worden toegevoegd aan het dossier. Het uitgangspunt is dat de berekeningen kunnen worden herhaald op basis van de aangeleverde data.

6.3 Beoordeling

Bij de beoordeling van het meetprogramma en de risicoanalyse door de ILT 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 oppervlaktewaterbedrijven 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 Uitkomst AMVD

Bij de uiteindelijke beoordeling van de risicoanalyse zijn er 2 mogelijke uitkomsten: het 95-percentiel van het geschatte infectierisico voor de combinatie van grondstof met daarop ingezette zuiveringstechnieken voldoet wel of niet aan de infectierisico-eis.

Voldoet niet aan de eis voor infectierisico

De 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 de ILT aan het drinkwaterbedrijf.

Vervolgens stelt het drinkwaterbedrijf een actieplan op en legt dat voor aan de ILT. De 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

De ILT zal op basis van deze risicoanalyse en uiteraard de beoordeling van deze risicoanalyse in een brief aan het drinkwaterbedrijf verwoorden dat er wordt voldaan aan de wettelijke infectierisico-eis.

6.5 Regelmatige herijking van de risicoanalyse

De ILT verlangt dat regelmatig wordt bezien of de risicoanalyse moet worden aangepast op grond van veranderingen in de kwaliteit van de grondstof, veranderingen in de zuivering, aanpassing van dit protocol op basis van 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 moet eens in de 4 jaar een risicoanalyse te worden uitgevoerd, indien nodig onderbouwd met nieuwe metingen in de bron en/of zuivering

6.6 Proces indienen en beoordelen van de AMVD door de ILT en het RIVM

De 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 de ILT en drinkwaterbedrijven):

1. Drinkwaterbedrijf stelt een AMVD op en vraagt eventueel advies aan het RIVM.
2. Drinkwaterbedrijf stuurt AMVD-concept op naar het RIVM (centrum Z&O) en de ILT (afdeling ILT Toezicht).
3. Het RIVM leest het document en stelt aanvullende vragen ter verduidelijking, ook over meetprogramma voor de volgende AMVD-ronde.
4. Opmerkingen van het RIVM worden verwerkt door het drinkwaterbedrijf.
5. AMVD en voorstel voor meetprogramma worden besproken in overleg met het drinkwaterbedrijf, de ILT en het RIVM.
6. Als een drinkwaterbedrijf een AMVD gereed heeft, stuurt dit bedrijf de definitieve versie hiervan als pdf via Aanvraagformulier drinkwater naar de ILT met het verzoek om het voorgenomen meetprogramma dat in de AMVD is opgenomen goed te keuren. Het is mogelijk om, vanwege veranderingen of voortschrijdend inzicht, in overleg met de ILT en het RIVM het voorgenomen meetprogramma voor de uitvoering nog aan te passen. Hiervoor kan het bedrijf contact opnemen met de ILT.
7. De afdeling ILT Vergunningverlening stuurt de AMVD intern door naar de afdeling ILT Toezicht ter beoordeling of voldaan wordt aan het infectierisico van 10^{-4} pppj.
8. Als dit wel het geval is, wordt door de afdeling ILT Toezicht een brief verstuurd aan het betreffende drinkwaterbedrijf waarin dit wordt bevestigd. Als niet wordt voldaan aan het infectierisico van 10^{-4} pppj ontvangt het betreffende drinkwaterbedrijf een brief van de afdeling ILT Toezicht waarin het wordt uitgenodigd voor nader overleg over de te nemen maatregelen.

7 Borging met risicoanalyse en risicomanagement aanpak

De Nederlandse drinkwatersector maakt gebruik van risicoanalyses en risicomanagement (RA/RM) om het drinkwatersysteem en de levering van schoon drinkwater veilig te stellen. Internationaal waterveiligheidsplan genoemd.

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 moet de gehele keten gecontroleerd 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 (2017) een dergelijke RA/RM benadering, de

zogenoemde Water Safety Plans (WSP) ofwel waterveiligheidsplannen. In de Europese Drinking Water Directive (EU, 2020/2184) is de uitvoering van een RA/RM methode ook voorgeschreven.

De belangrijkste vraag die met de risicoanalyse microbiologische veiligheid wordt beantwoord is: Voldoet het winnings- en zuiveringssysteem 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 systeem van winning, zuivering en distributie zodanig is ontworpen en wordt bedreven dat de veiligheid van het drinkwater continu gewaarborgd is?

Een RA/RM systeem 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 17 november 2022 is de Drinkwaterregeling waaronder de meetprogramma's voor de drinkwaterbedrijven vallen aangepast (Regeling van de Minister van Infrastructuur en Waterstaat van 17 november 2022, nr. IENW/BSK-2022/260590, tot wijziging van de Drinkwaterregeling in verband met de omzetting van de EU-Drinkwaterrichtlijn 2020/2184 (herschikking). Deze wijziging betreft de implementatie van de gewijzigde Annex II en III van de Europese Drinking Water Directive (EU, 2020/2184). 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 moeten een risicoanalyse op stellen waarop het meetprogramma kan worden gebaseerd. Deze risicoanalyse moet jaarlijks door de toezichthouder 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 hebben een gezamenlijk richtsnoer ontwikkeld om invulling te geven aan de implementatie van de recente wijziging van de Drinkwaterregeling.

8 Verklarende woordenlijst

Term	Uitleg
Bètaverdeling	Een verdeling met 2 parameters (α) en (β), waarbij de verdeling ligt tussen 0 en 1. Het gemiddelde wordt gegeven door $\alpha / (\alpha + \beta)$.
Deelstromen	Verdeling van het water over verschillende zuiveringsstraten met een ander zuiverings-proces of eenzelfde zuiveringsproces met verschillende eigenschappen waarna het water weer bij elkaar komt.
Effectieve porositeit	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. De effectieve porositeit kan dus kleiner zijn dan de totale porositeit. In Nederland zijn voor zover bekend de effectieve en totale porositeit meestal gelijk.
Fecale verontreiniging	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 *E. coli*, enterokokken 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.
Gammaverdeling	Een verdeling met 2 parameters, shape (r) en scale (λ). Het gemiddelde wordt gegeven door $r \times \lambda$.
Geohydrologisch systeem	Het totaal (dimensies en eigenschappen) van watervoerende pakketten en afdekkende (klei)lagen: het aantal, de ligging en debieten van de winputten.
Grondstof	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.
Indexpathogeen	De pathogeen uit de groep van bacteriën, virussen en parasitaire protozoa die het meest kritisch is voor de veiligheid van drinkwater.
Indicatororganisme	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.
Infectie	Het nestelen en vermeerderen van een pathogeen in een gastheer.
Infectierisico	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.
Kwantitatieve microbiologische risicoanalyse (QMRA)	Een risicobeoordelingsmethode (preventieve strategie) om de microbiologische veiligheid van drinkwater bereid uit oppervlaktewater of kwetsbare grondwaters te bepalen. Hierbij wordt op een gestructureerde manier het microbiologische gezondheidsrisico door blootstelling aan ziekteverwekkers (zoals bacteriën, parasieten en virussen) gekwantificeerd.

