



BTO 2016.017 | Februari 2016

BTO rapport

QMRA van het distributienet

Een kwantitatieve microbiologische risicoanalyse voor de bijdrage van het distributienet aan het infectierisico

BTO Rapport

QMRA van het distributienet

Een kwantitatieve microbiologische risicoanalyse voor de bijdrage van het distributienet aan het infectierisico

BTO 2016.017 | Februari 2016

Opdrachtnummer

400554-015

Projectmanager

L. Hornstra

Opdrachtgever

BTO

Kwaliteitsborger(s)

Prof. dr. G.J. (Gertjan) Medema

Auteur(s)

dr. Ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, ir. A. (Andreas) Moerman, dr. Ir. P.W.M.H. (Patrick) Smeets

Verzonden aan

Dit rapport is verspreid onder medewerkers van BTO-participanten en is openbaar.

Jaar van publicatie
2016

Meer informatie

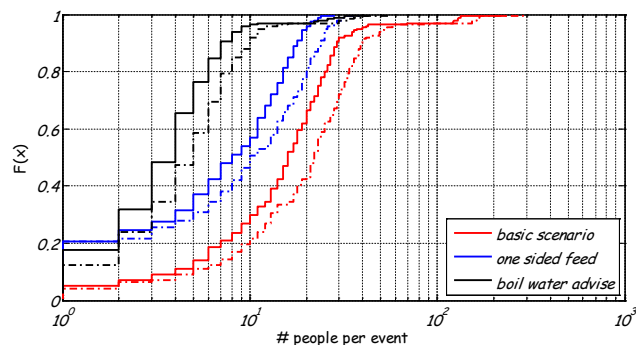
T 533
E mirjam.blokker@kwrwater.nl

BTO Managementsamenvatting

Nauwelijks gezondheidsrisico na werkzaamheden aan het distributienet

Auteur(s) dr. ir. E.J.M. (Mirjam) Blokker, ir. A. (Andreas) Moerman, dr. ir. P.W.M.H. (Patrick) Smeets

Bij werkzaamheden aan het distributienet kan het drinkwater microbiologisch verontreinigd worden. Om de gezondheidsrisico's van zo'n besmetting te kunnen inschatten, is een model ontwikkeld waarin de verspreiding van een verontreiniging, de kans op drinken van verontreinigd water en het gezondheidseffect daarvan stochastisch kunnen worden berekend. Via een literatuurstudie en een analyse van langjarige meetgegevens van waterbedrijven zijn de verscheidene besmettingsroutes geïdentificeerd en gekwantificeerd. Uit het onderzoek kwam voort dat het risico voldoet aan de norm van maximaal 1 infectie op 10.000 personen per jaar. De nu gebruikte maatregelen, zoals het drinkwaternet eenzijdig voeden na werkzaamheden, dragen bij aan dit lage risico. Het is wel mogelijk dat bij werkzaamheden één of meer personen geïnfecteerd raken. Een preventief kookadvies, eerder monsters nemen na de werkzaamheden en de detectiegrens verlagen door het monstervolume te vergroten kunnen mogelijk bijdragen aan een lager risico. De praktische haalbaarheid daarvan moet nog worden onderzocht.



Aantal geïnfecteerde personen per event (een besmetting in het leidingnet met 10^4 *Campylobacter* per sectie met een gemiddelde inhoud van 4 m^3). Het basisscenario is zonder maatregelen, in blauw het effect van een eenzijdige voeding van de sectie en in zwart het effect van een kookadvies dat door 80% van de mensen wordt opgevolgd.

Belang: kwantitatieve inschatting risico na werkzaamheden in distributienet.

Drinkwaterbedrijven tonen middels een kwantitatieve risicoanalyse (QMRA) aan dat het door hen geproduceerde drinkwater veilig is. De veiligheid van distributie wil men volgens dezelfde methodiek aantonen. Verontreiniging van het distributienet na werkzaamheden speelt bij het distributierisico een belangrijke rol. Een kwantitatieve inschatting van dit risico kan dienen als verantwoording richting klant en overheid en biedt tegelijkertijd het waterbedrijf inzicht in risicobeheersing. Zo kunnen het belang en de meerwaarde van (aanvullende) beheersmaatregelen

worden afgewogen tegen andere belangen zoals kosten. Ook de kosten voor waterkwaliteitsbeoordeling na werkzaamheden kunnen worden afgewogen tegen meer zekerheid over de veiligheid.

Aanpak: QMRA, stochastisch model, literatuurstudie en waterkwaliteitsmeting na werkzaamheden

De modelmatige risicoschatting (QMRA) is gecombineerd met meetgegevens. Met het model kan het risico worden geschat wanneer spuien niet effectief is geweest en kan het effect van maatregelen zoals kookadvies, netwerk ontwerp, hygiënisch werken, monsternamen of eenzijdige voeding worden bepaald. De belangrijkste routes

die tot een significante besmetting kunnen leiden zijn lekkende riolering, fecaliën van dieren in de omgeving van de werkzaamheden en fecaliën van monteurs bij onvoldoende hygiëne.

Uit literatuur over verontreinigingsbronnen, 8 jaar gegevens van waterkwaliteitscontrole door waterbedrijven, fysieke ligging van riool ten opzichte van het drinkwaternet (GIS-analyse) en een gevoeligheidsanalyse met het QMRA-model is bepaald in welke mate mogelijk besmetting achterblijft na (onvoldoende) spuien na werkzaamheden. Met een hydraulisch model is de verspreiding van de besmetting door het leidingnet gemodelleerd. (Tussen)resultaat is een berekende concentratie ziekteverwekker of indicatororganisme op iedere locatie op elk moment. Hiermee is de kans bepaald dat iemand verontreinigd water drinkt of bij monsternamen iets gemeten wordt. Het (eind)resultaat van het QMRA-model is het aantal infecties (als een cumulatieve frequentieverdeling) gegeven een besmetting tijdens werkzaamheden. Voor ingrepen is een alternatieve risicodoelstelling geformuleerd: als een besmetting optreedt, moet de kans op 1 of meer geïnfecteerde personen kleiner zijn dan 5%.

Resultaten: risico infectie na werkzaamheden klein, maar onderschat bij huidige waterkwaliteitscontrole Zo'n 30 maal per jaar treedt in Nederland een besmetting op tijdens werkzaamheden waarbij één of meer personen worden geïnfecteerd. Dit getal is omgeven door grote onzekerheden. Dit risico is een factor 50 lager dan de grenswaarde voor geproduceerd drinkwater (AMVD) en kan niet worden gestaafd met gegevens van infecties in Nederland. Volgens de hygiëncode wordt de volgende werkdag na werkzaamheden een monster genomen. Eerder of een groter monster nemen verhoogt volgens het model de kans op detectie van besmetting en verbetert de schatting van het infectierisico. De huidige maatregel (een sectie eenzijdig voeden tot die kan worden vrijgegeven na een schoon monster) beperkt het infectierisico met ongeveer 50% (zie figuur). Een preventief kookadvies beperkt het infectierisico met ongeveer 80%.

Implementatie: pas QMRA-model toe na meer onderzoek.

Het QMRA model kan worden gebruikt om (voor een specifiek leidingnet) te bepalen wat het effect

van maatregelen op het infectierisico is, uitgedrukt als het percentage reductie in infectierisico. Toepassing van het QMRA model om het berekende infectierisico te toetsen aan een absolute grenswaarde lijkt nog niet goed mogelijk, daarvoor is nog te veel onzekerheid in met name de concentratie van besmettingen en het effect van spuien. De volgende onderzoeken zijn nog nodig:

- Sleufonderzoek waarbij gekeken wordt welke pathogenen, in welke hoeveelheden en onder welke omstandigheden tijdens leidingreparaties in de sleuf worden aangetroffen.
- Door positieve (duplo) monsters nader te analyseren op pathogenen en fecale merkers kan mogelijk meer inzicht worden verkregen in het infectierisico en de oorsprong van de fecale besmetting.
- Met experimenten wordt momenteel onderzocht hoe organismen uit een besmetting na spuien in het water verdeeld zijn en welke meetstrategie de grootste detectiekans heeft.
- Er wordt onderzocht of andere analysetechnieken (next generation DNA sequencing) tot een grotere gevoeligheid of nauwkeurigheid leiden bij het bepalen van besmettingen.

Implementatie: aanpassen meetprotocol, uniforme gegevensverzameling en preventief kookadvies

Door de kwaliteit van gegevens rond werkzaamheden te verbeteren en resultaten uniform te verzamelen kan de risicoschatti g worden verbeterd. Dit betreft eerdere waterkwaliteitscontrole (2 uur na de werkzaamheden), gevoeliger meten (groter volume, andere analysetechniek), uniform registreren van metadata (o.a. reden voor monsternamen, koppelen herhaalmonsters, omschrijving werkomstandigheden) en vervolgens gezamenlijke analyse van alle Nederlandse data. Zo kan worden onderbouwd of aanvullende beheersmaatregelen, zoals een preventief kookadvies, zinvol zijn. Daarbij kan onderscheid worden gemaakt tussen situaties met een laag risico (afwezigheid riool, dierfeces of oppervlaktewater in het drukloze gebied) of 'normaal' risico.

Rapport

Dit onderzoek is beschreven in rapport *QMRA van het distributienet* (BTO-2016.017).

Samenvatting

Belang: een kwantitatieve risicoschatting van blootstelling van klanten aan ziekteverwekkers na werkzaamheden aan het distributienet

Veilige distributie kent drie belangrijke barrières: een gesloten systeem, overdruk zodat bij lekkage geen verontreiniging kan binnendringen, en strikte hygiëne bij werkzaamheden. Bij het wegvallen van de druk, bijvoorbeeld door werkzaamheden aan het net, kan een verontreiniging met fecale pathogenen optreden ter plaatse van de werkzaamheden en bij lekkages. Of en de mate waarin dit optreedt is afhankelijk van vele factoren. Verontreiniging vormt een gezondheidsrisico voor de consumenten wanneer het niet (tijdig) wordt opgemerkt en wordt voorkomen dat het de consument bereikt.

Bij reguliere monsternamen in het distributienet wordt zelden (ca. 1 op de 1000 monsters) een verontreiniging aangetroffen. Bij herhalingsmonsters wordt de verontreiniging meestal niet meer (op die plek) aangetroffen. In eerder onderzoek is echter ook aangetoond dat de kans om een verontreiniging op te sporen door het wettelijk meetprogramma zeer klein is, als gevolg van de steekproefsgewijze bemonstering. Dit betekent dat het lastig is om een goede schatting van de omvang van het infectierisico te maken én dat het lastig is om aan te tonen dat de mate van bescherming van het distributienet adequaat is om het risiconiveau onder de grenswaarde voor drinkwater af pompstation in het Drinkwaterbesluit (van maximaal 1 infectie per 10.000 mensen per jaar) te houden.

Doel van dit onderzoek is een meer kwantitatief inzicht te krijgen in het infectierisico van microbiologische contaminatie van het drinkwater tijdens distributie; specifiek na werkzaamheden aan het distributienet. Een tweede doel is vast te stellen hoe de mate van bescherming via deze risicobenadering kan worden gewaarborgd, en worden verlaagd door bijvoorbeeld ook inzicht te verkrijgen in het effect van beheersmaatregelen.

Aanpak: QMRA – een kwantitatieve microbiologische risicoanalyse van het distributienet met een stochastisch model, een literatuurstudie, en waterkwaliteitsmetingen na werkzaamheden

In dit onderzoek is gekeken of de risicoschatting kan worden gemaakt door een modelmatige aanpak (QMRA) in combinatie met metingen gericht op risicovolle situaties. Er is een model opgesteld (conceptueel, én numeriek, meer specifiek een stochastisch model) om processen te begrijpen en te kwantificeren om zo het risico te kunnen schatten en het effect van maatregelen wanneer spuien niet effectief is geweest (kookadvies, netwerkontwerp, hygiënisch werken: monsternamen, eenzijdige voeding) te kunnen bepalen.

- **Besmettingsroutes:** Op basis van expertkennis en literatuur is bepaald wat de belangrijkste routes zijn die tot een significante besmetting kunnen leiden. Dit zijn:
 - Lekkende riolering (direct of via grondwater)
 - Fecaliën van dieren in de omgeving van de werkzaamheden (via materialen, inspoelen of contact)
 - Fecaliën van monteurs bij onvoldoende hygiëne
- **Kwantificeren van besmettingen:** Op basis van literatuur over verontreinigingsbronnen, 8 jaar aan resultaten van waterkwaliteitscontrole door waterbedrijven, fysieke ligging van riool ten opzichte van het drinkwaternet (GIS-analyse) en een gevoeligheidsanalyse van het QMRA-model (zie volgende stap) is de mate van besmetting (aantal liter of

hoeveelheid poep, concentratie pathogenen) bepaald die mogelijk achterblijft na (onvoldoende) spuien na de werkzaamheden.

- Aanname hierbij is dat na het spuien de besmetting uniform verdeeld is over de geïsoleerde leidingsectie, en met het verbruik aan de kraan het leidingnet verlaat.
- Riolen liggen in de bebouwde kom dicht bij drinkwaterleidingen .
- De concentratie ziekteverwekkers in feces is erg variabel. Voor de zekerheid is gerekend met de hoogste concentraties die in feces is gemeten.
- De incidentele afkeuringen op basis van waterkwaliteitscontrole geven aan dat de geschatte mate van besmetting in de praktijk kan optreden.
- Kwantificeren van concentratie die het net verlaat: Op basis van een hydraulisch model is de verspreiding van de besmetting door het leidingnet gemodelleerd. Een gevoeligheidsanalyse geeft inzicht in de invloed van verschillende aspecten en van mogelijke maatregelen.
 - De besmettingslocatie is bepaald met de kans op onderhoud (storingen of gepland) welke gecorreleerd werd aan diameter, materiaal en leeftijd van de leidingen op basis van de huidige data uit USTORE. Dit aspect lijkt weinig invloed te hebben op het geschatte risico in een distributiegebied.
 - Het tijdstip van werkzaamheden (met name het openen van de afsluiters) is meegenomen op basis van registratie van afsluiterbedieningen.
 - Op basis van SIMDEUM is een realistisch verbruik en daarmee realistische stroming door het leidingnet meegenomen.
 - Het effect van het gesloten laten dan wel openen van afsluiters kan worden gekwantificeerd.
- Metten van concentratie in het leidingnet: Het (tussen)resultaat van het hydraulisch model is een berekende concentratie ziekteverwekker of indicatororganisme op ieder knooppunt in het leidingnetmodel (iedere aansluiting van huishouden of zakelijke gebruiker) op elk moment in de tijd. Hiermee kan bijvoorbeeld de kans worden bepaald dat bij monsternamen iets gemeten wordt.
 - Gegeven de aanname dat “na het spuien de besmetting uniform verdeeld is over de geïsoleerde leidingsectie, en met het verbruik aan de kraan het leidingnet verlaat” geeft een monsternamen vlak na het einde van de werkzaamheden (d.w.z. na het openen van afsluiters) een grotere detectiekans dan monsternamen 12-24 u na de werkzaamheden tijdens kantooruren (zoals nu de praktijk volgens de hygiëncode).
 - Het model berekent de concentratie pathogeen, maar waterkwaliteitscontrole vindt plaats op E. coli. De ratio tussen E. coli en pathogeen is dermate variabel dat niet een monstervolume of meetfrequentie kan worden bepaald waarbij goedkeuring op basis van E. coli garandeert dat aan de risicodoelstelling voor pathogenen wordt voldaan.
- Kwantificeren van het infectierisico: Op basis van een model voor het opdrinken van ongekookt drinkwater en dosis-respons-relatie van verschillende pathogenen is de kans op infectie bepaald.
 - Variatie is meegenomen in het aantal maal (glazen, flesjes) dat wordt gedronken, de hoeveelheid water per keer en het tijdstip van consumptie. De hoeveelheid per keer lijkt weinig relevant te zijn.
 - De dosis-respons-relatie is conform de AMVD (QMRAspot) toegepast.
- Bepalen van infectierisico per werk en per 10.000 personen per jaar: Het (eind)resultaat van het QMRA-model is het aantal infecties (als een cumulatieve frequentieverdeling) gegeven een besmetting tijdens werkzaamheden.
 - Om te komen tot een infectierisico als het aantal infecties per jaar per 10.000 inwoners is op basis van expertkennis geschat hoe vaak een besmetting

optreedt (kans op werkzaamheden × kans op besmetting na werkzaamheden). Het berekende risico is in perspectief geplaatst van het infectierisico zonder werkzaamheden, o.a. op basis van het aantal positieve monsters in het reguliere meetprogramma en een inschatting van de detectiekans op basis van modelberekeningen.

- Voor ingrepen is een alternatieve risicodoelstelling geformuleerd: als een besmetting optreedt moet de kans dat één persoon (of meer) wordt geïnfecteerd kleiner zijn dan 5%. Dit biedt een helder doel en maakt het mogelijk de mate van besmetting, maatregelen en metingen per ingreep te beschouwen. Met het QMRA-model kan de acceptabele concentratie pathogenen worden bepaald en het benodigde volume en het optimale tijdstip voor monsternamen worden geschat.
- Bij 30.000 ingrepen per jaar op 16,7 miljoen inwoners met 5% kans op infectie kan men deze norm per ingreep voor heel Nederland interpreteren als maximaal 1 infectie per 11.113 personen per jaar, vergelijkbaar met de grenswaarde voor het infectierisico in de AMVD.

Resultaten: het risico dat na werkzaamheden meer dan één persoon geïnfecteerd raakt is klein, maar de huidige waterkwaliteitscontrole leidt tot een onderschatting van het risico

- Het infectierisico: Zo'n 30 maal per jaar treedt in Nederland een besmetting op tijdens werkzaamheden waardoor één persoon of meer wordt geïnfecteerd. Dit getal is onderbouwd vanuit het model en omgeven door grote onzekerheden. Dit risico is zo laag dat het niet kan worden gestaafd met gegevens van infecties in Nederland. Volgens bovenstaande redenering is het risico een factor 50 lager dan de grenswaarde voor de AMVD.
- Hygiëncode, monsternamen: De maatregel uit de hygiëncode om de volgende werkdag een monster te nemen heeft geen effect op het infectierisico noch op het kwantificeren van het infectierisico. Uit theoretische beschouwing en enkele praktijkmetingen volgt wel dat een ander moment van monsternamen en een ander monstervolume de kans op detectie van een besmetting kan verhogen en daarmee de inschatting van het infectierisico kan verbeteren.
 - De monsternamen zelf beïnvloedt het risico niet, en correctief kookadvies naar aanleiding van een positief monster zal het risico maar zeer beperkt beïnvloeden. Het effect van het correctief kookadvies is niet berekend, maar gegeven het volgende punt (een concentratie onder de meetgrens, brengt al een significant risico met zich mee) en het feit dat de tijd tot het correctieve kookadvies lang is (2 dagen) zal de bijdrage van de monsternamen hier zeer beperkt zijn.
 - Gegeven een voorgestelde grens van maximaal 1 infectie na werkzaamheden volgt dat er na een directe besmetting met poep van een infectueus mens of dier maximaal 0,01 tot 0,5 E. coli per liter (0,001 tot 0,05 per 100 ml) zou mogen voorkomen. Om dit te kunnen aantonen zijn onrealistisch grote monstervolumes nodig. Ook bij een besmetting met Campylobacter via oppervlaktewater zijn grote monstervolumes nodig. Bemonsteren op E. coli kan dan dus niet dit maximale risico (1 infectie per werkzaamheid) waarborgen. Voor een besmetting met rioolwater is minder dan 1 E. coli per 100 ml wel een waarborg, maar een monster van 100 ml kan niet zondermeer aantonen dat er minder dan 1 E. coli per 100 ml aanwezig is.
 - Gegeven de aanname dat "na het spuien de besmetting uniform verdeeld is over de geïsoleerde leidingsectie, en met het verbruik aan de kraan het leidingnet verlaat" neemt de detectiekans snel af in de tijd en is het aan te bevelen niet tot

de volgende werkdag te wachten met het nemen van een monster. Aanbevolen wordt dat waterbedrijven een extra monsternamen invoeren ca. 2 uur na einde van de werkzaamheden. Na een aantal jaar kan een evaluatie worden gedaan of dit tot meer positieve monsters leidt. Bij 100 ml monsters kan de "oogst" tegenvallen.

- Bij een beperkt aantal meting in de praktijk bleek dat bij een monstervolume van 1 liter (120 metingen) of een extra monsternamen kort na spuien (11 afkeuringen uit 10.000 metingen) het aantal gedetecteerde besmettingen met een factor 2 tot 8 toenam. Bovendien waren concentraties kort na spuien in 9 van de 11 monsters hoger dan in het monster de volgende dag.
- Hygiëncode, eenzijdige voeding: De maatregel uit de hygiëncode om een sectie eenzijdig te voeden tot het kan worden vrijgegeven (na een schoon monster) beperkt het infectierisico met ongeveer 50%.
- Hygiëncode, preventief kookadvies: Een preventief kookadvies beperkt het infectierisico met ongeveer 80%. Om te kunnen bepalen wanneer een preventief kookadvies nodig is, is inzicht nodig in de omstandigheden die het infectierisico vergroten. Het onderzoek heeft maar beperkt gekwantificeerd in welke mate bepaalde omstandigheden het infectierisico vergroten.
 - De ligging van drinkwaterleidingen in de buurt van riolering leidt tot een hoger risico. In de bebouwde omgeving geldt deze omstandigheid in principe voor alle drinkwaterleidingen.
 - Op basis van het QMRA model zou kunnen worden bepaald welke afsluitersecties tot het grootste aantal infecties leiden.
- Hygiëncode, spuien na werkzaamheden: Het effect van spuien na werkzaamheden is niet gekwantificeerd. Uit waterkwaliteitscontroles over 8 jaar blijkt dat bij gemiddeld 0,5% van de werkzaamheden nog een besmetting wordt gevonden ná spuien. Bij de berekende detectiekans van 25% wordt geschat dat bij 2% van de werkzaamheden het water besmet is ná spuien. Op basis van reguliere monsternamen wordt geschat dat 14% hiervan wordt veroorzaakt doordat het spuiwater al besmet is. Andere oorzaken kunnen zijn dat niet volgens de richtlijnen in de hygiëncode is gespuid, of dat desondanks het spuien niet effectief is geweest. Ook kunnen fouten bij de monsternamen optreden waardoor het percentage niet representatief kan zijn.

Implementatie: toepassing QMRA-model na meer onderzoek

- Effect van maatregelen doorrekenen: Het QMRA model kan worden gebruikt om (voor een specifiek leidingnet) te bepalen wat het effect op het infectierisico is van maatregelen, zoals het afgeven van een preventief kookadvies, het doorvoeren van een ander netwerk ontwerp, het vervangen van leidingen (waardoor de storingskans afneemt en daarmee ook de kans dat bij het repareren van de storing een besmetting optreedt en t.g.v. deze specifieke sectie veel mensen kunnen worden geïnfecteerd) of het plaatsen van on-line sensoren waarmee sneller een besmetting kan worden gedetecteerd (onderwerp van BTO 2016). Dit is de toepassing van het QMRA model waarbij het infectierisico een relatieve maat is: het effect van een maatregel is een reductie van x% van het infectierisico.
- Bepalen infectierisico na meer onderzoek: De toepassing van het QMRA model waarbij het infectierisico een absolute maat is, lijkt nog niet goed mogelijk, daarvoor is nog te veel onzekerheid in met name de concentratie van besmettingen en het effect van spuien. Na afloop van de volgende (type) onderzoeken kan met meer zekerheid het QMRA model worden gebruikt om het (absolute) infectierisico te kunnen berekenen:
 - Sleufonderzoek waarbij gekeken wordt welke pathogenen, in welke hoeveelheden en onder welke omstandigheden in de sleuf tijdens

leidingreparaties worden aangetroffen. Dit geeft wellicht ook meer inzicht in de omstandigheden waarbij een preventief kookadvies gewenst is.

- De wijze waarop organismen uit een besmetting na spuien in het water verdeeld zijn en welke meetstrategie de grootste detectiekans heeft wordt onderzocht. De effectiviteit van spuien voor het verwijderen van besmettingen wordt proefondervindelijk onderzocht. Daarmee kan de mogelijke concentratie pathogenen die na spuien in de leiding achterblijft beter worden geschat. Uit dit onderzoek zou kunnen blijken dat de aanname dat “na het spuien de besmetting uniform verdeeld is over de geïsoleerde leidingsectie, en met het verbruik aan de kraan het leidingnet verlaat” onjuist is en bijvoorbeeld de kans veel groter is dat een besmetting zich in de biofilm hecht en er over een langere tijd pathogenen in het water komen. Dat betekent dat in het QMRA model het besmettingsmechanisme anders gemodelleerd moet worden. Dit heeft consequenties voor de uitspraak over de detectiekans en voor de waarde van het berekende infectierisico.
- Door positieve (duplo) monsters nader te analyseren op pathogenen en fecale merkers kan mogelijk meer inzicht worden verkregen in het infectierisico en de oorsprong van de fecale besmetting. De concentraties pathogenen zijn waarschijnlijk te laag om te detecteren in duplo monsters (afhankelijk van verontreinigingsbron), maar voor fecale merkers worden juist hogere concentraties verwacht. Dit betreft voor Nederland zo'n 150 monsters per jaar.
- Er wordt onderzocht of andere meettechnieken (next generation DNA sequencing) tot een grotere nauwkeurigheid leiden in het bepalen van besmettingen. Mogelijk kan op die manier een lager infectierisico (t.g.v. directe besmetting door een infectieuze medewerker) worden gewaarborgd dan met E. coli metingen.
- Er wordt onderzocht of met innovatieve (on-line) meetmethoden de detectiekans van reguliere waterkwaliteitscontrole kan worden vergroot. Succesvolle technieken zouden ook na werkzaamheden kunnen worden toegepast.

Implementatie: preventief kookadvies en aanpassen meetprotocol

Het distributierisico kan worden beperkt door een preventief kookadvies af te geven, waarbij eventuele uitzonderingen kunnen worden gemaakt voor situaties met een laag risico (afwezigheid riool, dierfeces of oppervlaktewater in het drukloze gebied). Om het daadwerkelijke distributierisico beter te kunnen schatten wordt aanbevolen de waterkwaliteitscontrole aan te passen door eerder te meten (een monster 2 uur na de werkzaamheden, en een monster 12-24 uur na de werkzaamheden), gevoeliger te meten (groter volume of met een andere meettechniek), beter te registreren van metadata (o.a. reden voor monstername, code waarmee herhaalmonsters aan elkaar gekoppeld kunnen worden, omschrijving van omstandigheden tijdens het werk), en vervolgens alle Nederlandse (uniform geregistreerde) data te analyseren.

Inhoudsopgave

Samenvatting	3
1 Introductie	13
1.1 Aanleiding en doel	13
1.2 Aanpak en leeswijzer	14
QMRA-model en kennislacunes	14
Karakterisering risicovolle situaties	14
Locatiespecifieke QMRA	14
Risicogebaseerde monsterstrategie	15
Schatting van infectierisico bij distributie in Nederland	15
Implementatie	15
2 QMRA-model – conceptueel model	16
2.1 Inleiding	16
2.2 Stap 1: Pathogeen komt het distributienet in	16
2.3 Stap 2: Pathogeen wordt verspreid in het distributienet	18
2.4 Stap 3: Pathogeen verlaat het distributienet	19
2.5 Stap 4: Pathogeen infecteert iemand	20
3 QMRA – numeriek model	21
3.1 Inleiding	21
3.2 Leidingnetmodel	21
3.3 Hygiëncode bij reparatie van leidingen	23
3.4 Modelstappen	25
Inleiding	25
Stap 1: locatie van vervuiling	26
Stap 2a: vervuillingslocatie in het leidingnet	26
Stap 2b: concentratie van de besmetting in het leidingnet	27
Stap 2c: begintijd en duur van de besmetting in het leidingnet	28
Stap 3: verspreiding van de vervuiling over het leidingnet	29
Stap 4a: consumptie	30
Stap 4b: dosis-respons-relatie	35
Stap 4c: Infectierisico	36

3.5	Interpretatie van resultaten	37
3.6	Aanpak gevoeligheidsanalyse en doorrekenen maatregelen	39
3.7	Kennislacunes	41
4	Resultaten gevoeligheidsanalyse	42
4.1	Grafieken eventrisico	42
	Basisscenario	42
	Verschillende pathogenen	42
	Besmetting: tijd en locatie	43
	Consumptie	44
	Concentratie	44
	Maatregel: afsluitersectie eenzijdig voeden en kookadvies	45
	Maatregel: andere lay-out van het netwerk	45
	Overige maatregelen	46
	Puntschatting	47
4.2	Grafieken jaarrisico	47
	Basisscenario	47
	Berekening jaarrisico	48
	Maatregel: afsluitersectie eenzijdig voeden en kookadvies	49
	Puntschatting	49
4.3	Samenvatting	50
4.4	Kennislacunes	51
5	Karakterisering risicovolle situaties	53
5.1	Inleiding	53
5.2	Risicoscenario's	53
	Leeswijzer Hoofdstuk 5	55
5.3	Meetgegevens pathogenen en indicatoren in de bodem nabij drinkwaternetten	55
5.4	Route 1: Lekkende riolen	58
	Inleiding	58
	Pathogeenconcentraties	58
	Exfiltratie	61
5.5	Route 2, 3, 5, 8: dierlijke verontreinigingsbronnen	62
5.6	Route 6: menselijke feces (onvoldoende hygiëne van monteurs)	63

5.7	Route 4: infiltratie verontreinigd oppervlaktewater	64
5.8	Transport in bodem/grondwater	64
5.9	Schatting binnendringen van pathogenen tijdens werkzaamheden	67
	Via bodem of grondwater (route 1-5)	67
	Direct binnendringen van fecaliën (route 6-8)	68
5.10	Concentraties in QMRA-studies van het distributienet	69
5.11	Numeriek model: risicovolle concentraties	71
5.12	Discussie	72
	Beste schatting voor pathogeenconcentraties	72
	Concentraties indicatororganismen na spuien	73
	In perspectief plaatsen van de gevonden waardes	74
	Gebruik in numeriek model	76
	Aandachtspunten voor hygiënisch werken	76
6	Locatiespecifieke QMRA: GIS-methodiek	77
6.1	Inleiding	77
6.2	Modelbeschrijving	77
6.2.1	Relatieve concentratie van besmetting in de bodem	77
6.2.2	Koppelen van concentratie aan drinkwaternet	80
6.3	Data	80
6.3.1	Drinkwater- en rioolleidingen	80
6.3.2	Bodemgegevens	81
6.3.3	Logverwijdering per grondsoort	81
6.3.4	Casestudies	81
6.4	Resultaten	82
6.5	Discussie	83
7	Risicogebaseerde meetstrategie	85
7.1	Inleiding	85
7.2	Materiaal en methoden	85
	Meetmoment	85
	Volume van het monster	85
	Meetlocatie	86
7.3	Resultaten	86
	Meetmoment	86

Meetvolume	87
Meetlocatie	87
7.4 Discussie	87
Snelheid van analyse en response	87
Meetmoment: tijdstip monstername	87
Aantal monsters	88
Meetvolume volgens numeriek model	89
Meetvolume volgens stochastische beschouwing	89
Meetvolume op basis van verhouding <i>E. coli</i> - pathogeen	90
Meetcondities (genomen maatregelen)	90
7.5 Conclusies en aanbevelingen	91
8 Infectierisico tijdens distributie in de Nederlandse situatie	92
8.1 Inleiding	92
8.2 Metingen	92
Algemeen	92
Afkeurpercentage	92
Concentraties in positieve monsters	94
Verskil tussen monsters na 2 uur en na 24 uur.	96
Verskil tussen 100 ml en 1 liter monsters	97
8.3 Numeriek model	97
8.4 Conclusie	98
9 Discussie, conclusies en aanbevelingen	99
9.1 Infectierisico tijdens distributie	99
9.2 Locatiespecifieke QMRA	99
9.3 Waterkwaliteitscontrole	100
9.4 Maatregelen	100
Kookadvies	100
Eenzijdige voeding	101
Desinfectie	101
Metten in het leidingnet (waterkwaliteitscontrole)	102
9.5 Kennislacunes	102
9.6 Andere besmettingsroutes	103
9.7 Aanbevelingen	104
10 Literatuur	106

1 Introductie

1.1 Aanleiding en doel

Het doel van dit project is het ontwikkelen van een methodiek voor een kwantitatieve microbiologische risicoanalyse (QMRA) van het distributienet. Het gaat dan om een kwantitatieve schatting van het risico van blootstelling van klanten aan pathogenen bij normale bedrijfsomstandigheden, waarbij rekening wordt gehouden met lekkages en werkzaamheden in het distributienet. Daarin wordt ook aandacht besteed aan de benodigde meetinspanning om onzekerheden van de QMRA te reduceren.

Met het uitvoeren van de Analyse Microbiologische Veiligheid Drinkwater (AMVD) hebben de waterbedrijven een QMRA geïmplementeerd voor de waterwinning en -productie. Nu willen de bedrijven een eerste stap zetten naar een QMRA-methode voor distributie, om aan te tonen dat de hoge mate van veiligheid van het drinkwater tijdens distributie gewaarborgd blijft. Voor de productie van drinkwater wordt een grenswaarde van 1 infectie per 10.000 personen gehanteerd. Vraag is hoe dit kan worden vertaald naar een norm voor het distributienet waarmee kan worden aangetoond dat het water voldoende veilig is. Daarnaast kan QMRA van distributie worden gebruikt om inzicht te krijgen en beslissingen te ondersteunen zoals:

- Voldoet dit distributiesysteem aan de grenswaarde?
- Welke metingen moeten worden uitgevoerd om dit aan te tonen?
 - Welk monstervolume?
 - Welke monsterfrequentie?
 - Wanneer moet ik monsters nemen en waar?
- Welke risico-scenario's geven het hoogste risico?
- Welke preventieve of correctieve maatregelen zijn het meest effectief om risico's te reduceren?
- Welke distributie-ontwerp is intrinsiek veiliger?
- Wanneer moet ik een kookadvies geven, hoe lang mag een systeem drukloos zijn?

Uit eerder onderzoek is gebleken dat op een aantal punten kennis ontbreekt om deze vragen te beantwoorden. Met behulp van een conceptueel QMRA-model voor distributie wordt door middel van een gevoeligheidsanalyse onderzocht welke elementen de grootste invloed hebben op de risicoschatting.

Veilige distributie kent drie belangrijke barrières: een gesloten systeem en overdruk zodat bij lekkage geen verontreiniging kan binnendringen en strikte hygiëne bij werkzaamheden. Bij het wegvallen van de druk, bijvoorbeeld door werkzaamheden aan het net, kan een verontreiniging met fecale pathogenen optreden ter plaatse van de werkzaamheden en bij lekkages. Of en de mate waarin verontreinigingen binnendringen is afhankelijk van vele factoren. De waterbedrijven (en aannemers die het werk uitvoeren) werken conform de Hygiëncode drinkwater (transport en distributie) om risico's te minimaliseren. Daarbij wordt verontreiniging zo veel mogelijk voorkomen en wordt mogelijke verontreiniging uitgespoeld met spuien en vindt eventueel desinfectie plaats. Desondanks blijkt uit waterkwaliteitscontrole na ingrepen dat er na deze maatregelen nog steeds verontreiniging aanwezig kan zijn. Verontreiniging vormt een gezondheidsrisico voor de consumenten wanneer het niet (tijdig) wordt opgemerkt. Zo werden 225 mensen in Vuorela (Finland) ziek

na een gerepareerde leidingbreuk in 2012 (Jalava et al. 2014). Verontreiniging door terugstroming uit aansluitingen, kruisverbindingen of lekken in distributiereservoirs blijven in deze studie buiten beschouwing.

Kennis over waar en wanneer verontreiniging plaatsvindt is van belang zowel voor de risicoschatting als voor het beheersen van risico's. Momenteel is kennis hierover zeer beperkt. Bij 'willekeurige' waterkwaliteitsmetingen zoals de reguliere monsternamen, grootvolumemonsters en continue bemonstering wordt in ca 0,1% van de monsters een verontreiniging aangetroffen (van Lieverloo et al. 2007). Dit is echter onvoldoende om aan te tonen dat het risiconiveau onder de grenswaarde in de AMVD ligt en de kans om een verontreiniging op te sporen bij willekeurige monsternamen is zeer klein (Blokker en Vogelaar 2009). Daarom wordt onderzocht of de risicoschatting kan worden verbeterd door metingen te richten op risicovolle situaties. Naast metingen rond werkzaamheden kan, met de kennis over het leidingsysteem (materialen, druk) en de omgeving (grondgebruik, rioleringen), onderzoek worden gericht op risicovolle omstandigheden. Deze informatie vormt dan ook een basis voor de risicoschatting. Momenteel is weinig bekend over de aanwezigheid en samenstelling van fecale verontreinigingsbronnen bij werkzaamheden, en de mate waarin zij in het leidingnet terecht kunnen komen. Doel is een meer kwantitatief inzicht te krijgen in het toegevoegde infectierisico van microbiologische contaminatie van het drinkwater tijdens distributie.

1.2 Aanpak en leeswijzer

QMRA-model en kennislacunes

In eerste instantie is een conceptueel model opgesteld waarmee kwalitatief beschreven wordt hoe pathogenen in het distributienet kunnen komen en zich verspreiden (Hoofdstuk 2). Dit conceptuele model is vervolgens omgezet in een generiek numeriek model (Hoofdstuk 3). In het numerieke model wordt rekening gehouden met onzekerheden (de onzekerheid van het gebruik van literatuurwaarden in plaats van locatiespecifieke data) en variatie (de variatie in omstandigheden die verwacht kan worden). Voor dit numerieke model is getracht zo goed mogelijk de juiste kwantitatieve data te vinden én er is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd (Hoofdstuk 4). Op basis hiervan zijn kennislacunes geïdentificeerd.