Term	Uitleg
Kwetsbaarheid winning	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.
Monte-Carlo simulatie	Een statistische methode om de informatie uit een serie van statistische verdelingen te combineren.
Oevergrondwater	Oevergrondwater (Type U) wordt gezien als oppervlaktewater met oeverfiltratie als eerste zuiveringsstap.
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.
Winmiddelen	Winputten, drains, waarnemingsfilters, vacuümsystemen en onderwaterpompen, infiltratiemiddelen, putkelders, ruwwaterleidingen en -reservoirs en spuileidingen met bijbehorende voorzieningen.

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.

Gowda, D.V., D. Harmsen, D., D'Haese, A., Cornelissen, E.R. (2023). "Membrane integrity monitoring on laboratory scale: Impact of test cell-induced damage on membrane selectivity." Journal of Membrane Science 669: 121281.

Gowda, D.V., Pluym, T., De Gusseme, B., Cornelissen, E., D'Haese, A. (2024). "Safeguarding reverse osmosis membrane integrity in drinking water production: A pilot study using 2 native bacterial communities and viruses in surface water as integrity indicators." Journal of Water Process Engineering 65.

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. (2000a). *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. (2000b). *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. H_2O, 22:29-31.

Hornstra, L. M., T. Silva, B. Blankert, L. Heijnen, E. Beerendonk, E. Cornelissen and G. Medema (2019). "Monitoring the integrity of reverse osmosis membranes using novel indigenous freshwater viruses and bacteriophages." Environmental Science: Water Research & Technology 5.

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*, versie 2024-01-01. wetten.nl – Regeling – Drinkwaterwet – BWBR0026338

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2019). *Wet Milieubeheer. BWBR0003245*, 2025-01-01. wetten.nl – Regeling – Wet milieubeheer – BWBR0003245

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2011). *Drinkwaterbesluit.* BWBR0030111, versie 2024-01-01. wetten.nl – Regeling – Drinkwaterbesluit – BWBR0030111

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2021). *Beleidsnota Drinkwater 2021–2026. Samen werken aan een toekomstbestendige drinkwatervoorziening*.

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) (2011). *Drinkwaterregeling* nr. BJZ2011046947 houdende nadere regels met betrekking tot enige onderwerpen inzake de voorziening van drinkwater, warm tapwater en huishoudwater (Drinkwaterregeling). wetten.nl – Regeling – Drinkwaterregeling – BWBR0030152

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. Bacteriologisch onderzoek van water – Onderzoek naar de aanwezigheid en/of het meest waarschijnlijke aantal van thermofiele *Campylobacter*-bacteriën

NEN-EN-ISO 8199. Water – Algemene eisen en richtlijnen voor microbiologisch kweekonderzoek.

NEN-EN-ISO 9308-1. 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. Water – Telling van *Escherichia coli* en bacteriën van de coligroep – Deel 2: "Meest waarschijnlijke aantal" methode

NEN-EN-ISO 9308-3 . 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 vloeibaar medium

NEN-EN-ISO 10705-1. Water – Detectie en telling van bacteriofagen – Deel 1: Telling van F-specifieke RNA-bacteriofagen

NEN-EN-ISO 10705-2. Water – Detectie en telling van bacteriofagen – Deel 2: Telling van somatische colifagen

NEN-EN-ISO 14484. Water – Detectie van humane enterovirussen door "monolayer plaque assay"

NEN-ISO 15553. Water – Isolatie en identificatie van *Cryptosporidium* oocystsen *Giardia* cysts uit water.

NEN-ISO 17995. Water – Detectie en telling van thermotolerante *Campylobacter* species

NEN-ISO 6461-2. Water – Detectie en telling van de sporen van sulfietreducerende anaerobe micro-organismen (clostridia) – Deel 2: Methode door middel van membraanfiltratie

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.* Richtlijn – 98/83 – EN – EUR-Lex

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. Richtlijn – 2000/60 – EN – EUR-Lex

Raad van de Europese Unie (EU) (2020). Richtlijn 2020/2184 van de commissie van 16 december 2020 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (herschikking). Richtlijn – 2020/2184 – NL – EUR-Lex

RIVM (2023). Dutch National Food Consumption Survey 2019–2021: Consumption of foods (classified by NEVO-codes). 2023. Bilthoven, RIVM.

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., Bouwknegt, 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) Separating uncertainty from variability in QMRA to support management decisions. HRWM WaterMicro conference, 15–18 May 2017 Chapel Hill, North Carolina, USA.

Smeets, P. (2018) QMRAbeta Quantitative Microbial Risk Assessment, Web-tool Technology Demonstrator – Ultraviolet Disinfection. Website: beta.tools.watershare.eu/qmra/$/ User Name: WHO; Password: WHO123.

Stuyfzand, P.J. 1996. *Salinization of drinking water in the Netherlands: anamnesis, diagnosis and remediation.* SGU Rapporter och Meddelander 87, Proc. 14th SWIM, 17–21 June 1996, Malmö, Geol. Survey Sweden, Uppsala, 168–177.

Stuyfzand PJ, 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.

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). *Hygiënecode Drinkwater. Winning (grondwater, oevergrondwater en water na kunstmatige infiltratie)*. KWR | PCD 1-2:2016, KWR, Nieuwegein

Van der Schans, M.L, Post, V., Smeets, P.W.M.H., Cirkel, G. (2025). *Verkennende berekeningen naar de microbiologische risico's van lekke stijgbuizen en waarnemingsbuizen in winputten voor de drinkwaterproductie*. KWRW 2025.015

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

Van Zoggel, S. (2024) Modelling and assessing the effect of variable groundwater extraction rates on the microbiological safety zone. Utrecht University, Master Internship Brabant Water.

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

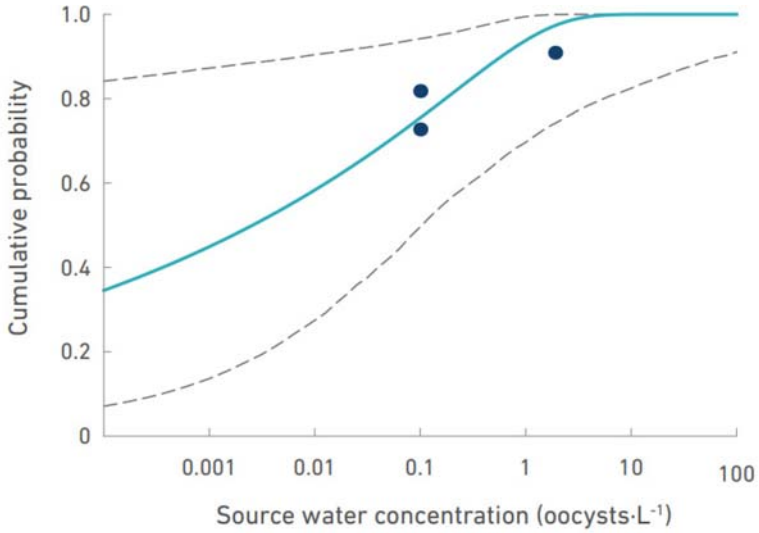
Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) (2017). *4th Edition of the Guidelines for Drinking Water Quality*, World Health Organisation, Geneve, Zwitserland. ISBN 978-92-4-154995-0.

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. Monstername 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.

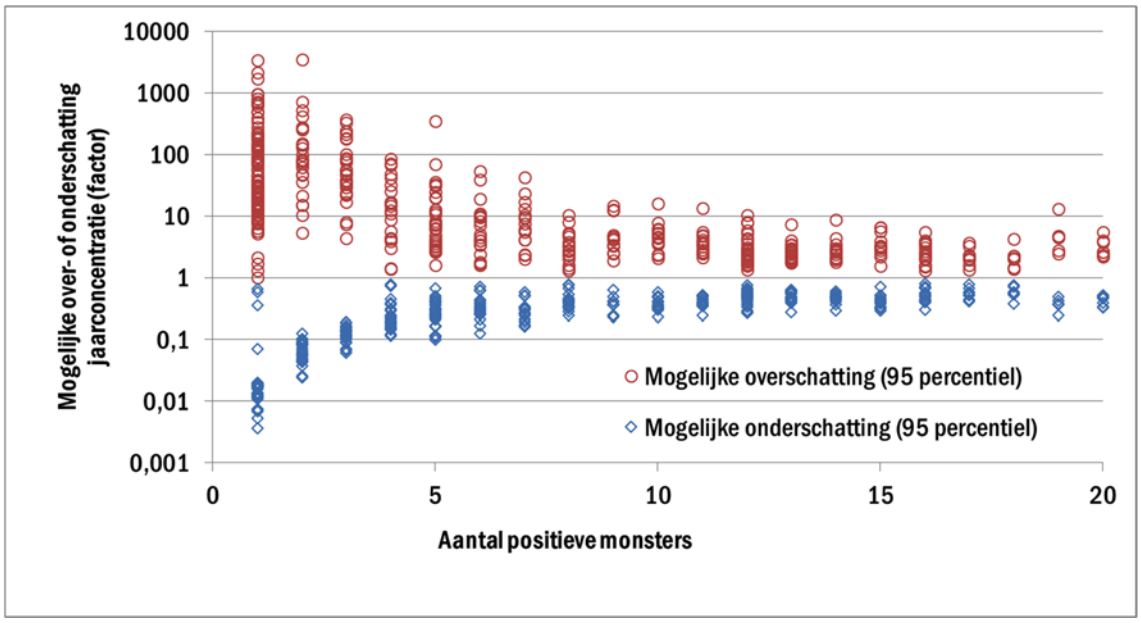
De stochastische benadering in de AMVD kan worden gebruikt om de mate van zekerheid over de concentratie pathogenen uit de meetgegevens af te leiden. Hiertoe kan een zogenaamde 'Markov Chain' worden gecreëerd voor de parameters van de verdeling die de variatie van de concentratie pathogenen beschrijft. 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 3 van de 10 monsters positief waren. De blauwe lijn geeft de meest waarschijnlijke verdeling weer. 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 I.1 komen dan dichter bij 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 2 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 (2017) bestudeerde de relatie tussen onzekerheid en meetresultaten door ruim 700 datasets van pathogenen en indicatororganismen te analyseren. Iedere dataset bestond uit 3 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 I.2.: De onzekerheid over de gemiddelde concentratie op basis van meetresultaten. Ieder rood of blauw punt staat voor het verschil tussen het 95-percentiel van het waarschijnlijkheidsinterval versus de meest waarschijnlijke schatting (Smeets, 2017).



Bij slechts enkele positieve meetresultaten kan er sprake zijn van meerdere logeenheden onderschatting van de werkelijke concentratie (de blauwe punten in Figuur I.2). Naarmate het aantal positieve metingen toeneemt, neemt de mogelijke onzekerheid af. Bij 8 of meer positieve monsters is de onzekerheid zelden groter dan 1 logeenheid. Dit past bij de ordegrootte 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 (niet zichtbaar in Figuur I.2). Er is dus 4 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 is dit niet reëel.

Bij Figuur I.1 moet worden bedacht dat een meetreeks met 2 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 1 of enkele punten zijn kan de richting van de lijn niet nauwkeurig worden geschat.

Daarnaast blijkt uit Figuur I.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 8 positieve monsters worden verwacht. Daarbij spelen de aanwezige concentraties, het monstervolume en het rendement een rol. In het bedrijfstakonderzoek voor waterbedrijven (BTO) is de QMRAidit tool ontwikkeld om de verwachte resultaten van een monsterprogramma te voorspellen op basis van eerdere resultaten (Smeets, 2017). Meetresultaten uit het verleden worden geanalyseerd om de meest waarschijnlijke parameters van de concentratieverdeling te verkrijgen, dit kan bijvoorbeeld met QMRAspot. Deze parameters voert men in, samen met het geplande aantal monsters, het monstervolume en het verwachte rendement.

Door te variëren met het aantal monsters en monstervolume kan men het optimale meetprogramma ontwerpen waarbij het waarschijnlijk is dat minstens 8 positieve monsters worden verkregen. Het blijft een aandachtspunt dat wanneer de concentraties pathogenen erg laag zijn het aantal benodigde monsters of grootte van het monstervolume onrealistisch zal worden, terwijl het risico relatief laag is.

Wanneer minder dan 8 positieve monsters worden gevonden bij metingen, wordt aanbevolen de onzekerheid over de geschatte parameters in de AMVD op te nemen. Bij zeer lage aantallen positieven kan het opstellen van een Markov Chain tot onrealistische resultaten leiden.

APPENDIX II. BEPALING ZUIVERINGSRENDEMENT BIJ ENKEL NULTELLINGEN

Om de zuiveringsefficiëntie van een zuiveringsproces te bepalen worden indexpathogenen of de gelieerde indicatororganismen voor en na de zuiveringsstap, respectievelijk influent en effluent, bepaald. De fractie micro-organismen die een zuiveringstap passeert wordt voor de AMVD door middel van een verdeling beschreven, zoals bijvoorbeeld de bètaverdeling. Wanneer er alleen nultellingen zijn, is het lastig om de zuiveringsefficiëntie te bepalen. De parameters van deze verdeling kunnen op verschillende manieren worden geschat, op basis van de onderstaande voorkeursvolgorde.