Karakterisering risicovolle situaties

Met behulp van het numerieke model is vastgesteld bij welke niveaus van verontreiniging een relevant risico optreedt. Door dit te combineren met resultaten van andere onderzoeken voor wat betreft hoeveel water met verontreiniging in de leiding kan komen bij werkzaamheden is bepaald onder welke condities een ontoelaatbaar risico ontstaat. Op basis van de uitkomsten kunnen waterbedrijven de meest relevante risico's bij ingrepen prioriteren en zich richten op de situaties waar het risico groot wordt (Hoofdstuk 5).

Locatiespecifieke QMRA

Uit de eerste onderzoeksfases volgt onder welke omstandigheden risico's optreden. Deze risico's zijn ruimtelijk verdeeld en dus ook ruimtelijk weer te geven in een risicokaart met behulp van GIS. Het risico wordt bepaald door de kans en het effect. De kans wordt bepaald door de kans op onderbreking en de kans op verontreiniging; het effect wordt met het ontwikkelde numerieke QMRA-model doorgerekend naar het aantal getroffen klanten. Een methodiek om de kans op een bepaalde mate van verontreiniging (concentratie) met behulp van GIS locatiespecifiek te maken is gedemonstreerd in een pilotgebied van een waterbedrijf (Hoofdstuk 6).

Risicogebaseerde monsterstrategie

Op basis van de vergaarde kennis is de huidige meetstrategie en mogelijke verbeteringen hiervan op basis van het risico beschouwd, voor wat betreft het theoretisch aangetoonde veiligheidsniveau (Hoofdstuk 7). Hierbij spelen monsterprocedure (detectie parameters, aantal monsters, volume, tijdsduur (responsetijd) en condities (volumestromen, genomen maatregelen) een rol. De risicogebaseerde monsterstrategie kan zowel voor reguliere monsternamen na werkzaamheden als bij verontreinigingen en calamiteiten worden gebruikt.

Schatting van infectierisico bij distributie in Nederland

Op basis van reguliere meetprogramma's en waterkwaliteitscontroles na ingrepen en incidenten bij de Nederlandse waterbedrijven is getracht te bepalen hoe hoog het verontreinigingsniveau is bij distributie (Hoofdstuk 8). Hiervoor zijn de microbiologische meetgegevens van de waterbedrijven over de periode 2003-2012 verzameld en geanalyseerd. Doel was tevens te bekijken of er een trend is in verontreinigingen. Wordt het water veiliger door de getroffen maatregelen en verbeterde (bv Hygiëncode distributie) bedrijfsvoering?

Implementatie

Ten slotte volgt een discussie over de toepasbaarheid van het model, en aanbevelingen voor verder onderzoek, zoals aanvullende metingen of registratie tijdens bedrijfsvoering (Hoofdstuk 9).

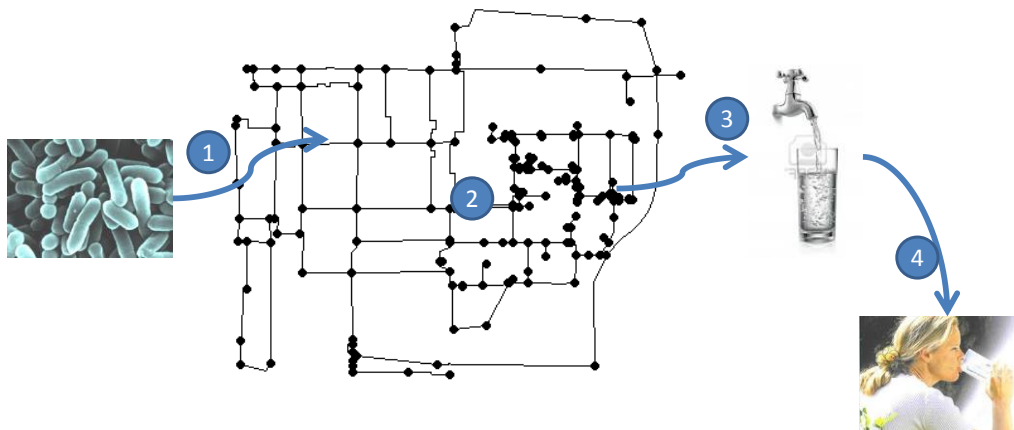
2 QMRA-model – conceptueel model

2.1 Inleiding

Op een hoog niveau kan het infectierisico van het distributienet in vier stappen worden opgedeeld (Figuur 2-1):

1. Een pathogeen treedt het distributienet binnen.
2. Het pathogeen wordt door het distributienet getransporteerd.
3. Het pathogeen verlaat het distributienet via een kraan van een klant.
4. Het pathogeen wordt opgedronken en infecteert iemand.

De vier stappen worden aan de hand van voorbeelden in meer detail beschreven in de volgende subparagrafen. In de hoofdstukken 3 en 4 wordt het werkelijke model en de resultaten besproken.



Figuur 2-1. Conceptueel model infectierisico distributie.

2.2 Stap 1: Pathogeen komt het distributienet in

Er zijn verschillende scenario's denkbaar waarbij pathogenen het leidingnet kunnen binnentreden:

- Na werkzaamheden: Afsluiters worden gesloten, de leiding wordt gerepareerd en afsluiters worden weer geopend. In principe, volgens de "Hygiëncode" (Meerkerk en Kroesbergen 2010), wordt nog een monster genomen, en er wordt gechloord en/of gespuid. Er kan vuil (water of sediment) binnentreden, via water uit de omgeving (slootwater, rioolwater) of de handen van de monteur.
- Open reservoirs: wanneer zich in het net open reservoirs bevinden (denk ook aan watertorens en rooftop tanks) kan (eventueel via defecte terugslagklep) vuil water in het net komen. Een open reservoir kan ook onbedoeld open zijn, d.w.z. lekken.
- Overdruk in drinkwaterinstallaties: onder druk wordt vuil water het net ingebracht.

Bijvoorbeeld

 - Wanneer brandslang op net én op sloot is aangesloten.
 - Tijdens een brand is drinkwaterinstallatie van brandend gebouw drukloos. Mogelijk kan via defecte terugslagklep in de watermeter vuil bluswater het net in komen.
 - Verkeerd aangesloten watersystemen in huis (afvalwaterpomp op woonboot, eigen sproei-installatie voor regenwater, slootwater).

- Industriële aansluitingen met een drukverhoging moeten formeel met een onderbroken aansluiting ('lucht-slot') worden uitgevoerd maar controle daarop loopt achter. Terugheveling kan door misaansluitingen optreden.
 - Ook nabehandelingsinstallaties zoals automatische ontharders. Anekdote: een automatische ontharder waarvan de beheerder dacht dat die was afgesloten, maar iedere avond een hoeveelheid zout water het leidingnet inpompte. Kan ook gelden voor hotels, ziekenhuizen, wasserijen etc.
 - Agrarisch: leidingen in stal gevoed door eigen winning én drinkwater.
- Onderdruk in leiding: Tijdelijke onderdruk in het net, gedurende welke vuil water kan insluizen. Bijvoorbeeld via lekken of ontluchtingskleppen. In de VS en Canada is dit (theoretisch) gevonden (Besner et al. 2008; Nygård et al. 2007). In Noorwegen is epidemiologisch een (zwak) verband gelegd tussen werkzaamheden en diarreegevallen.

Om de besmetting van het leidingnet kwantitatief te kunnen modelleren moeten de volgende zaken worden bepaald:

- a) Wat is de kans dat dit optreedt? Hoe vaak treedt het op? Om een jaarrisico te kunnen bepalen is het van belang te weten hoe vaak per jaar het voorkomt.
- b) Waar treedt het op? Op sommige locaties in het leidingnet is de kans van optreden mogelijk hoger dan op andere locaties. Bijvoorbeeld door de nabijheid van riolering, door een grotere storingskans van leidingen met een bepaalde diameter en van een bepaald materiaal.
- c) Welk materiaal komt er het distributienet binnen? Welke pathogenen komen daar in voor en met welke concentratie?
- d) Hoeveel materiaal komt er binnen? Dit hangt vaak samen met de duur van een potentiële besmetting, en met de concentratie pathogenen.
- e) Wanneer op de dag gebeurt dit? Dit is ook van belang voor de verdere verspreiding in het distributienet; dit zal anders zijn om 7.00 uur 's morgens dan om 23.00 uur 's avonds.

In Tabel 2-1 is voor alle besmettingsroutes aangegeven hoe de bovenstaande parameters gekwantificeerd kunnen worden. De besmetting via onderdruk in het leidingnet is onderzocht door onderzoekers in Montréal, Canada (Besner et al. 2011). De besmetting door overdruk in drinkwaterinstallaties is zeer divers en moeilijk te kwantificeren. De besmetting via open reservoirs en na werkzaamheden lijken voor de Nederlandse situatie het meest relevant. In eerste instantie wordt in dit project het QMRA-model ontwikkeld voor de besmetting na werkzaamheden. Andere besmettingsroutes kunnen later in het QMRA-model worden toegevoegd en gekwantificeerd.

Tabel 2-1. Bepalende parameters, en hoe deze te kwantificeren, per besmettingsroute.

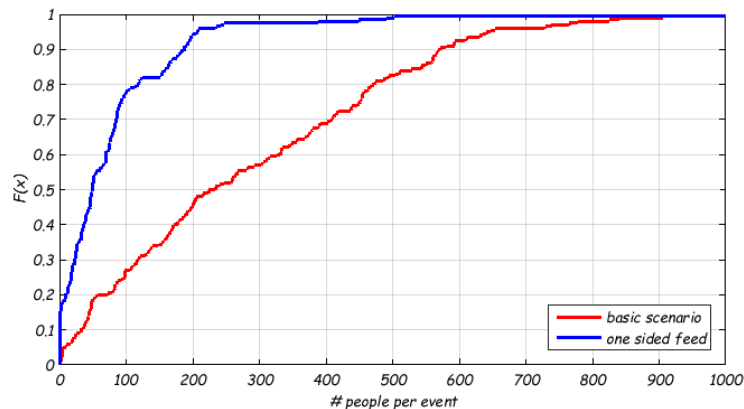
Parameter	Na werkzaamheden	Open reservoirs	Overdruk in drinkwaterinstallatie	Onderdruk in leidingnet
Hoe vaak	Er wordt gewerkt volgens de hygiëncode, toch kan er wel iets binnentreden. Frequentie van (on)geplande werkzaamheden worden geregistreerd in verband met de OLM, storingen worden ook in USTORE geregistreerd. Inventarisatie hoe vaak een monster na werkzaamheden positief wordt bevonden.	Inventarisatie van aantal open reservoirs. Schatting van lekkende reservoirs. Op basis metingen in reservoirs.	Zeer diverse omstandigheden, die geen van allen eenvoudig te kwantificeren zijn. In Nederland is de watermeter in principe uitgerust met een terugstroombeveiliging (Meerkerk 2009; Meerkerk 2011)	Metingen in Zandvoort (Medema et al. 2009) lieten zien dat soms (zomaar) een lagere druk optreedt, maar daar is geen onderdruk gevonden. Er zijn geen andere drukmetingen van waterbedrijven beschikbaar; onder de randvoorwaarde dat de minimale druk op korte tijdschaal is vastgelegd.
Waar	Afhankelijk van leidingmateriaal en diameter. Type besmetting is ook locatie-afhankelijk, bijvoorbeeld ligging van riool, grondwaterstand, etc.	Op heel specifieke locaties in het leidingnet.	Kan overal in het leidingnet zijn. In geval van brand voornamelijk bij middelgrote branden, dus niet bij woningen. Wel bedrijventerreinen, industrieterreinen of industriële aansluitingen.	Risico is onderdruk plus lekkage in leiding. Lekkage is gerelateerd aan storingsfrequentie (zie kolom "na werkzaamheden").
Welke pathogenen	Afhankelijk van het type vuil water: rioolwater, slootwater, sleufwater, mestafspoeling, monteur Bijv. Crypto relevant bij chloren.	Besmetting met name door vogels, dus <i>E. coli</i> .	Zeer diverse omstandigheden, daarmee ook diverse pathogenen.	Afhankelijk van het type vuil water: rioolwater, slootwater, mestuitspoeling.
Hoeveel	Maximaal een paar liter vuil water. In geval van 'sediment' kan afgifte gedurende lange tijd plaatsvinden. Concentratie hangt af van type vuil water en pathogeen.	Kan gedurende lange tijd vanuit reservoir vuil water leveren. Concentratie zal afnemen als de besmettingsbron weg is.	Afhankelijk van omstandigheden.	Heel kortstondig tijdens drukgolf of iets langer tijdens lek. Concentratie hangt af van type vuil water en pathogeen. Na enige tijd lekkage komt alleen schoon water binnen (Fox et al. 2015).
Wanneer	Wanneer op de dag worden afsluiters weer geopend? Informatie vanuit OLM-databases van waterbedrijven.	Kan op elk moment van de dag optreden.	Afhankelijk van omstandigheden. Eventueel inventarisatie bij brandweer wanneer op de dag brandkranen worden gebruikt.	Kan op elk moment van de dag optreden.

2.3 Stap 2: Pathogeen wordt verspreid in het distributienet

De verspreiding van pathogenen door het distributienet kan worden berekend met een hydraulisch leidingnetmodel. Daarbij kunnen verschillende aannames worden gedaan voor de besmetting, die ook anders kunnen zijn afhankelijk van het gekozen scenario uit Tabel 2-1, en voor de hydraulische omstandigheden. Een casestudie op een bestaand leidingnetmodel is daarbij onontbeerlijk. Omdat ook de netwerklayout van belang kan zijn is het ook interessant om bijvoorbeeld een vermaasd en een vertakt leidingnet te vergelijken.

In Figuur 2-2 is het maximaal aantal getroffen mensen weergegeven als cumulatieve frequentieverdeling. Iedere modelrun simuleert werkzaamheden op een andere sectie (in het modelgebied Zandvoort), en benedenstrooms van die sectie bevinden zich een specifiek aantal mensen. Wanneer slechts één afsluiter wordt geopend (eenzijdige voeding, "one sided feed") blijft de invloed veelal beperkt tot de sectie waarin de werkzaamheden plaatsvonden plus eventuele "afhankelijke" secties benedenstrooms, en worden gemiddeld

ca. 50 mensen potentieel geïnfecteerd. Wanneer alle afsluiters worden geopend kan het water alle kanten opstromen, en afhankelijk van het moment van de dag worden dan meer of minder secties potentieel geraakt. In dit geval worden gemiddeld ca. 250 mensen potentieel geïnfecteerd, dus 200 meer dan bij de eenzijdige voeding.



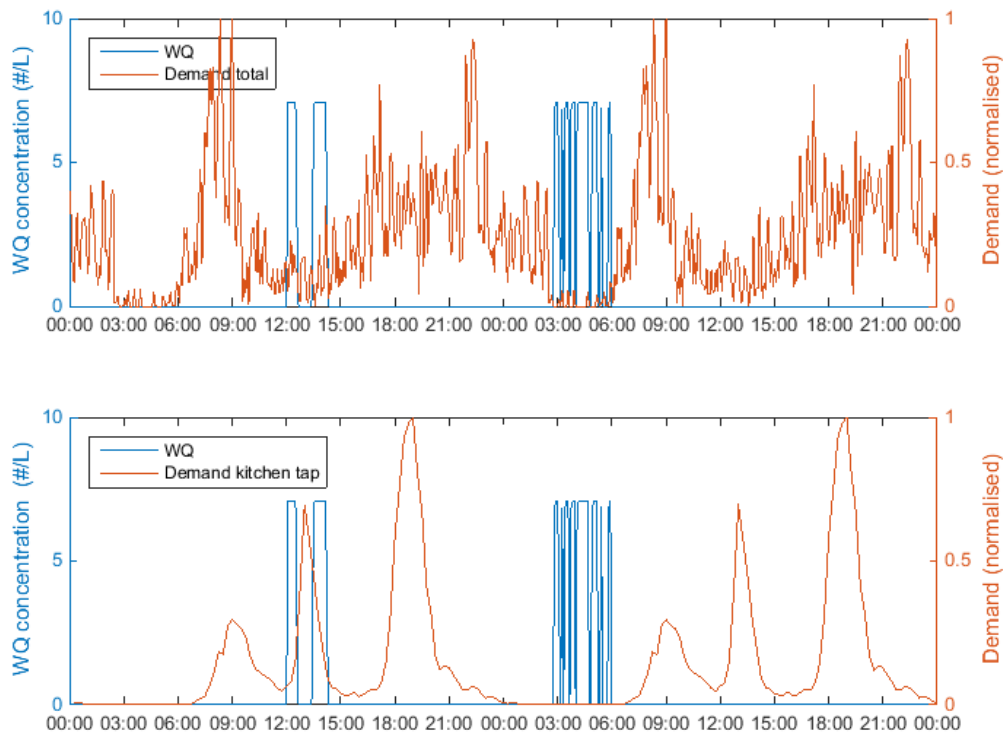
Figuur 2-2. Cumulatieve frequentieverdeling van het aantal potentieel getroffen mensen per event (= besmetting na werkzaamheden, gesimuleerd in modelgebied Zandvoort).

2.4 Stap 3: Pathoogen verlaat het distributienet

Na verspreiding door het distributienet verlaten de pathogenen het distributienet door een tapkraan. Het hydraulisch model heeft als uitkomst een concentratie en een volumestroom op iedere locatie op ieder tijdstip van de simulatie.

Niet iedere druppel water die het distributienet verlaat wordt opgedronken. Een groot deel verlaat het net via toilet, douche of wasmachine. Het deel dat voor consumptie wordt gebruikt, wordt deels eerst gekookt. In Nederland wordt gemiddeld slechts 0,177 liter ongekookt kraanwater per dag gedronken (Mons et al. 2007). Belangrijk om te bepalen is ook of de kans op consumptie groter is op tijdstippen van besmetting of juist niet.

Figuur 2-3 laat zien dat op een bepaald punt in het hydraulisch model een bepaalde concentratie langskomt. In de eerste pluim (rond 12.00 u 's middags) vindt beperkt verbruik plaats, maar wel wat op de keukenkraan (waar waarschijnlijk ook water voor consumptie wordt getapt); tijdens de tweede pluim (in de nacht) vindt nauwelijks verbruik plaats, en ook heel weinig aan de keukenkraan. De kans dat deze besmetting geconsumeerd wordt is heel klein.



Figuur 2-3. De concentratie die langskomt op een knoop en het verbruik op die knoop (genormaliseerd op 1). De bovenste figuur geeft het totale verbruik weer (douche, toiletspoeling, etc.); de onderste figuur alleen het verbruik op de keukenkraan.

2.5 Stap 4: Pathogeen infecteert iemand

Wanneer iemand verontreinigd water heeft geconsumeerd, is er nog niet automatisch sprake van infectie. De concentratie pathogenen en het geconsumeerde volume bepalen de dosis pathogenen. Met de dosis-respons-relatie van het betreffende pathogeen kan de kans op infectie worden bepaald. Naarmate de dosis toeneemt is het waarschijnlijker dat de persoon geïnfecteerd raakt. Niet iedereen die geïnfecteerd wordt, wordt ook ziek.

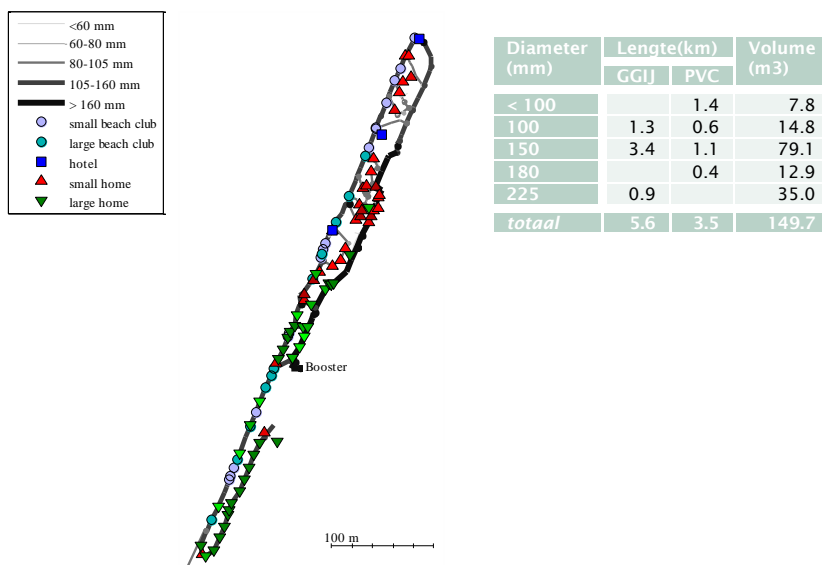
3 QMRA – numeriek model

3.1 Inleiding

Het numerieke model wordt ingevuld aan de hand van een voorbeeldleidingnet van de boulevard van Zandvoort (§3.2). Het numerieke model dat is ontwikkeld gaat specifiek over het scenario waarin vervuiling in het leidingnet intreedt na werkzaamheden, in casu reparatie van leidingen (dus geen schoonmaakacties). Eerst wordt het protocol voor hygiënisch werken bij werkzaamheden in het leidingnet toegelicht (§3.3). De modelstappen worden beschreven in §3.4.

3.2 Leidingnetmodel

Als voorbeeld wordt het leidingnetmodel (in EPANET) van de boulevard van Zandvoort gebruikt. Hier bevinden zich ca. 1000 woningen (incl. B&B's), 3 grotere hotels en 30 strandtenten. Voor dit model zijn 10 sets van SIMDEUM-patronen gegenereerd. Het model is gevalideerd met behulp van een tracertest met zoutdosering waar de gemeten en gesimuleerde verblijftijden zijn vergeleken. Het model met SIMDEUM-patronen kwam hier zeer goed uit de bus (Blokker et al. 2010a), en is uitgebreid beschreven in eerdere publicaties. Figuur 3-1 geeft een overzicht.



Figuur 3-1. Leidingnetmodel van de boulevard van Zandvoort. Het net wordt gevoed door een boosterpomp. De dikte van de lijnen geeft de diameter aan, de kleuren en symbolen geven aan welke soort verbruikers op de knopen van het model zitten met in het zuiden de luxere grote woningen, in het noorden flats en aan de kust strandtenten en hotels. Rechts staan materiaal en diameter opgesomd.

Aan dit leidingmodel zijn voor dit onderzoek de afsluiters toegevoegd, en zijn de verbruiken van de monitorsystemen (0,04 l/h op 4 locaties) verwijderd. Voor het numerieke model is het aantal personen van belang. Het aantal personen op een verbruiksknoop wordt bepaald door het totale verbruik per dag op een knoop te delen door het basisverbruik van 1 persoon (120 liter). Voor elke persoon kan vervolgens het aantal consumpties per dag met de hoeveelheid per consumptie (bijvoorbeeld een slok, een glas of een flesje) worden bepaald. Voor woningen klopt dit goed, in de hotels en strandtenten wordt op deze manier een

equivalent aantal mensen bepaald. In gebruikte Zandvoort-model is het aantal equivalent personen gelijk aan 4368 (dat zijn ca. 2568 mensen in huishoudens en 1800 in hotels en strandtenten).

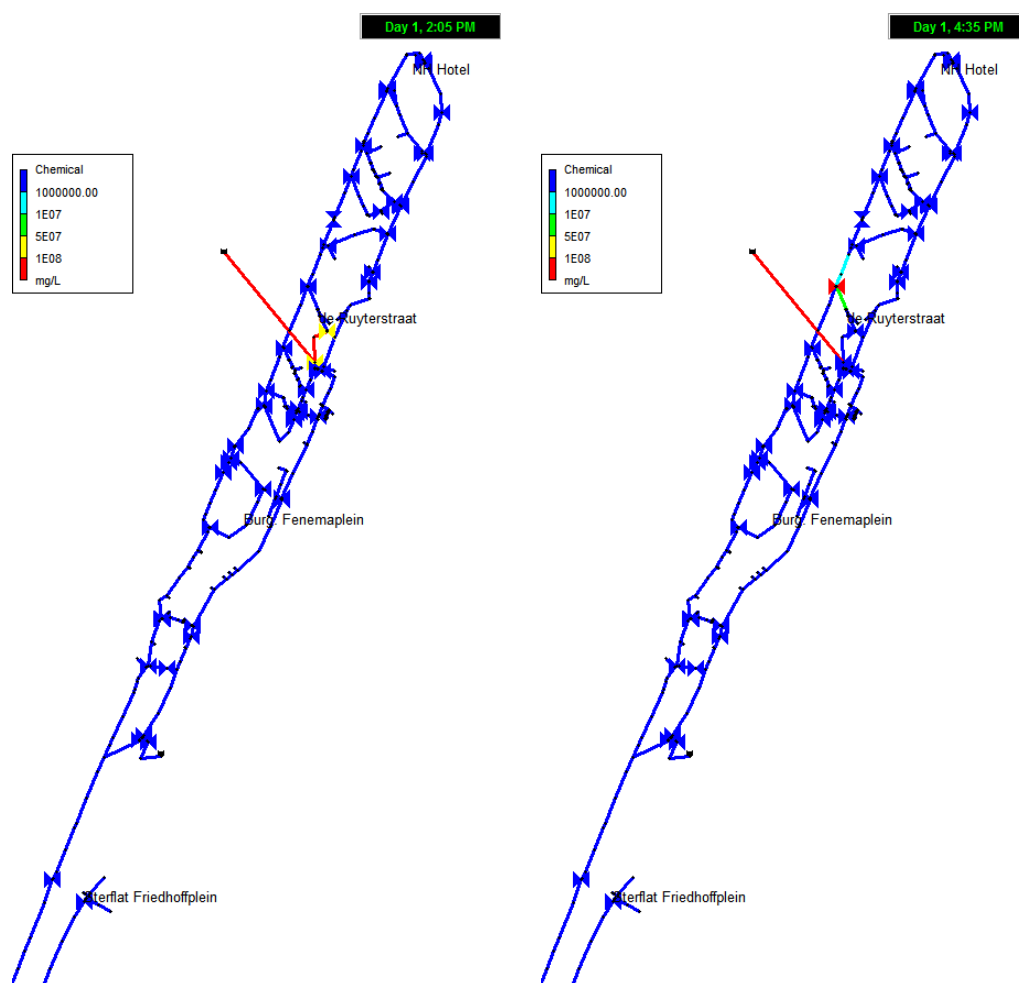
Als randvoorwaarden aan het hydraulisch model gelden dat naast de knopen en leidingen ook de afsluiters in het model moeten zitten. Eerder onderzoek (Blokker en Beverloo 2009; Blokker et al. 2011; Blokker et al. 2010a) heeft laten zien welk detail van verbruikspatronen (ruimtelijke verdeling en tijdstap) het meest geschikt is voor het doorrekenen van stofverspreiding. Een tijdstap van 5 minuten is kort genoeg. In de uiteinden van het leidingnet (einden van takken en in pendelzones van vermaasde netten) is de invloed van de variatie in (stochastisch) verbruikspatronen zeer groot. Er is dan een meerwaarde aan het gebruik van SIMDEUM-patronen; op andere delen van het leidingnet kan worden volstaan met meer globale verbruikspatronen.

In de modellering wordt verondersteld dat het verbruikspatroon niet verandert als gevolg van de werkzaamheden, en er dus geen verbruik wordt ingehaald, dat tijdens de werkzaamheden niet beschikbaar was. Voor de vulling van de stortbak kan er wel inhaalverbruik zijn, maar dit is een beperkte hoeveelheid en wordt niet meegenomen in de modellering.

Voor het bepalen van de concentratie pathogenen na spuien wordt in het numerieke model verondersteld dat het aantal pathogenen door het spuien gelijkmatig oplost in het volume water van de volledige afsluitersectie (gemiddeld 4m³ in het voorbeeld), als een worst-case benadering. Het betreft dus een bepaling van het risico wanneer spuien niet effectief is geweest. Het introduceren van een besmetting in een EPANET-model kan alleen via knopen, niet via leidingen. Wel is het zo dat de concentratie in een leiding initieel gelijk is aan de concentratie van de bovenstroomse knoop. Voor de besmetting van een afsluitersectie zijn de volgende oplossingen bedacht:

- a. Alle knopen in de sectie zijn een bron. Nadeel is dat zonder hydraulische berekening niet te bepalen is hoe lang de besmetting op iedere knoop aan moet houden om de hele leidinginhoud te verversen. Ook moet afhankelijk van die tijdstuur de concentratie mogelijk worden herberekend.
- b. Er wordt tijdelijk een bron aangesloten op een knoop in de afsluitersectie, waaruit de besmetting wordt gevoed. Door de afsluiters in het model dicht te zetten en op de eindknopen van de afsluitersectie (tegen de afsluiters aan) verbruik toe te voegen kan de besmetting egaal over de afsluitersectie worden verspreid. Na een bepaalde tijd (ten minste 3 maal de gebruikte rekentijdstap, dus 3 maal 5 minuten in dit geval) wordt de tijdelijke besmettingsbron gestopt, wordt het extra verbruik op de eindknopen gestopt en worden de afsluiters geopend. De besmetting kan dan zich verder verspreiden over het leidingnet. Het nadeel is dat niet 100% gegarandeerd is dat in alle modellen de tijdsduur lang genoeg is om de afsluitersectie geheel te besmetten, en dat een verbruik wordt toegevoegd dat er niet werkelijk is.

Methode b wordt gebruikt, zie voor een toelichting Figuur 3-2. Wel moet bij modelstap 4a (pg. 30) er rekening mee worden gehouden dat een extra verbruik is toegevoegd dat geen consumptie vertegenwoordigt.



Figuur 3-2. Besmettingsbron toegevoegd, deze besmet de afsluitersectie om 14.00 uur. Om 16.35 uur is de besmetting door het leidingnet verspreid.

3.3 Hygiëncode bij reparatie van leidingen

Waterbedrijven werken volgens het protocol beschreven in de Hygiëncode (Meerkerk en Kroesbergen 2010). In bijlage I worden de passages die van belang zijn voor reparatie van een leidingdeel uitgelicht. Kort samengevat geldt het volgende. Bij werkzaamheden aan een leiding wordt een zo klein mogelijk deel volledig drukloos gemaakt, dat betekent dat de afsluitersectie rondom de leiding wordt gesloten. Ter plekke wordt bepaald door de monteurs wat hoogstwaarschijnlijk de bovenstroomse afsluiter is; deze wordt niet volledig gesloten, zodat er nog water de afsluitersectie in lekt. Na de reparatie worden alle delen die volledig drukloos zijn geworden of open zijn geweest, schoongemaakt. Dat betekent voor distributieleidingen dat ze worden gespuid met water, er vindt geen desinfectie plaats. Na de afronding van werkzaamheden aan een distributieleiding wordt aangeraden om de leiding tot na goedkeuring eenzijdig te voeden. Vervolgens wordt een monster genomen voor de waterkwaliteitsbeoordeling (12 – 24 uur na de spui-acties).

De praktijk bij Waternet: in uitzonderlijke situaties wordt een monster voor het spuien genomen wanneer er een verontreiniging met onbekende stoffen kan hebben plaatsgevonden (bijvoorbeeld chemicaliën uit een drugslab). Het is logistiek lastig om op tijd een monsternemer daar te krijgen. Direct na het spuien wordt eigenlijk nooit een monster genomen. Er wordt altijd 12-24 u na het spuien een monster genomen, zoals beschreven in de hygiëncode.

Voor de QMRA hanteren we de volgende uitgangspunten:

- Alle afsluiters werken; er hoeft niet te worden opgeschaald naar de volgende afsluitersectie.
- Na reparatie worden alle afsluiters geopend, en niet slechts de bovenstroomse. Dit wordt in de hygiëncode wel aangeraden, maar niet voorgeschreven.
 - Dit is bijvoorbeeld wel de situatie wanneer de sectie na monsternamen ontzetting wordt vrijgegeven.
 - Dit is bijvoorbeeld ook de situatie wanneer afsluiters niet functioneren en de besmetting toch zich kan verspreiden door het net. In principe worden in dat geval extra afsluiters gesloten en wordt een groter gebied geïsoleerd. Niet-functionerende afsluiters zijn niet meegenomen in het model.
 - In de gevoeligheidsanalyse wordt deze maatregel wel gemodelleerd, zodat kan worden bepaald wat het effect van het eenzijdig voeden van de sectie is.
- Het model berekent het infectierisico wanneer een leidingsectie met verontreinigd water wordt vrijgegeven (alle afsluiters open). Dit is de situatie wanneer spuien niet is uitgevoerd of niet effectief was (bij wel effectief spuien is het water immers niet verontreinigd). De gebruiker kiest een concentratie van verontreiniging op het moment van vrijgeven die hij relevant vindt. Daarbij kan hij een hoge concentratie kiezen (er is niet gespuid) of een lage concentratie (spuien was niet helemaal effectief).
- De monsternamen worden niet specifiek meegenomen. Wel wordt gekeken naar het aantal positieve monsters zodat een inschatting kan worden gemaakt hoe vaak een besmetting optreedt. Daarnaast kan met dit model worden beoordeeld hoe groot de kans is dat 12 tot 24 uur na het spuien een positief monster wordt gevonden, wanneer er sprake was van een besmetting (zie Hoofdstuk 7). N.B. dit zal verschillen voor de situatie waarin alle afsluiters worden geopend en waar een situatie met eenzijdige voeding wordt gecreëerd.

Eén van de maatregelen die waterbedrijven nemen na werkzaamheden is het uitgeven van een preventief kookadvies. Uit een onderzoek van RIVM blijkt dat in het geval van een kookadvies 80% van de mensen dit opvolgt (Karagiannis et al. 2009). Drie waterbedrijven geven standaard een kookadvies af na werkzaamheden waarbij de leiding drukloos is geweest. Daarbij is niet aangegeven of ook het achterliggende gebied dat niet of slechts kort drukloos is geweest ook een kookadvies krijgt. De andere waterbedrijven geven alleen een kookadvies wanneer er onzekerheid bestaat over de andere maatregelen (afsluiten, spuien) of over de kans op besmetting, dan wel wanneer er gevoelige klanten aanwezig zijn (Tabel 3-1).

Tabel 3-1. Kookadvies in de praktijk bij de Nederlandse drinkwaterbedrijven anno 2014. Waterlab Noord heeft de enquête voor Waterbedrijf Groningen en WMD ingevuld.

code	situatie van geplande of ongeplande werkzaamheden	afgifte kookadvies (ja, --nee, ?=onbekend via enqueteresultaten 2014)									totaal negen waterbedrijven NL		
		Brabant Water	Dunea	Oasen	Evides	WBG, WMD	WML	Water-net	PWN	Vitens	ja	nee	onbekend
A	veilig werken en leiding onder druk gehouden	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	9	0
B1	veilig en open leiding of drukloos; wachten tot waterkwaliteit van monster(s) bekend is	-	ja	ja	-	-	-	-	-	-	2	7	0
B2	veilig en open leiding of drukloos; (urgente) levering en geen monster op huisaansluiting mogelijk; wel op brandkraan	-	ja	ja	-	-	?	-	?	?	2	4	3
B3	veilig en open leiding of drukloos; kwetsbare afnemers zoals ziekenhuis, ouderenzorg of kinderdagverblijf	-	ja	ja	-	-	?	-	?	?	2	4	3
B4	veilig en open leiding of drukloos; onvoldoende spui mogelijkheden	-	ja	ja	-	-	?	-	?	?	2	4	3
B5	veilig en open leiding of drukloos; (urgente) levering voordat waterkwaliteit goedgekeurd is	ja	ja	ja	-	ja	ja	-	?	?	5	2	2
B6	open leiding of drukloos; verdachte hygiëne; bijvoorbeeld lek riool, nachtwerk of moeilijke omstandigheden, insluizen van grond of grondwater	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	9	0	0
C	verontreiniging gemeten; waterkwaliteitsmonster positief	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	9	0	0

3.4 Modelstappen

Inleiding

Het conceptuele model is vertaald in een numeriek model. De te onderscheiden stappen voegen zich daardoor iets anders, afhankelijk van in welk model wat wordt bepaald.

1. Locatie van vervuiling. Afhankelijk van het soort vervuiling kunnen hier verschillende methodieken worden gevolgd.
 - Op basis van informatie over werkzaamheden aan het leidingnet, kan een simpel model worden opgesteld worden, dat wordt gecombineerd met het hydraulisch leidingnetmodel.
 - Een GIS kan worden ingezet (bijvoorbeeld om de aanwezigheid van een riool in de buurt van een drinkwaterleiding te selecteren). Zie Hoofdstuk 6.
2. Modelleren van de bron van de vervuiling. In een hydraulisch leidingnetmodel kan een besmettingsbron worden gemodelleerd, waarvoor een aantal parameters moeten worden gedefinieerd:
 - a. Locatie: knoopnaam;
 - b. Concentratie;
 - c. Starttijd en duur van de besmetting.
3. Doorrekenen van verspreiding van de vervuiling. Een waterkwaliteitsberekening in het hydraulische rekenpakket EPANET.
4. Risicobepaling. De uitkomst van de leidingnetberekening is een concentratie op elk moment van de dag op alle locaties in het leidingnet. Deze concentraties moeten worden vertaald naar een infectierisico. Dit gebeurt in een rekenprogramma, bijvoorbeeld Matlab®. Hiervoor zijn verschillende stappen nodig:
 - a. Vertalen concentratie naar consumptie. Hierbij wordt rekening gehouden met het aantal consumpties, de hoeveelheid drinkwater per consumptie en het tijdstip waarop de consumptie plaatsvindt.
 - b. Vertalen van dosis naar infectie. De dosis-respons-relatie is afhankelijk van het type pathogeen.
 - c. Vertalen naar infectierisico door rekening te houden met hoe vaak een dergelijk vervuilingsscenario optreedt in Nederland.

In de subparagrafen worden bovenstaande stappen nader uitgewerkt. De uitwerking vindt plaats aan de hand van een specifieke casestudie, namelijk het leidingnet van de boulevard van Zandvoort.

Stap 1: locatie van vervuiling

Deze hangt één op één samen met de locatie van de werkzaamheden, zie stap 2a.