1. Metingen van procesindicatoren in influent en effluent

Procesindicatoren zijn micro-organismen die doorgaans in hogere aantallen in het water aanwezig zijn dan pathogenen en op vergelijkbare wijze worden gereduceerd door zuiveringsprocessen. Deze procesindicatoren kunnen per pathogeen en type zuiveringsproces verschillen. De procesindicatoren worden zowel in influent als effluent gemeten, waarbij de onderzochte influent- en effluentmonsters niet gepaard hoeven te zijn. Paring houdt in dat getelde micro-organismen in een effluentmonster ook aanwezig waren in het bijbehorende influentmonster. Het verzamelen van zulk gepaarde influent- en effluentmonsters van een zuiveringstap is strikt genomen niet mogelijk ten gevolge van het verschil in tijdstip tussen influent en effluent en discontinuïteiten in zuiveringsprocessen (bijvoorbeeld terugspoelen van filters). Voor het schatten van de parameterwaarden van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie met ongepaarde influent- en effluentmonsters is het niet noodzakelijk dat er van beide evenveel monsters zijn.

2. Metingen van alternatieve procesindicatoren

Voor een aantal processen kunnen alternatieve procesindicatoren worden gemeten. Alternatieve procesindicatoren hebben in het algemeen minder overeenkomsten met de betreffende pathogeen, maar geven voor een specifiek proces wel een schatting van de bereikte reductie. Een voorbeeld zijn natuurlijke virussen waarmee membraanintegriteit kan worden aangetoond. Door hun doorgaans hogere concentratie in het influent kan meer reductie van virussen worden aangetoond dan met somatische colifagen. Ook kan men aannemen dat bij integere systemen grotere pathogenen zoals bacteriën en protozoa minstens in dezelfde mate worden gereduceerd. Er vindt doorlopend onderzoek plaats om dergelijke alternatieve procesindicatoren ook voor andere processen te identificeren. De toepasbaarheid van alternatieve procesindicatoren moet met onderzoek zijn vastgesteld.

3. Metingen van waterkwaliteitsparameters die de werking van het proces aantonen

Stoffen die de werking van een proces aantonen door de mate van omzetting of verwijdering kunnen ook worden gebruikt om de parameters van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie te schatten. Bijvoorbeeld deeltjestellingen of sulfaatmetingen om de integriteit van membraanfilters, zoals ultrafilters, aan te tonen. De toepasbaarheid van waterkwaliteitsparameters en hoe deze kunnen worden vertaald naar reductie van pathogenen moet in onderzoek zijn vastgesteld.

4. Metingen van procescondities en modellering van de verwijdering of inactivatie van indexpathogenen

Wanneer voor pathogenen bekend is in welke mate zij worden gereduceerd onder bepaalde procescondities, kunnen gemeten procescondities in de praktijk worden gebruikt om de parameters van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie te schatten. Bijvoorbeeld voor een gevalideerde UV-reactor kan in de praktijk de effectieve UV-dosis worden afgeleid uit de gemeten UV-intensiteit, UV-transmissie en het debiet. Op basis van literatuurwaarden kan de inactivatie van pathogenen bij deze dosis worden bepaald. Andere voorbeelden waarvoor modellen kunnen worden toegepast zijn chemische desinfectie met chloordioxide of ozon, langzame zandfiltratie en bodempassage. Hierbij moet rekening worden gehouden met praktische aspecten zoals menging, verblijftijdspreiding en heterogeniteit van de bodem. De modellen en hun parameters moeten zo goed mogelijk op de locatiespecifieke condities worden afgestemd. Voor de procescondities kunnen de werkelijk gemeten procescondities worden gebruikt, of de minimaal ingestelde procescondities met een onderbouwing dat deze de gehele periode zijn behaald.

5. Locatiespecifiek proefonderzoek

Door een zuiveringsproces op kleine schaal na te bouwen, onder dezelfde condities als de zuivering op ware grootte, kan met doseerexperimenten een grotere reductie worden aangetoond dan in de praktijk. De aangetoonde reductie kan in combinatie met een onderbouwing van gelijkwaardigheid van de pilot worden gebruikt om de parameters van de verdeling van de zuiveringsefficiëntie te schatten.

6. Literatuurwaarden voor processen waarvoor geen model beschikbaar is

Voor een aantal processen is nog geen betrouwbaar procesmodel ontwikkeld dat de reductie van pathogenen schat op basis van procescondities. Voor deze processen kan de effectiviteit worden geschat op basis van onderzoeken die zijn gepubliceerd. De keuze welke literatuurwaarden genomen zijn voor de AMVD moet worden onderbouwd en vastgelegd.

APPENDIX III. RENDEMENTSBEPALINGEN VOOR AMVD

Bij het concentreren van watermonsters, de verdere opwerking en de detectie worden niet alle micro-organismen (indexpathogenen of indicatororganismen) in het oorspronkelijke monster gedetecteerd. Het werkelijk getelde aantal micro-organismen is daarom doorgaans lager dan het aantal organismen in het oorspronkelijke monster. Het rendement van een detectiemethode wordt doorgaans bepaald door het aantal micro-organismen in het onbehandelde water te meten 'raw/spike) en na opwerking (recovered). Dit kan met natuurlijk aanwezige micro-organismen of door toevoeging van micro-organismen (spike). Voor de risicoanalyse moeten meetresultaten worden gecorrigeerd voor het rendement, omdat anders het infectierisico wordt onderschat. Hieronder wordt beschreven hoe de rendementsbepalingen kunnen worden toegepast voor de AMVD.

1. Hoe wordt de rendementsbepaling uitgevoerd

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

i. Enterovirussen
   Rendementsbepaling op basis van het rendement van natuurlijkaanwezige(bacterie)virussen of eventueel spiken van het niet-geconcentreerde water.
ii. Cryptosporidium en Giardia
   De rendementsbepaling van Cryptosporidium en Giardia op basis van zogenoemde colorseeds toegevoegd tijdens de bemonstering, kan een zeer slecht rendement geven. Door de colorseeds tijdens de opwerking aan het concentraat toe te voegen, ontstaat een betrouwbaarder beeld, Daarvoor de colorseeds 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 (Water quality-General guidance on the enumeration of micro-organisms by culture), leveren platen waarbij minimaal 10 kolonies per plaat aanwezig zijn een kwantitatief resultaat op. Voor de rendementsbepaling wordt gekozen voor 10 tellingen als som van alle ingezette platen of analyses.

i. Tellingen in het onbehandelde monster (met spike)
   a. 10 of meer tellingen: het rendement bepalen.
   b. Minder dan 10 tellingen: het rendement kan niet voldoende nauwkeurig worden bepaald, geen rendementsbepaling met dit monster uitvoeren.
ii. Tellingen in het monster na concentratie
   a. 10 of meer tellingen van de teruggevonden spike: het rendement bepalen
   b. Minder dan 10 tellingen van de teruggevonden spike: het rendement kan niet voldoende nauwkeurig worden bepaald geen rendementsbepaling van dit monster uitvoeren. De indexpathogeen tellingen eventueel wel meenemen en beargumenteren waarom deze analyses wel meegenomen worden (expert opinie).
   c. Geen tellingen van de teruggevonden spike: analyse is niet goed verlopen. Daardoor kan geen rendement worden bepaald en kan de analyse van het indexpathogeen niet worden meegenomen. Dit is in lijn met de manier waarop wordt omgegaan met afwijkingen aan de eerstelijnscontrole.

3. Hoe om te gaan met 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 van het (monster)volume levert een kleinere variatie op dan correctie van de telling. Dit is vooral duidelijk als er nultellingen in de datareeks zitten. Nultellingen kun je niet corrigeren (iets × 0 = 0). Door het volume te corrigeren voor het rendement, kan de opbrengst van de analyse ook bij nultellingen worden meegewogen: afwezigheid in 10 liter bij een rendement 50% (0,5) wordt na correctie afwezigheid in 5 liter (gecorrigeerde volume).

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, als verondersteld wordt dat concentraties gammaverdeeld zijn en rendementen bètaverdeeld.

i. Als voor elk monster een rendementsbepaling beschikbaar is, dan het volume van ieder monster corrigeren met het corresponderende rendement.
ii. Vervolgens met de tellingen en aangepaste volumes een negatief binomiale verdeling fitten: dit geeft de parameters van de gammaverdeling van de concentraties.
iii. Als er niet voor elk monster een rendementsbepaling beschikbaar is, dan de parameters voor de gamma-verdeelde concentraties bepalen op basis van tellingen en volumes die niet gecorrigeerd zijn voor het rendement. Daarnaast op basis van alle rendementsbepalingen de parameters van de bètaverdeelde rendementen schatten. Het combineren van beide verdelingen in een Monte-Carlo simulatie levert de stochastische schatting van de gecorrigeerde concentratieverdeling. De toepasbaarheid van een bètaverdeling voor rendementen is echter afhankelijk van de grootte van de spreiding van de rendementsverdeling. Een zeer grote spreiding in rendementen kan leiden tot onrealistische concentraties in de Monte-Carlo simulatie. Of de bètaverdeling wordt toegepast wordt beoordeeld op basis van parameter α:
    a. Als $\alpha \geq 1{,}5$, dan kan de bètaverdeling worden toegepast.
    b. Als $\alpha < 1{,}5$, dan:
        - Alle ontbrekende rendementsgetallen aanvullen met het gemiddelde rendement.
        - Voor alle monsters hetzelfde gemiddelde rendement nemen.

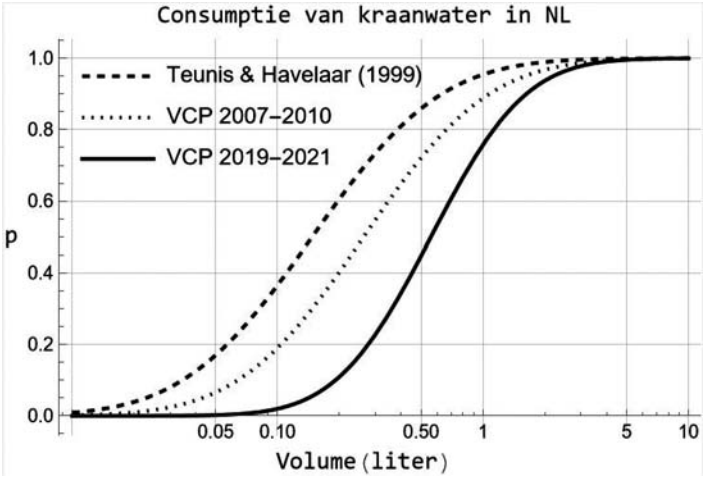
APPENDIX IV. DRINKWATERCONSUMPTIE IN NEDERLAND

Aan het begin van de toepassing van QMRA voor drinkwater in Nederland werden drinkwaterconsumptiegegevens van Teunis en Havelaar (1999) toegepast. Hierin was de consumptie van ongekookt kraanwater lognormaal verdeeld met op logaritmische schaal gemiddelde μ=–1,86 en standaardafwijking σ=1,07. 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.

In het vorige richtsnoer (ILT,2019) werden recentere gegevens van de voedselconsumptiepeilingen 2007–2010 meegenomen, waaruit bleek dat de consumptie van kraanwater was toegenomen. In deze gegevens is de consumptie van kraanwater lognormaal verdeeld met op logaritmische schaal gemiddelde μ=-1,18 en standaardafwijking σ=0,94. 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.

In het huidige richtsnoer van 2025, zijn opnieuw de meest recente gegevens van de voedselconsumptiepeilingen meegenomen (RIVM, 2023). In deze nieuwe gegevens is de consumptie van kraanwater lognormaal verdeeld met op logaritmische schaal gemiddelde μ=-0,58 en standaardafwijking σ=0,83. Dit komt overeen met een gemiddelde consumptie van 0,79 liter kraanwater per persoon per dag en een 95-percentielwaarde van 2,2 liter per persoon per dag.

Figuur IV.1.: De cumulatieve verdelingen van de consumptie van kraanwater in Nederland



volgens Teunis en Havelaar (1999), de voedselconsumptiepeiling 2007–2010 (Van Rossum et al., 2011) en de voedselconsumptiepeiling 2019–2021 (RIVM, 2023).

APPENDIX V. 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: als 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_{bron}) 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

$$C_{drw} = C_{bron} \times \frac{1}{R} \times Z. \qquad \text{(Vergelijking 1)}$$

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

Ruw waterconcentratie

De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water (C_{bron}) 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)

$$C_{bron} = \frac{\left(n_{s_1} + n_{s_2} + \cdots + n_{s_n}\right)}{\left(V_{s_1} + V_{s_2} + \cdots + V_{s_n}\right)}. \qquad \text{(Vergelijking 2)}$$

Rendement

De concentratie pathogene micro-organismen in het ruwe water moet worden gecorrigeerd voor het rendement (R). Als 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.

$$C_Z = \frac{\left(n_{T_1} + n_{T_2} + \cdots + n_{T_m}\right)}{\left(V_{T_1} + V_{T_2} + \cdots + V_{T_m}\right)}. \qquad \text{(Vergelijking 3)}$$

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.

$$Z = \frac{C_{na}}{C_{voor}}. \qquad \text{(Vergelijking 4)}$$

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)

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

Consumptie

Zie Appendix IV Cons = 0,79 liter.

Dagelijks infectierisico

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

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

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 drinkwaterdrinkwater (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.