Stap 2a: vervuilingslocatie in het leidingnet

In het leidingnet van Zandvoort komen PVC en GGIJ-leidingen voor met diameters tussen 50 en 225 mm (Figuur 3-1 op pg 21). Voor deze materialen is per diameterklasse de storingsfrequentie uit USTORE gehaald (Tabel 3-2). Voor iedere leiding in het net kan de storingsfrequentie met de leidinglengte worden vermenigvuldigd om het aantal storingen per jaar te bepalen. Voor het bepalen van de locatie van werkzaamheden is vooral de verhouding tussen de storingsfrequenties per leidinggroep van belang. Hier wordt dus de relatieve storingsfrequentie gebruikt, in stap 4 wordt de absolute storingsfrequentie (eventueel inclusief geplande werkzaamheden) als parameter meegenomen.

Tabel 3-2. Storingsfrequentie per diameterklasse voor PVC, GGIJ en AC. Bron: USTORE data 2011, verzameld op 3 april 2013.

Diameter	Storingsfrequentie (#/km.jaar)		
	PVC	GGIJ	AC
50	0.017	0	0
100	0.032	0.123	0.099
160	0.025	0.049	0.085
250	0.032	0.043	0.091
400	0.034	0.015	0.044

De meeste storingen (combinatie van storingsfrequentie en leidinglengte) treden op in de GGIJ-leidingen van 100 en 150 mm (Tabel 3-3). Elke leiding kan via de relatieve storingsfrequentie een wegingsfactor meekrijgen waarmee de kans op werkzaamheden in een stochastisch model kan worden bepaald. We veronderstellen dat de geplande werkzaamheden dezelfde relatieve frequentie hebben. Dit zal in werkelijkheid niet zo zijn; de gevoeligheidsanalyse (§ 4.1, p. 43) zal uitwijzen of het nodig is om hier specifiekere onderbrekingsfrequenties voor mee te nemen. Het absoluut aantal ingrepen (stap 1a) kan worden bepaald uit de combinatie van storingen en geplande werkzaamheden.

Tabel 3-3. Aantal storingen per diameterklasse voor PVC en GGIJ uit de storingsfrequentie (Tabel 3-2) en lengte in leidingnet Zandvoort (Figuur 3-1).

Diameter	Storingsfrequentie (#/km.jaar)		Absoluut aantal storingen (#/jaar)		Relatief aantal storingen (%)	
	PVC	GGIJ	PVC	GGIJ	PVC	GGIJ
<100	0.017		0.024		5.3%	
100	0.032	0.123	0.019	0.160	4.3%	35.6%
150	0.025	0.049	0.028	0.168	6.2%	37.3%
180	0.032		0.013		2.9%	
225		0.043		0.038		8.5%

De vraag is in hoeverre een besmetting gelokaliseerd kan worden in een leidingnet. Conceptueel geldt dat de vervuiling na werkzaamheden over de gehele leidingsectie wordt verspreid (perfecte menging) en na het openen van de afsluiters wordt verspreid door het net. Bij 'sediment' is er een lokale verontreiniging.

Uit voorgaande volgt aan welke leiding gewerkt wordt. Deze leiding ligt in een afsluitersectie. In EPANET is geen standaardroutine aanwezig om de afsluitersectie te identificeren. Voor dit onderzoek is in Matlab® een routine geschreven die dit kan.

1. Van de getroffen leiding worden de knopen aan beide zijden gezocht;
2. Voor deze knopen wordt gezocht naar alle leidingen en afsluiters die hier aan grenzen;
3. Als het een afsluiter is, dan is de routine klaar. Voor alle leidingen, ga terug naar stap 1.
4. Alle leidingen (met lengte en diameter) zijn nu gevonden plus alle knopen in de sectie.

Stap 2b: concentratie van de besmetting in het leidingnet

Afhankelijk van de bron van de besmetting treedt een bepaalde type en bepaalde hoeveelheid pathogenen in. Deze hoeveelheid wordt verdund in de afsluitersectie. Dit bepaalt de concentratie.

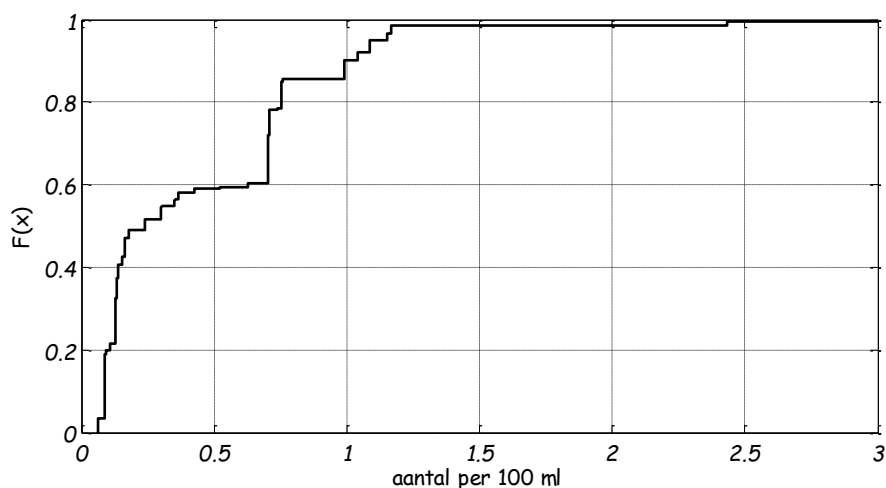
De besmetting wordt in EPANET gemodelleerd als een conservatieve stof. De uitkomsten van het model schalen lineair met de meegegeven concentratie. Voor het numerieke model betekent dit dat een standaardwaarde wordt opgegeven; er wordt niet gewerkt met een probabilistische verdeling van de concentratie in het EPANET model. In stap 4 kan met schaalfactoren worden gewerkt en kan de concentratie eventueel ook probabilistisch worden meegenomen.

Op basis van de informatie over de afsluitersectie (stap 2a), namelijk alle leidingen met hun lengte en diameters, kan de inhoud van de sectie worden berekend. De ingetreden hoeveelheid (10^8) wordt opgelost in dit leidingvolume (in liters). Met een volume per afsluitersectie van rond de 4 m^3 betekent dit dat de concentratie waarmee in het hydraulisch model wordt gerekend in de orde van 25.000 per liter is.

Met in stap 4 een schaalfactor van 10^{-4} (oftewel niet 10^8 maar 10^4 micro-organismen opgelost in het totale volume van een afsluitersectie) betekent dit dat ca. 2,5 per liter (ofwel 0,25 per 100 ml) gevonden wordt (Figuur 3-3).

- Na de werkzaamheden wordt getest op *E. coli*. Wanneer er geen *E. coli*'s worden gevonden, wordt de sectie vrijgegeven. Wanneer de verhouding *E. coli*/pathogeen 1:1 is, dan is dit een reële concentratie pathogenen. Meestal is de verhouding groter, bijvoorbeeld 20:1 voor *Campylobacter* in oppervlaktewater (van Lieverloo et al. 2007). In dat geval betekent het dat er mogelijk wel enkele *E. coli* gevonden zouden worden.
- Wanneer er 4000 *Giardia*'s per liter worden gevonden in rioolwater (Hoogenboezem et al. 2001, zie ook tabel 5.3) zou dit betekenen dat er 2,5 liter rioolwater in ca. 4 m^3 in de afsluitersectie gelekt zou zijn.

In Hoofdstuk 5 wordt uitgebreid ingegaan op de concentraties die kunnen worden aangetroffen. Voor de gevoeligheidsanalyse in Hoofdstuk 4 wordt gerekend met genoemde hoeveelheden.



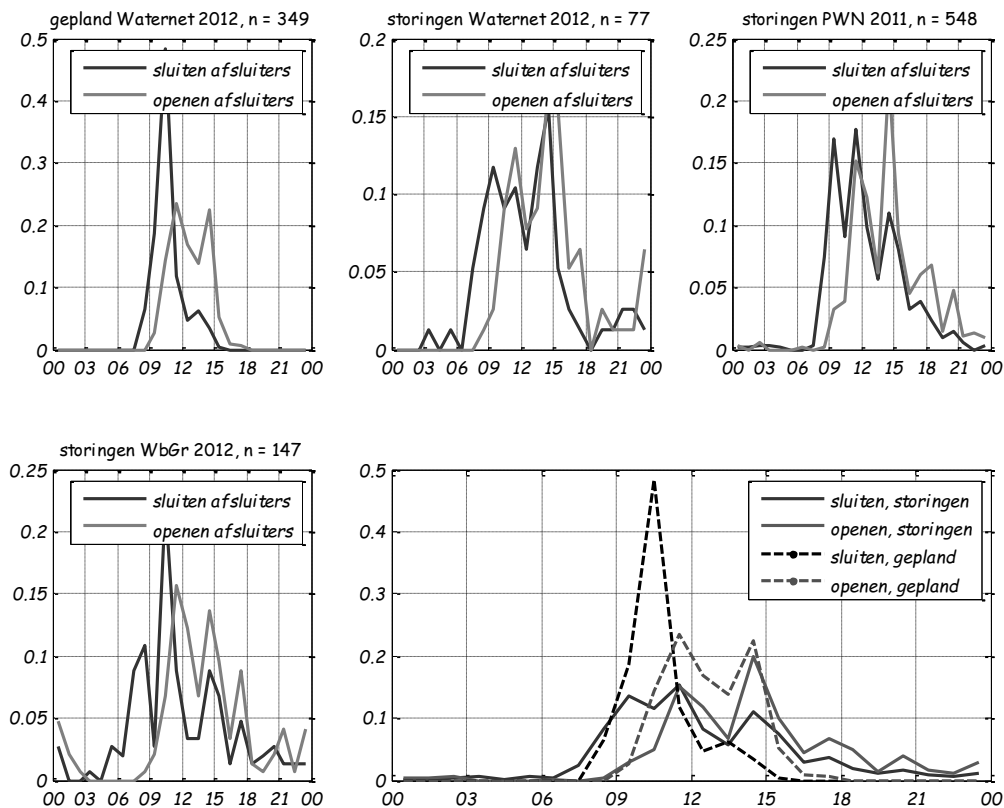
Figuur 3-3. Concentratie per besmetting bij een besmetting van 10^4 micro/organismen in het volume van een afsluitersectie (200 keer bepaald).

Stap 2c: begintijd en duur van de besmetting in het leidingnet

De begintijd van de besmetting hangt samen met de tijd waarop de afsluiters worden geopend. Alle waterbedrijven registreren hun storings en hun geplande werkzaamheden. Ten eerste in het kader van de OLM-registratie (ondermaatse leveringsminuten), die in de verplichte benchmark is opgenomen. Ten tweede registreren de meeste waterbedrijven hun storings volgens het format van USTORE en delen zij hun storingsdata op vrijwillige basis via USTOREWeb. Voor de OLM-registratie is het noodzakelijk dat de duur van de onderbreking in het distributienet wordt geregistreerd, gedefinieerd als de tijd tussen het sluiten van de afsluiters en het weer openen van de afsluiters. Voor USTORE wordt alleen een datum en tijd van de storing (of storingsmelding) geregistreerd. Een aantal bedrijven heeft daarnaast ook de tijdstippen van openen en sluiten van afsluiters geregistreerd. PWN en Waterbedrijf Groningen konden heel eenvoudig (en snel) deze tijdstippen behorend bij storings in het distributienet (in respectievelijk 2011 en 2009-2012) aanleveren. Waternet heeft vanuit hun OLM-registratie de tijdstippen bij ongeplande én geplande werkzaamheden aangeleverd. We veronderstellen dat de data van deze bedrijven representatief is voor de rest van Nederland. Voor ieder uur van de dag is een kans bepaald, afgebeeld in Figuur 3-4.

De eindtijd van de besmetting hangt samen met de tijd die nodig is om de leidinginhoud te verversen. Dit is ook afhankelijk van het tijdstip op de dag; 's nacht wanneer het verbruik lager is duurt het langer voor de inhoud ververs is. Dit wordt automatisch bepaald door het leegstromen van de besmette afsluitersectie na openen van de afsluiters.

N.B. wanneer 'sediment' na werkzaamheden de bron is van de verontreiniging, kan na openen van de afsluiters gedurende lange tijd vuil uit het sediment komen, na opwerveling bijvoorbeeld. Bij een verontreiniging met klei of poep zou verweking voor langdurige afgifte van micro-organismen kunnen zorgen. Dit kan lang aanhouden, vooral als het een stof betreft die niet direct in de routinebepaling na een werkzaamheid wordt opgemerkt. Dit moet dan op een andere manier in het model worden meegenomen. Dan kan beter een lokale vervuiling aan een knoop worden toegevoegd, met een blokpatroon (met start- en eindtijd).



Figuur 3-4. Tijdstip openen afsluiters na werkzaamheden: a) Waternet geplande werkzaamheden 2012, b) Waternet storingen 2012, c) PWN storingen 2011, d) Waterbedrijf Groningen storingen 2012 e) gewogen gemiddelde van de drie. Waarde voor openen afsluiters (kans over de dag per uur = [3 3 4 0 0 0 1 0 3 23 38 116 91 51 153 77 34 51 39 11 30 13 9 22]/772).

Stap 3: verspreiding van de vervuiling over het leidingnet

De verspreiding door het leidingnet hangt sterk samen met het waterverbruik van klanten. Met behulp van SIMDEUM kan een realistische set met verschillende manifestaties van waterverbruik worden doorgerekend.

Verondersteld wordt een conservatieve stof. Deze wordt verspreid met een beperkte dispersie, dus als een propstroom. Volledige menging wordt verondersteld op knopen in het leidingnetmodel. Dit is de standaardmethodiek in EPANET. Er wordt dus geen afsterving, of verdwijning naar de biofilm, noch groei meegenomen in het model. In werkelijkheid kan er wel afname (geen groei) plaatshebben in het net, waardoor het model een overschatting geeft. De keuze is gemaakt, omdat niet bekend is hoe snel de afname kan plaatsvinden.

In dit rapport wordt een voorbeeld uitgewerkt voor het leidingnetmodel van Zandvoort. Ieder leidingnetmodel kan andere uitkomsten geven doordat er een andere structuur is, er minder flats en meer grote woningen inzitten, andere leidingmaterialen en -diameters (en daarmee andere storingslocaties worden bepaald). Het is niet direct duidelijk of conclusies in de casestudie van Zandvoort algemeen geldig zijn. Vermoedelijk zijn de resultaten van de gevoeligheidsanalyse wel algemeen geldig, maar de absolute waarden van de berekende infectierisico's kunnen verschillen tussen leidingnetten.

Stap 4a: consumptie

De hoeveelheid geconsumeerde pathogenen hangt samen met:

- Aantal mensen in het gebied;
- Hoeveelheid geconsumeerd ongekookt drinkwater per persoon per dag;
- Samenvallen van moment van drinkwater tappen en het voorbijkomen van besmet drinkwater.

Aantal mensen

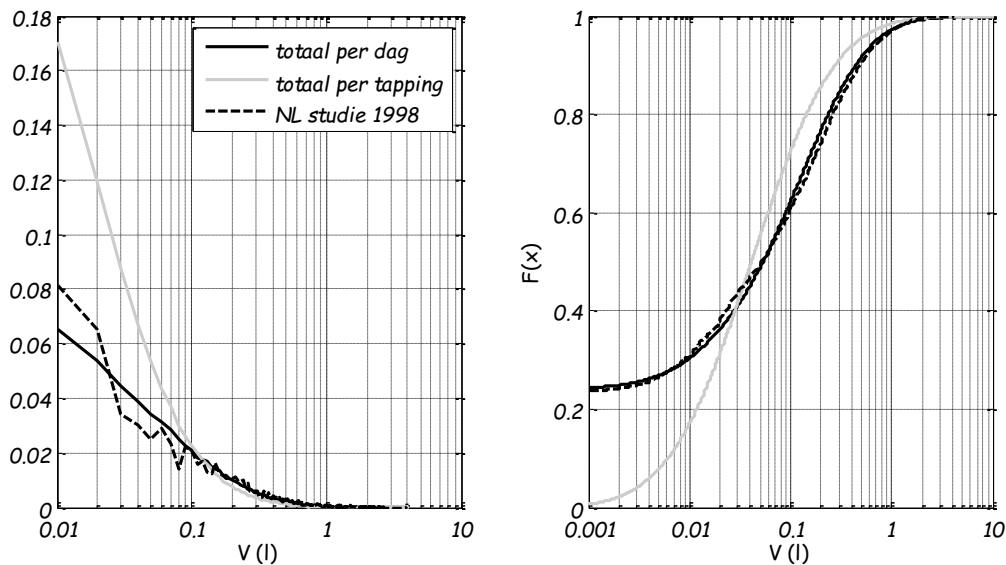
Het EPANET-model heeft als uitkomst een concentratie op alle verbruiksknoppen. Het aantal personen op een verbruiksknoop wordt bepaald door het totale verbruik per dag op een knoop te delen door het basisverbruik van 120 liter. Voor elke persoon kan vervolgens het aantal consumpties per dag met de hoeveelheid consumptie worden bepaald.

Consumptiehoeveelheid

Niet iedere druppel water die het distributienet verlaat wordt opgedronken. Een groot deel verlaat het net via toilet, douche of wasmachine. Het deel dat voor consumptie wordt gebruikt, wordt deels eerst gekookt. In Nederland wordt gemiddeld slechts 0,177 liter kraanwater per dag gedronken, vertaald in 0,7 glas per dag (Mons et al. 2007). Dit onderzoek was gebaseerd op een meetcampagne uit 1997-1998. Bij het onderzoek daarnaar is het glas als eenheid gebruikt voor de totale hoeveelheid, zonder dat specifiek gevraagd is hoe vaak per dag een glas gevuld is. Het kan zijn dat iemand eenmaal een flesje vult en daar de rest van de dag van drinkt; het kan ook dat iemand de kraan heel vaak opent en iedere keer maar enkele slokken neemt. Voor het numerieke QMRA-model is het van belang of de totale hoeveelheid in een keer wordt geconsumeerd of op verschillende tijdstippen (stap 4b). Wanneer bij lage dosis het infectierisico heel hoog is (zoals voor virussen) dan is de kans op infectie veel groter wanneer op meerdere momenten op de dag water wordt getapt dan wanneer dat maar een maal is.

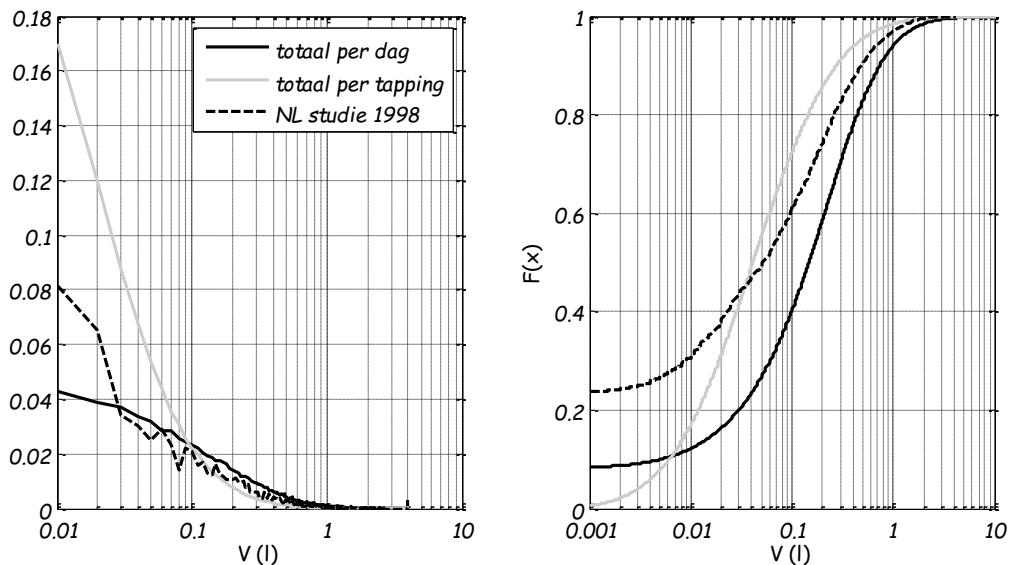
Mons et al. (2007) laten zien dat de consumptie van drinkwater als een Poissonverdeling van het aantal glazen per dag kan worden gemodelleerd. Het aangehaalde Australische onderzoek gaat uit van 3,5 glas gemiddeld. De hoeveelheid per 'glas' kan als een lognormale verdeling worden gemodelleerd, maar in de studie van Mons is 200 ml per glas verondersteld. Typisch bevat een glas 200 ml; de hoeveelheid per keer kan typisch variëren tussen bijna 0 en 1 liter (vullen van een flesje of karaf).

We hebben de Nederlandse getallen van de publicatie van Mons et al. (2007) opnieuw geanalyseerd om te bepalen hoeveel glazen en hoeveel water per glas gerapporteerd zijn. Dit leidt tot een combinatie van een Poissonverdeling voor het aantal glazen met een gemiddelde van 1,43 per dag (10 per week is gerapporteerd, komt overeen met ca. 24% geen glas water) en een lognormale verdeling voor de hoeveelheid per keer met $\mu = -3.19$ en $\sigma = 1,485$ (gemiddelde = variantie = 0,1238 liter, volgend uit het consumptie-onderzoek). Figuur 3-5 laat zien dat de gevonden relatie heel goed past op de data uit 1998. Met deze lognormale verdeling kan het voorkomen dat iemand 10 liter water op een dag consumeert; in de studie is maximaal 4,2 liter per dag gerapporteerd. Dit is in het model als maximum opgelegd.



Figuur 3-5. Consumptie per glas / tapping en per dag op basis van een Poissonverdeling van 1,43 glas per dag en een lognormale verdeling per glas met $\mu = -3,19$ en $\sigma = 1,485$ (maximaal 4,2 liter). In de linkerfiguur als waarschijnlijkheidsverdeling en rechts als cumulatieve waarschijnlijkheidsverdeling. De gestippelde lijn geeft de consumptie per dag aan zoals in de studie die Mons et al. (2007) hanteren is gevonden.

In de laatste jaren lijkt water drinken in Nederland wat positiever te worden beoordeeld, en men ziet ook vaak mensen met al dan niet navulbare flesjes water lopen. Het driejaarlijkse onderzoek in opdracht van Vewin door TNS Nipo (Foekema en van Thiel 2011) rapporteert een hoger verbruik voor consumptie van drinkwater: 0,6 liter per persoon per dag in 2010 met een stijging sinds 1995 toen nog 0,4 liter per persoon per dag werd gerapporteerd. Respondenten hebben gedurende een dag aangegeven hoe lang (aantal seconden) ze de keukenkraan (in hun eigen huis) hebben laten lopen en met welk doel. Eén van de gerapporteerde doeleinden is water drinken; andere doeleinden waren bijvoorbeeld water voor koffie/thee, koken of afwas. De data van 2004 lieten zien dat van de 1684 respondenten, 920 mensen water taptten om ongekookt te drinken. Gemiddeld lieten ze daar de kraan 14 seconden voor lopen, verdeeld over 2,3 tappingen. Met een gemiddelde volumestroom van 5 l/min komt dit neer op $920/1684 * 14 * 5/60 = 0,6$ liter per persoon per dag. De tijd dat de keukenkraan heeft opengestaan hoeft niet overeen te komen met het totaal geconsumeerde water; het glas is wellicht eerst omgespoeld of niet volledig leeg gedronken. Een gemiddelde tapping van $(14/2,3 * 5/60 =)$ 0,6 liter is meer dan nodig is voor het vullen van één glas. Bovendien geldt dat hier alleen gekeken is naar het water drinken via de keukenkraan thuis, en niet via de kraan in de badkamer of op school of het werk. We gaan ervan uit dat er sinds 1998 meer water wordt gedronken en dat dat komt door een toename in het aantal tappingen, maar dat de hoeveelheid per keer gelijk is gebleven. Voor het aantal tappingen nemen we 2,5 (iets meer dan de 2,3 die thuis aan de keukenkraan is gerapporteerd). Dit betekent een toename van 75%. De verdeling is dan als in Figuur 3-6.



Figuur 3-6. Consumptie per glas / tapping en per dag op basis van een Poissonverdeling van 2,5 glas per dag en een lognormale verdeling per glas met $\mu = -3,19$ en $\sigma = 1,485$ (maximaal 4,2 liter). In de linkerfiguur als waarschijnlijkheidsverdeling en rechts als cumulatieve waarschijnlijkheidsverdeling. De gestippelde lijn geeft de consumptie per dag aan zoals in de studie die Mons et al. (2007) hanteren is gevonden.

Moment van consumptie

Daarnaast is belangrijk wanneer op dag consumptie plaatsvindt, en of dat gelijktijdig is met een verhoogde concentratie. Het gaat hier in feite om het tijdstip waarop een glas of waterflesje gevuld wordt, de consumptie kan ook op een later tijdstip plaatsvinden. Op ieder moment van de dag kan iemand de kraan opendraaien, dit is een stochastisch proces. Om daarmee rekening te houden in het QMRA-model wordt er uitgegaan van een kansverdeling over de dag. Door deze kansverdeling naar een cumulatieve frequentieverdeling (tussen 0 en 1) te converteren en een random getal tussen 0 en 1 te trekken kan een willekeurig tijdstip op de dag worden bepaald, zie bijvoorbeeld Figuur 3-7.

Er is weinig informatie bekend over wanneer op de dag glazen water voor consumptie worden gevuld. Davis en Janke (2009) baseren het tijdstip van inname op de momenten dat het Amerikaanse tijdsbestedingsonderzoek aangaf dat maaltijden genuttigd werden. TNS-Nipo heeft in 2014 in opdracht van Spa (leverancier van mineraalwater) onder andere gevraagd naar momenten van de dag waarop mensen water drinken (zowel kraanwater als flessenwater) (Spa Wateronderzoek 2014). We doen de volgende aannames: nummers 15 en 16 zijn te onbekend en nemen we niet in beschouwing; nummers 6, 9, 10 en 14 betreft meestal water dat niet thuis uit de kraan komt; nummers 3 en 8 betreft water dat in de badkamer wordt getapt; de overige nummers betreft water dat uit de keukenkraan wordt getapt. Dat betekent dat het drinkwater niet alleen tijdens of rond de maaltijden wordt getapt, maar wel dat het gebruik aan de keukenkraan een goede voorspeller is voor momenten van drinkwatertappings.

Tabel 3-4. Momenten waarop men water drinkt (Spa Wateronderzoek 2014).

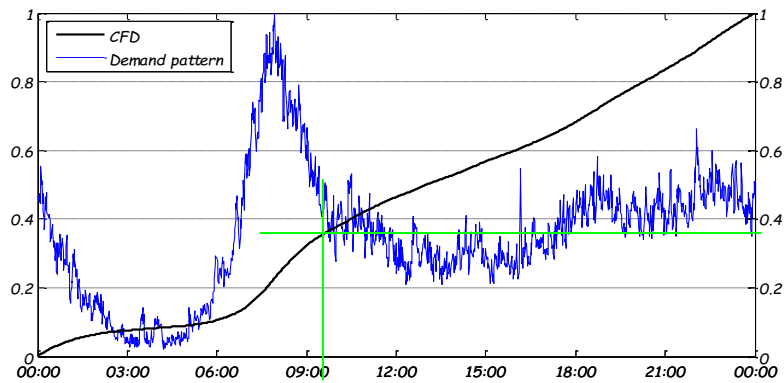
	Momenten wanneer men water drinkt	%
1	Hele dag door	48%
2	Tussen de maaltijden door ('s ochtends en 's middags)	44%
3	Bij het opstaan	34%
4	's Avonds na het avondeten	29%
5	Als ik onderweg ben (in de auto, in de trein, in het vliegtuig etc.)	26%
6	Bij het sporten	26%
7	Bij de avondmaaltijd	23%
8	's Nachts	19%
9	Als ik uit eten ga	17%
10	Als ik ergens anders dan thuis ben, bijv. op school, op het werk	16%
11	Bij het ontbijt	12%
12	Bij de lunch	7%
13	Bij mijn koffie of thee	6%
14	Bij het uitgaan	6%
15	Anders	4%
16	Weet niet	1%

Voor het construeren van SIMDEUM (Blokker et al. 2010b) is informatie verzameld over tijdstippen van waterverbruik in huishoudens, afhankelijk van de aanwezigheid en slaap-waakritme van bewoners. Dit leidt tot verbruikspatronen over de dag die goed overeenkomen met gemeten patronen. Daarnaast is ook informatie verzameld over de tijdstippen van het met de hand afwassen (uit het Nederlandse tijdsbestedingsonderzoek), welke sterk correleren met tijdstippen van maaltijden. In SIMDEUM is de kansverdeling van afwastijden toegepast als kansverdeling voor alle verbruik aan de keukenkraan.

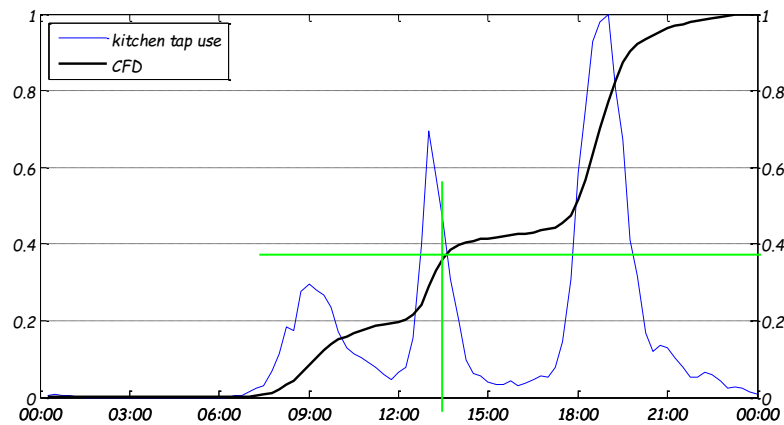
De kansverdeling over de dag voor het vullen van een glas ($P_{\text{glas}}(t)$) kan op verschillende manieren worden ingevuld.

1. Ten eerste kan deze proportioneel worden gesteld aan het totale verbruik over de dag op de knoop in het hydraulische model, zoals bijvoorbeeld Figuur 3-7.
2. Een tweede mogelijkheid is $P_{\text{glas}}(t)$ gelijk te stellen aan de kansverdeling over de dag van het gebruik van de keukenkraan, zoals deze ook in SIMDEUM wordt gehanteerd, zie Figuur 3-8. De meeste glazen zullen immers aan deze kraan worden gevuld, en niet onder de douche. Het is dus niet erg waarschijnlijk dat $P_{\text{glas}}(t)$ proportioneel is met het verbruik van de douche, wasmachine en toilet. Terwijl dit eigenlijk is wat er in stap 1 gebeurt, doordat deze drie type verbruiken ongeveer 70% van het totaal bepalen.
3. Een nadeel van deze tweede methode is dat het verbruik in het hydraulisch model 0 kan zijn terwijl de kansverdeling van de keukenkraan niet 0 is. Hier moet rekening mee worden gehouden door stap 1 en 2 te combineren en de kansverdeling van de keukenkraan op 0 te zetten tijdens de tijden van geen verbruik op de betreffende knoop in het hydraulisch model (Figuur 3-9).
4. Een andere mogelijkheid is om SIMDEUM te gebruiken om te zien wanneer mogelijk water wordt getapt aan de keukenkraan (Figuur 3-10) of zelfs specifiek wordt gedronken (en niet toilet wordt doorgespoeld, gedoucht of (af)gewassen). Kanttekening hierbij is dat dit specifieke aspect van SIMDEUM nog niet gevalideerd is.

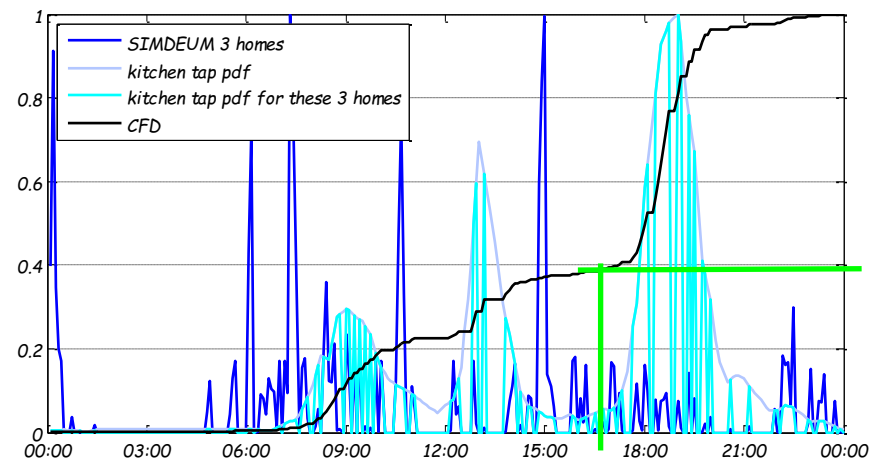
In dit QMRA-model wordt uitgegaan van methode 3. In de gevoeligheidsanalyse wordt methode 1 ook bekeken.



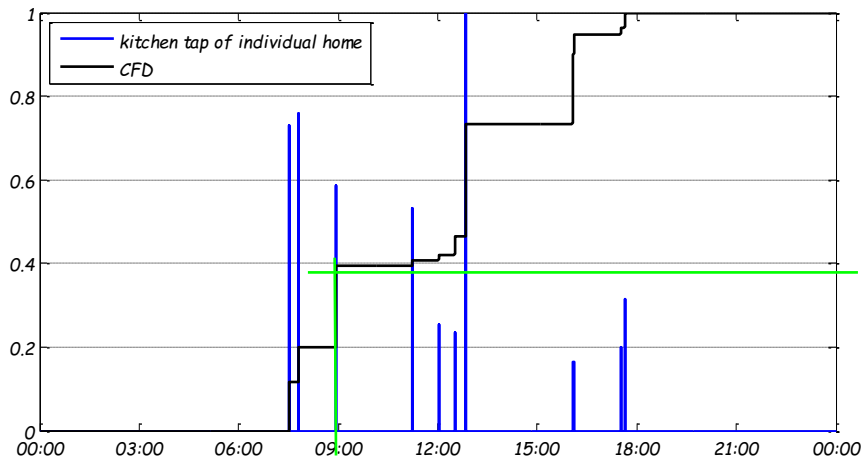
Figuur 3-7. Kansverdeling over de dag van huishoudelijk waterverbruik. De groene lijn illustreert hoe een random getal tussen 0 en 1 (ca. 0.37) wordt omgezet naar een tijd op de dag (ca. 09.45 u).



Figuur 3-8. Kansverdeling over de dag van waterverbruik aan de keukenkraan. De groene lijn illustreert hoe een random getal tussen 0 en 1 (ca. 0.37) wordt omgezet naar een tijd op de dag (ca. 13.30 u).



Figuur 3-9. Kansverdeling over de dag van waterverbruik aan de keukenkraan, gecorrigeerd voor totale verbruik voor een voorbeeld van 3 woningen op een verbruiksknoop. De groene lijn illustreert hoe een random getal tussen 0 en 1 (ca. 0.37) wordt omgezet naar een tijd op de dag (ca. 16.30 u).



Figuur 3-10. Kansverdeling over de dag van waterverbruik aan een specifieke keukenkraan van een in SIMDEUM gesimuleerde woning. De groene lijn illustreert hoe een random getal tussen 0 en 1 (ca. 0.37) wordt omgezet naar een tijd op de dag (ca. 9.00 u).

Stap 4b: dosis-respons-relatie

In het Drinkwaterbesluit wordt voor *Cryptosporidium*, *Giardia*, *Campylobacter* en (Enterovirussen) verlangd dat een risicoanalyse wordt uitgevoerd. Voor het berekende (theoretische) infectierisico geldt een grenswaarde van één infectie per 10.000 personen per jaar (Drinkwaterwet 2009). In het Drinkwaterbesluit wordt aangegeven dat naast een risicoanalyse voor bovengenoemde pathogenen, ook een risicoanalyse moet worden uitgevoerd voor andere pathogene micro-organismen waarvoor redenen bestaan om aan te nemen dat deze een gevaar vormen voor de volksgezondheid. De VROM-inspectierichtlijn noemt echter geen aanvullende indexpathogenen op de eis van het Drinkwaterbesluit.

Bij QMRA wordt in Nederland altijd gesproken over de pathogene micro-organismen *Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Giardia*, en (Enterovirussen). Per besmettingsroute zijn specifieke pathogenen in beeld, met een specifieke concentratie (stap 2b) en dosis-respons-relatie.

De dosis-effectrelatie is verschillend voor alle pathogenen. Het RIVM heeft hier onderzoek naar verricht. Wij gebruiken de dosis-respons relatie die ook in QMRA spot wordt toegepast (Schijven et al. 2014). Voor de vier pathogenen (*Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Giardia* en Enterovirus) zijn statistische (α, β)-paren bepaald (met frequentie van voorkomen) voor het beta-poisson-model (zie kader). Voor ons QMRA-model zijn voor een hele range aan doses deze paren met hun frequentie van voorkomen toegepast. Vervolgens zijn de maximale responses, de mediane responses en de minimale responses (exclusief de resultaten waar de dosis-respons-relatie gelijk is aan 0) uitgerekend (Figuur 3-11). De mediaan is gebruikt in plaats van het gemiddelde, omdat door de scheve waarschijnlijkheidsverdeling het gemiddelde niet representatief is. De resultaten zijn in een opzoektabel opgeslagen. In het QMRA-model wordt gerekend met de opzoektabel, en interpolatie daarin voor doses die niet standaard waren uitgerekend.