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

APPENDIX VI. LIJST POTENTIËLE MICROBIOLOGISCHE VERONTREINIGINGSBRONNEN BIJ GRONDWATERWINNINGEN

In Tabel VI.1 is een generieke lijst met potentiële microbiologische verontreinigingsbronnen weergegeven. De tabel kan worden gebruikt als checklist tijdens de uitvoering van de AMVD, waarbij naar verwachting de meeste verontreinigingsbronnen als "niet van toepassing" kunnen worden gemarkeerd. Het is mogelijk dat specifieke verontreinigingsbronnen niet in deze tabel zijn opgenomen. Deze bronnen moeten zo mogelijk wel worden meegenomen in de AMVD. De frequentie is eens per AMVD, tenzij ingrijpende wijzigingen plaatsvinden in het puttenveld (zie hiervoor Hygiënecode Drinkwater) of een lopend meetprogramma daartoe aanleiding geeft.

Tabel VI.1.: Lijst potentiële microbiologische verontreinigingsbronnen bij grondwaterwinningen.

Risico's omgeving (bronnen van microbiologische verontreiniging)	Toelichting	Hoe inventariseren?	Mogelijke maatregelen
Overstromingsrisico			
Oppervlaktewater	Is er oppervlaktewater in de buurt van het puttenveld (Minder dan 500 m) en heeft dit in het verleden het maaiveld overstroomd?	GIS en hydrologische beschouwing, veldonderzoek waar problemen verwacht worden (of bekend zijn)	Overstromingsmaatregelen, verhoogde putkelder, extra zuiveringsstap. Een kwetsbare winning in overstromingsgebied is geen wenselijke situatie.
Regenwater	Is het puttenveld zo gelegen of is de bodemstructuur bij het puttenveld van dien aard dat door (zware) neerslag het maaiveld onder water kan komen staan?	GIS en hydrologische beschouwing, veldonderzoek waar problemen verwacht worden (of bekend zijn)	Verhoogde putkelder, drainage aanleggen.
Aanwezigheid van kuilen in nabijheid van pompputten	Zijn er op het puttenveld depressies (kuilen) aanwezig (vooral naast of tegen pompputten aan) waarin bij zware regenval water kan blijven staan?	GIS en hydrologische beschouwing, veldonderzoek waar problemen verwacht worden (of bekend zijn)	Maaiveld aanpassen, ontwatering aanbrengen
Aanwezigheid risicovolle bronnen			
Rioleringen	Zijn in de nabijheid (Minder dan500 m) of op het puttenveld rioleringen aanwezig?	Rioleringskaart van de gemeente. Leeftijd van de rioleringsbuizen, type riolering (hemelwater, gemengd), camerainspectierapporten. Daadwerkelijke lekkage is lastig vast te stellen, vooral bij vrij vervalriolering.	Aandringen op tijdige vervanging bij de gemeente.
Individuele behandelingen afvalwater (IBA's)	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) of op het puttenveld IBA's aanwezig?	Inventarisatie bij omwonenden	Laten verwijderen waar nodig
Septic tanks	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) of op het puttenveld septic tanks aanwezig?	Inventarisatie bij omwonenden	Laten verwijderen waar nodig
Sloten en/of Meren	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) of op het puttenveld (diepe) sloten aanwezig of meren, waar riooloverstorten of effluent van RWZI op aangesloten zitten?	GIS en hydrologische beschouwing watersysteem	Verplaatsen putten voor minimale afstand tot watergang. Eventueel infiltratie voorkomen door aangepast peilbeheer.
(diepe) sloten	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) of op het puttenveld (diepe) sloten aanwezig (waar riooloverstorten of effluent van RWZI op aangesloten zitten)?	GIS en hydrologische beschouwing watersysteem	Verplaatsen putten voor minimale afstand tot watergang. Eventueel infiltratie voorkomen door aangepast peilbeheer.
Uitwerpselen agrarische dieren	Lopen op het puttenveld runderen, paarden of andere (agrarische) dieren? NB: Vooral relevant bij zeer kwetsbare winningen	Veldonderzoek door ecoloog	Waterwingebied afsluiten voor agrarische dieren als het om een kwetsbare winning gaat.
Uitwerpselen wild	Komt groot of klein wild voor op het puttenveld? NB: Vooral relevant bij zeer kwetsbare winningen	Veldonderzoek door ecoloog	Alleen bij zeer ondiepe winningen een risico, tenzij zeer grote aantallen, of tenzij de putten niet integer zijn (of in combinatie met overstroming e.d.)
Uitwerpselen Watervogels	Komen watervogels voor op het puttenveld? NB: Vooral relevant bij zeer kwetsbare winningen	Veldonderzoek door ecoloog	Alleen bij zeer ondiepe winningen een risico, tenzij zeer grote aantallen, of tenzij de putten niet integer zijn (of in combinatie met overstroming e.d.)

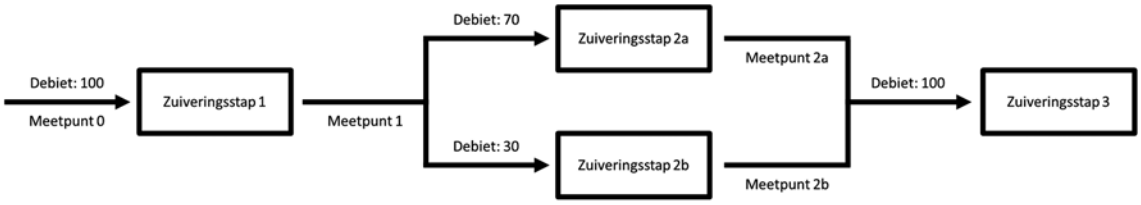
Risico's omgeving (bronnen van microbiologische verontreiniging)	Toelichting	Hoe inventariseren?	Mogelijke maatregelen
Bemesting	Wordt in de directe omgeving (Minder dan 500 m) organische mest gebruikt?	Veldonderzoek door ecoloog	
Mestopslag bovengronds	Wordt in de directe omgeving (Minder dan 500 m) organische mest bovengronds opgeslagen?	Landgebruikskaart en andere GIS data	
Mestopslag ondergronds	Wordt in de directe omgeving (Minder dan 500 m) organische mest ondergronds opgeslagen?	Landgebruikskaart en andere GIS data	
Spoorwegen	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld spoorwegen aanwezig?	Landgebruikskaart en andere GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Vaarwegen / Haven	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld vaarwegen of havens aanwezig?	Landgebruikskaart en andere GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Wegen / Parkeerplaatsen	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld wegen en/of parkeerplaatsen aanwezig?	Landgebruikskaart en andere GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Campings / Vakantieparken	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld campings of vakantieparken aanwezig?	Landgebruikskaart en andere GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Recreatie	Recreatief gebruik van een terrein (Minder dan 500 m) van het puttenveld met tot gevolg uitwerpselen van honden of afval (incl. menselijke ontlasting)	Landgebruikskaart en andere GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Vuilstort	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld vuilstorten aanwezig?	Landgebruikskaart en andere GIS data	Zijn over het algemeen al bekend in het kader van risico op chemische verontreiniging
Kadavers	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld (regelmatig) kadavers aanwezig? • Wild • Gevogelte • Vissen NB: Vooral relevant bij zeer kwetsbare winningen	Veldbezoek door ecoloog	Mogelijk geen houdbare situatie. Scenario's van ecoloog op aantallen kadavers doorrekenen op AMVD
Begraafplaats	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld begraafplaatsen aanwezig?	GIS data	Controleer integriteit winmiddelen
Verstoring van de (diepe) ondergrond			
Infiltrerende rivieren, havens of diep O.W.	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld infiltrerende rivieren, havens of diepe oppervlaktewateren aanwezig?	GIS data, grondwatermodellering en hydrologische beschouwing	
Heipalen / zandpalen	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld heipalen of zandpalen aanwezig?		
KWO opslag	Is in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld koude/warmte opslag aanwezig?	Openbare GIS data	
(Waarnemings)putten van derden	Zijn in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld putten van derden (waarnemingsputten of bewateringsputten) aanwezig?	Openbare GIS data	
Winning delfstoffen (olie, gas)	Worden in de nabijheid (Minder dan 500 m) van het puttenveld delfstoffen gewonnen?	Openbare GIS data	