Het Beta-Poisson model wordt als volgt gemodelleerd:

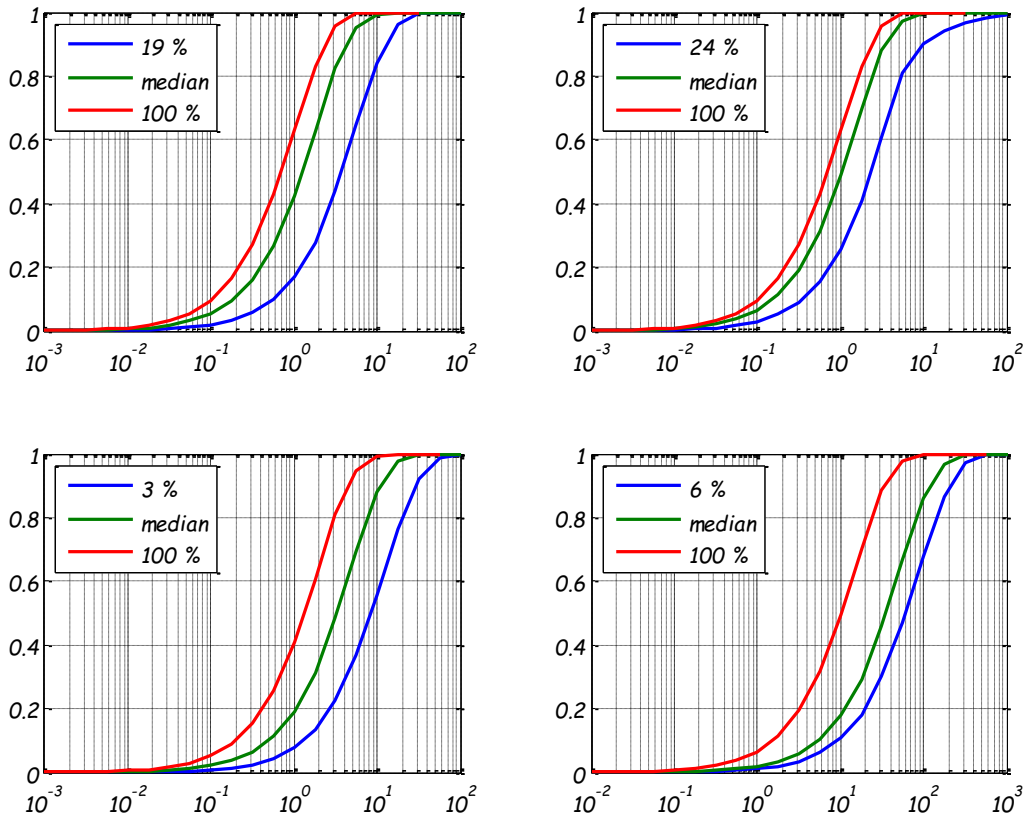
$$P_1(d; \alpha, \beta) = 1 - {}_1F_1(\alpha, \alpha + \beta, -d)$$

Hierbij is de confluyente eerste orde hypergeometrische functie gedefinieerd als:

$${}_1F_1(a, b, z) = \frac{\Gamma(b)}{\Gamma(a)\Gamma(b-a)} \int_0^1 e^{zt} t^{a-1} (1-t)^{b-a-1} dt$$

Meestal wordt de benadering gebruikt:

$$P_1(d; \alpha, \beta) \approx 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta}\right)^{-\alpha}$$



Figuur 3-11. Dosis-respons relatie (max, mediaan en minimum) volgens de (α, β) -paren van RIVM voor a) Enterovirus (gebaseerd op rotavirus), b) Campylobacter, c) Cryptosporidium, d) Giardia.

Stap 4c: Infectierisico

We bekijken het infectierisico op twee niveaus:

- Het risico per event. Dat wil zeggen dat wanneer er een besmetting optreedt, hoe veel mensen raken dan per event geïnfecteerd? Daarbij geldt als uitgangspunt dat voor een individueel event het ongewenst is dat het infectierisico heel hoog is.
- Het gemiddelde infectierisico op jaarbasis. Dat wil zeggen dat voor de gehele bevolking gekeken wordt wat het infectierisico is, en kan worden bepaald wat de bijdrage is van besmetting na werkzaamheden aan het 10⁻⁴ jaarrisico.

Voor het risico per event wordt eerst voor iedere persoon in het gebied bepaald wat het infectierisico is (getal tussen 0 en 1). Daarna wordt voor elk van de 200 events het infectierisico gesommeerd voor alle 4368 personen. Wanneer er bijvoorbeeld 40 personen zijn met een infectierisico van 50%, 20 personen zijn met een infectierisico van 80% en de overige 4287 personen hebben een infectierisico van 0, dan worden er gemiddeld 36 personen geïnfecteerd ($40 \cdot 0.5 + 20 \cdot 0.8$).

Voor het gemiddelde infectierisico op jaarbasis betekent dat we moeten inschatten hoe vaak vervuiling ten gevolge van werkzaamheden optreedt. De frequentie van een dergelijk vervuilingsscenario wordt deels bepaald door de frequentie van werkzaamheden, en daarnaast door de frequentie hoe vaak er dan bij werkzaamheden een vervuiling optreedt:

1. Alleen ongeplande (storingen) worden beschouwd. Een gemiddelde storingsfrequentie van 0,05 /km.jaar wordt verondersteld (USTORE, 1 dec 2013). Voor de voorbeeldwijk (casus Zandvoort) betekent dat met 10 km leidinglengte ongeveer 1 storing per 2 jaar. N.B. in stap 2 is alleen de relatieve storingsfrequentie met materiaal en diameter meegenomen om te bepalen welke locaties een grotere kans hebben op werkzaamheden dan anderen. In deze stap wordt gekeken hoe vaak per jaar dit echt gebeurt.
2. Hoe vaak gaat het fout? Onder normale omstandigheden (geen storingen) worden nauwelijks (0,1%) overschrijdingen gevonden in 100 ml monsters (van Lieverloo et al. 2007). Uit onderzoek na een aantal werkzaamheden met standaard monsters van 100 ml genomen, en monsters van 1 liter (§8.2) bleek dat 6% van de 100 ml monsters en 15% van de 1 liter monsters positief waren. Dit betekent dat in ca. 10% van de gevallen de afgesloten sectie weer vrijgegeven is, terwijl er mogelijk wel een besmetting was.

Het probabilistische model rekt 200 maal een besmetting door, die allemaal slechts eens per twee jaar een 10% kans op voorkomen hebben. Het infectierisico moet dus nog worden gecompenseerd voor deze factoren:

$$P_{\text{persoon,dag}} = \frac{P_{\text{inf}}}{2 \cdot 200} \cdot 10\%$$

Omdat in deze stap naar een populatiegemiddelde wordt omgerekend en omdat weinig bekend is over de spreiding rond het aantal storingen per jaar en het aantal besmettingen na werkzaamheden wordt hier niet probabilistisch gerekend.

De berekening in het leidingnet van Zandvoort wordt voor die dagen doorgerekend, waarbij de besmetting ergens op dag 1 plaatsvindt. Over de drie dagen wordt bepaald hoeveel water er gedronken is en hoeveel infecties daarbij optreden voor iedere persoon die door dit leidingnet voorzien wordt. De uitkomst van een berekening is dus een infectierisico per persoon per 3 dagen. Om te bepalen wat per persoon het infectierisico per jaar is, wordt de volgende berekening toegepast:

$$P_{\text{persoon,jaar}} = 1 - \prod_{\text{dag}=1}^{365} (1 - P_{\text{persoon,dag}})$$

Bij deze berekening wordt verondersteld dat mensen telkens uit dezelfde kraan of huisaansluiting drinken. Voor de mensen in de woningen is dat waarschijnlijk wel een redelijke veronderstelling, maar in hotels en strandtenten geldt dit niet. De mensen die hier water consumeren doen dat op andere dagen waarschijnlijk niet in dit zelfde gebied, ze wonen waarschijnlijk heel ergens anders. Een andere aanpak om het jaarrisico te bepalen is te veronderstellen dat telkens andere mensen water consumeren op een bepaalde locatie. Om dit (niet plaatsgebonden) jaarrisico te berekenen worden de persoonlijke infectierisico's willekeurig met elkaar vermenigvuldigd.

$$P_{\text{jaar}} = 1 - \prod_{\text{dag}=1}^{365} (1 - P_{\text{dag}})$$

3.5 Interpretatie van resultaten

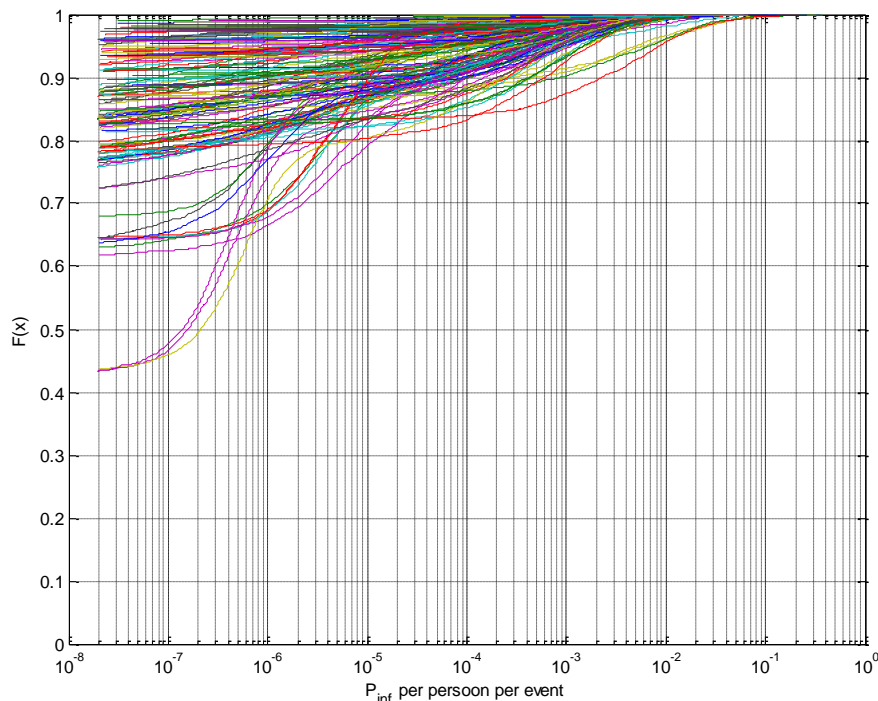
Na de berekening zijn de resultaten in grafieken geplot, eerst per event en daarna als gemiddeld jaarrisico.

Figuur 3-12 laat per event (een leidingbreuk waarna een besmetting optreedt) de kans op infectie per persoon zien (P_{inf}) met Giardia als indexpathogeen. Iedere lijn representeert een uniek besmettingsscenario (locatie, tijdstip etc) dat is doorgerekend. De onderste drie lijnen zijn scenario's waarin veel mensen worden geïnfecteerd door bijvoorbeeld veel consumptie

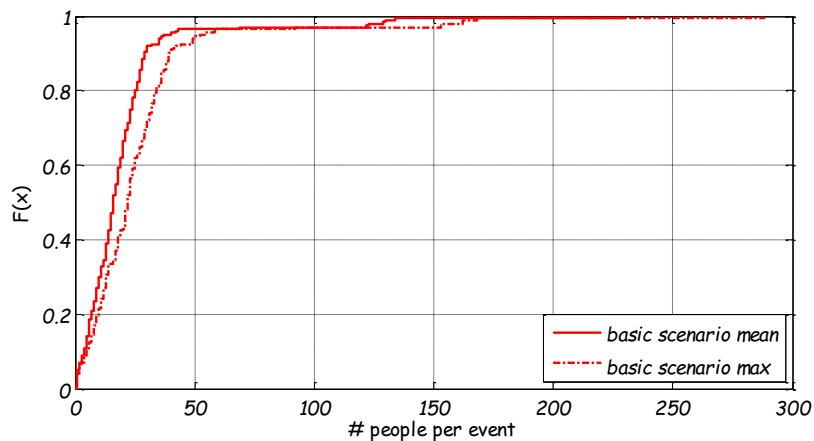
of net de consumptie op het verkeerde moment of doordat hier veel mensen in de invloedssfeer zitten van de leidingsectie die is afgesloten. De precieze reden is niet onderzocht. Met een inwonertal van 4368 mensen is iedere % ongeveer 45 mensen. Er zijn bijvoorbeeld events te zien (onderste lijnen) die 45% van de inwoners niet treffen en events (bovenste lijnen) die 98% van de inwoners niet treffen. Verder kan de figuur als volgt worden geïnterpreteerd (onderste gele lijn bijvoorbeeld):

- 43% van de mensen bevinden zich niet in de invloedssfeer van de besmetting
- 57% van de mensen bevinden zich wel in de invloedssfeer van de besmetting
- 30% van de mensen ($F(x) = 0.7$) heeft een kans op infectie van 10^{-6} of groter.

Figuur 3-13 laat het aantal mensen zien dat per event geïnfecteerd wordt met *Campylobacter*. In ca. 95% van de events worden maximaal 50 personen geïnfecteerd. Het verschil tussen het maximale en mediane scenario is niet heel groot. In één van de events worden maximaal 230 tot 288 mensen geïnfecteerd.

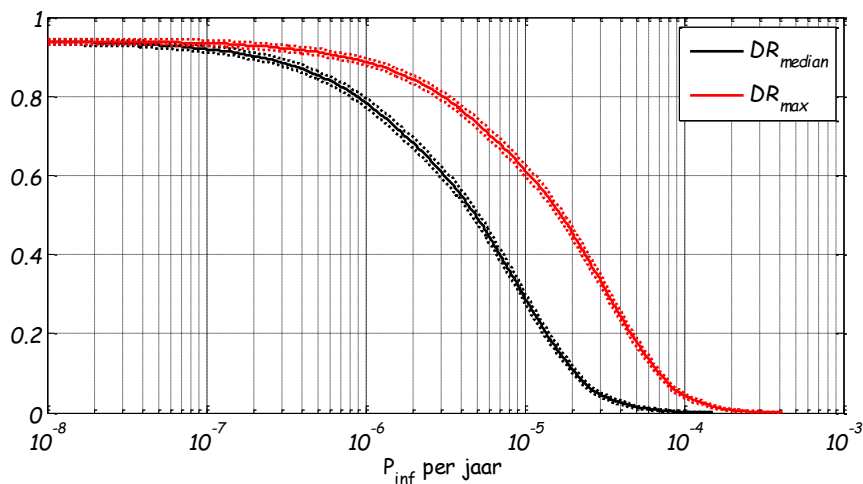


Figuur 3-12 Infectierisico per persoon per besmettingslocatie, dosis-respons relatie is die van *Giardia*, de mediaan.



Figuur 3-13 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*, de mediaan (niet het gemiddelde) en max.

Figuur 3-14 laat zien wat het jaarrisico is voor de inwoners van dit gebied ($P_{\text{persoon; jaar}}$). De zwarte lijn is het infectierisico met gebruik van de mediane dosis-respons-relatie, de rode lijn met de maximale dosis-respons-relatie (Figuur 3-11 d). Deze grafiek moet anders gelezen worden. De rode lijn heeft bijvoorbeeld een snijpunt bij 10^{-4} en 0.044. Dat betekent dat er 4,4% kans is op een infectierisico groter dan 10^{-4} . Ofwel, gemiddeld eens in de 23 jaar wordt het infectierisico van 10^{-4} overschreden t.g.v. een event. Bij de zwarte lijn ligt dit snijpunt bij 0,001, oftewel eens in de 1000 jaar wordt het infectierisico van 10^{-4} overschreden.



Figuur 3-14 Infectierisico per persoon per jaar, dosis-respons relatie is die van Giardia, de mediaan en het maximum.

3.6 Aanpak gevoeligheidsanalyse en doorrekenen maatregelen

Het numerieke model is gevoed met zoveel mogelijk realistische getallen, waarbij waar mogelijk ook rekening wordt gehouden met een variatie in de getallen. Een gevoeligheidsanalyse betekent dat nog extra variatie wordt toegevoegd. Daarmee kunnen verschillende doelen worden nagestreefd:

- Bepalen of meer of minder detail in de modelparameters de resultaten beïnvloedt. Dat geeft inzicht of het model eenvoudig gehouden kan worden, of dat meer detail (complexiteit) nodig is.
- Bepalen of een maatregel die de waarden van modelparameters beïnvloeden effectief zijn.
- Bepalen of de onzekerheid over modelwaarden de resultaten sterk beïnvloeden. Dit geeft inzicht in welke kennislacunes verkleind moeten worden.

In de tabellen hieronder staat per modelparameter wat de waarde in het referentiemodel is en hoe deze gevarieerd wordt, en met welk doel. Alle parameters worden individueel gevarieerd, er is geen analyse van een variatie in meer dan één parameter tegelijk.

Daarnaast worden alle parameters ook nog bepaald met een puntschatting, en wordt het resultaat vergeleken met de resultaten van het stochastische model. De resultaten van het stochastisch model worden telkens vergeleken op de waarde (%) die bij het risico van 10^{-4} hoort.

* G: Gevoeligheidsanalyse; M: Maatregel doorrekenen; O: Onzekerheidsanalyse; x: niet van toepassing.

De besmetting	Modelwaarde	Variatie	Info*
1. Besmettingslocatie	Wordt bepaald door de relatieve storingsfrequentie afhankelijk van materiaal en diameter.	Een gelijke storingsfrequentie voor alle leidingen, de kans op een storing in een afsluitersectie hangt dan alleen nog af van de leidinglengte in de sectie.	G
2. Starttijd van de besmetting	Wordt bepaald door de openingstijden van afsluiters (kwartier na het hele uur). Hierdoor treedt nooit 's nachts een besmetting op.	Uniforme verdeling over de dag.	G
3. Verspreiding van de besmetting	Er wordt verondersteld dat de afsluitersectie volledig wordt opengezet.	De afsluitersectie wordt eenzijdig gevoed. Let wel op afhankelijke secties.	M
4. Verdunning van de concentratie	Delen door inhoud van de afsluitersectie.	Concentratie wordt sterker gevarieerd in onderdeel 9.	X

De consumptie	Modelwaarde	Variatie	Info
5. Aantal consumpties	Een Poissonverdeling, met gemiddelde 2,5.	Vaste waarde van 1. 80% lager t.g.v. kookadvies	G M
6. Volume per consumptie	Een lognormale verdeling, gemiddeld 124 ml.	Vast waarde van 300 ml.	G
7. Moment op de dag van consumptie	Rekening houdend met de waarschijnlijkheid van tappen aan de keukenkraan	Proportioneel verdeeld over de hoeveelheid verbruik (inclusief douche en toiletspoeling)	G

Het infectierisico	Modelwaarde	Variatie	Info
8. Dosis-responsrelatie	Beta—Poisson model, mediaan en maximum	Voldoende variatie.	X
9. Concentratie	10 ⁴	Met stappen van een factor 10 variëren	O
10. Frequentie van besmetting	Eens per 20 jaar (1 maal per 2 jaar een storing, 10% van de gevallen een besmetting)	Lineaire variatie, gevoeligheidsanalyse niet nodig	x
11. Berekenen jaarrisico	Per persoon, niet voor de populatie, door voor iedere persoon in elk scenario de infectiekans de bepalen.	Trek willekeurig uit de populatie voor het bepalen van jaarrisico.	G

Modelparameters	Modelwaarde	Variatie	Info
12. Aantal simulaties	200	Is voldoende om voor dit model alle leidingsecties meerdere keren door te rekenen, en dus een duidelijk stochastisch resultaat te krijgen.	X
13. Aantal dagen dat wordt doorgerekend	3	Is voldoende om de verspreiding door het hele net te garanderen. Korter is niet nodig, wordt rekening mee gehouden in het bepalen van de frequente van het optreden van de besmetting.	X

In de tabellen zijn naast de variatie t.b.v. de gevoeligheidsanalyse ook operationele maatregelen benoemd waarbij dus moedwillig getracht wordt het infectierisico te beïnvloeden (te verlagen). Naast operationele maatregelen zoals eenzijdige voeding forceren of kookadvies geven kan ook gedacht worden aan preventieve maatregelen, zoals werkzaamheden op een ander tijdstip uitvoeren of een ander ontwerp van het leidingnet. Een

vergelijking kan worden gemaakt tussen een conventioneel netwerk dat sterk vermaasd is, en een zelfreinigend net dat vertakt is. In een eerder onderzoek is een vergelijking gemaakt tussen een vermaasd en vertakt net op druk, maximale stroomsnelheid (zelfreinigende werking), verblijftijden, kosten van aanleg, en OLM (Agudelo-Vera en Blokker 2014; Agudelo-Vera et al. 2014). Hiertoe is van een bestaande wijk in Sittard een nieuw ontwerp gemaakt volgens de ontwerpprincipes van het zelfreinigende net. Doordat in het vermaasde netwerk meer afsluiters zijn toegepast hebben de isolatiesecties minder aansluitingen en is de OLM daar ook lager wanneer uitgegaan wordt van dezelfde storingsfrequentie van de leidingen en afsluiters. Het vertakte netwerk scoort beter op zelfreinigende werking en verblijftijden. Op de twee ontwerpen van Sittard is het QMRA model ook toegepast om het effect van de layout van het netwerk door te rekenen.

3.7 Kennislacunes

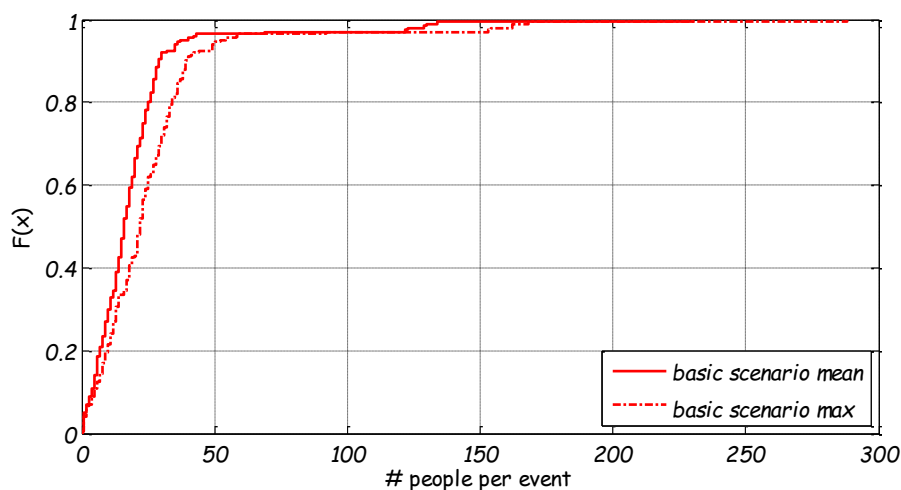
De kennislacunes volgen uit de gevoeligheidsanalyse en worden bepaald door de onzekerheid in de aannames en de invloed daarvan op de uitkomsten. Deze worden besproken in §4.4.

4 Resultaten gevoeligheidsanalyse

4.1 Grafieken eventrisico

Basisscenario

In het basisscenario (referentiecasi voor de gevoeligheidsanalyse, Figuur 4-1) wordt het jaarrisico berekend door de mediane en maximale dosis-respons-relatie van *Campylobacter* te gebruiken (§ 3.4, pagina 35). In de figuren van de gevoeligheidsanalyse (Figuur 4-2 en verder) worden telkens de mediane (lijn) en maximale (gestippeld) dosis-respons-relatie getoond. In de volgende figuren is de horizontale as telkens op een logaritmische schaal uitgezet, zodat verschillen duidelijker worden.

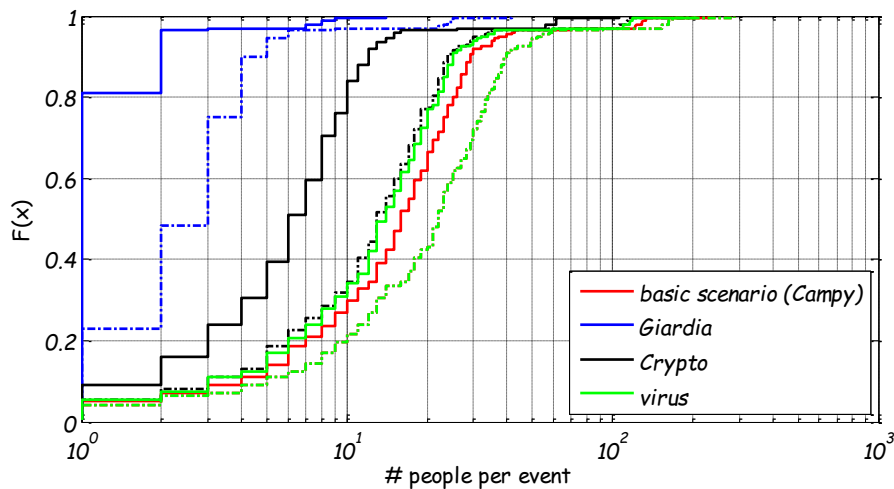


Figuur 4-1 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons (DR) relatie is die van *Campylobacter*, mediaan en het maximum.

De gevoeligheidsanalyse is gedaan bij een gegeven concentratie in het basisscenario. Dat leidt in dit geval tot een mediaan infectierisico dat groter is dan 0 (ca. 15 personen). Bij een concentratie van 100 maal lager is het mediane infectierisico gereduceerd tot 0 en levert een gevoeligheidsanalyse ook niet zo veel op. De gevoeligheidsanalyse voor alle parameters is nog gedaan voor een basisscenario met een factor 10 lagere concentratie en een factor 1000 hogere concentratie. De resultaten, d.w.z. de gevoeligheid voor de verschillende parameters, zijn vrijwel altijd zeer vergelijkbaar en daarom niet grafisch weergegeven in dit hoofdstuk. Alleen bij het consumptiepatroon bij een hogere concentratie geeft de gevoeligheidsanalyse een ander resultaat; in de betreffende paragraaf is de figuur (Figuur 4-5) bij een hogere concentratie daarom wel ook weergegeven.

Verschillende pathogenen

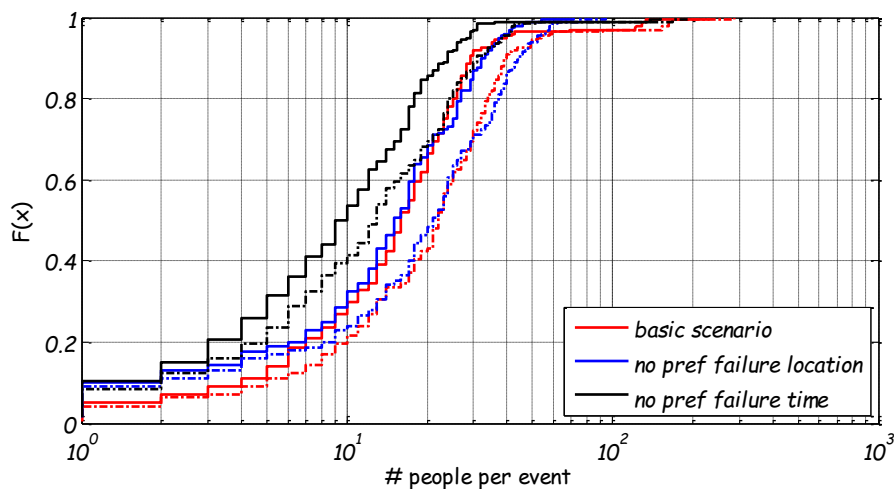
Figuur 4-2 laat het resultaat zien voor de verschillende pathogenen. De maximale waardes van *Campylobacter* en Enterovirus vallen (toevallig) exact over elkaar heen, omdat de maximale dosis-respons-relatie gelijk is, dit geldt niet voor de mediane dosis-respons-relatie. Bij gelijke concentratie leiden virussen en *Campylobacter* tot het hoogste risico.



Figuur 4-2 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van de verschillende pathogenen.

Besmetting: tijd en locatie

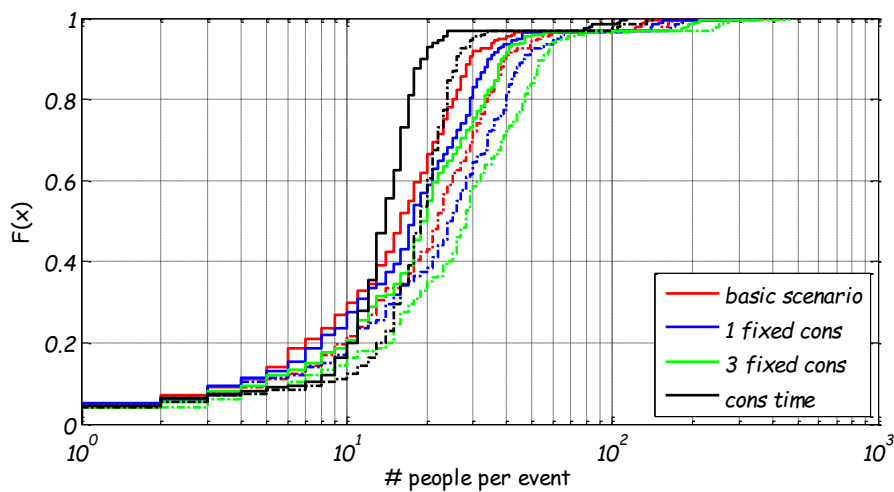
In het basisscenario wordt de besmettingslocatie beïnvloed door de storingsfrequentie per leidingmateriaal en -diameter en de starttijd van de verspreiding van de besmetting wordt bepaald door de geregistreeerde tijden van openen van afsluiters. In de alternatieve scenario's wordt ofwel de besmettingslocatie niet bepaald door een leidingsspecifieke storingsfrequentie, maar is de storingsfrequentie van een afsluitersectie alleen afhankelijk van de leidinglengte ofwel is de starttijd random bepaald over de dag. Figuur 4-3 laat zien dat de aanname van een willekeurige starttijd leidt tot een onderschatting van het risico ten opzichte van de tijd na openen van afsluiters. Bij een willekeurige starttijd zal vaker (ten opzichte van de praktijk) ook 's nachts de afsluiter worden geopend. Dan zal het besmette water het leidingnet verlaten in de ochtendpiek waar relatief veel water wordt gebruikt voor douchen en toiletspoeling en dus niet voor consumptie, waardoor het berekende infectierisico lager uitvalt dan voor werkzaamheden overdag. Langs deze lijn redenerend kan men ook zeggen dat door werkzaamheden vaker 's nachts uit te voeren het infectierisico verlaagd kan worden. De invloed van de leidingsspecifieke storingsfrequentie is niet heel groot, maar het negeren hiervan leidt wel tot een lichte onderschatting van het maximale risico ten opzichte van het basisscenario.



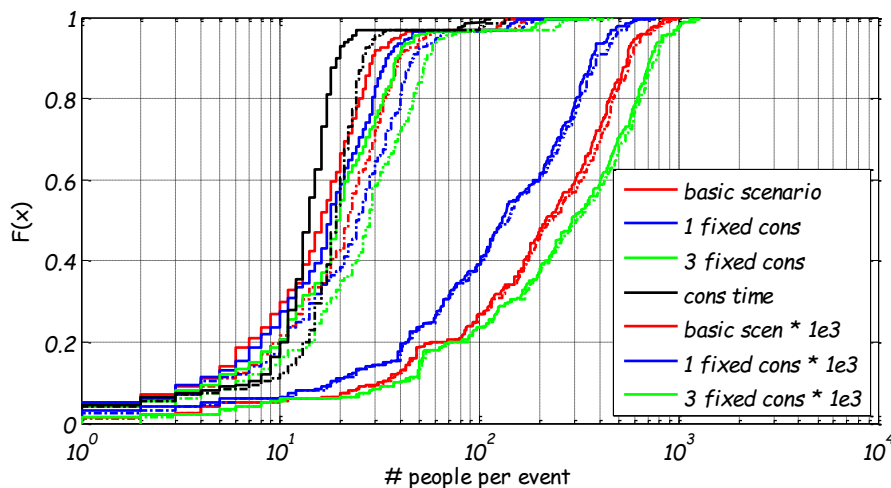
Figuur 4-3 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.

Consumptie

In het basisscenario wordt de dosis bepaald door de consumptie als een Poissonverdeling voor het aantal tappingsen en een lognormale verdeling voor de hoeveelheid te schatten; het moment van consumptie is evenredig met de kans op verbruik aan de keukenkraan. In alternatieve scenario's wordt ofwel de consumptie op één (willekeurig) moment op de dag met een vast volume genuttigd, ofwel is het moment van consumptie evenredig met het totale verbruik (inclusief douchen en toiletspoeling). Figuur 4-4 laat zien dat een vaste consumptiehoeveelheid leidt tot een iets hoger risico en dat de alternatieve kansverdeling voor consumptiemoment leidt tot een onderschatting van het risico ten opzichte van het basisscenario. Figuur 4-5 laat zien dat het verschil bij een vast aantal consumpties groter is wanneer de besmettingsconcentratie hoger is. In dat geval leidt vrijwel iedere consumptie van besmet water tot een infectie, zodat geldt hoe meer consumpties hoe hoger het aantal infecties.



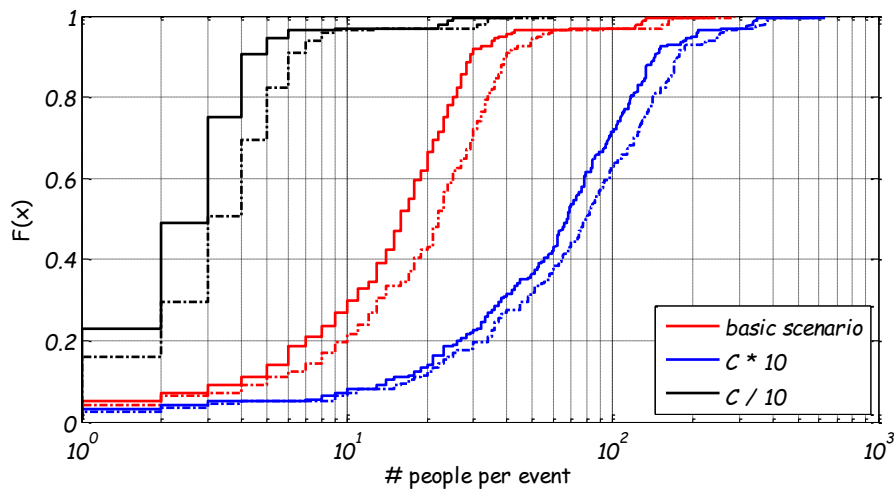
Figuur 4-4 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.



Figuur 4-5 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.

Concentratie

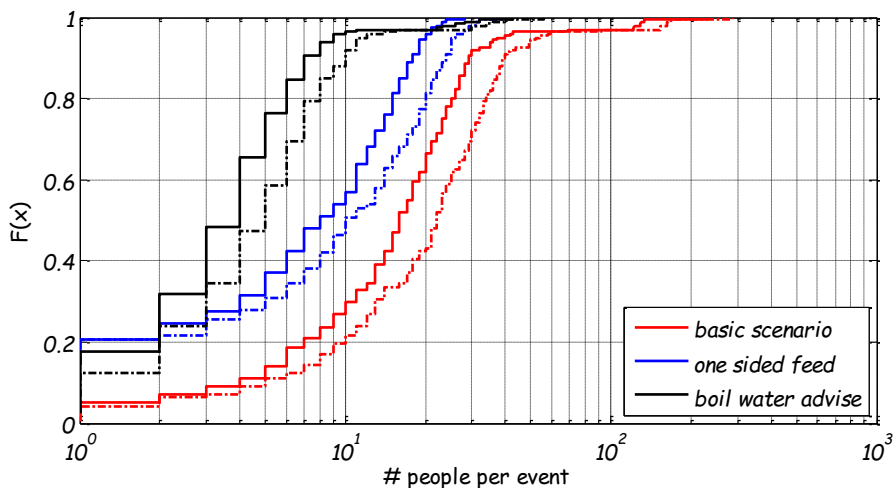
In het basisscenario is een hoeveelheid pathogenen van 10^4 opgelost in het volume van de afsluitersectie. In de alternatieve scenario's is de concentratie met een factor 10 vergroot en verkleind. Figuur 4-6 laat zien dat het risico iets minder dan lineair schaalbaar is met de verandering in de concentratie (factor 10 in concentratie is ca. factor 5 in aantal infecties).



Figuur 4-6 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.

Maatregel: afsluitersectie eenzijdig voeden en kookadvies

In het basisscenario wordt na werkzaamheden (in het model na de besmetting) de sectie vrijgegeven, alle afsluiters worden geopend. In het alternatieve scenario wordt alleen de afsluiter op de grootste diameter en de afsluiters naar afhankelijke secties, geopend. Door de eenzijdige voeding blijft de besmetting dan beperkt tot de afsluitersectie. Figuur 4-7 laat zien dat het risico door deze maatregel lager wordt; ca. 50% minder mensen worden geïnfecteerd. N.B. het model heeft slechts 3 dagen doorgerekend. Het is mogelijk dat sommige afsluitersecties niet in drie dagen al helemaal verversd zijn door alleen het lokale (huishoudelijke) waterverbruik en dat de besmetting dus in werkelijkheid langer zou aanhouden. Wanneer ook aan achterliggende secties geleverd wordt (basisscenario) is er meer doorstroming en is de kans op niet verversen van de sectie kleiner. Daarnaast laat de figuur ook het effect van het kookadvies zien. Wanneer 80% van de mensen dit advies opvolgt, wordt het aantal geïnfecteerde mensen per event ook 80% lager.



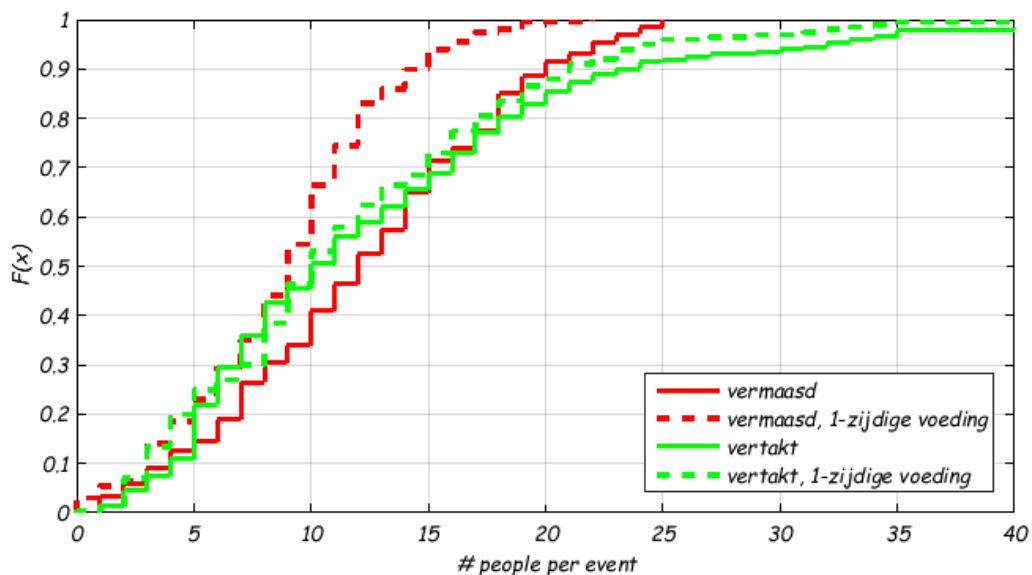
Figuur 4-7 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.

Maatregel: andere lay-out van het netwerk

Om het effect van de lay-out van het netwerk te bepalen op het infectierisico is voor een wijk in Sittard het aantal geïnfecteerde personen per event bepaald voor het huidige vermaasde (rode lijnen in Figuur 4-8) en een nieuw ontworpen vertakte lay-out (groene lijnen in Figuur 4-8). Daarbij is ook gekeken naar het effect wanneer er een eenzijdige voeding direct na de

werkzaamheden blijft (stippellijnen in Figuur 4-8), of dat alle afsluiters worden opengezet (doorgetrokken lijnen in Figuur 4-8). Voor het vertakte net is zoals te verwachten is het effect van de eenzijdige voeding minimaal. Ook zonder afsluiters is er al grotendeels een eenduidige stromingsrichting in het vertakte systeem. Voor het vermaasde systeem is het effect van de eenzijdige voeding wel significant (verlaging van het risico). Het vertakte net is dus inherent veiliger doordat het verschil met wel of niet eenzijdige voeding door afsluiters te bedienen vrijwel nihil is. Dat wil zeggen dat wanneer afsluiters niet functioneren het conventionele systeem een grotere risico oplevert dan ingeschat (Figuur 4-8, verschil tussen doorgetrokken en gestippelde lijn), maar voor het vertakte systeem geldt dit niet. In het geval van falende afsluiters zullen andere afsluiters worden bediend waardoor de afgesloten sectie groter wordt. Dit effect is niet meegenomen in het model.

Het gemiddelde aantal geïnfecteerde personen in het vermaasde systeem is 8,3 tot 11,6 (met en zonder eenzijdige voeding), voor het vertakte systeem 11,0 tot 12,4. De hogere kans in het vertakte systeem komt vooral doordat er een aantal events (ca. 10%) is waarbij het aantal geïnfecteerde personen boven de 25 komt, terwijl dit het maximum is bij het vermaasde systeem. Dit komt doordat de isolatiesecties kleiner zijn in het vermaasde systeem (96 secties, met gemiddeld 10,6 en maximaal 32 aansluitingen versus 24 secties met gemiddeld 42,4 en maximaal 100 aansluitingen), doordat er ook veel meer afsluiters zijn toegepast (140 versus 26). Er is ook een nieuw afsluiterontwerp gemaakt voor het huidige vermaasde net, waarbij minder afsluiters zijn toegepast en er dus ook wat grotere afsluitersecties zijn ontstaan. Het gemiddelde aantal geïnfecteerde personen in dat "verbeterde" vermaasde systeem is 9,9 tot 13,3.



Figuur 4-8 Aantal geïnfecteerde personen per event, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*.

Overige maatregelen

Naast operationele maatregelen zoals eenzijdige voeding forceren of kookadvies geven, en preventieve maatregelen als een ander ontwerp van het leidingnet kan ook gedacht worden aan preventieve operationele maatregelen, zoals werkzaamheden op een ander tijdstip uitvoeren. Figuur 4-3 laat zien dat de aanname van een willekeurige starttijd leidt tot een onderschatting van het risico ten opzichte van de tijd na openen van afsluiters na werkzaamheden zoals deze nu gelden. Hieruit kan ook geconcludeerd worden dat wanneer werkzaamheden 's nachts uitgevoerd worden het infectierisico daalt.

Puntschatting

Het stochastische model neemt veel variabele factoren mee bij de risicoanalyse en reflecteert daarmee de werkelijkheid beter dan een puntschatting. De berekeningen zijn echter ook complex waardoor fouten mogelijk zijn. Een puntschatting maakt een eenvoudige 'check' van het stochastische model mogelijk, maar biedt ook meer inzicht in de stappen die worden ondernomen in de risicoanalyse. Daarom is een eenvoudige puntschatting opgenomen als voorbeeld.

Een puntschatting van de concentratie pathogenen in het water wordt gedaan door te rekenen met de gemiddelde waarden van de parameters in het model. De dosis wordt bepaald door de gemiddelde concentratie te vermenigvuldigen met de gemiddelde consumptie en de gemiddelde kans op infectie:

- Concentratie = 2,5 per liter (pg 28) per sectie
- Consumptie = 0,3 liter (pg 40)
- Dosis = $2,5 * 0,3 = 0,75$
- Dosis-respons relatie (Infectiekans bij één organisme) (mediaan) = 0,4
- Aantal getroffen mensen in een event (als dit beperkt blijft tot 1 sectie) = $4347/44 = 99$
 - 4347 personen
 - 44 secties in dit leidingnet

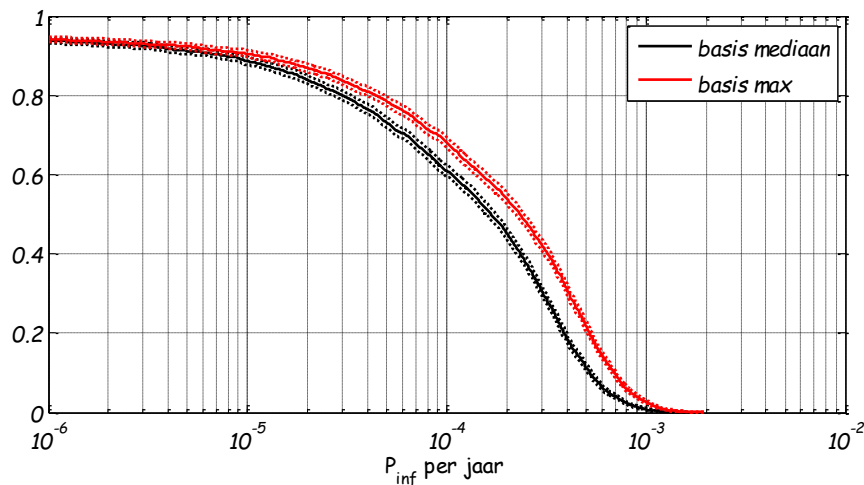
⇒ Aantal geïnfecteerde personen per event = $99 * 0,75 * 0,4 = 30$.

Figuur 4-7 heeft 40 tot 50 personen met een overschrijdingskans van 5% (95 percentiel) bij het basisscenario, in de scenario's met slechts één voeding is het aantal geïnfecteerde personen altijd lager dan 35. Dat betekent dat de puntschatting een redelijke schatting lijkt te geven van het infectierisico, maar zonder inzicht in de variatie. Dit ondanks dat tijdens een event in de stochastische benadering ook water geconsumeerd kan worden als de besmetting al voorbij is, maar in de puntschatting niet en dat in de puntschatting geen rekening gehouden kan worden met besmettingen die meerdere secties treffen. Voor een betere puntschatting zouden de duur van een event en de kans op gelijktijdigheid van passerende besmetting en consumptie mee moeten worden gewogen.

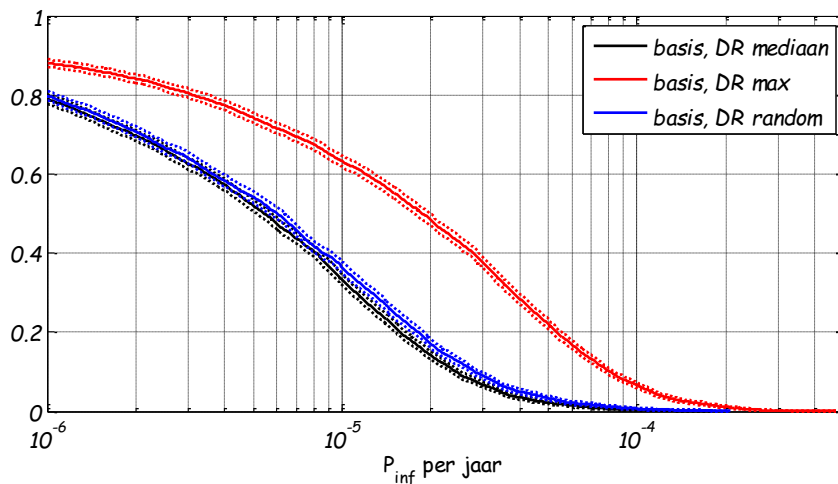
4.2 Grafieken jaarrisico

Basisscenario

In het basisscenario (referentiecasi voor de gevoeligheidsanalyse, Figuur 4-9) wordt het jaarrisico berekend door de mediane en maximale dosis-respons-relatie van *Campylobacter* te gebruiken (§ 3.4, pagina 35). Wanneer de paren α en β voor de Hypergeometrische 1F1 functie van de dosis-respons-relatie random worden toegepast, dan zien we dat het resultaat vrijwel gelijk is aan de mediane waarde (Figuur 4-10, voor *Giardia*). In de figuren van de gevoeligheidsanalyse wordt telkens de maximale dosis-respons-relatie getoond, in de samenvattende tabel (§ 4.3) worden de waarden bij het infectierisico van 10^{-4} per jaar voor zowel de mediane als de maximale dosis-respons-relatie vermeld.



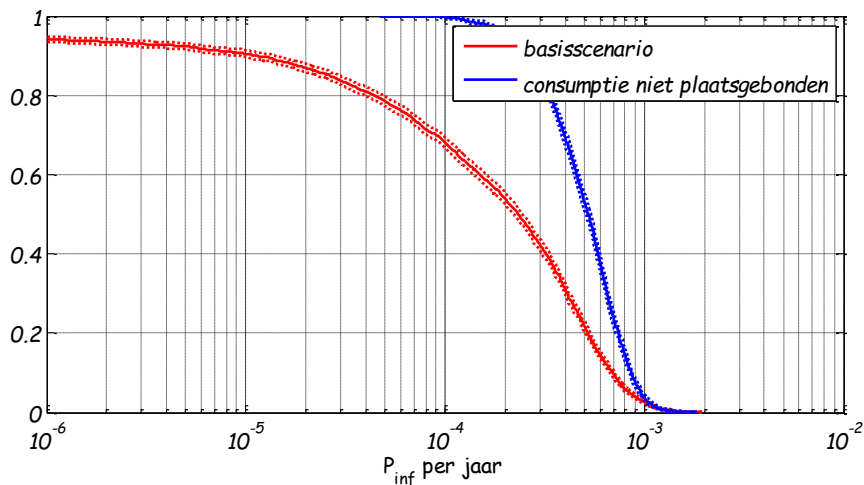
Figuur 4-9 Infectierisico per persoon per jaar, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*, mediaan en het maximum.



Figuur 4-10 Infectierisico per persoon per jaar, dosis-respons relatie is die van *Giardia*, het maximum en willekeurige paren α en β .

Berekening jaarrisico

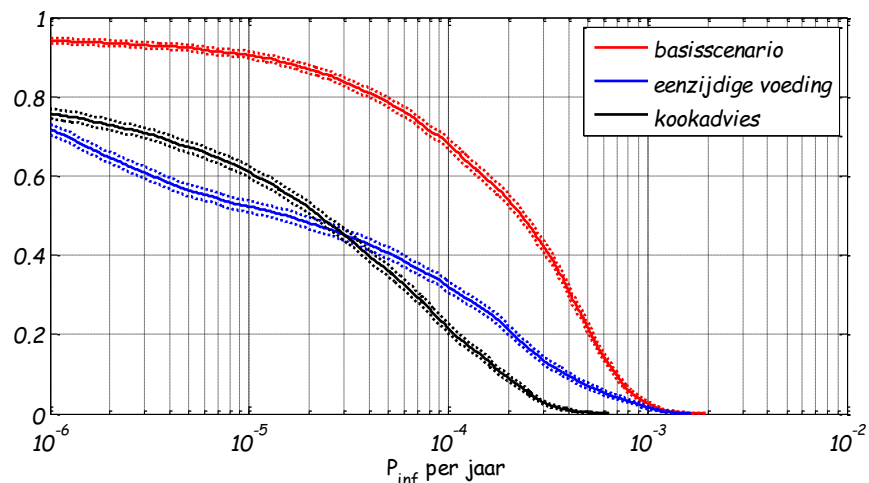
In het basisscenario wordt het jaarrisico berekend door voor iedere persoon in het gebied te veronderstellen dat deze altijd op dezelfde locatie drinkwater tapt. Een alternatieve methode is te veronderstellen dat de consumptie niet plaatsgebonden is, d.w.z. dat iedere persoon in het gebied in elk scenario zich op een andere locatie kan bevinden. Zeker voor de gebruikers in hotels en strandtenten zal dit kloppen, voor de bewoners is de kans dat ze water aan de eigen keukenkraan tappen wel het grootst. Figuur 4-11 laat zien dat het basisscenario over het algemeen tot een lager risico leidt dan het alternatief, met uitzondering van de hoogste waarde. De mensen die op een relatief veilige locatie wonen hebben in het alternatieve scenario namelijk wel een kans om toch geïnfecteerd te worden. Doordat het verschil behoorlijk groot is, is het wel belangrijk om te bepalen hoe het risico van events (besmettingen na werkzaamheden) vertaald moeten worden naar een gemiddeld jaarrisico over de gehele bevolking.



Figuur 4-11 Infectierisico per persoon per jaar, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*, het maximum.

Maatregel: afsluitersectie eenzijdig voeden en kookadvies

In het basisscenario wordt na werkzaamheden (in het model na de besmetting) de sectie vrijgegeven, alle afsluiter worden geopend. In het alternatieve scenario wordt alleen de afsluiter op de grootste diameter en de afsluiter naar afhankelijke secties, geopend. Door de eenzijdige voeding blijft de besmetting dan beperkt tot de afsluitersectie. Figuur 4-12 laat zien dat het risico door deze maatregel lager wordt. Daarnaast laat de figuur ook het effect van het kookadvies zien.



Figuur 4-12 Infectierisico per persoon per jaar, dosis-respons relatie is die van *Campylobacter*, het maximum.

Puntschatting

Een puntschatting wordt gedaan door te rekenen met de gemiddelde waarden. De dosis wordt bepaald door de gemiddelde concentratie te vermenigvuldigen met de gemiddelde consumptie en de gemiddelde kans op besmetting:

- Concentratie = 2,5 per liter (pg 28) per sectie
- Consumptie = 0,3 liter (pg 40)
- 0,05 storingen/km.jaar * 10 km * 10% = 1/20
- 44 secties in dit leidingnet
- Kans op besmetting = 1/20 * 1/44

- Dosis = $2,5 \cdot 0,3 \cdot 1/20 \cdot 1/44 = 8,5 \cdot 10^{-4}$
- ⇒ Infectie (*Campylobacter*, mediaan) = $5,7 \cdot 10^{-4}$
- ⇒ Infectie (*Campylobacter*, max) = $8,5 \cdot 10^{-4}$

Dit is gelijk aan wat Figuur 4-9 laat zien bij een overschrijdingskans van 5%.

Met QMRAspot (Schijven et al 2011) is deze puntschatting benaderd door de volgende parameters in te voeren:

- *Campylobacter* concentratie: 2,5 per liter (95% 2,6 per liter)
- Recovery: 99,9%
- Treatment gelijk gesteld aan 'kans op besmetting' = 2,9 logeenheden (95% 2,9 log)
- Consumptie: Standaard NL: 0,28 liter per dag (95% 0,92 liter)
- Berekende dosis: $8 \cdot 10^{-4}$ per persoon per dag (95% $2,7 \cdot 10^{-3}$) NB omdat hier de kans per jaar is gebruikt, komt het dagrisico in QMRAspot overeen met het jaarrisico van de puntschatting
- Berekend infectierisico: $4,3 \cdot 10^{-4}$ infectie per persoon per dag=jaar (95% $1,7 \cdot 10^{-3}$)

De berekende risico's komen vrijwel overeen.

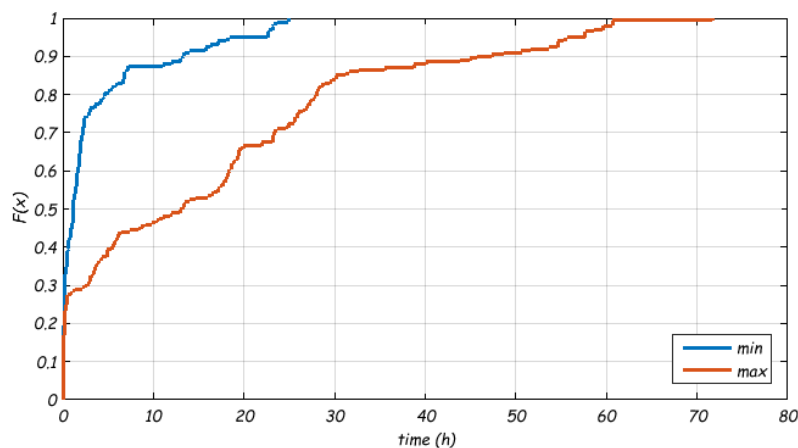
4.3 Samenvatting

In Tabel 4-1 zijn de scenario's samengevat. Ten opzichte van het basisscenario (*Campylobacter*) is te zien dat een zelfde besmetting met *Giardia*, *Cryptosporidium* en Enterovirus een ander infectierisico oplevert. De effecten van modelkeuzes (gevoeligheidsanalyse) en maatregelen zijn in de tabel gekwantificeerd. Zo is te zien dat een 10 maal zo lage concentratie tot een 5 maal zo laag infectierisico leidt en dat het eenzijdig voeden van een sectie een reductie van 50% van het infectierisico tot gevolg heeft.

Tabel 4-1 Samenvatting van de scenario's. Een "x" betekent geen verandering ten opzichte van het basisscenario. In de laatste kolom staat tussen haakjes de verhouding tussen scenario en basisscenario bij maximale dosis-respons (DR).

Scenario	Besmettingsbron	consumptie	concentratie	Infectie-risico	pathogeen	% populatie > 10^{-4} (med DR)	% populatie > 10^{-4} (max DR)
1a (basis)	Locatie: USTORE Tijd: openen afsluiters	Poisson + lognormaal, evenredig met verbruik aan keukenkraan	10^4	Plaats-gebonden	Campylobacter	60.9%	68.2%
1b	x	x	x	x	<i>Giardia</i>	0.3%	6.2%
1c	x	x	x	x	<i>Cryptosporidium</i>	33.7%	56.9%
1d	x	x	x	x	Enterovirus	57.8%	68.2%
2	x	x	x	Random door het net	x	98.3%	99.7% (1.5 x)
3a	Locatie: willekeurig	x	x	x	x	61.3%	69.9% (1 x)
3b	Tijd: willekeurig	x	x	x	x	43.9%	54.3% (0.8 x)
4a	x	Vaste hoeveelheid	x	x	x	63.5%	70.3% (1 x)
4b	x	80 % minder	x	x	x	15.5%	21.6% (0.3 x)
4c	x	evenredig met totale verbruik	x	x	x	53.8%	60.8% (0.9 x)
5a	x	x	10^3	x	x	6.1%	13.0% (0.2 x)
5b	x	x	10^5	x	x	88.0%	89.9% (1.3 x)
6	Eenzijdige voeding	x	x	x	x	27.5%	32.0% (0.5 x)

In modelstudies naar detectiekansen van besmettingen is vaak gerekend met een besmetting op één verbruiksknoop gedurende enkele uren met een vaste concentratie. In deze studie is gerekend met de besmetting van een vaste hoeveelheid, verdund in een isolatiesectie, verdeeld over alle leidingen en knopen in deze sectie. Figuur 4-13 laat zien wat de minimale en maximale besmettingsduur is op de knopen in de getroffen afsluitersecties; gemiddeld gaat het om een duur van 3,5 tot 16,6 uur. Een besmettingsscenario met een vaste duur is niet realistisch, en dit zal een effect hebben op zowel infectierisico als detectiekans. Een besmettingsduur van 2 uur is aan de korte kant.



Figuur 4-13. Minimale en maximale besmettingsduur per afsluitersectie. Dit is bepaald voor de scenario's met een eenzijdige voeding (overige afsluiters gesloten) en alleen op de knopen waar een verbruik (> 0) is aangesloten (tenzij er in een sectie geen verbruikers zitten, dan is het bepaald voor alleen de doorleverende knopen).

Het ontwerp van het net heeft ook een effect op het infectierisico. De resultaten maken duidelijk dat vooral de grootte van de afsluitersectie van belang is. De lay-out is vooral van belang indien afsluiters open staan. Het vertakte net is inherent veiliger, omdat minder vertrouwd hoeft te worden op het functioneren van afsluiters. Opgemerkt moet ook nog worden dat hier het aantal geïnfecteerde personen per event is bepaald. Omdat de lengte van het vertakte net significant korter is dan het vermaasde net (10,8 versus 14,2 km) zal het aantal events in een vertakt net kleiner zijn. Ook daardoor is een vertakt net inherent veiliger.

4.4 Kennislacunes

De gevoeligheidsanalyse (Tabel 4-2) laat zien dat de grootste invloed op het jaarrisico wordt gevormd door de onzekerheid in

- 1) de concentratie;
- 2) welke pathogeen;
- 3) de frequentie van voorkomen.

In de berekening is het van belang om de besmettingslocaties en starttijd van de besmetting, en het moment van consumptie goed mee te nemen, omdat het anders tot een onderschatting van het risico kan leiden. De mediane dosis-respons-relatie is voldoende om met het model inzicht te krijgen in het (relatieve) risiconiveau. Het risico per event is gekozen omdat dit inzicht geeft in de mogelijke lokale impact van werkzaamheden en de invloed van maatregelen daarop. Het jaarrisico kan op verschillende manieren worden berekend op basis van de risico's per event waarbij ook de verspreiding van belang is. Dit beïnvloedt de vergelijkbaarheid met de grenswaarde van 1 op 10.000 personen per jaar die voor het geproduceerde water geldt. Door slechts één afsluiter te openen wordt het verspreidingsgebied, en daarmee de blootgestelde populatie beperkt. Na een negatieve

uitslag van de monsternamen wordt de sectie vrijgegeven; ook bij een vals negatieve uitslag. Dan kan de besmetting zich alsnog door het leidingnet verspreiden. In sommige gevallen werkt een afsluiter niet naar behoren en is het potentieel besmette gebied groter. Bij lekkende afsluiters is het effect minimaal, omdat de druk aan beide kanten van de afsluiter vrijwel gelijk is. Bij afsluiters die niet gedraaid kunnen worden, worden extra afsluiters gebruikt voor de isolatie van de sectie waardoor meer mensen worden blootgesteld aan een potentiële besmetting. Door een goede afsluiterconfiguratie (bijv. een vertakt net) kan het infectierisico enigszins worden beperkt.

Tabel 4-2. Samenvatting gevoeligheidsanalyse.

De besmetting	Invloed	Belang
1. Besmettingslocatie	Minder specifieke locaties leiden tot kleine onderschatting van het risico	-
2. Starttijd van de besmetting	Minder specifieke sturingstijden leiden tot een onderschatting van het risico (20%)	+
3. Verspreiding van de besmetting	Het beperken van de besmetting door afsluiters dicht te houden is van grote invloed, leidt tot beperking van het risico (50%)	++
4. Verdunning van de concentratie	Zie 9.	

De consumptie	Invloed	Belang
5. Aantal consumpties	Het toepassen van één consumptiemoment met vast volume leidt tot een kleine afwijking in het risico	-
6. Volume per consumptie		
7. Moment op de dag van consumptie	Minder specifieke consumptietijden leiden tot een onderschatting van het risico (10%)	+

Het infectierisico	Invloed	Belang
8. Dosis-respons-relatie	Is van invloed, de mediane dosis-respons-relatie is voldoende, de stochastische benadering is van weinig invloed	+/-
9. Concentratie	Van grote invloed op het risico (80% lager tot 30% meer)	++
10. Frequentie van besmetting	Bepaalt het jaarrisico	++
11. Berekenen jaarrisico	Het bepalen van het jaarrisico waarbij de consumptie niet locatiegebonden is leidt tot een grote overschatting van het risico (50%)	++

5 Karakterisering risicovolle situaties

5.1 Inleiding

Met het numerieke model is een methode ontwikkeld waarmee de gevolgen voor de volksgezondheid worden geschat. Daaruit bleek dat het niveau van verontreiniging de belangrijkste variabele is. Op basis van resultaten van andere BTO onderzoeken en literatuur wordt in dit hoofdstuk onderzocht welke verontreinigingsniveaus kunnen voorkomen bij werkzaamheden aan het leidingnet. Enerzijds wordt onderzocht hoeveel pathogenen in de leiding terecht kunnen komen vanuit de diverse verontreinigingsbronnen. Anderzijds wordt onderzocht met hoeveel indicatororganismen dit gepaard zou gaan. Dit laatste biedt een basis voor het interpreteren van (negatieve) monsters na ingrepen onder bepaalde omstandigheden. Op basis van de uitkomsten kunnen waterbedrijven de risico's bij ingrepen inschatten en zich richten op de meest risicovolle situaties.

Voor het onderzoek naar karakteriseren van risicovolle situaties is een literatuurstudie uitgevoerd naar mogelijke verontreinigingsbronnen van distributiesystemen. Naast publicaties in wetenschappelijke bladen is ook zogenaamde 'grijze' literatuur onderzocht. D.w.z. wel openbaar, maar niet onderworpen aan externe peer review; dit zijn bijvoorbeeld BTO onderzoeksrapporten maar ook rapporten uit EU projecten (MicroRisk, Techneau) en rapporten van andere onderzoeksorganisaties zoals RIVM en AWWARF. Ook resultaten van nog lopende BTO onderzoeken zijn gebruikt. Daarbij zijn de volgende onderwerpen onderzocht:

- Studies naar gezondheidsrisico door verontreiniging van distributienetten bij werkzaamheden of drukloosheid
- Scenario's en incidenten van fecale verontreiniging van distributie
- De mate van verontreiniging (volume) die daarbij kan optreden
- De samenstelling van de verontreinigingsbronnen
 - Pathogenen
 - Indicatororganismen
 - Dierspecifieke fecale merkers
- Overleving en transport van fecale micro-organismen in het milieu

Veel studies combineren twee of meer van bovenstaande aspecten.

Op basis van het literatuuronderzoek zijn mogelijke risicosituaties voor de Nederlandse drinkwaterpraktijk afgeleid. Voor het meest relevante scenario met het hoogste risico is de kennis over de mate van fecale verontreiniging zo kwalitatief mogelijk gemaakt. Daarbij is het onderzoek gericht op een plausibele situatie die tot een relatief hoog risico leidt. De (on)zekerheid over deze schatting is daarbij ook beschouwd.

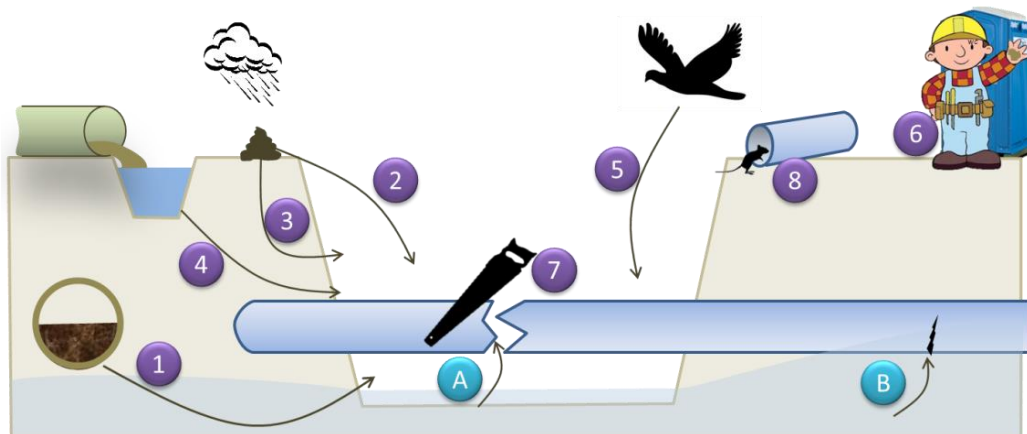
5.2 Risicoscenario's

Er zijn verschillende routes waarlangs de omgeving van drinkwaterdistributienetten kan worden verontreinigd met pathogenen (ziekteverwekkers) uit rioolwater of dierlijke mest. Het resultaat van dergelijke verontreinigingen is de aanwezigheid van deze pathogenen in de directe nabijheid van de leidingen. Wanneer de leidingen open gaan tijdens werkzaamheden kunnen deze pathogenen het leidingnet binnendringen. Doel van dit hoofdstuk is om de

kennis in kaart te brengen over de concentratie ziekteverwekkers in nabijheid van de leidingen bij verschillende verontreinigingsscenario's. Op basis van deze informatie kan een verantwoorde inschatting worden gemaakt van de hoeveelheid pathogenen die in het net terecht kunnen komen bij reparaties.

In Figuur 5-1 zijn mogelijke routes voor fecale verontreiniging rond werkzaamheden aan het distributienet geschetst. De volgende routes zijn mogelijk:

1. Verontreiniging van ondiep grondwater/bodem met pathogenen door lekkende riolen, septic tanks, mestopslag en dergelijke
2. Verontreiniging van grondwater/bodem in de sleuf met pathogenen tijdens werkzaamheden door inbreng van feces vanaf maaiveld tijdens het graven van de sleuf
3. Verontreiniging van ondiep grondwater/bodem met pathogenen door infiltrerend regenwater dat is verontreinigd met dierlijke feces op maaiveld
4. Verontreiniging van ondiep grondwater/bodem met pathogenen door infiltrerend oppervlaktewater dat is verontreinigd met rioolwater en/of dierlijke feces
5. Directe fecale verontreiniging in de sleuf door dieren
6. Onvoldoende hygiëne van monteurs
7. Gebruik van verontreinigde gereedschappen
8. Verontreiniging van opgeslagen materialen (leidingen) met dierlijke feces



Figuur 5-1. Mogelijke routes voor fecale verontreiniging rond werkzaamheden aan het distributienet

In welke mate deze routes daadwerkelijk leiden tot verontreiniging van bodem/grondwater nabij drinkwaterleidingen is praktisch onbekend. De besmetting van bodem of grondwater via routes 1, 3 en 4 kan via bodempassage (grondwaterstroming) in de directe nabijheid van drinkwaterleidingen komen. Tijdens het transport van de verontreiniging door de bodem en grondwater treedt hechting en inactivatie van de pathogene micro-organismen op. Voor het optreden van een verontreiniging van het drinkwater moet vervolgens tijdens werkzaamheden een hoeveelheid verontreinigde grond of water in de drinkwaterleiding komen via de opening (A) of via lekkages (B) in het drukloze deel. De verontreiniging via route 6, 7, 8 komt rechtstreeks via opening A binnen (dus niet via verontreinigde grond of water), wel zal hier na het vollopen van de leiding met drinkwater verdunning optreden. Verondersteld wordt dat de verontreiniging via opening A een klein volume betreft, dat oplost in het volume drinkwater in de afsluitersectie (zie ook § 3.4, Stap 2b: concentratie van de besmetting in het leidingnet). Tijdens de werkzaamheden kan het drinkwater uit de leiding in de sleuf lopen en kan verontreinigd water uit de omgeving via opening B de leiding binnendringen. Wanneer de leiding weer gesloten wordt na de werkzaamheden vult de lege leiding zich verder met water uit de omgeving totdat de bovenstroomse afsluiter wordt geopend en de leiding verder wordt gevuld met drinkwater. Potentieel zou dus de gehele

afsluitersectie kunnen vollopen met verontreinigd water. Na werkzaamheden wordt de leiding gespuid om verontreinigd water af te voeren. Soms is spuien volgens de voorschriften uit de hygiëncode niet effectief (dode leidingdelen), worden de voorschriften niet gerealiseerd of wordt er niet gespuid. Er blijft dan een verontreiniging in de leiding achter. Het effect van spuien kan dus variëren van volledige verwijdering van alle pathogenen tot geen enkel effect. In dit hoofdstuk wordt de concentratie vóór spuien onderzocht om te bepalen wat de concentratie pathogenen 'maximaal' kan zijn. De frequentie waarmee deze voorkomt en het mogelijke effect van spuien worden niet geschat omdat daar geen gegevens over zijn.

Voor het bepalen van de concentratie pathogenen in de omgeving van drinkwaterleidingen zijn er twee opties: 1) direct meten van de concentraties, of 2) afleiden door de kennis over pathogene micro-organismen in bijvoorbeeld rioolwater (concentratie, frequentie van voorkomen), kennis over lekkage uit het riool en kennis over het 'gedrag' en transport van pathogene micro-organismen in bodem/grondwater te combineren. Meten van de concentraties geeft een accuraat beeld van de daadwerkelijke concentraties. Echter, het aantal studies is heel beperkt en de situaties (afstand, bodemtype, grondwaterstand en -stroming, lekkage riolering etc.) die voor kunnen komen divers. De metingen geven dus niet noodzakelijkerwijs een beeld van de maximale concentraties die voor kunnen komen, of hoe vaak een bepaalde concentratie voorkomt. Daarom worden hier beide benaderingen gevolgd.

Leeswijzer Hoofdstuk 5

- § 5.3 bespreekt meetgegevens over pathogenen en indicatoren in de bodem nabij drinkwaternetten
- Vervolgens worden de hoeveelheid pathogenen in besmettingsbronnen en verspreiding via de verschillende besmettingsroutes beschreven.
 - § 5.4 lekkende riolen (route 1): concentratie pathogenen in rioolwater en hoeveel water dat uit de riolen stroomt.
 - § 5.5 dierlijke verontreinigingsbronnen (route 2, 3, 5, 7, 8): concentratie mens-pathogene organismen (zoönosen) in poep van dieren
 - § 5.6 onvoldoende hygiëne van monteurs (route 6 of 7): concentratie pathogenen in menselijke poep en hoe lang deze worden uitgescheiden
 - § 5.7 verontreinigd oppervlaktewater (route 4): concentratie pathogenen in verschillende soorten oppervlaktewater.
 - § 5.8 transport door de bodem (route 1, 3 en 4): Bodem als barrière tussen verontreinigingsbron en drinkwaterleiding
 - § 5.9 geeft een schatting van hoeveel pathogenen bij werkzaamheden in het leidingnet kunnen komen, als een resultante van de voorgaande paragrafen.
- § 5.10 beschouwt welke waardes in andere QMRA-studies zijn gehanteerd
- § 5.11 gebruikt het model om maximaal toelaatbare aantallen pathogenen na werkzaamheden af te leiden.
- § 5.12 bevat de discussie over de waardes die op basis van de beschouwingen in dit hoofdstuk toegepast kunnen worden in het numerieke model

5.3 Meetgegevens pathogenen en indicatoren in de bodem nabij drinkwaternetten

In twee studies is daadwerkelijk gemeten wat de mate van microbiologische verontreiniging is in de bodem en het grondwater tijdens reparatiewerkzaamheden van drinkwaterleidingen. In een onderzoek in de VS (Karim et al. 2003; Kirmeyer en Martel 2001) zijn 32 water en 33 bodemonsters genomen tijdens reparatie aan distributieleidingen. De monsters zijn genomen met steriel bemonsteringsmateriaal op een onverstoord deel van de sleuf die werd gegraven voor de werkzaamheden. De resultaten zijn samengevat in Tabel 5-1. De monsters

zijn onderzocht op (thermotolerante) bacteriën van de coligroep, *Bacillus* en *Clostridium perfringens* sporen, colifagen en Enterovirus met celkweek en Entero-, Noro- en Hepatitis A virus met PCR. *Bacillus subtilis* sporen werden in het merendeel van de water- en bodemmonsters gevonden en lijken geen aanwijzing voor fecale verontreiniging. Door hun hoge concentratie in grondwater en bodem ($10^{5-7}/100\text{ml(g)}$) zouden ze wel als gevoelige indicator voor verontreiniging met bodemmateriaal kunnen dienen. Bacteriën van de coligroep werden zeer regelmatig aangetroffen in bodem en grondwater en *Clostridium perfringens* sporen regelmatig, en ook de thermotolerante bacteriën van de coligroep, die worden gezien als indicator voor recente fecale verontreiniging, worden regelmatig gevonden. Colifagen werden maar in 2 monsters aangetroffen. Voor alle organismen is er een goede relatie tussen het aantreffen in bodem en grondwater. Kweekbare Enterovirussen zijn gevonden op 4 sites, op twee sites zowel in bodem als grondwater en op 1 site alleen in grondwater en een andere site alleen in de bodem. Er is geen duidelijk verband met het aantreffen of de concentratie thermotolerante bacteriën van de coligroep en colifagen of Enterovirussen. Met PCR zijn veel vaker Enterovirussen aangetroffen en is er ook eenmaal Norovirus en eenmaal Hepatitis A virus aangetroffen.

Tabel 5-1. Microbiologische verontreiniging van bodem en grondwater in de sleuf bij reparaties van drinkwaterdistributienetten in de VS (naar (Karim et al. 2003; Kirmeyer en Martel 2001)).

	Grondwater ¹⁰ log n/l			Bodem ¹⁰ log n/g		
	Onderzocht	Gevonden	Gemiddelde concentratie in pos. Monsters	Onderzocht	Gevonden	Gemiddelde concentratie in pos. monsters
Bacteriën van de coligroep	31	18(43%)	3,8	33	23(70%)	1,7
<i>Bacillus subtilis</i> sporen	30	24(80%)	6,6	32	31(97%)	5,0
<i>Clostridium perfringens</i> sporen	30	9(30%)	3,8	32	8(25%)	2,8
Thermotolerante bacteriën van de coligroep	28	12(43%)	3,5	30	15(50%)	1,1
Colifagen	30	2	4,7	33	0	-
Enterovirus kweek	30	3	nb	32	3	nb
Enterovirus PCR	30	14	nb	32	5	nb
Norovirus PCR	30	1	nb	32	0	-
Hepatitis A virus PCR	30	0	-	32	1	nb

De auteurs verklaren het vinden van thermotolerante bacteriën van de coligroep in bodem en grondwater bij deze reparatiesites aan de nabijheid van riolering, zonder daar een specifieke analyse van te hebben gemaakt. In een van de sleuven was ook de riolering zichtbaar. Naarmate de bodem meer zand bevatte, was de concentratie thermotolerante bacteriën van de coligroep hoger. Kweekbare Enterovirussen zijn in de klei/kleileembodems aangetroffen. Deze studie vond dus indicatoren voor fecale verontreiniging en virussen in de directe nabijheid van drinkwaterleidingen. Met de kweekmethode zijn in 3 van de 30 bodemmonsters en in 3 van de 32 grondwater monsters Enterovirussen aangetroffen en met PCR waren dat er respectievelijk 14 en 5.