APPENDIX VII. REKENVOORBEELD DEELSTROMEN

Tijdens de productie van drinkwater kan het water worden verdeeld over verschillende zuiveringsstraten met een ander zuiveringsproces of eenzelfde zuiveringsproces met verschillende eigenschappen, de zogenoemde deelstromen, en vervolgens weer samenkomen. Dit kan ervoor zorgen dat water met een verschillende kwaliteit, afhankelijk van de zuiveringsprocessen, weer bij elkaar komen.

Een voorbeeld van een deelstroom is weergegeven in Figuur VII.1. Om de zuiveringsefficiëntie van zuiveringsstap 3 te kunnen bepalen zijn er metingen van indicatororganismen nodig in het influent van deze zuiveringsstap nadat de deelstromen weer bij elkaar zijn gekomen. Wanneer er geen meetgegevens zijn van het influent van zuiveringsstap 3, omdat er na zuiveringsstappen 2a en 2b enkel in het gescheiden effluent wordt gemeten, kunnen deze gegevens gebruikt worden.

Figuur VII.1. Zuiveringsschema met deelstromen 2a en 2b waarin er voor de laatste zuiveringsstap 3 metingen gecombineerd moeten worden om de zuiveringsefficiëntie van zuiveringsstap 3 te kunnen bepalen.



Hierbij worden de metingen van indicatororganismen van alle verschillende deelstromen gecombineerd. Het is daarbij van belang dat de metingen die worden gecombineerd binnen een week van elkaar zijn uitgevoerd, vanwege mogelijke seizoensinvloeden.

Bij het combineren van de data van verschillende deelstromen moet er rekening worden gehouden met zowel de volumes van de monsters die in de verschillende deelstromen als de relatieve debieten die door de verschillende deelstromen worden verwerkt. Voor het combineren van de data over de verschillende deelstromen wordt het totaal aantal tellingen van de te combineren monsters genomen, $\Sigma_{telling}$, als tellingen en is het bijbehorende volume waarbij er gesommeerd wordt over de deelstromen.

$$\frac{\sum \text{telling}}{\sum \frac{\text{telling}}{\text{volume}} \frac{\text{debiet}}{\sum \text{debiet}}}$$

Rekenvoorbeeld

Om de zuiveringsefficiëntie van zuiveringsstap 3 in Figuur VII.1 te kunnen bepalen zijn metingen van indicatororganismen nodig in het influent, de gemengde effluenten van zuiveringsstappen 2a en 2b, van zuiveringsstap 3. In Tabel VII.1 zijn 3 metingen van indicatororganismen weergegeven op de meetpunten 2a en 2b.

Tabel VII.1.: Metingen gedaan om de zuiveringsefficiëntie van zuiveringstappen 2a en 2b te bepalen.

Datum	Onderzocht volume (L)	Telling indicatororganismen (n)	Meetpunt
Januari	15	3	2a
Juni	40	2	2a
December	10	6	2a
Januari	25	10	2b
Juni	50	3	2b
December	20	10	2b

Het aantal indicatororganismen in het influent van zuiveringsstap 3 zijn simpelweg de tellingen van meetpunt 2a en 2b bij elkaar opgeteld. Het volume van zuiveringsstap 3 wordt berekend door middel van bovenstaande formule. Voor januari wordt dit:

$$\frac{\sum \text{telling}}{\sum \frac{\text{telling}}{\text{volume}} \frac{\text{debiet}}{\sum \text{debiet}}} = \frac{\text{telling 2a} + \text{telling 2b}}{\frac{\text{telling 2a}}{\text{volume 2a}} \frac{\text{debiet 2a}}{\text{debiet 2a} + \text{debiet 2b}} + \frac{\text{telling 2b}}{\text{volume 2b}} \frac{\text{debiet 2b}}{\text{debiet 2a} + \text{debiet 2b}}}$$

$$= \frac{3 + 10}{\frac{3}{15} \frac{70}{70 + 30} + \frac{10}{25} \frac{30}{70 + 30}}$$

$$= 50.$$

Op eenzelfde manier kunnen de volumes van juni en december berekend worden, welke zijn gegeven in Tabel VII.2

Tabel VII.2.: Gebruikte volumes en tellingen voor het bepalen van de zuiveringsefficiëntie van zuiveringsstap 3.