Besner et al. (2008) bemonsterden bodem (n=15) en grondwater (n=10) bij 15 reparatiesites van drinkwaternetten en onderzochten deze op microbiologische parameters. Ze vonden bacteriën van de coligroep in de meeste monsters (ordegrootte 100-1000/100ml). *E. coli* werd in 1 bodemmonster aangetroffen in 100/100mL en colifagen en Enterovirussen (celkweek-PCR) werden niet aangetroffen. Ook onderzochten ze spuiwater uit brandkranen die werden gebruikt om het net na de reparatie te spuien en water in woningen 'stroomafwaarts'. In 17 van de 424 watermonsters werden bacteriën van de coligroep aangetroffen. 16 daarvan waren spuimonsters; in 1 spuimonster werd *E. coli* aangetroffen.

Binnen het BTO onderzoek *Pathogenen in verontreinigingsbronnen* is bij werkzaamheden aan het leidingnet de omgeving van de werkzaamheden onderzocht op fecale verontreinigingen met behulp van dier- en mensspecifieke fecale merkers en met kweekmethoden voor *E. coli* en Enterococci. Tabel 5-2 geeft een samengevat overzicht van de voorlopige resultaten. Het onderzoek wordt in 2015 voortgezet en zal later dit jaar worden gerapporteerd (Heijnen 2015). Een waarde (of “x”) in de tabel geeft aan of een parameter is aangetroffen zonder dat kwantificering mogelijk was. De waarde in de tabel is het gemiddelde van de aangetroffen (¹⁰log kve of DNA kopieën) concentratie in sleufwater (per liter) of grond (per gram). Deze zijn gecorrigeerd voor recovery wanneer deze hoger was dan 10%. Bij een lagere recovery is alleen ‘aanwezigheid’ gerapporteerd. De aantoonbaarheidsgrens bij de dierspecifieke merkers varieerde tussen 10³ en 10⁵ DNA kopieën. Daarnaast was de recovery voor merkers soms erg laag en kan dat de oorzaak zijn van het niet aantreffen van merkers. Afwezigheid betekent dus dat de concentratie onder de aantoonbaarheidsgrens was, waarbij lage recovery een rol kan spelen.

Tabel 5-2. Mens- en dierspecifieke merkers in omgeving van werkzaamheden op 6 locaties. Een lege cel betekent niet aangetroffen; waarde is ¹⁰log van gemiddelde DNA kopieën (qPCR) of kve (kweek) per l (water) of g (bodem). “x” betekent wel aangetroffen, maar een waarde kon niet worden bepaald.

Locatie		qPCR					Kweek		
		Adv	Mens	Rund	Hond	Vogel	Coli	E. coli	E-coc
A	Water		8,3	4,0	4,0		5,6	5,2	3,1
	Grond		5,1				2,0	1,0	2,0
B	Water		6,0				3,4	3,0	3,8
	Grond		4,8				2,9	0,6	1,3
C	Water						3,2	2,3	4,1
	Grond						1,4		1,0
D	Water				x				
	Grond								0,1
E	Water				4,5		4,5		2,1
	Grond				4,5		1,7		1,2
F	Water						1,6		
	Grond						0,8		0,0

Uit Tabel 5-2 blijkt dat bij alle werkzaamheden indicatororganismen zijn aangetroffen in de omgeving van werkzaamheden. Bij locatie A en B zijn merkers van humane fecale verontreiniging aangetroffen. De concentraties mens- runder- en hondenmerker bij locatie A vallen binnen de gerapporteerde concentraties in rioolwater (Tabel 5-7), terwijl de concentraties *E. coli* en Enterococci relatief laag zijn voor rioolwater. Bij locatie B lijkt op basis van de humane merkers het verontreinigingsniveau lager. Andere merkers komen daardoor wellicht onder de aantoonbaarheidsgrens. Bij locatie D en E zijn merkers voor honden aangetroffen en coliformen en Enterococci maar geen *E. coli*. Deze merker detecteert hondencellen en is dus niet strikt fecaal, al bevat hondenefeces wel zeer veel cellen. Er lijkt in ieder geval materiaal van honden aanwezig te zijn, met name bij locatie E. Op locatie F zijn alleen coliformen en Enterococci aangetroffen in relatief lage concentraties. Deze zouden van niet-fecale oorsprong kunnen zijn, aangezien alle meer fecale indicatoren (*E. coli* en merkers) afwezig zijn.

Bovenstaande resultaten geven slechts een eerste indicatie van de mate van fecale verontreiniging rond leidingen. Hieruit blijkt dat menselijke fecale verontreiniging in relevante mate kan voorkomen in de omgeving van werkzaamheden maar dat dat niet altijd het geval is.

5.4 Route 1: Lekkende riolen

Inleiding

Een veel genoemde bron van besmetting van ondiep grondwater met ziekteverwekkende micro-organismen zijn lekkende (exfiltrerende) riolen en septic tanks (Abbaszadegan et al. 2003; Hunt et al. 2010; Yates et al. 1985). Het scenario van verontreiniging van ondiep grondwater en de bodem in de omgeving van drinkwaterleidingen vanuit een lekkend riool bestaat uit een rioolleiding die in de onverzadigde zone in de bodem ligt. Door de rioolleiding stroomt huishoudelijk afvalwater met daarin menselijke fecaliën. Het riool kan onderdeel zijn van een gemengd of een gescheiden stelsel.

Pathogeenconcentraties

Over het vóórkomen van pathogene micro-organismen in rioolwater zijn in Nederland in de jaren negentiennegentig een aantal studies uitgevoerd. Deze zijn samengevat in Tabel 5-3. Het betreft rioolwatermonsters die zijn genomen bij de inname van rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi), waarbij door Hoogenboezem et al. (2001) is opgemerkt dat beide rwzi's als representatief kunnen worden beschouwd voor het zuiveren van stedelijk afvalwater in Nederland. De rwzi's zijn verzamelpunten van een grote populatie. Lokaal rioolwater in rioolleidingen kan sterker variëren, afhankelijk van de verspreiding van de ziekteverwekker in de populatie. Gericht onderzoek naar Norovirus in rioolwater tijdens een Norovirus-uitbraak suggereert hoge concentraties ($10^{4-6}/l$) in rioolwater ten tijde van de uitbraak. Maar ook bij een stroomafwaarts gelegen rioolgemaal en rwzi was Norovirus in de maanden daarna aantoonbaar. In deze studie gebruiken we de gemiddelde concentratie als beste schatter van de concentratie in rioolwater, het maximum als worst case schatter en de Lognormale verdeling als stochastische beschrijving van de concentratie ziekteverwekkers in rioolwater.

Tabel 5-3. Pathogene micro-organismen in rioolwater ($^{10}log n/l$) in Nederland en België.

Micro-organisme	Type rioolwater	Jaar	Maand	Methode	Aantal + /Aantal	Gemiddeld Geom. Gem. Min-Max
<i>Campylobacter</i> ¹	Huishoudelijk + kippenslachterij	1991-3	4-4	Kweek	28/29	4,8 1,7 2,5-6,0
<i>Campylobacter</i> ¹	Huishoudelijk 2 locaties	1991-3	4-4	Kweek	17/44	4,4 3,1 2,5-6,0
Enterovirus ²	Gemengd Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Celkweek	12/12	1,7 1,5 0,5-2,2
Enterovirus ²	Bezonken influent Huishoudelijk Kralingseveer	1997	6-8	Celkweek	5/5	1,9 1,5 0-2,2
Enterovirus ²	Gescheiden Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Celkweek	8/8	2,5 2,3 1,8-3,1
Enterovirus ³	Deels gemengd Huishoudelijk Apeldoorn	1998-9	11-2	Celkweek	5/5	2,5 2,5 2,1-2,9
Enterovirus ²	Huishoudelijk Luik ⁴			Celkweek	11/11	1,7 1,1 -1,0-2,4
Reovirus ²	Gemengd Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Celkweek	12/12	2,3 1,8 -0,4-2,8
Reovirus ²	Gescheiden Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Celkweek	8/8	2,9 2,6 1,4-3,5
Reovirus ³	Huishoudelijk Apeldoorn	1998-9	11-2	Celkweek	5/5	3,0 2,8 2,0-3,3
Rotavirus ³	Huishoudelijk Apeldoorn	1998-9	11-2	qPCR	5/5	4,3 3,7 2,5-4,7

Norovirus ¹	Huishoudelijk Apeldoorn	1998-9	11-2	qPCR	5/5	5,3 4,6 3,7-5,9
Cryptosporidium ²	Gemengd Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	IFA	10/13	3,1 2,7 1,6-3,8
Cryptosporidium ²	Gescheiden Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	IFA	12/13	3,8 3,7 2,9-4,5
<i>Giardia</i> ²	Gemengd Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	IFA	11/13	3,6 3,1 0,8-4,1
<i>Giardia</i> ²	Gescheiden Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	IFA	13/13	4,9 4,3 2,5-5,8

¹Koenraad (1995), type rioelstelsel is niet vermeld; ²Hoogenboezem et al. (2001); ³(Lodder en de Roda Husman 2005); ⁴onbekend hoeveel verdunning met regenwater kan optreden.

De aanwezigheid van indicatororganismen in rioolwater is ook onderzocht en is samengevat in Tabel 5-4. Doorgaans wordt drinkwater alleen onderzocht op de aanwezigheid van deze indicatororganismen. Tabel 5-4 kan dan een basis vormen voor het schatten van de mate van 'verdunning' van rioolwater die is opgetreden bij een verontreiniging.

Tabel 5-4. Indicator organismen (⁰log n/l) voor fecale verontreinigingen in huishoudelijk rioolwater in Nederland. Allen gemeten in Juni 1997-1998 met kweekmethode Hoogenboezem et al. (2001).

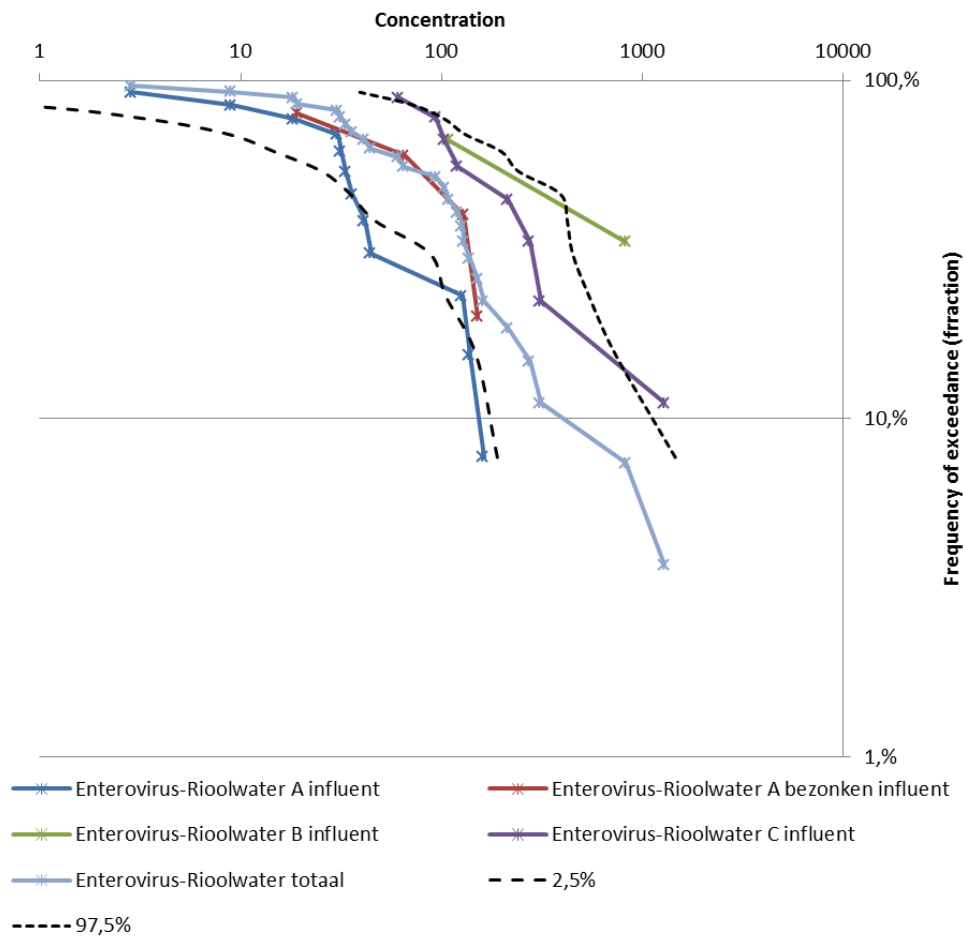
Micro-organisme	Type rioolwater	Jaar	Maand	Methode	Aantal + /Aantal	Gemiddeld Geom. Gem. Min-Max
E. coli (gemeten als thermotolerante bacteriën van de coligroep)	Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Kweek	13/13	8,3 8,2 7,5-8,6
	Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Kweek	11/11	8,0 8,0 7,5-8,2
Enterococcen (gemeten als fecale streptococcen)	Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Kweek	12/12	7,2 7,2 6,7-7,5
	Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Kweek	13/13	6,6 6,6 6,4-6,8
C. perfringens (soren)	Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Kweek	14/14	6,0 5,9 4,9-6,3
	Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Kweek	13/13	5,8 5,8 5,6-6,3
Somatische colifagen	Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Kweek	14/14	6,0 5,7 5,0-6,3
	Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Kweek	11/11	5,9 5,8 5,5-6,4
F-RNA fagen	Huishoudelijk Westpoort	1997-8	6-6	Kweek	13/13	6,7 6,6 5,7-7,0
	Huishoudelijk Kralingseveer	1997-8	6-6	Kweek	12/12	6,4 6,3 6,1-6,5

Tabel 5-3 laat zien dat de concentratie pathogenen op één locatie varieert, en dat daarnaast het concentratieniveau verschilt tussen locaties. In Figuur 5-2 zijn als voorbeeld alle concentraties Enterovirussen in onbehandeld rioolwater per locatie¹ en als totaal weergegeven in een frequentieverdeling. De grafiek is weergegeven als overschrijdingskans per concentratie op dubbele logschaal (CCDF) zonder correctie voor recovery. Op iedere

¹ Van Luik zijn niet de individuele metingen digitaal beschikbaar.

locatie varieert de concentratie een factor 10 tot 100 tussen minimum en maximum. De gemiddelde concentraties verschillen tot een factor 5 tussen locaties.

Het aantal metingen per locatie is beperkt. Daarom is nagegaan of de verschillen 'toevallig' zijn door het 95% waarschijnlijkheidsinterval van de resultaten van een meetprogramma van 12 monsters uitgaande van de totale virusmetingen. In Figuur 5-2 is te zien dat een groot deel van de waarnemingen binnen het 95% waarschijnlijkheidsinterval valt, maar enkele metingen vallen ook daarbuiten. De concentraties verschillen dus werkelijk per locatie, wat ook de verwachting is vanwege verschillen in de aangesloten populatie en de mate van verdunning die kan optreden. Ook zullen de concentraties op een locatie over de tijd verschillen. Bezonken influent is strikt genomen geen rioolwater. Uit de grafiek blijkt echter dat bezonken influent A goed bij rioolwater A past.



Figuur 5-2. Enterovirussen in rioolwater in Nederland (data Tabel 5-3), verschillende meetpunten en 95% waarschijnlijkheidsinterval bij 12 willekeurige trekkingen uit verdeling van alle (30) virusmetingen.

Voor de risicoschatting in voorliggende distributiestudie is niet bekend op welke locatie de verontreiniging plaatsvindt en of op dat moment de concentratie hoog is of laag. Daarom wordt uitgegaan van alle waargenomen concentraties. Onderzocht wordt hoe hoog het risico kan zijn wanneer een verontreiniging optreedt. Daarom wordt het 95 percentiel van alle gemeten waarden gebruikt voor de modellering van het risico. Voor Enterovirussen bedraagt dit 920 pve/l (pve: plaque vormende eenheden). In Tabel 5-5 zijn voor alle indexpathogenen de uitgangspunten voor de berekeningen met het infectierisico-distributie-model opgenomen. Uit Tabel 5-3 blijkt dat een aantal onderzoeken niet verdeeld over het jaar heeft plaatsgevonden. Door metingen alleen in de meest risicovolle periode uit te voeren zou dit

het beeld van de concentraties kunnen beïnvloeden. Uit Tabel 5-3 blijkt dat dit de schatting van het 95 percentiel bij virussen niet beïnvloedt omdat de hoogste concentraties zijn gemeten bij onderzoeken over het gehele jaar.

Verder blijkt uit een vergelijking tussen Tabel 5-3 en Tabel 5-4 dat de spreiding in concentraties pathogenen per locatie groter is dan die van indicatororganismen. Het verschil tussen minimum en maximum pathogeenconcentratie bedraagt altijd meer dan 2 logeenheden (factor 100), terwijl die voor indicatororganismen meestal minder dan 1 logeenheid (factor 10) is. Dit kan een gevolg zijn van variatie van de infectiegraad van de populatie, die vaak samenhangt met seizoenen. Bij een hoge infectiegraad (epidemie) worden immers meer pathogenen uitgescheiden, terwijl het aantal 'normale' darmorganismen nauwelijks zal veranderen. Als gevolg hiervan varieert dus ook de verhouding tussen indicator en pathogeen in het rioolwater.

Tabel 5-5. Concentraties pathogenen en indicatororganismen in rioolwater in ¹⁰log n/l voor de risicoanalyse op basis van alle gegevens.

¹⁰ log n/l	Min	Max	Geom. Gem.	Gemiddelde	95%
Enterovirus	0,5	3,1	2,0	2,3	2,9
Norovirus	3,7	5,9		5,3	
<i>Campylobacter</i>	2,5	6,0	3,5	4,6	5,0
<i>Cryptosporidium</i>	1,6	4,5	3,2	3,6	4,0
<i>Giardia</i>	0,8	5,8	3,7	4,6	5,1
<i>E. coli</i>	7,5	8,6	8,1	8,2	8,5
Enterococcen	6,4	7,5	6,9	7,0	7,4
<i>C. perfringens</i>	5,0	6,3	5,8	5,9	6,3
Somatische colifagen	3,0	6,4	5,8	6,0	6,3
F-RNA fagen	5,7	7,0	6,5	6,6	6,9

Exfiltratie

Veel stedelijke gebieden in de Westerse wereld hebben verouderende rioleringen en lekken van rioolwater naar het grondwater (of intrusie van regenwater of grondwater in het riool) zijn veel gerapporteerd. Er is literatuur over de mate van exfiltratie, waarbij in de VS de schattingen oplopen tot 50% van de totale flow en exfiltratiesnelheden van 0,01 l/s.km (Hunt et al. 2010). Een review van diverse rapporten geeft exfiltratiesnelheden tussen 1 en 9 l/s.km, met 2 l/s.km gemeten onder gecontroleerde omstandigheden (Blackwood et al. 2005). Een studie in Nottingham, UK leverde exfiltratiesnelheden van 0,01 tot 0,1 l/s.km (Chisala en Lerner 2008). Een andere studie uit Engeland schatte in dat 10% van de flow uit het riool lekte (Rueedi et al. 2009). Ellis et al. (2009) hebben de Europese meet- en modelstudies naar exfiltrerende rioleringen verzameld, waarbij de modelstudies een lage exfiltratie (0,00001 – 0,179 l/s.km) en de metingen een hoge exfiltratie (0,011 – 2,0 l/s.km) te zien gaven. Dichtslibben van lekkages werd daarvoor als reden aangegeven, hoewel de auteurs uiteindelijk concludeerden dat ook bij langer aanwezige lekkages nog behoorlijke exfiltratie kan optreden. Schijven et al. (2006) vond geen goede exfiltratiegegevens voor Nederland en nam in een modelberekening een lekdebiet van 1000 l/dag (0,012 l/s) aan. Vanwege de hoge concentraties (pathogene) micro-organismen in rioolwater kunnen kleine hoeveelheden exfiltrerend rioolwater grote hoeveelheden grondwater besmetten.

Gezien de grote variatie aan exfiltratiesnelheden en de grote onzekerheid in het aantal lekkende riolen, is het niet mogelijk om voor Nederland een goede schatting te doen.

5.5 Route 2, 3, 5, 8: dierlijke verontreinigingsbronnen

Dierlijke fecaliën kunnen via de diverse routes in Figuur 5-1 het drinkwater verontreinigen. Veel routes komen overeen met de mogelijke routes voor rioolwater. Dieren die in geopende of verkeerd opgeslagen leidingen kruipen vormen daarnaast een specifiek risico. Voor fecaliën van dieren geldt dat de aanwezigheid van pathogenen en indicatororganismen veel diverser is dan voor rioolwater omdat verschillende diergroepen ook verschillende zoonosen (pathogenen die zowel bij dieren als bij mensen voorkomen) kunnen dragen. Er zijn geen drinkwatergerelateerde zoonotische virussen bekend. Dieren kunnen eventueel wel als vector voor mens-pathogene virussen optreden, bijvoorbeeld ratten die in riolen komen. Deze route wordt hier niet beschouwd. Veel verontreinigingsroutes betreffen individuele dieren, wat leidt tot een nog grotere spreiding van aanwezigheid van pathogenen. Alleen geïnfecteerde dieren scheiden zoonosen uit. Tabel 5-6 geeft een overzicht van het percentage geïnfecteerde dieren in een Amerikaanse literatuurstudie (Soller et al. 2010).

Tabel 5-6. Prevalentie van zoonosen bij verschillende dieren (Soller et al. 2010).

Pathogen	Gulls		Cattle (beef & dairy)				Pigs				Chickens				
	Prevalence (%) ^a	Human infection potential ^b	Reference (s)	Minimum observed prevalence (%)	Max observed prevalence (%)	Human infection potential	Reference (s)	Minimum observed prevalence (%)	Max observed prevalence (%)	Human infection potential	Reference (s)	Minimum observed prevalence (%)	Max observed prevalence (%)	Human infection potential	References
<i>E. coli</i> O157:H7	None reported			9.7	28	H	Berry et al. (2007)	0.1	12	H	Hutchisson et al. (2004) and Cornick and Helgerson (2004)	0	0	NA	Chapman et al. (1997) and Doane et al. (2007)
<i>Campylobacter</i> spp.	100	L	Lévesque et al. (2000)	5	38	H	Hoar et al. (2001) and Wesley et al. (2000)	46	98	H	Donner et al. (2004)	57	69	M	Cox et al. (2002) and El-Shibiny et al. (2005)
<i>Salmonella enterica</i>	100	L	Lévesque et al. (2000)	5	18	M	Hutchinson et al. (2004) and Fossler et al. (2005)	7.9	15	M	Hutchinson et al. (2004) and Dorr et al. (2009)	0	95	M	Byrd (1998) and Martin et al. (1998)
<i>Cryptosporidium</i> spp.	None reported			0.6	23	H	Atwill et al. (2006) and Sturdee et al. (2003)	0	45	L	Heitman et al. (2002) and Xiao et al. (2006)	6	27	L	Ley et al. (1988)
<i>Giardia lamblia</i>	None reported			0.2	37	H	Fayer et al. (2000) and Waide et al. (2000)	3.3	18	H	Heitman et al. (2002) and Xiao et al. (2006)			None reported	

Potential for human infection was based upon the prevalence of known human-infectious species/strains/serotypes/isolates in animal faeces.
 NA – not applicable.
 a For gulls, faecal prevalence and abundance data were based on observations from composite samples. All samples yielded campylobacters and salmonellae, so a conservative estimate of 100% prevalence was used.
 b A qualitative approach was taken to characterize this parameter, low (L), medium (M), or high (H) assignments were made based on the results of a literature review, and point estimates were used to characterize the fractions of human-infectious strains based on the mid-point of the ranges of 0–33% for L, 33–66% for M, and 67–100% for H.

In Tabel 5-7 zijn diverse literatuurbronnen gecombineerd om inzicht te geven in de kennis over zoonosen bij diverse diergroepen. Hierin valt op dat de spreiding van concentraties vaak meerdere logeenheden bedraagt. Voor het onderzoek naar infectierisico distributie ligt de nadruk op het schatten van het risico wanneer een verontreiniging optreedt. Daarom wordt voor de risicoschatting de gerapporteerde maximum concentratie aangehouden. Daarnaast valt op dat de concentratie pathogenen in feces tot een factor 100 hoger kan zijn dan de concentratie indicatororganismen.

Tabel 5-7. Pathogenen, indicatororganismen en dierspecifieke merkers in verschillende fecale verontreinigingsbronnen in ¹⁰log van concentratie. ("x" = niet aangetroffen, leeg betekent niet onderzocht).

Organisme	Riool ^{1,2,4}	Opp. Water ⁷	Mens Feces ⁸	Rund ^{2,3,4,6}	Hond ^{2,3}	Schaap ^{2,3}	Vogel/meeuw ^{2,3,9}	Hert/Ree ^{2,3}	
	¹⁰ log n/l			¹⁰ log n/g of ¹⁰ log DNA/g					
Indicator-organismen	<i>E. coli</i>	7,5-8,6	4,1	6,0	5,3	8,1		5,0-6,7	
	Enterococcen	6,4-7,5	4,3	5,5	x	4,4		2,0-5,1	
	<i>C. perfringens</i>	5,0-6,3							
	Somatische colifagen	3,0-6,4	2,9						
	F-specifieke RNA fagen	5,7-7,0	3,7						
Pathogenen ³	Enterovirus	0,5-3,1	-0,3						
	<i>Campylobacter</i>	2,5-6,0	1,9	6,0-9,0	2,0-5,7 ⁶ 2,0-8,7 ⁹ 2,8-8,0	⁹ 3-8	3,1 8,0 ⁹ 1,6-7	1,2-7,3 ⁹ 2,3-5,3	⁶ 2,1-7,2
	<i>E. coli</i> O157				⁹ 2,0-6,0		⁹ <2-6	x	⁶ 2,9-5,0
	<i>Cryptosporidium</i>	1,6-4,5	1,8	7,0-8,0	1,7-3,6 ⁶ 0-8,3 ⁹ 0-4,7		<8,3 ⁹ <1-3,8	2,3-3,9	<0,0-2,9
	<i>Giardia</i>	0,8-5,8	1,9	5,0-8,0	<0,0-6,8 ⁶ 1,3-8,3 ⁹ 0-4,5		⁹ <1-2,7	0,0-4,9	
Dier-specifieke merkers, indicatororganismen met PCR ⁵	HF183F human	8,1-10,9			9,6		x		3,8
	GB342 all	4,3-12,6			10,6	12,6	10,9	11,4	10,6
	BacB2-590F ruminant	5,3-7,5			10,3	x	11,1		11,1
	CowM2F cow	4,8-5,7			8,3		x		x
	CowM3F cow	4,4-6,2			8,6		x		x
	GFD avian	4,5-8,5			2,5		2,7	7,4	1,2
	DogFk/ Rk dog	4,5-8,5			0,7	8,9	x	x	x
	PCR <i>E. coli</i>				7,8	9,3	8,3	9,7	8,6
	PCR Enterococ				7,0	4,1	8,1	9,6	7,6

1 Koenraad et al. (1994)

2 Heijnen (2015)

3 Soller et al. (2010) minimum en maximum

4 Hoogenboezem et al. (2001)

5 Heijnen en Learbuch (2013)

6 Heijnen (2009) DNA kopieën/g

7 (Dechesne en Soyeux 2007; Dechesne et al. 2006)

8 Westrell (2004)

9 Hijnen et al. (2012)

In Hijnen et al. (2012) is een literatuuronderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van pathogenen in mest van dieren die in de duinen. Naast bovenstaande concentraties van pathogenen in mest en de prevalentie is voor een aantal dieren alleen gevonden welke pathogenen voorkomen zonder dat de concentraties zijn gemeten. *Campylobacter* is zelden aangetroffen bij konijnen maar wel bij huis muizen, bruine ratten en muskusratten. Pathogene *E. coli* (o.a. O157) is aangetroffen bij konijnen. Muizen en ratten kunnen hiermee worden geïnfecteerd maar hoe vaak dit voor komt is niet onderzocht. *Cryptosporidium* en/of *Giardia* is enkele malen aangetroffen bij honden, konijnen en andere knaagdieren, dassen en vossen en regelmatig bij bruine ratten en muskusratten. Vaak betrof het niet mens-pathogene soorten, of is dit niet nader bepaald. Het is onduidelijk of paarden reservoir zijn voor *Campylobacter*, *E. coli* O157, *Cryptosporidium* of *Giardia*.

5.6 Route 6: menselijke feces (onvoldoende hygiëne van monteurs)

Personen die aan drinkwaterleidingen werken kunnen ook een bron zijn van pathogenen. In principe werken zieke personen niet aan de drinkwaterleiding, maar geïnfecteerde personen vertonen niet altijd een ziektebeeld. Uit Tabel 5-8 blijkt dat ook voor- of na het ziektebeeld personen soms nog lange tijd pathogenen kunnen uitscheiden (Westrell et al. 2004). Bij werkzaamheden aan het leidingnet moet conform de Hygiëncode worden gewerkt. Een

belangrijk punt daarin is de persoonlijke hygiëne van de personen die aan het werk zijn, zoals handen wassen na toiletbezoek. Desondanks is het in praktijksituaties niet ondenkbaar dat er een kleine hoeveelheid fecaal materiaal onopgemerkt aan de handen blijft zitten en vervolgens, eventueel via gereedschap (route 7), in de leiding terecht komt. Een hoeveelheid van 0,1 gram feces is gekozen als een maximale hoeveelheid feces die op deze wijze in de leiding terecht kan komen.

De concentratie pathogenen en indicatoren in menselijke feces kan zeer sterk verschillen tussen individuen (Tabel 5-8). In rioolwater worden deze verschillen uitgemiddeld in een grotere populatie, maar voor een geïnfecteerd individu kunnen concentraties pathogenen veel hoger liggen. De maximaal gerapporteerde concentraties worden voor deze studie gebruikt om het mogelijk optredende risico te schatten.

Tabel 5-8. Pathogenen in feces van geïnfecteerde mensen (Westrell 2004).

	Incidence ^a (per 100 000)	Under-reporting	Morbidity (%)	Excretion ^b (g ⁻¹ faeces)	Duration ^b (days)	ID ₅₀ ^c
<i>Salmonella</i>	42-58	3.2 ^d	6-80 ^e	10 ⁴⁻⁸	26-51	23 600
<i>Campylobacter</i>	78-97	7.6 ^d	25 ^f	10 ⁶⁻⁹ g	1-77 ^h	900
EHEC	0.8-1.4	4.5-8.3 ⁱ	76-89 ⁱ	10 ²⁻³	5-12	1 120
Hepatitis A	0.8-7.8	3 ^k	70 ^m	10 ⁴⁻⁶	13-30	30
Rotavirus	21 ^d	35 ^d	50 ⁿ	10 ⁷⁻¹¹	1-39	6
Norovirus	1.2 ^d	1562 ^d	70 ^o	10 ⁵⁻⁹ p	5-22 ^q	10?
Adenovirus	300 ^d	-	54 ^r	10 ¹¹ s	1-14 ^r	1.7
<i>Cryptosporidium</i>	0.3-1.6	4-19 ^t	39 ^e	10 ⁷⁻⁸	2-30	165
<i>Giardia</i>	15-26	20 ^k	20-40 ⁿ	10 ⁵⁻⁸	28-284	35
<i>Ascaris</i>	15-25 ^v	-	15 ^s	10 ⁴	107-557	0.7

5.7 Route 4: infiltratie verontreinigd oppervlaktewater

Werkzaamheden moeten soms worden uitgevoerd in de nabijheid van oppervlaktewater, bijvoorbeeld een sloot. Bij hevige regenval kan ook 'tijdelijk oppervlaktewater' ontstaan zoals wadi's of infiltratievoorzieningen. De bron van fecale verontreiniging van het oppervlaktewater kan divers zijn, bijvoorbeeld watervogels, rioolwater uit overstorten, behandeld afvalwater of mest afgespoeld van land. Bij hevige regenval kan ook afstroming plaatsvinden van feces op daken en wegen naar de sleuf toe. Tabel 5-9 geeft een overzicht van gerapporteerde fecale verontreiniging van oppervlaktewater.

Tabel 5-9. Pathogenen en indicatororganismen (gemiddelde of gemiddelde-maximum, ¹⁰log) in verschillende typen oppervlaktewater (Sales Ortells 2015) en bij innamepunten van drinkwater (Dechesne et al. 2006).

Organisme	Drinkwater- Innamepunten	Rivier	Meer	Regenwater bezink bassin	Vijver
	(¹⁰ log n/l)				
<i>E. coli</i>	4,1	1,7-2,9	1,1-2,4	2,1-3,6	1,8-2,5
Enterococci	4,3				
Enterovirus	-0,3				
<i>Campylobacter</i>	1,9	1,1-2,4*	1,6-2,8*	2,6-3,6*	2,2-2,5*
<i>Cryptosporidium</i>	1,8				
<i>Giardia</i>	1,9				
Adenovirus		1,3-1,6*	0,8-1,1*		

* DNA-kopieën/l

5.8 Transport in bodem/grondwater

Bij graafwerkzaamheden waar riolering wordt opgegraven en ook de drinkwaterleiding wordt geraakt kan contact tussen rioolwater en drinkwaterleiding ongehinderd plaatsvinden. Dit is

de meest rechtstreekse vorm van dit scenario, en is zeker niet denkbeeldig zoals blijkt uit Figuur 5-3.



Figuur 5-3. Graafwerkzaamheden waarbij direct contact ontstaat tussen open drinkwaterleiding en rioolwater.

Naast studies die exfiltratie (§ 5.4) vanuit lekkende riolen probeerden te kwantificeren hebben diverse studies geprobeerd het effect van lekkende riolering op het voorkomen van fecale verontreiniging in de omliggende bodem en het grondwater te kwantificeren. Dat wil zeggen dat ze probeerden het effect van transport van verontreinigd (riool)water door bodem of grondwater te kwantificeren. In de zandsteen aquifer onder Nottingham zijn door exfiltratie van rioolwater uit lekkende riolering (0,01-0,1 l/s.km) in de aquifer (tot enkele tientallen meters) onder het riool *E. coli* (10-1600/l), Enterococcon (20-1800/l) en colifagen (0-10/l) in het grondwater aangetroffen (Reynolds en Barrett 2003). Er was geen duidelijke relatie tussen concentratie en afstand tot het riool. Aannemelijk is dat de concentraties fecale indicatorbacteriën in het rioolwater in Nottingham in dezelfde ordegrrootte liggen als in Nederlands rioolwater. Door de concentraties in het grondwater in de aquifer te vergelijken met de concentraties in het rioolwater ontstaat er een beeld van de fractie micro-organismen die vanuit het riool naar het grondwater gelekt zijn. Met concentraties van *E. coli* en Enterococcon in rioolwater van $10^{6-8}/l$ en in grondwater van $10^{1-3}/l$ is de verhouding tussen beide circa rond 10^{-5} . Voor de colifagen ($10^6/l$ in rioolwater en $10^{0-1}/l$ in grondwater) is deze verhouding ook rond 10^{-5} .

Paul et al. (2004) namen monsters van grondwater in een kleine stad in Duitsland (Rastatt) met een quaternaire gravel/zandbodem met silt-lenzen. Het aquifer dient als bron voor drinkwater. De riolering (gemengd) van Rastatt (die goed onderhouden werd) is met camera-inspectie onderzocht. In 208 km werden 31.006 defecten aangetroffen. Daarvan waren 13.646 fouten in de huisaansluiting, 7.363 verplaatste buisaansluitingen, 4.109 scheuren, 2.100 blokkades, 1.584 ingroeiende boomwortels, 1.563 corrosieproblemen en 641 overige defecten. Er zijn waarnemingsputten in de directe nabijheid van bekende lekkageplaatsen doorgemeten en waarnemingsputten op grotere afstand in de stad en in het gebied buiten de stad als referentie. Daar was voor de indicatorbacteriën voor fecale verontreiniging een duidelijke trend zichtbaar, met hoge concentraties in de waarnemingsputten nabij lekkende riolen en lage concentraties tot afwezigheid in de referentieputten (Tabel 5-10). Opvallend was dat de concentratie bacteriën van de coligroep en *E. coli* in de putten het hoogst waren in oktober (vergeleken met maart en juli), terwijl de grondwaterstand het laagst was (-4,2m ten opzichte van resp. -3,5 en -4,0m). De auteurs geven het grotere aandeel exfiltratie uit

rioolwater in het drogere oktober als verklaring. Voor enterococconen werd geen verschil tussen juli en oktober gemeten.

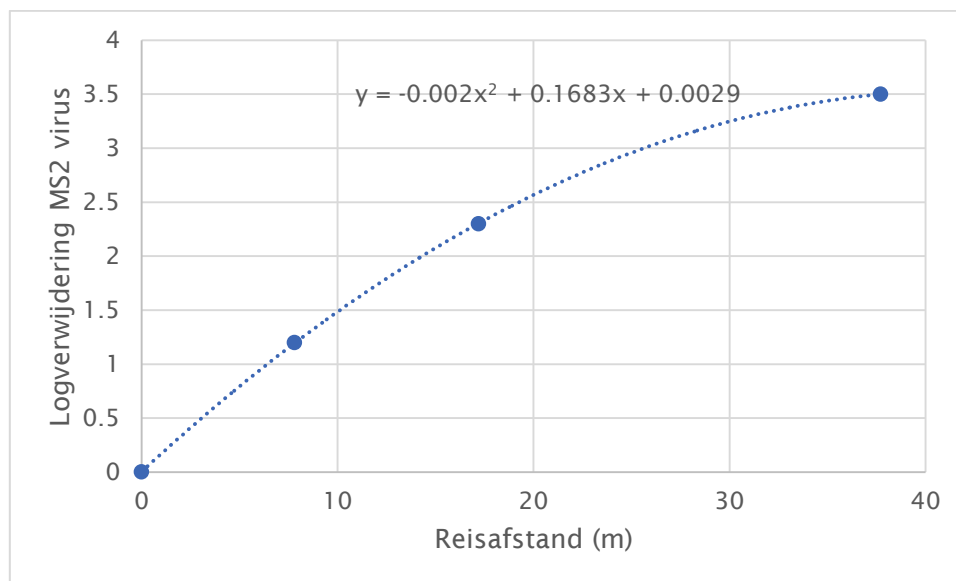
Tabel 5-10. Ruimtelijke verdeling van Indicator bacteriën voor fecale verontreiniging in een freatische aquifer nabij een lekkend rioleringsstelsel (zowel gemengde als gescheiden delen).

Waarnemingsputten t.o.v. lekkend riool	Aantal monsters	Coligroep (¹⁰ log n/l)		E. coli (¹⁰ log n/l)		Enteroc. (¹⁰ log n/l)
		Mediaan	Gem.	Mediaan	Gem.	Gem.
Referentie (>400m)	5	2,4	2,8	0,5	1,1	-
Achtergrond stad (25-35m)	6	2,6	5,0	1,5	1,9	2,6
Nabij (<5m)	14	3,0	5,4	2,0	3,0	2,9

Aannemelijk is dat de concentraties fecale indicatorbacteriën in het rioolwater in Rastatt in dezelfde orde grootte liggen als in Nederlands rioolwater. Door de concentraties in het grondwater in de waarnemingsputten te vergelijken met de concentraties in het rioolwater ontstaat een beeld van de fractie micro-organismen die vanuit het riool naar het grondwater gelekt zijn. Met concentraties van *E. coli* en Enterococconen in rioolwater van $10^{6-8}/l$ (Tabel 5-4) en in grondwater van $10^{2-3}/l$ in de waarnemingsputten op <5 m van het riool is de verhouding dus $10^{-4/-5}$. Bij $10^{1-2}/l$ in de waarnemingsputten op 25-35 m van het riool wordt de verhouding $10^{-5/-6}$.

Recent is het transport van humane virussen (Adeno-, Entero-, Norovirus) uit een riool onderzocht in Madison, VS (Gellasch et al. 2013). Het riool bevond zich in de onverzadigde zone in een pleistocene afzetting van klei/zand/gravel van 9-10 m dik. Daaronder bevond zich een aquifer van 50 m in zandsteen waarin een aantal monitoringputten waren aangebracht op een diepte van 9, 28 en 65 m. De concentratie virussen in het riool is gemeten met PCR in 10 tweewekelijkse monsters in de wintermaanden en lag op 10^{4-6} pdu/l (pdu: PCR-detectable units) voor Adenovirus A en C,D,F, Norovirus GI en Enterovirus. In elk van de waarnemingsputten zijn humane virussen teruggevonden in 1-3 van de monsters in concentraties van 0,1 – 6 pdu/l. Er is ook onderzoek gedaan naar bacteriën van de coligroep en *E. coli* in 100 ml monsters in de putten. In 1 put zijn op twee dagen bacteriën van de coligroep gevonden (1-4/100 ml), verder waren alle monsters negatief. Op deze dagen zijn geen virussen in de betreffende put aangetroffen, op andere dagen wel. Er is dus geen duidelijke relatie tussen indicatorbacteriën en humane virussen in deze grondwatermonsters. De auteurs geven aan dat het transport van de virussen door de aquifers waarschijnlijk via preferente stroombanen loopt. De fractie virussen in de aquifer is dus $10^{-4/-6}$.

In Nederland is veel onderzoek gedaan naar het transport van micro-organismen (met name virussen) in de bodem. In het modelonderzoek van Schijven et al. (2006) en van der Wielen et al. (2006) wordt het transport van virussen uit een lekkend riool naar een grondwaterwinning gemodelleerd op basis van gegevens over verwijdering van virussen tijdens transport door een verzadigde (anoxische) zandbodemp. De anoxische bodem is genomen omdat hierin de mate van verwijdering van virussen tijdens bodempassage het laagst was. Eventueel onverzadigd transport of preferente stroombanen zijn niet meegenomen. De stromingssituatie die in het model wordt gebruikt beschrijft grondwaterstroming vanuit een lekkend riool naar een grondwaterwinning. Daar wordt het grondwater naar de winning getrokken. De stroming van lekkend rioolwater in de richting van drinkwaterleidingen wordt bepaald door de lokale hydrologie (grondwaterstroming, lekstroom). Zonder gegevens over de lokale hydrologie is het model niet toepasbaar. In de grondwatertransportstudies is de hechting en afsterving van virussen bepaald als functie van tijd en afstand. In Figuur 5-4 zijn de meetgegevens van van der Wielen et al. (2008) weergegeven. De wiskundige formule beschrijft de gemeten verwijdering als functie van de afstand voor deze specifieke situatie, maar is geen model voor andere condities.



Figuur 5-4. Waargenomen relatie tussen afstand en verwijdering van MS2 fagen.

Het is onzeker of deze gegevens te gebruiken zijn om het gedrag van virussen tijdens transport door de bodem vanuit een lekkend riool te schatten. Bovenstaande relatie is afgeleid voor een continue grondwaterstroming en riool lekkage van verontreinigingsbron naar winput bij stroomsnelheden rond 0,5 m/dag. Bij exfiltratie uit riolering wijken condities af van die tijdens de experimenten. Rioolwater heeft een hoog gehalte aan organische stof en deeltjes die zowel de hechting als de afsterving beïnvloeden. Voor bodemtransport wordt doorgaans aangenomen dat bacteriën beter worden verwijderd dan virussen. Bovenstaande bevindingen waarbij zowel *E. coli* als virussen worden gevonden rond riolen geven aan dat beiden in dezelfde verhoudingen voorkomen in rioolwater en rond leidingen. Bij werkzaamheden wordt vaak de sleuf leeggepompt (in de orde van enkele m/h), waardoor plots een grondwaterstroming richting de sleuf ontstaat die opgehoopte verontreiniging kan meenemen. Bovenstaande relatie kan derhalve niet zomaar worden gebruikt om inactivatie van pathogenen tijdens transport door de bodem van rioolwater te beschrijven.

Ook oppervlaktewater, water in plassen, wadi's of infiltratievoorzieningen, kan via bodempassage de drinkwaterleidingen bereiken. Door water uit de sleuf te pompen kan water worden aangetrokken uit het nabijgelegen oppervlaktewater. De bodempassage die bij deze scenario's optreedt kan slechts een beperkt effect hebben bij de relatief korte afstand en verblijftijd en hoge stroomsnelheid.

5.9 Schatting binnendringen van pathogenen tijdens werkzaamheden

Via bodem of grondwater (route 1-5)

Voor de risicoanalyse moet de hoeveelheid pathogenen die in verschillende situaties kan binnendringen in de drinkwaterleiding voorafgaand aan het spuien worden geschat. Voor rioolwater zijn twee situaties maatgevend:

- Een riool lekt direct in de sleuf waar werkzaamheden plaatsvinden. Een beperkte hoeveelheid rioolwater komt zo in het open deel van de leiding (opening A in Figuur 5-1). Ook is het mogelijk dat er rioolslib of sediment in de sleuf en in de leiding terecht komt. Daarbij is de aanname dat de concentraties in dezelfde orde grootte liggen als bij rioolwater, het ontbreekt namelijk aan informatie om een afwijkende concentratie te onderbouwen.

- Tijdens werkzaamheden loopt een leiding 'leeg' en bij kleine, ondergrondse lekken werkt het drukloze gedeelte dan als 'drain' voor verontreinigd water rond de leiding (opening B in Figuur 5-1). De concentratie in de leiding is dan gelijk aan die in het verontreinigde grondwater.

Wanneer Tabel 5-9 wordt vergeleken met Tabel 5-10 blijkt dat de concentraties in oppervlaktewater gelijk zijn aan of hoger zijn dan in verontreinigd grondwater. In het scenario waarbij tijdens een reparatie water binnendringt via lekken in het drukloze deel (opening B in Figuur 5-1) kan het risico dus hoger zijn wanneer de leiding in oppervlaktewater (of daar vlak onder) ligt. Voor de route via de sleuf en een open leiding (opening A in Figuur 5-1) lijkt oppervlaktewater niet maatgevend ten opzichte van rioolwater. Bij werkzaamheden dienen waterbedrijven extra alert te zijn wanneer leidingen in of onder oppervlaktewater drukloos worden.

De hoeveelheid rioolwater die, bij ongunstige omstandigheden, in een sectie kan komen is niet bekend. Bij stap 2b (§ 3.4) is een gemiddelde inhoud van 4 m³ per leidingsectie geschat. Wanneer verondersteld wordt dat 1 l rioolwater wordt opgelost in 4 m³ drinkwater, betekent dit een verdunning van rioolwater met een factor 10^{3,6}. Voor verontreinigd grondwater wordt op basis van bovengenoemde studies geschat dat de concentratie pathogenen in verontreinigd grondwater een factor 10⁴ lager is dan in rioolwater. Beide benaderingen, 1 liter rioolwater in 4 m³ opgelost (factor 10^{3,6}), of 4 m³ volledig met verontreinigd grondwater gevuld (factor 10⁴), leiden tot dezelfde ordegrrootte van geschatte verontreiniging. De mogelijk optredende 'maximale' verontreiniging is berekend in Tabel 5-11 uitgaande van het 95 percentiel van de gegevens over concentraties in rioolwater genoemd in Tabel 5-7.

Tabel 5-11. Schatting van verontreinigingsniveau bij werkzaamheden aan het distributienet door verontreinigingen in de bodem (na afsluiten leiding, voor spuien), op basis van gegevens in Tabel 5-7 (in ¹⁰log n/l).

	1 liter rioolwater	Verdund in 4 m ³ water	100% verontreinigd grondwater
Enterovirus	2,9	-0,7	-1,1
Norovirus	5,3	1,7	1,3
<i>Campylobacter</i>	5,0	1,4	1,0
<i>Cryptosporidium</i>	4,0	0,4	0,0
<i>Giardia</i>	5,1	1,5	1,1
<i>E. coli</i>	8,5	4,9	4,5
Enterococcen	7,4	3,8	3,4
<i>C. perfringens</i>	6,3	2,7	2,3
Somatische colifagen	6,3	2,7	2,3
F-RNA fagen	6,9	3,3	2,9

Direct binnendringen van fecaliën (route 6-8)

Voor de risicoschatting zijn zeer veel scenario's in verschillende combinaties denkbaar waarbij dierlijke feces in de drinkwaterleiding kunnen komen. Voor deze studie wordt alleen het scenario waarbij direct een hoeveelheid dierlijke feces in de leiding terecht komt onderzocht. Dit is het scenario met naar verwachting het hoogste risico vanuit dierlijke verontreiniging. Vogels kunnen in iedere situatie aanwezig zijn, en kunnen in bepaalde situaties zelfs mensen 'aanvallen' met feces. Rond werkzaamheden kan dit leiden tot vogelpoep die direct in een open leiding valt. In stedelijke gebieden lijkt de aanwezigheid van hondenufeces een mogelijkheid. Dit zou met grond in de leiding kunnen komen bij werkzaamheden onder lastige condities. In landelijk gebied zou hetzelfde kunnen plaatsvinden met runder- of schapefeces. Tabel 5-12 geeft voor de volgende scenario's een schatting van de mate van verontreiniging. Per organisme is de maatgevende concentratie vet gedrukt.

Tabel 5-12. Schatting van hoeveelheid pathogenen van verschillende fecale oorsprong die direct in de leiding terecht kunnen komen op basis van gegevens in Tabel 5-7 en Tabel 5-8. Maximale concentraties pathogenen zijn vet gedrukt (^olog n).

		10 g Vogelfeces	100 g Hondenfeces	100 g Runderfeces	100 g Schapenfeces	0,1 g Menselijke feces
Indicatoren	<i>E. coli</i>	7,7	10,1	7,3		5,0
	Enterococcen	6,1	6,4			4,5
	<i>C. Perfringens</i>					
	Somatische fagen					
	Humane merkers					
Pathogenen	Enterovirussen					??
	Hepatitis A					5,0
	Rotavirus					9,0
	Norovirus					8,0
	<i>Campylobacter</i>	8,3	7	10,7	10,0	8,0
	<i>Cryptosporidium</i>	4,9		10,3		7,0
	<i>Giardia</i>	5,9		10,3		7,0

Het overzicht in Tabel 5-12 benadrukt nog eens het belang van hygiënisch werken. Slechts een kleine hoeveelheid feces van een geïnfecteerd persoon kan zeer veel pathogene virussen bevatten. Anderzijds vormt dierlijke feces ook een relevante bron van pathogenen, zeker wanneer er een grotere hoeveelheid in de leiding kan komen, bijvoorbeeld bij een vogelkolonie of mestopslag.

5.10 Concentraties in QMRA-studies van het distributienet

Er is een beperkt aantal studies gedaan naar het gezondheidsrisico van besmettingen door het binnendringen van ziekteverwekkers in het distributienet tijdens reparaties of drukloosheid van het net. De studies verschilden van doel en opzet, maar in al deze studies is de hoeveelheid ziekteverwekkers die in het drinkwater terecht komt een belangrijke invoerparameter. Het overzicht hier richt zich vooral op de keuze van deze invoerparameter. Vanwege het ontbreken van specifieke gegevens hebben de studies aannames gedaan, die hieronder worden weergegeven.

Westrell et al. (2004) wilden het risico van besmetting in het distributienet vergelijken met het risico van doorslag van ziekteverwekkers door de (oppervlaktewater)zuivering. Ze hebben de geregistreeerde verontreinigingen in het distributienet van Göteborg door kruisconnecties en door drukloosheid van het net gebruikt om frequentie, duur en omvang van dergelijke gebeurtenissen te kwantificeren. Voor de analyse van het gezondheidsrisico daarvan hebben ze aangenomen dat bij kruisconnecties en drukloosheid (bv. bij reparaties) rioolwater in het net terecht komt en daar verdunt. De mate van verdunning is afgeleid van het gehalte bacteriën van de coligroep in rioolwater en in het besmette drinkwater (100x verdunning bij kruisconnecties en 50.000x bij drukloosheid). De concentratie rotavirus, *Campylobacter* en *Cryptosporidium* in rioolwater hebben ze uit de internationale literatuur genomen en een lognormale verdeling over gefit (met als gemiddelde en standaard deviatie respectievelijk 215, 125; 160,000, 680,000; 60, 80). Het getroffen gebied werd ingeschat op basis van de lay-out van het distributienetwerk. Het op deze manier berekende jaarrisico op infectie werd gedomineerd door *Campylobacter* (vanwege de hoge concentraties in rioolwater) en lag rond de 1 op 1000 voor besmetting van reservoirs tot 1 op 100,000 voor besmetting in het net.

van Lieverloo et al. (2007) wilden weten wat de gezondheidskundige betekenis is van de besmettingsincidenten in het distributienet (het aantreffen van indicatorbacteriën voor fecale verontreiniging in eerste monster(s) en herhalingsmonster(s) van het waterkwaliteitsbewakingsprogramma). In de registratiesystemen van zeven Nederlandse waterbedrijven waren in een periode van tien jaar gemiddeld vijf besmettingsincidenten per jaar vastgelegd. Plaats en resultaten van het *E. coli* meetprogramma werden gebruikt als

basis voor het vaststellen van de duur, omvang en mate van fecale verontreiniging. Als bron van de fecale verontreiniging is gerekend met drie scenario's: intrusie van rioolwater, intrusie van oppervlaktewater en intrusie van bodem/grondwater. Voor elk van de scenario's zijn de concentraties thermotolerante bacteriën van de coligroep die in het drinkwater werden aangetroffen (gemiddeld 1 tot maximaal 1000 per 100 ml, ofwel 10^1 - 10^4 per liter) omgerekend naar de concentratie ziekteverwekkers (*Campylobacter*, *Cryptosporidium*, *Giardia* en virussen) op basis van de ratio's tussen de indicatorbacteriën en de ziekteverwekkers in de vermeende bron. Voor rioolwater en oppervlaktewater zijn Nederlandse en Duitse data over de ratio tussen ziekteverwekkers en thermotolerante bacteriën van de coligroep in Tabel 5-14 gebruikt. Dat waren datasets waar ziekteverwekkers en indicatorbacteriën gelijktijdig zijn gemeten.

Tabel 5-13. Ratio's tussen indicatorbacteriën en ziekteverwekkers in Nederlands en Duits rioolwater en oppervlaktewater (Lieverloo et al. 2007)

	Rioolwater Min-gem-max	Oppervlaktewater Min-gem-max
Enterovirus	$10^{-5,5}$ - $10^{-6,2}$ - $10^{-7,5}$	$10^{-3,5}$ - $10^{-4,7}$ - $10^{-6,5}$
<i>Campylobacter</i>	10^{-2} - $10^{-2,4}$ - 10^{-7}	$10^{-0,5}$ - $10^{-1,3}$ - 10^{-3}
<i>Cryptosporidium</i>	$10^{-3,5}$ - $10^{-6,3}$ - $10^{-7,5}$	10^{-2} - $10^{-3,5}$ - 10^{-6}
<i>Giardia</i>	$10^{-4,5}$ - $10^{-6,7}$ - 10^{-7}	10^{-2} - $10^{-4,6}$ - 10^{-5}

Ook hier domineert *Campylobacter* het infectierisico als rioolwater of oppervlaktewater de verontreinigingsbron zou zijn. Het gevonden jaarrisico verschilde sterk tussen de verschillende verontreinigingsbronnen (van ca. 1 op 1000 voor rioolwater tot ca. 1 op 30 voor oppervlaktewater en grondwater). Voor het scenario bodem/grondwater zijn de data uit de VS over Enterovirusconcentraties in grondwater nabij het drinkwaternet en thermotolerante bacteriën van de coligroep gebruikt (Kirmeyer en Martel 2001), ondanks het ontbreken van een relatie tussen die parameters in deze studie. Kirmeyer en Martel (2001) hebben geen Enterovirusconcentratie gegeven, dus daarvoor hebben van Lieverloo et al. (2007) een deductie gemaakt uit het onderzochte monstervolume met de celkweekmethode en met de PCR. Vanwege de onzekerheid onderzochten ze het effect van een deel van hun aannames op het risico en dat bleek substantieel (factor 35). De auteurs geven drie redenen om dit beter te karakteriseren: 1) uit de incidentregistratie volgde dat bodem/grondwater verdacht werd als bron van de meeste besmettingen, 2) de data over ziekteverwekkers en ziekteverwekkers/indicator ratio's zijn zeer beperkt beschikbaar en 3) de wel beschikbare data daarover geven aan dat de concentratie Enterovirussen (en mogelijk andere virussen) in bodem/grondwater zodanig hoog is dat het gezondheidsrisico substantieel is.

Teunis et al. (2010) en Yang et al. (2011) wilden het gezondheidsrisico kenschetsen van "negative pressure transients" (kortdurende onderdruk in het distributienet door waterslag) bij een distributienet met kleine lekken en weten wat de bijdrage is van een restconcentratie desinfectiemiddel in het net. In deze QMRA studies is de worst case aanname gedaan dat bij onderdruk in het drinkwaterdistributienet intrusie plaatsvindt van onverdund rioolwater. Ze verzamelden de internationale literatuur over rotavirus (met kweekmethoden) en norovirus (met PCR) in rioolwater en combineerden die tot een lognormale verdeling met voor rotavirus een mediaan van $4,28 \times 10^2$ en een 2,5% van $1,50 \times 10^3$ en 97,5% van $2,72 \times 10^6$ per liter en voor norovirus waren deze waarden respectievelijk $4,94 \times 10^4$; $4,28 \times 10^{-1}$ en $4,11 \times 10^8$ per liter, waarbij de verdeling voor norovirus voor de QMRA werd afgekapt op 10^8 per liter omdat dat aangenomen werd als maximale concentratie in rioolwater. Het QMRA model gebruikte een leidingnetmodel om de verspreiding van de verontreiniging door het net te berekenen en de kans op het samenvallen van het moment van passeren van het besmette drinkwater en het drinken van drinkwater. Zonder desinfectie was het mediane infectierisico van een

“negative pressure event” $2,1 \times 10^{-4}$. 0,5 mg Cl_2/l Chloramine leverde geen reductie van het risico; 0,1 mg Cl_2/l vrij chloor reduceerde het risico slechts tot $1,1 \times 10^{-4}$ en 0,2 mg Cl_2/l vrij chloor reduceerde het risico tot $<10^{-7}$. Uit de gevoeligheidsanalyse leek de externe virusconcentratie weinig invloed te hebben op het risico: als die 10.000x lager waren was het mediane risico slechts ca. 10x zo laag. Dat komt omdat met de aanname van intrusie van rioolwater de virusconcentratie (ook bij 10.000x lager) nog dermate hoog is dat opdrinken van dit water nog steeds tot een infectierisico leidt.

van Abel et al. (2013) wilden weten in welke mate het gezondheidsrisico wordt bepaald door het drinkwaterconsumptiegedrag van de gebruikers. In hun QMRA studie is een aanname gedaan van de intrusie van *Campylobacter* gedurende twee uur die leidde tot een concentratie van 10^8 per liter. Dit is een hoge concentratie die een zeer zware verontreiniging van drinkwater veronderstelt. De auteurs geven aan dat ze dit hebben aangenomen om de verspreiding van de verontreiniging over het net goed te kunnen bepalen. Tabel 5-14 vat de getallen samen die in de verschillende studies zijn gebruikt. Voor *Campylobacter* en virussen is de variatie tussen studies erg groot, voor *Cryptosporidium* lijkt een waarde van maximaal 10^2 per liter een acceptabele waarde voor een QMRA.

Tabel 5-14. Aannames in de literatuur voor concentraties in numerieke QMRA modellen van distributie.

	Studie	Gem - max ($^{10}\log n/\text{l}$)	
<i>Campylobacter</i>	Westrell et al. (2004)	5,2	
	van Abel et al. (2013)	8,0	
	(van Lieverloo et al. 2007)	Riool Opp. water	-1,4 - 2,0 -0,3 - 1,0
<i>Cryptosporidium</i>	Westrell et al. (2004)	1,8	
	(van Lieverloo et al. 2007)	Riool Opp. water	-5,3 - 0,5 -2,5 - 2,0
	(van Lieverloo et al. 2007)	Riool Opp. water	-5,7 - -0,5 -3,6 - 2,0
<i>Giardia</i>	Teunis et al. (2010); Yang et al. (2011)	4,7 - 8,6	
Rotavirus	Westrell et al. (2004)	2,3 - 2,4	
	Teunis et al. (2010); Yang et al. (2011)	2,6 - 6,4	
Virus	(van Lieverloo et al. 2007)	Riool Opp. water	-5,2 - -1,5 -3,7 - 0,5

5.11 Numeriek model: risicovolle concentraties

Het numeriek model kan iteratief worden ingezet waarbij telkens de concentratie van de besmetting verlaagd wordt, totdat de gewenste veiligheid wordt bereikt.

Met ca. 30.000 werkzaamheden per jaar, op 17 miljoen Nederlanders en maximaal 1 infectie per werk is het risico $2 \cdot 10^{-3}$ ($30.000/17M = 1,8 \cdot 10^{-3}$) Om te komen tot een jaarrisico van $1 \cdot 10^{-4}$ zou bij 1 op de 20 werkzaamheden (5%) vuil water in de leiding mogen komen met concentratie die tot maximaal 1 infectie leidt. Voor het numerieke model (Figuur 4-1) zou dit betekenen dat de lijn zover naar links opschuift dat er een snijpunt is bij $x = 1$ en $y = 0,95$.

Wanneer voor werkzaamheden wordt geëist dat maximaal 1 persoon geïnfecteerd raakt (met 95% zekerheid), kan op deze manier worden bepaald wat de maximale concentratie pathogenen is waarbij dit risico optreedt. Het uitgangspunt is dat de afsluiters mogelijk niet goed werken, dus het scenario met alle afsluiters open (zonder eenzijdige voeding) is doorgerekend. Tabel 5-15 laat bijvoorbeeld zien dat wanneer meer dan 150 virussen in de leidingsectie komen het infectierisico groter dan 1 persoon wordt.

Tabel 5-15. Maximale aantal pathogenen voor maximaal 1 infectie (95% zekerheid) volgens numerieke model van Zandvoort, alle afsluiters geopend.

	Maximaal aantal pathogenen (n)	
	(n)	¹⁰ log
<i>Campylobacter</i>	120	2,1
<i>Cryptosporidium</i>	380	2,6
<i>Giardia</i>	4600	3,7
Rotavirus	150	2,2

5.12 Discussie

Beste schatting voor pathogeconcentraties

In dit hoofdstuk is de huidige kennis over verontreinigingsbronnen die mogelijk relevant zijn bij reparaties bijeen gebracht. De gegevens komen uit verschillende onderzoeken en zijn niet volledig voor iedere verontreinigingsbron en micro-organisme. De gerapporteerde waarden moeten daarom worden beschouwd als een verkenning, een beste schatting, en niet een kwantificering die op alle punten vergelijkbaar is.

In voorgaande paragrafen is onderzocht welke mate van verontreiniging zou kunnen optreden vanuit verschillende fecale bronnen en in verschillende scenario's. Daarbij is niet onderzocht wat de kans is van optreden (in deze mate). Voor de scenario's ontbreekt de informatie om hiervan een schatting te maken. Ook ontbreekt voor diverse situaties of fecale bronnen kennis over de concentraties pathogenen die aanwezig kunnen zijn.

Uit deze verkenning blijkt dat de hoeveelheid pathogenen die bij een verontreiniging kan binnendringen zeer sterk kan variëren afhankelijk van de verontreinigingsbron en het verontreinigingsmechanisme. Daarom is de nadruk gelegd op combinaties waarbij een hoge mate van verontreiniging kan optreden. Waar mogelijk is hiervoor het 95 percentiel van meetgegevens toegepast. De resultaten geven de belangrijkste risico's aan, die als ze optreden tot de hoogste aantallen pathogenen leiden. Daarbij blijkt dat verschillende scenario's tot dezelfde mate van verontreiniging kunnen leiden. In Tabel 5-16 is samengevat welke maximale concentraties pathogenen kunnen worden gebruikt voor de risicoanalyse en welke bronnen en routes daartoe kunnen leiden.

Tabel 5-16. Schatting van de maatgevende concentratie referentiepathogenen via de verschillende routes waarlangs besmetting kan optreden na werkzaamheden (voor spuien) (zie Figuur 5-1 voor routes), . [routes 3, 4, 7 en 8 waarschijnlijk minder relevant]

Route	Kans pathofoon aanwezig	Referentie-pathofoon	Concentratie ¹⁰ log n/l	Volume dat binnendringt (L)
1A Rioolwater (direct)	+++	Campylobacter Norovirus	5,0 5,3	1
1B Besmet grondwater	+	Campylobacter Norovirus	1,0 1,3	1000
2/5/8 Dierfaeces direct, van maaiveld of via materialen	+	Campylobacter	Vogels 5,3 Hond 5 Rund 8,7	Vogels 10 Hond 100 Rund 100
6. Hygiene monteurs	-	Campylobacter Norovirus	9,0 9,0	0,1

Aanbevolen wordt de geschatte concentraties in Tabel 5-16 te gebruiken als schatting van concentraties pathogenen na werkzaamheden en vóór spuien bij het modelleren van risico's

bij werkzaamheden in het distributienet. Onbekend is hoe effectief spuien is voor het verwijderen van pathogenen. In principe worden organismen in de waterfase meegevoerd met het spuiwater en zo verwijderd. In de praktijk zou door bijvoorbeeld een niet gladde leidingwand, afsluiters en aansluitleidingen niet volledige verwijdering kunnen worden bereikt. Wanneer niet conform de hygiëncode wordt gespuid neemt de kans toe dat pathogenen niet volledig worden verwijderd en er feitelijk sprake is van verdunning. Voor pathogenen in een vaste verontreiniging (sediment, zand, feces) geldt dat deze minder goed door spuien zullen worden verwijderd. Voor het bepalen van de concentratie pathogenen na spuien wordt in het numerieke model verondersteld dat het aantal pathogenen vóór spuien gelijkmatig oplost in het volume water van de volledige afsluitersectie (gemiddeld 4m³ in het voorbeeld), als een worst-case benadering. Het betreft dus een schatting van het risico wanneer spuien niet effectief is geweest.

Concentraties indicatororganismen na spuien

Drinkwaterbedrijven onderzoeken het water na werkzaamheden (en na het spuien van de leiding). De resultaten van deze monsternamen worden besproken in Hoofdstuk 8. Minder dan 1% van de monsters na werkzaamheden is positief voor *E. coli*; de concentraties *E. coli* in positieve monsters van 1 tot 340 kve/100 ml zijn gerapporteerd, dus 10 tot 3.400 kve/l. Bij een leidingsectie van 4 m³ betekent dit een maximale verontreiniging met 1,4.10⁷ *E. coli* (na spuien). Uit de concentratie *E. coli* kan niet direct de concentratie pathogenen worden afgeleid omdat de verhouding *E. coli* /pathogeen per verontreinigingsbron verschilt. Op basis van Tabel 5-11 en Tabel 5-12 kan worden gesteld dat 1,4.10⁷ *E. coli* (in 4m³), globaal overeenkomt met 10 g menselijke feces, 10 gram vogelfeces, 100 gram runderfeces, 0,2 liter rioolwater, 100 liter "sleufwater" of 2,7 m³ oppervlaktewater. Het aantreffen van *E. coli* in hogere concentraties dan enkele per monster (van 100 ml) na spuien ondersteunt de hypothese dat incidenteel verontreinigingen optreden van dezelfde orde grootte als de beschouwde scenario's. Bovendien blijkt uit Tabel 5-7 dat de concentratie pathogenen in feces hoger kan zijn dan die van indicatororganismen, zodat zelfs bij het niet aantreffen van *E. coli* er wel sprake kan zijn van een risico.

Voor het bepalen van de concentratie pathogenen ná spuien wordt in het numerieke model verondersteld dat het aantal pathogenen vóór spuien gelijkmatig oplost in het volume water van de volledige afsluitersectie (gemiddeld 4m³ in het voorbeeld van Zandvoort), als een worst-case benadering. Wanneer de waarden uit Tabel 5-15 worden opgelost in dit volume, dan zou in 100 ml alleen mogelijk (1 op de 3 maal) *Giardia* kunnen worden aangetoond, de overige pathogenen zijn zeker onder de detectiegrens. Bij bekende ratio tussen pathogenen en indicatororganismen kan een schatting worden gemaakt welke hoeveelheden indicatororganismen tot een verhoogd infectierisico leiden. Met de gevonden minimale pathogeen/*coli44*-verhouding (van Lieverloo et al. 2007) voor oppervlaktewater geldt bijvoorbeeld dat wanneer er meer dan 80 *coli44* per 100 ml gevonden worden er "te veel" virus aanwezig zou kunnen zijn (Tabel 5-17). Dit zijn waarden die gedetecteerd kunnen worden, en ook af en toe aangetroffen worden. Deze aanpak suggereert dat wanneer er slechts enkele *coli44* in 100 ml wordt aangetroffen, er al een risico is op infecties. Wanneer de besmettingsbron rioolwater is leiden deze waarden tot een veel lager infectierisico of, anders gezegd, wordt een het infectierisico van maximaal 1 per leidingonderbreking pas overschreden bij veel hogere *coli44*-waarden (>1000 /100 ml, behalve voor *Campylobacter*).

Tabel 5-17. Maximale concentratie pathogenen en *E. coli* voor maximaal 1 infectie (95% zekerheid) volgens numerieke model van Zandvoort, alle afsluiters geopend.

	Bron (O: opp. water, R: riool)	Concentratie aan de tap waarboven in numerieke QMRA-model een "meetbaar" infectierisico optreedt (Tabel 5-15/4m ³) voor pathogeen	Gemiddelde ratio coli44/pathogeen voor opp. water of rioolwater (van Lieverloo et al. 2007)	Concentratie aan de tap waarboven in numerieke QMRA-model een "meetbaar" infectierisico optreedt voor coli44	
		(¹⁰ log n/l)	(¹⁰ log)	(¹⁰ log n/l)	#/100 ml
Virus	O		4,7	2,9	80
	R	-1,8	6,2	4,4	2500
<i>Campylobacter</i>	O		1,3	-0,6	<1
	R	-1,9	2,4	0,5	<1
<i>Cryptosporidium</i>	O		3,5	2,1	13
	R	-1,4	6,3	4,9	8000
<i>Giardia</i>	O		4,6	4,3	2000
	R	-0,3	6,7	6,4	2,5.10 ⁵

In perspectief plaatsen van de gevonden waarden

De waarden worden hieronder voor de indexpathogenen in perspectief geplaatst.

Virussen:

- Voor rotavirus geldt de hoogste concentratie als gevolg van route 6A (onvoldoende persoonlijke hygiëne) eventueel via gereedschap (route 7A). In het numerieke model is ook de dosis-respons relatie voor rotavirus gebruikt. Een waarde van 10¹⁰ (Tabel 5-16) in 4 m³ komt overeen met 10^{6,4} per liter; dit is gelijk aan het maximum dat in eerdere QMRA studies is aangenomen (Tabel 5-14).
- Deze waarde (10¹⁰) is veel hoger dan de waarde (van 10^{2,2}) die tot een aanvaardbaar veiligheidsrisico van maximaal 1 infectie (95% zeker) leidt (Tabel 5-15).
- In het numerieke model is gerekend met 10⁴ Enterovirussen dat verdund is in de isolatiesectie. Dit resulteerde in maximaal (95%) 32 infecties per besmettingsscenario (Figuur 4-2).
- In Nederland zijn geen uitbraken gerapporteerd na werkzaamheden aan het leidingnet. Dat kan betekenen dat ofwel 1) de kans dat een geïnfecteerde medewerker 0,1 g feces in het leidingnet brengt én na spuien deze totale hoeveelheid opgelost is in het leidingnet vrijwel nihil of dat 2) de concentratie pathogenen van 10¹⁰ (in die 0,1 g feces) of zelfs 10⁴ in 0,1 g feces is overschat of 3) er is wel eens een uitbraak geweest, maar die is niet gerelateerd aan werkzaamheden aan het net.

Campylobacter:

- Hier geldt de hoogste concentratie als gevolg van route 2A (runderfeces). Een waarde van 10^{10,7} (Tabel 5-16) in 4 m³ komt overeen met 10^{7,1} per liter; dit zit tussen de waarden die in eerdere QMRA studies zijn aangenomen (Tabel 5-14).
- Deze waarde (10^{10,7}) is veel hoger dan de waarde (van 10^{2,1}) die tot een aanvaardbaar veiligheidsrisico van maximaal 1 infectie (95% zeker) leidt (Tabel 5-15).
- In het numerieke model is gerekend met 10⁴ *Campylobacter* dat verdund is in de isolatiesectie. Dit resulteerde in maximaal (95%) 40 infecties per besmettingsscenario (Figuur 4-2).
- In Nederland zijn geen uitbraken gerapporteerd na werkzaamheden aan het leidingnet. Dat kan betekenen dat ofwel 1) de kans 100 g runderfeces in het leidingnet komt én na spuien deze totale hoeveelheid opgelost is in het leidingnet vrijwel nihil of dat 2) de concentratie pathogenen van 10^{10,3} (in die 100 g feces) of zelfs 10⁴ in 100 g feces erg is overschat of 3) er is wel eens een uitbraak geweest, maar die is niet gerelateerd aan werkzaamheden aan het net.

Cryptosporidium:

- Hier geldt de hoogste concentratie als gevolg van route 2A (runderfeces). Een waarde van $10^{10.3}$ (Tabel 5-16) in 4 m^3 komt overeen met $10^{6.7}$ per liter; dit is flink hoger dan de waarden die in eerdere QMRA studies zijn aangenomen (10^2 in Tabel 5-14).
- Deze waarde ($10^{10.3}$) is veel hoger dan de waarde (van $10^{2.6}$) die tot een aanvaardbaar veiligheidsrisico van maximaal 1 infectie (95% zeker) leidt (Tabel 5-15).
- In het numerieke model is gerekend met 10^4 *Cryptosporidium* dat verdund is in de isolatiesectie. Dit resulteerde in maximaal (95%) 15 infecties per besmettingsscenario (Figuur 4-2).
- In Nederland zijn geen uitbraken gerapporteerd na werkzaamheden aan het leidingnet. Dat kan betekenen dat ofwel 1) de kans 100 g runderfeces in het leidingnet komt én na spuien deze totale hoeveelheid opgelost is in het leidingnet vrijwel nihil of dat 2) de concentratie pathogenen van $10^{10.3}$ (in die 100 g feces) of zelfs 10^4 in 100 g feces erg is overschat of 3) er is wel eens een uitbraak geweest, maar die is niet gerelateerd aan werkzaamheden aan het net.

Giardia :

- Hier geldt de hoogste concentratie als gevolg van route 2A (runderfeces). Een waarde van $10^{10.3}$ (Tabel 5-16) in 4 m^3 komt overeen met $10^{6.7}$ per liter; dit is veel hoger dan de waarden die in eerdere QMRA studies zijn aangenomen (10^2 in Tabel 5-14).
- Deze waarde ($10^{10.3}$) is veel hoger dan de waarde (van $10^{3.7}$) die tot een aanvaardbaar veiligheidsrisico van maximaal 1 infectie (95% zeker) leidt (Tabel 5-15).
- In het numerieke model is gerekend met 10^4 *Giardia* dat verdund is in de isolatiesectie. Dit resulteerde in maximaal (95%) 2 infecties per besmettingsscenario (Figuur 4-2).
- In Nederland zijn geen uitbraken gerapporteerd na werkzaamheden aan het leidingnet. Dat kan betekenen dat ofwel 1) de kans 100 g runderfeces in het leidingnet komt én na spuien deze totale hoeveelheid opgelost is in het leidingnet vrijwel nihil of dat 2) de concentratie pathogenen van $10^{10.3}$ (in die 100 g feces) in 100 g feces erg is overschat of 3) er is wel eens een uitbraak geweest, maar die is niet gerelateerd aan werkzaamheden aan het net. In aanvulling op punt 2 kan gesteld worden dat wanneer er slechts 10^4 *Giardia* per 100g feces aanwezig zijn er maximaal 2 infecties optreden, dit zal onopgemerkt blijven.