Datum	Onderzocht volume (L)	Telling indicatororganismen (n)
Januari	50	13
Juni	94	5
December	28	16

APPENDIX VIII. BESLISBOOM BIJ HERGEBRUIK VAN SPOELWATER

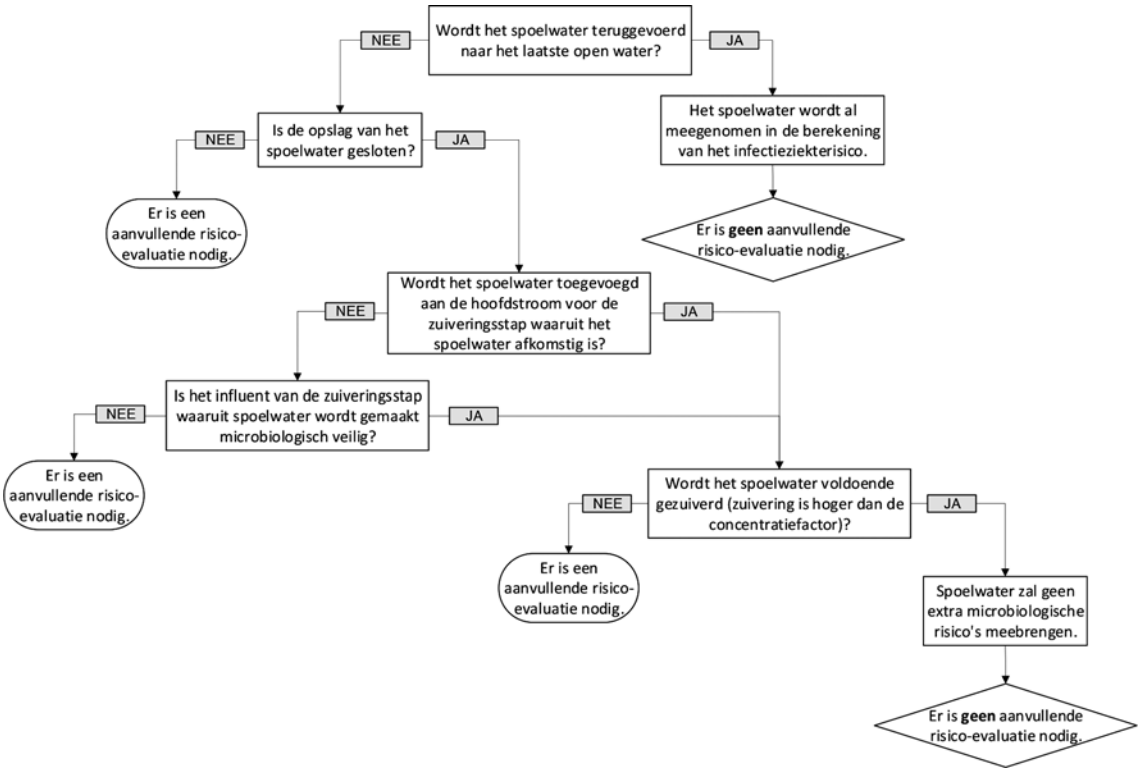
Na het spoelen van een zuiveringsproces, bijvoorbeeld zand- of actiefkoolfilters, kan het spoelwater worden gebruikt door het toe te voegen aan het water in het zuiveringsproces. Tijdens een zuiveringsstap kunnen ziekteverwekkers die aanwezig zijn in het influent van de zuiveringsstap zich ophopen. Tijdens het spoelen worden deze ziekteverwekkers er weer uitgespoeld en komen in het spoelwater terecht. Omdat het volume waarmee wordt gespoeld vele malen kleiner is dan het volume water dat door de zuiveringsstap gaat, kan de concentratie in het spoelwater (veel) hoger zijn dan in het influent van de zuiveringsstap (concentratieverhoging). Hergebruik van spoelwater kan risico's opleveren, als dit niet op een juiste wijze of op de juiste locatie wordt ingezet. Daarom moet bij de bereiding van drinkwater waarbij spoelwater wordt hergebruikt een beslisboom (Figuur VIII.1 en Figuur VIII.2) doorlopen worden. Hieronder worden de vragen uit de beslisboom toegelicht.

Wordt het spoelwater teruggevoerd naar het laatste open water?

Als het spoelwater wordt toegevoegd aan het laatste open water waar indexpathogenen worden gemeten, dan wordt de invloed hiervan al meegenomen in de berekening van het infectierisico door de metingen van indexpathogenen in het ruwe water. Er is geen aanvulling nodig op de huidige kwantitatieve risicoanalyse in de AMVD.

- **Is de opslag van het spoelwater gesloten?**
  Wanneer het spoelwater wordt opgeslagen is het van belang of deze opslag gesloten is. Als de opslag van het spoelwater niet gesloten is, kan er contaminatie van het spoelwater plaatsvinden via externe bronnen en is een aanvullende risico-evaluatie nodig. Hierbij moet worden nagegaan of er mogelijke externe bronnen zijn en de invloed op microbiologische kwaliteit van het opgeslagen spoelwater. Hierbij kan bijvoorbeeld worden onderzocht tot welke kritieke concentraties van indexpathogenen in het opgevangen spoelwater het drinkwater nog microbiologisch veilig is. Vervolgens kan worden onderbouwd dat de concentraties van de indexpathogenen in het opgevangen spoelwater onder deze kritieke concentraties blijven. Er kunnen ook metingen van indexpathogenen in het spoelwater worden uitgevoerd om de AMVD door te rekenen inclusief spoelwater.
- **Is het influent van de zuiveringsstap, waaruit spoelwater wordt gemaakt, microbiologisch veilig?**
  Het influent van de zuiveringsstap wordt verondersteld te voldoen aan de grenswaarde voor het infectierisico van minder dan 10^{-4} pppj.
- **Wordt het spoelwater hergebruikt door het toe te voegen aan de hoofdstroom voor de zuiveringsstap waaruit het spoelwater afkomstig is?**
  Het is van belang om te weten waar het spoelwater wordt toegevoegd aan de hoofdstroom. Wanneer het verderop in het zuiveringsproces wordt gebruikt is een risico-evaluatie noodzakelijk, omdat het spoelwater minder zuiveringsprocessen ondergaat dan de hoofdstroom. De risico-evaluatie komt erop neer dat bij de uitvoering van de kwantitatieve risicoanalyse in de AMVD rekening wordt gehouden dat een deel van het water minder zuivering ondergaat, en mogelijk ook een hogere concentratie indexpathogenen bevat.
- **Wordt het spoelwater voldoende gezuiverd (zuivering is hoger dan de concentratiefactor)?**
  De concentratieverhoging kan eenvoudig worden uitgerekend door rekening te houden met het volume water dat door de zuivering die wordt gespoeld is gegaan en het volume waarmee de zuivering wordt teruggespoeld. Als de zuivering van het spoelwater voor hergebruik kleiner is dan bovenstaande concentratieverhoging, moet er een verdere risico-evaluatie worden uitgevoerd. Bij de risico-evaluatie kan bijvoorbeeld:
- De zuivering van het spoelwater worden vergeleken met de daadwerkelijk concentratieverhoging.
- Rekening worden gehouden met de zuiveringsstappen die het spoelwater in het hoofdproces extra doorloopt bij de bepaling van de zuivering van het spoelwater.
- De AMVD worden doorgerekend met een hogere concentratie indexpathogenen, gebaseerd op de concentratieverhoging van het spoelwater.

Figuur VIII.1.: Beslisboom voor het gebruik van spoelwater in de drinkwaterproductie waarbij oppervlaktewater wordt gebruikt.



Figuur VIII.2.: Beslisboom voor het gebruik van spoelwater in de drinkwaterproductie waarbij grondwater wordt gebruikt.