Bovenstaande getallen zijn samengevat in Tabel 5-18, waar alles in omgerekend naar de concentratie per liter in het besmette drinkwater (d.w.z. dat de waarden vanuit Tabel 5-15 en Tabel 5-16 zijn bepaald door deze op te lossen in 4 m^3 drinkwater). Geconcludeerd kan worden dat de beschikbare getallen leiden tot grote onzekerheid over het aantal pathogenen bij een besmetting. De ondergrens van de concentraties is echter niet erg van belang, omdat we geïnteresseerd zijn in het risico dat kan optreden. De genoemde maximale waarden zijn zodanig hoog dat dit tot een infectierisico kan leiden. Uit de samenvattende gegevens kan niet worden afgeleid hoe waarschijnlijk het is dat deze hoge concentraties optreden. Hiervoor zouden meer gedetailleerde gegevens voor de Nederlandse situatie nodig zijn.

Tabel 5-18. Samenvatting maatgevende concentraties.

	Maatgevende concentratie pathogenen in 4 m^3 drinkwater na werkzaamheden (Tabel 5-16/ 4m^3)	Maximale concentratie in andere QMRA studies (Tabel 5-14)	Concentratie waarboven in numerieke QMRA-model een "meetbaar" infectierisico optreedt in 4 m^3 drinkwater na werkzaamheden (Tabel 5-15/ 4m^3)
	(¹⁰ log n/l)	(¹⁰ log n/l)	(¹⁰ log n/l)
Virus	6,4	-1,5 tot 8,6	-1,8
<i>Campylobacter</i>	7,1	1,0 tot 8,0	-1,9
<i>Cryptosporidium</i>	6,7	2,0	-1,4
<i>Giardia</i>	6,7	2,0	-0,3

Gebruik in numeriek model

Geconcludeerd kan worden dat verontreinigingsbronnen zoveel pathogenen kunnen bevatten dat bij realistische hoeveelheden verontreiniging één of meer personen geïnfecteerd kunnen worden. Voor *Campylobacter* in riool- of oppervlaktewater kan dit risico ook optreden terwijl *E. coli* voldoet aan de waterkwaliteitsbeoordeling (afwezig in 100 ml). Bij verontreiniging met feces van mensen of dieren kan dit ook het geval zijn voor andere pathogenen. Het risico bij verontreiniging met rioolwater kan redelijk worden geschat omdat de samenstelling relatief uniform is, en de hoeveelheid verontreiniging beperkt is tot maximaal 100%. Bij verontreiniging met oppervlaktewater of feces is schatting van een 'gemiddeld' risico echter lastiger omdat de samenstelling veel sterker varieert en een kleine hoeveelheid feces al extreem veel pathogenen kan bevatten. Daarom worden getallen in het model gebruikt om te bepalen wat kan optreden, welke routes het meest relevant zijn en welke invloed maatregelen hebben op het risico.

Aandachtspunten voor hygiënisch werken

Belangrijke aandachtspunten bij het hygiënisch werken blijken het voorkomen van (runder)feces in materiaal dat in de leiding terecht komt, leidingen die in of nabij oppervlaktewater drukloos worden en persoonlijke hygiëne van monteurs. Metingen van indicatororganismen na werkzaamheden en spuien bevestigen de geschatte ordegrrootte van verontreiniging die kan optreden. Dit betreft slechts enkele waarnemingen, doorgaans worden lagere concentraties indicatororganismen aangetroffen.

6 Locatiespecifieke QMRA: GIS-methodiek

6.1 Inleiding

Uit de vorige stap is bepaald onder welke omstandigheden risico's optreden. Deze risico's zijn ruimtelijk verdeeld en dus ook ruimtelijk weer te geven in een risicokaart met behulp van GIS. Daarmee is een basis gelegd voor een locatiespecifieke QMRA-benadering van drinkwaterdistributie. Het risico wordt bepaald door de kans en het effect. De kans wordt bepaald door de kans op werkzaamheden aan de drinkwaterleiding en de kans op een verontreiniging; het effect kan met een hydraulisch model worden doorgerekend naar het aantal getroffen klanten en specifiek ook het effect op kwetsbare groepen.

Het numerieke model dat in dit project is ontwikkeld richt zich op het effect uitgedrukt in het aantal geïnfecteerde personen bij een besmetting bij werkzaamheden aan het leidingnet. Daarbij is geen onderscheid gemaakt naar gevoelige klanten. In dit model is de kans op besmetting beperkt meegenomen, namelijk door de relatieve kans van de locatie van werkzaamheden op basis van USTORE (USTORE bevat informatie over de storingsfrequentie van leidingen, afhankelijk van leidingkenmerken als leeftijd, materiaal, diameter) en een gevoeligheidsanalyse van de concentratie van de besmetting. Het model doet geen uitspraak over de kans dat er werkzaamheden zijn (alleen dat als er werkzaamheden zijn, de kans groter is op bepaalde diameters en leidingmaterialen), noch over de kans dat dan een bepaalde besmetting (wel of niet, en met welke concentratie) optreedt.

Omdat er nog veel onbekend is om de risicobenadering te vervolmaken, is een uitwerking van een locatiespecifieke QMRA op beperkte schaal gedaan. De exercitie is enerzijds bedoeld om de mogelijkheden van GIS toe te lichten en anderzijds om voor een belangrijke parameter meer inzicht te geven in de waarde die optreedt.

Een besmetting met rioolwater leidt tot het hoogste infectierisico. Een grote onbekende daarbij is de logverwijdering door de bodempassage. De logverwijdering is afhankelijk van de afstand tussen riool en drinkwaterleiding en de logverwijdering per meter, welke afhangt van het soort bodem. Met behulp van GIS kan een schatting worden gemaakt voor de (minimale) logverwijdering tussen riool en drinkwaterleiding: kaarten van de ligging van riool en drinkwaternet en van bodemsoort worden hierbij gebruikt. De methodiek is ontwikkeld en gedemonstreerd in een pilotgebied van Waternet.

6.2 Modelbeschrijving

6.2.1 Relatieve concentratie van besmetting in de bodem

De kans op een besmetting van het drinkwaternet is afhankelijk van de afstand tussen de besmettingsbron en het drinkwaternet. De bodem tussen deze twee punten fungeert hierbij als filter. Tijdens de verplaatsing van de besmetting tussen de bron en het drinkwaternet zal de concentratie van de besmetting afnemen. De mate waarin dit gebeurt kan omschreven worden met de volgende vergelijking:

$$C_{rest} = 10^{(-Kx)}$$

Hierin is:

C_{rest} = relatieve restconcentratie; waarde tussen 0 en 1 [-]

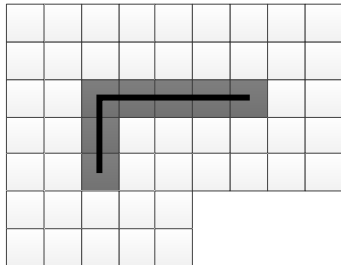
x = afstand tot besmettingsbron [m]

K = constante afhankelijk van bodemgesteldheid [logverwijdering / m]

Op deze manier wordt bijvoorbeeld bij een bodemgesteldheid met een logverwijdering van 1 log/m op een afstand van 3 m een restconcentratie van 0,001 gevonden (dit is gelijk aan een 3 logverwijdering oftewel: 99,9%).

Voor het bepalen van de restconcentratie van de besmetting op elk punt tussen de besmettingsbron en een vooraf opgegeven maximumwaarde doorloopt het model iteratief een aantal stappen. Deze worden toegelicht aan de hand van een voorbeeldmodel.

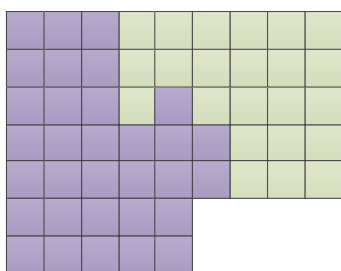
1. Als eerste wordt het vectorbestand van de potentiële besmettingsbron (riolering, waarbij verondersteld wordt dat de gehele leiding kan lekken, niet een puntbron) omgezet naar een rasterbestand:



2. Eenmalig wordt voor elke cel de Euclidische afstand tot de besmettingsbron bepaald. Hiervoor dienen twee constanten opgegeven te worden: (i) de gewenste celgrootte (in het voorbeeld 1x1 m) en (ii) de maximale afstand waarvoor de analyse uitgevoerd wordt (in dit voorbeeld 2 cellen). Dit levert een raster op waarin elke cel de waarde draagt van de afstand tussen de kern van deze cel en de kern van de dichtstbijzijnde cel van de besmettingsbron (de waarde x uit voorgaande formule):

2.8	2.2	2	2	2	2	2	2.2	2.8
2.2	1.4	1	1	1	1	1	1.4	2.2
2	1	0	0	0	0	0	1	2
2	1	0	1	1	1	1	1.4	2.2
2	1	0	1	2	2	2	2.2	2.8
2.2	1.4	1	1.4	2.2				
2.8	2.2	2	2.2	2.8				

3. Voor het onderscheid in bodemtypen wordt vectordata uit de gebruikte bodemkaart omgezet naar rasterdata (de waarde K uit voorgaande formule):



4. Wanneer de basisgegevens uit stap 1 t/m 3 beschikbaar zijn, start de iteratieve berekening. Hiervoor wordt allereerst de beginconcentratie in de bron op '1' gesteld:

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1	1	1	1	1	0	0	0
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0					
0	0	0	0	0					

5. Vervolgens wordt de concentratie uitgespreid met de maximale waarde die in de nabijheid van elke cel gevonden wordt. 'Nabijheid' is hierin gedefinieerd als het 3x3 raster rondom elke cel:

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	1	1	1	1	1	1	1	0	0
0	1	1	1	1	1	1	1	0	0
0	1	1	1	1	1	1	1	0	0
0	1	1	1	0	0	0	0	0	0
0	1	1	1	0					
0	0	0	0	0					

6. Na uitbreiding van de concentratie wordt voor de cellen waaraan de maximumwaarde is toegekend de werkelijke concentratie bepaald met het bodemraster (stap 3, K) en de vergelijking voor de relatieve restconcentratie:

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0	0	0	0	0	0	0
0	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0.3	0	0.3	0.3	0.3	0	0	0	0
0	0.3	0	0.3	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0.2	0					
0	0	0	0	0					

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0.5	0	0
0	0	0	0	0	0	0.5	0.5	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0					
0	0	0	0	0					

De berekende waarden voor de verschillende bodemtypen worden daarna samengevoegd tot één raster:

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0	0
0	0.3	0	0	0	0	0	0.5	0	0
0	0.3	0	0.3	0.3	0.3	0.5	0.4	0	0
0	0.3	0	0.3	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0.2	0					
0	0	0	0	0					

7. Als laatste wordt het resultaat uit stap 6 samengevoegd met het raster waarmee de stappen 5 en 6 uit gevoerd werden (raster uit stap 4):

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0.5	0.5	0.5	0.5	0.4	0	0
0	0.3	1	1	1	1	1	0.5	0	0
0	0.3	1	0.3	0.3	0.3	0.5	0.4	0	0
0	0.3	1	0.3	0	0	0	0	0	0
0	0.2	0.3	0.2	0					
0	0	0	0	0					

Daarna begint het algoritme weer bij stap 5 waarbij het resultaat uit stap 7 gebruikt wordt als input. Dit gaat net zo lang door tot – in stap 2 opgegeven – systeemgrens bereikt is.

Na het bereiken van de systeemgrens worden de resultaatrasters uit alle iteraties opgeteld tot een totaalraster. Dit raster geeft voor het hele onderzochte gebied de restconcentratie weer. Deze relatieve restconcentratie kan middels Python scripting of de *Raster Calculator* van ArcGIS (Spatial Analyst toolbox) weer teruggerekend worden tot een logverwijdering middels:

$$\log \text{verwijdering} = \log_{10} \left(\frac{1}{C_{rest}} \right)$$

6.2.2 Koppelen van concentratie aan drinkwaternet

De relatieve concentraties die volgens de methode uit § 6.2.1 berekend zijn bevinden zich in een zogenaamd ArcGIS floating point rasterbestand. Om deze gegevens (in ArcGIS) te kunnen koppelen aan gegevens van het drinkwaterleidingnet, is het nodig dat een en ander wordt omgezet naar een integer raster; dit wordt gedaan in een aantal stappen:

1. vermenigvuldiging van het floating point raster met een factor $1 \cdot 10^6$;
2. omzetten van het floating point raster naar een integer raster (afbreken decimalen);
3. conversie van rasterdata naar vectordata (polygonen);
4. intersectie van vectordata (polygonen) met vectordata (lijnen) van het drinkwaternet.
5. deling van het floating point raster met een factor $1 \cdot 10^6$;

In stap 4 krijgt elk leidingdeel de concentratiewaarde toegewezen die bij de rastercel hoort waarin dit leidingdeel ligt. Door de intersectie (stap 4) worden leidingen uit het originele leidingnetbestand opgeknipt in meerdere delen. Daarom wordt in (een kopie van) de originele shapefile met drinkwaterleidingen voor elke leiding bepaald wat de maximale optredende concentratie en de minimale optredende logverwijdering op deze leiding zijn.

6.3 Data

Om het model te testen zijn reële data van het drinkwaterleidingnet en de riolering gebruikt. Het model is zo opgezet dat ook puntbronnen van besmettingen gemodelleerd kunnen worden. Tijdens het testen van het model is alleen data van rioleringen gebruikt als potentiële besmettingsbron. De data die gebruikt zijn om twee casestudies uit te voeren zijn hieronder beschreven.

6.3.1 Drinkwater- en rioolleidingen

Om het model te testen zijn gegevens nodig van zowel het drinkwater- als afvalwaterleidingnet. Vanwege het feit dat Waternet beide netten beheert, is dit bedrijf het enige drinkwaterbedrijf dat realistische data aan kan leveren over beide leidingnetten. Op

basis van de data van Waternet zijn twee casestudies gebruikt die verschillen in grootte van het gebied dat is bekeken.

6.3.2 Bodemgegevens

Voor bodemgegevens wordt gebruik gemaakt van de Grondsoortenkaart 2006 van Alterra. De Grondsoortenkaart bevat geen gegevens van bebouwd gebied, omdat hier in het verleden grondroering en mogelijk ook grondverbetering plaats heeft gevonden. Dit hiaat kan in beperkte mate ondervangen worden door het 'opvullen' vanuit de gebieden waarvoor wel gegevens bekend zijn (interpolatie van de omringende bodem). Hiervoor is door KWR een GIS-methode ontwikkeld (van Daal en Wols 2012). Voor gebruik in het QMRA GIS model wordt de data uit de (van origine) vectorkaart omgezet naar rasterdata.

6.3.3 Logverwijdering per grondsoort

In het casestudiegebied is sprake van drie grondsoorten: zware klei, zware zavel en veen. Voor deze grondsoorten zijn ruwe schattingen gedaan van de logverwijdering per meter van besmettingen in de bodem. Hierbij is zware zavel beschouwd als zand, waarvoor de aanname gedaan is dat er een verwijdering van 0,17 log/m optreedt (Figuur 5-4). Voor de andere grondsoorten is uitgegaan van twee maal de logverwijdering in zand (0,34 log/m). Om de gevoeligheid van het model voor de parameter logverwijdering te testen zijn de cases 1 en 2 uit Tabel 6-1 ook doorgerekend met een hogere verwijdering per meter (cases 5 en 6 met respectievelijk 0,47 en 0,94 log/m).

6.3.4 Casestudies

Om het model te testen zijn gegevens nodig van zowel het drinkwater- als afvalwaterleidingnet. Op basis van de data van Waternet zijn twee casestudies gebruikt (Tabel 6-1); hiermee is onderzocht in hoeverre verschillende modelparameters de uitkomsten beïnvloeden. De onderzochte parameters zijn:

- Systeemgrootte (leidinglengte / oppervlakte). Hiervoor zijn twee wijken onderzocht met respectievelijk 288 en 3315 leidingen.
- Celgrootte. De gekozen celgrootte beïnvloedt de nauwkeurigheid van de uitkomsten. Een kleinere celgrootte leidt tot een hogere nauwkeurigheid, maar ook tot een langere rekentijd.
- Logverwijdering. Het effect van een grotere logverwijdering is onderzocht.
- De keuze voor de systeemgrens is niet verder onderzocht. Voor de systeemgrens is van belang dat deze dermate ruim gekozen wordt dat op de systeemgrens en verwaarloosbare restconcentratie optreedt. Voor de leidingen die buiten de systeemgrens liggen kan dan aangenomen worden dat daar geen restconcentraties voorkomen. De keuze voor een systeemgrens hangt dus samen met de logverwijdering per meter in het analysegebied.

Tabel 6-1. Definities van casestudies.

Case nr.	wijk	Leiding-lengte [km]	Oppervlakte [km ²]	Celgrootte [m]	Systeemgrens [m]	Logverwijdering [log/m]	
						Zand	Anders
1	1	5	0,2	1x1	10	0,17	0,34
2	2	94	7,6	1x1	10	0,17	0,34
3	1	5	0,2	2x2	10	0,17	0,34
4	2	94	7,6	2x2	10	0,17	0,34
5	1	5	0,2	1x1	10	0,47	0,94
6	2	94	7,6	1x1	10	0,47	0,94

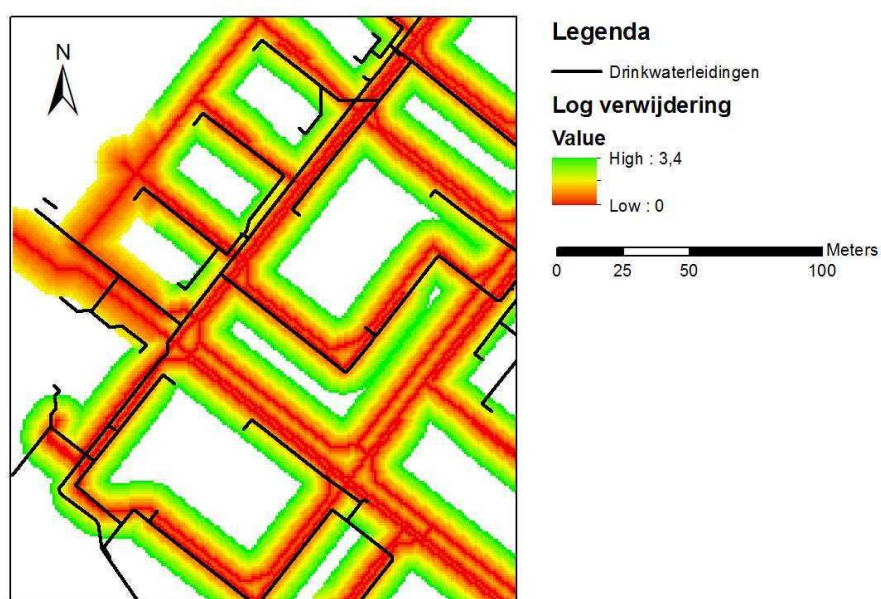
Het GIS-model is ontwikkeld en getest op een laptop met gemiddelde rekencapaciteit (CPU: Intel i5-3210M 2,5 GHz, RAM: 4 GB). De rekentijden die nodig waren om de verschillende cases door te rekenen zijn te zien in Tabel 6-2.

Tabel 6-2. Rekentijden voor verschillende casestudies.

Case nr.	Rekentijd [minuten]
1	1-2
2	10-11
3	<1
4	5-6
5	1-2
6	10-11

6.4 Resultaten

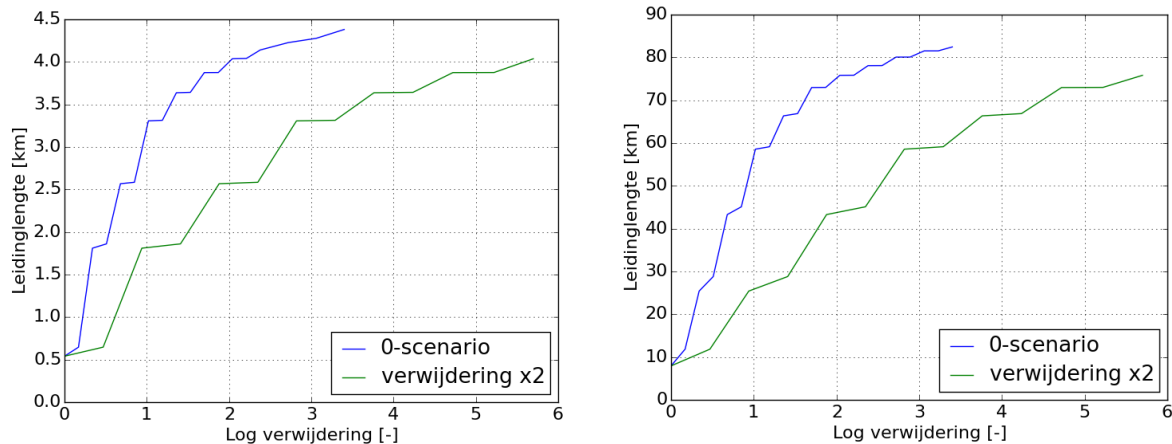
De modelresultaten worden opgeslagen als raster- en shapefilebestanden. Daardoor kunnen de modelresultaten visueel geanalyseerd worden in ArcGIS en kunnen kaarten gegenereerd worden (Figuur 6-1).



Figuur 6-1. Grafische weergave van modelresultaat. De kleuren geven de invloedssfeer rond de riolen aan (donkerrood is waar de rioolleiding zelf ligt); de zwarte lijnen zijn de drinkwaterleidingen die veelal in die invloedssfeer liggen.

Kaarten geven niet altijd een goed overzicht. Het is mogelijk om met het model grafieken te genereren die de leidinglengte cumulatief uitzetten tegen de bijbehorende verwijdering in log/m. Deze grafieken geven in één keer een overzicht van het 'risico' in het gebied zodat gebieden makkelijk kunnen worden vergeleken. Deze cumulatieve grafieken zijn gegenereerd voor vier situaties: wijk 1 met standaard en met dubbele verwijdering (case 1 en 5) en wijk 2 met standaard en met dubbele verwijdering (case 2 en 6, Figuur 6-2). De data in Figuur 6-2 tonen een wat discreet verloop. Dit komt door de discrete rekenmethodiek (rasters) van het model. Een kleinere celgrootte leidt tot een meer continu verloop. De reden dat niet alle 5 respectievelijk 94 km (Tabel 6-1) een waarde heeft komt door de systeemgrens: voor de laatste ca. 0,5 respectievelijk 12 km (tussen 4,5 en 5,0 km en 82 en 94 km in Figuur 6-2) is dus geen logverwijdering berekend. De reden dat bij de grotere logverwijdering een iets groter deel van de leidinglengte geen waarde heeft komt door de discretisatiestap van 1.106 (zie § 6.2.2) waardoor geen logverwijdering van meer dan 6 wordt berekend.

De figuren laten zien (bij een discretisatie van 1 x 1 m rasters) dat ca. 10% van de drinkwaterleidingen zo dicht op een riolering ligt dat er geen logverwijdering is (in het zelfde raster van 1 x 1 m) en dat ca. 60% van de drinkwaterleidingen zo dicht bij een riolering ligt dat er sprake is van minder dan 1 logverwijdering.



Figuur 6-2. Logverwijdering naar cumulatieve leidinglengte in wijk 1 (links) en wijk 2 (rechts).

6.5 Discussie

In dit hoofdstuk is één van de stappen in de risicobenadering locatiespecifiek gemaakt, namelijk de logverwijdering van pathogenen door bodempassage rond lekkende riolen. Het numerieke QMRA-model is ook al gedeeltelijk locatiespecifiek, namelijk door rekening te houden met de relatie tussen leidingmateriaal en -diameter en storingsfrequenties. Om de gehele QMRA locatiespecifiek te maken, zijn meer stappen nodig, bijvoorbeeld door een koppeling tussen het GIS-model en het numerieke QMRA-model te maken.

- Het is dan mogelijk om de concentratie (nu een vaste invoer in het numerieke QMRA-model) afhankelijk te maken van de locatie.
- Het is dan mogelijk om de locatie van kwetsbare groepen mee te nemen, d.w.z. de locatie van gevoelige klanten volgend uit de verbruikersinformatie van waterbedrijven en openbare geo-informatie over risicolocaties, door bijvoorbeeld een andere dosis-response relatie toe te passen voor kwetsbare groepen.

De manier waarop het GIS-model opgezet is, maakt het mogelijk om eenvoudig uitbreidingen aan te brengen. Te denken valt aan de volgende zaken:

- Logverwijdering specifieker maken, bijvoorbeeld afhankelijk van de grondwaterstand, als indicatie van de verzadigingsgraad van de grond. Een verzadigde grond leidt tot een lagere logverwijdering per meter dan een onverzadigde grond.
- Berekenen van eindconcentraties, in plaats van de logverwijdering. Door een specifieke concentratie toe te voegen (bijvoorbeeld op basis van de diameter van de riolering, of de grootte van het lek) kan het modelresultaat uitgedrukt worden in een absolute concentratie in plaats van een relatieve restconcentratie.
- Wanneer meer informatie beschikbaar is over de relatie tussen leidingmateriaal of diameter en de storingskans van riolering kan een nauwkeuriger schatting gemaakt worden van de initiële absolute concentratie rondom de rioolbuizen (deze wordt in het huidige model overal gelijk verondersteld aan 100%, wat overeenkomt met een riool dat overal in dezelfde mate een lekkage vertoont). Op deze manier kunnen potentiële risicolocaties beter worden bepaald, namelijk niet alleen op basis van de afstand tussen riool en drinkwaterleiding en de bodemsoort, maar ook op basis van de kans op lekkende riolen.

- Toevoeging van andere besmettingsbronnen. Het model is zo opgezet dat puntbronnen eenvoudig in het model te implementeren zijn. Wanneer data beschikbaar zijn over de positie van bijvoorbeeld hondenuitlaatplaatsen, oppervlaktewater of andere besmettingsbronnen kunnen deze in het model geïmplementeerd worden. Dan kan ook beter worden bepaald of de lekkende riolen inderdaad tot de hoogste concentraties indicatororganismen leiden in vergelijking met andere routes (Hoofdstuk 5), als resultante van de kans op vóórkomen, de concentratie en de afstand tot de drinkwaterleiding.

7 Risicogebaseerde meetstrategie

7.1 Inleiding

Uit modelstudies naar de detectiekans met reguliere monsternamen blijkt dat gegeven een besmetting de kans op detectie minder dan 5% is (Blokker en Vogelaar 2009; van Lieverloo et al. 2004). Met die modellen is ook gekeken naar hoe de detectiekans kan worden verhoogd. Bijvoorbeeld met een redelijke hoeveelheid (semi-) continue sensoren is de detectiekans omhoog te brengen tot ca. 60% (Blokker en Vogelaar 2009; Medema et al. 2015).

Met het in deze studie ontwikkelde model is het mogelijk om een uitspraak te doen over de detectiekans gegeven een besmetting na werkzaamheden. Vervolgens is het ook mogelijk om andere meetstrategieën te evalueren met het model. Bij een andere meetstrategie spelen monsterprocedure (detectieparameters, aantal monsters, volume, tijdsduur (responsetijd) en condities (volumestromen, genomen maatregelen) een rol. De evaluatie met het model kan niet de rol van alle variabelen beoordelen. Het doel is te komen tot een aanbeveling voor een risicogebaseerde meetstrategie die zowel voor reguliere monsternamen na werkzaamheden als bij verontreinigingen en calamiteiten kan worden gebruikt.

7.2 Materiaal en methoden

Meetmoment

In de hygiënecode staat dat tussen 12 en 24 uur na werkzaamheden een monster wordt genomen in de betreffende sectie. Het monster wordt genomen aan een keukenkraan. De 200 scenario's uit Hoofdstuk 4 zijn opnieuw geanalyseerd. Specifiek is gekeken naar de scenario's waar slechts één afsluiter werd geopend (tenzij er afhankelijke secties zijn; iedereen moet wel weer van water voorzien zijn).

1. Voor elke knoop met verbruik > 0 (waar zich dus een keukenkraan bevindt) is de concentratie bepaald
 - a. in de tijd tussen 12 en 24 uur na het einde van de werkzaamheden.
 - b. Als extra stap is gekeken in hoeverre het uitmaakt of deze monsternamen alleen tijdens normale uren wordt genomen (tussen 8.00 en 16.00).
 - c. Ook is als alternatief gekeken hoe groot de detectiekans zou zijn wanneer tussen 1 en 4 uur na het einde van de werkzaamheden een monster zou zijn genomen.
2. Voor al die knopen samen is vervolgens de gemiddelde detectiekans bepaald. N.B. dat betekent dat ook in de nacht monsters genomen kunnen worden.
3. De detectiekans is afhankelijk van de detectielimiet (10 per liter is gelijk aan 1 per 100 ml), dus is gekeken naar verschillende detectielimieten. Er is geen rekening gehouden met de Poissonverdeling van *E. coli* over het water, waardoor 1 per 100 ml (10 per liter) niet altijd wordt gedetecteerd en <1 per 100 ml soms wel.
4. De resultaten zijn cumulatief uitgezet in een grafiek.

Volume van het monster

Standaard wordt een 100 ml monster genomen, met een detectielimiet van 1. Dit betekent dat een concentratie van 10 per liter gedetecteerd kan worden. Door een groter (resp. kleiner) volume te bekijken kan de detectielimiet worden verlaagd (verhoogd). Omdat de hoeveelheid toegevoegde besmetting redelijk willekeurig gekozen is, wordt hier niet exact

gekeken naar het exacte volume dat nodig is, maar wel naar het effect van de hoogte van de detectielimiet.

Meetlocatie

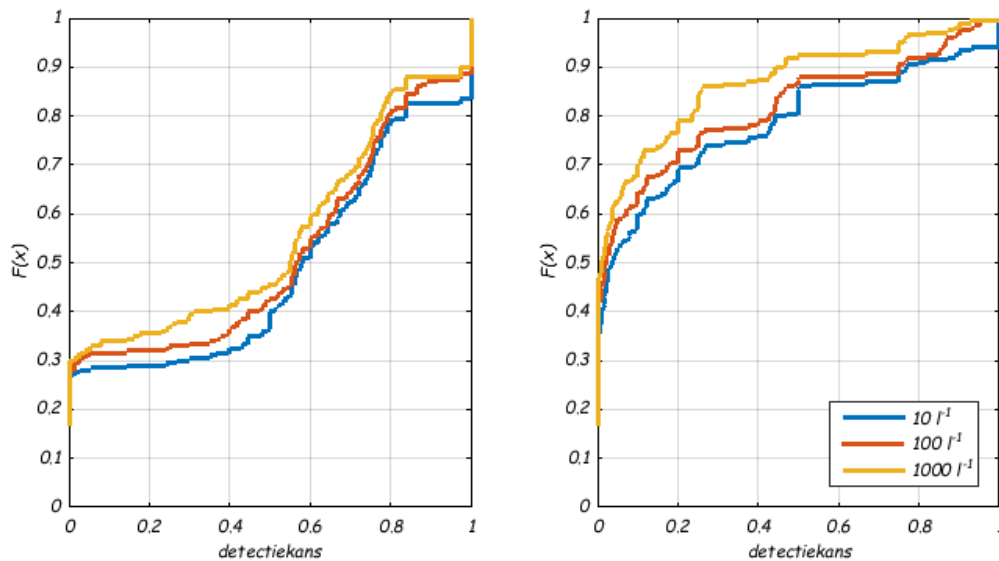
De kans op detectie is groter op een locatie die benedenstrooms ligt van de besmettingslocatie. Bovenstrooms zal de detectiekans 0 zijn. In de hierboven beschreven procedure zal niet gezocht worden naar wat de beste meetlocatie is, maar wordt naast de gemiddelde detectiekans van alle knopen in de isolatiesectie ook de maximale detectiekans op een specifieke knoop in de sectie berekend.

7.3 Resultaten

Meetmoment

Figuur 7-1 laat de detectiekans zien; er is te zien dat in ca. 18% van de gevallen geen monster wordt genomen, omdat er geen keukenkranen in de sectie aanwezig zijn.

- In Figuur 7-1a (monsternamen 1 tot 4 uur na de werkzaamheden) is te zien dat in ca. 9% (27% - 18%) van de gevallen de detectiekans 0 is, dit komt dan doordat het besmette water de sectie heeft verlaten (bijvoorbeeld door leegdrinken of doordat het toch naar een andere achterliggende sectie is uitgespoeld). In ca. 20% van de gevallen is de detectiekans groter dan 80%. De gemiddelde detectiekans is 61,4% voor de laagste detectiegrens (10/l).
- Niet getoond zijn de resultaten van de monsternamen 12 tot 24 uur na de werkzaamheden (incl. buiten kantooruren). Daar geldt dat in ca. 14% (32% - 18%) van de gevallen de detectiekans 0 is, dit komt dan doordat het besmette water de sectie heeft verlaten (bijvoorbeeld door leegdrinken of doordat het toch naar een andere achterliggende sectie is uitgespoeld). In ca. 50% van de gevallen is de detectiekans groter dan 80%. De gemiddelde detectiekans is 29,7% voor de laagste detectiegrens (10/l).
- In Figuur 7-1b (monsternamen alleen tijdens normale werkuren, tussen 8.00 en 16.00, in de 12 tot 24 uur na de werkzaamheden) dan wordt de detectiekans iets kleiner: in ca. 20% (38% - 18%) van de gevallen is de detectiekans 0, en in ca. 10% van de gevallen is de detectiekans groter dan 80%. De gemiddelde detectiekans is 25,7% voor de laagste detectiegrens (10/l).



Figuur 7-1 Cumulatieve verdeling van de detectiekans (op een knoop met verbruik) wanneer er een besmetting is na werkzaamheden en slechts één afsluiter wordt geopend. De detectiekans is bepaald a) tussen 1 en 4 uur na het einde van de werkzaamheden en b) tussen 12 en 24 uur na het einde van de werkzaamheden, monsternamen alleen tussen 8.00 en 16.00 u.

De gemiddelde detectiekans aan de tap (dus exclusief de isolatiesecties waar geen keukenkraan zit) varieert per tijdstip van de monstername. Voor de detectielimiet van 10/l (1/100 ml) geldt in dit geval dus dat een monstername tijdens normale werkuren 12-24 uur na de werkzaamheden de kans 25,7% is. Wanneer een monster 1-4 uur na de werkzaamheden genomen zou worden is de kans aanzienlijk groter, namelijk 61,4%.

Meetvolume

De gemiddelde detectiekans aan de tap (dus exclusief de isolatiesecties waar geen keukenkraan zit) varieert met de detectielimiet. Voor een monstername tijdens normale werkuren 12-24 uur na de werkzaamheden is de detectiekans voor 10, 100 en 1000 per liter respectievelijk 25,7%, 21,9% en 15,6%. De verhouding tussen deze kansen is anders voor andere detectiemomenten (bijv. 1-4 uur na einde werkzaamheden). Algemeen geldt hoe lager de detectielimiet, hoe groter de detectiekans.

Meetlocatie

Ook de maximale detectiekans aan de tap (dus exclusief de isolatiesecties waar geen keukenkraan zit) varieert met het monsternamemoment en de detectielimiet. Voor een monsternamemoment tijdens normale werkuren 12-24 uur na de werkzaamheden is de maximale detectiekans voor 10, 100 en 1000 per liter respectievelijk 51,0%, 44,6% en 37,6%. Dit is ongeveer tweemaal zo hoog als de gemiddelde detectiekans. Voor een monsternamemoment 1-4 uur na de werkzaamheden is de maximale detectiekans voor 10, 100 en 1000 per liter respectievelijk 81,1%, 76,2% en 71,2%. Dit is ongeveer 30% hoger dan de gemiddelde detectiekans.

7.4 Discussie

Snelheid van analyse en response

In dit hoofdstuk is gekeken naar de detectiekans. Buiten beschouwing is gelaten wat het effect is van een grotere detectiekans. De vraag hoeveel de detectie van een besmetting bijdraagt aan het verlagen van het infectierisico is niet beantwoord. Om dat te kunnen doen, moet een responsstrategie worden gedefinieerd. Bijvoorbeeld dat binnen een uur na bevestiging (waarbij dus rekening wordt gehouden met de analysetijd) een kookadvies kan worden gegeven met een bepaalde opvolgingsgraad, of een nooddrinkwatervoorziening kan worden verzorgd.

Meetmoment: tijdstip monsternamemoment

Volgens de hygiënecode moet 12-24 wachttijd worden aangehouden tussen spuien en waterkwaliteitscontrole. De kans dat een besmetting die achterblijft na spuien van de afsluitersectie na 12-24 uur nog aangetroffen kan worden, is volgens de modellering niet groot. Het aanhouden van 12-24 uur wachttijd wordt onderbouwd in *Mededeling 91 Hygiënische maatregelen bij werkzaamheden aan het distributienet* (KIWA 1994). In die periode nam een aantal bedrijven zowel monsters na 1 uur als na 12-24 uur. In 10% van de gevallen was het eerste monster na 1 uur negatief en het tweede monster na 12-24 uur positief. De betreffende gegevens en details (bijvoorbeeld afkeuring op *E. coli* of coliformen) ontbreken, zodat deze nu niet opnieuw kunnen worden geëvalueerd. In §8.2 worden recente meetgegevens na 2 en 12-24 uur besproken, waarbij juist in tegenstelling tot Mededeling 91 juist het tweede monster vaker vals negatief is dan het eerste.

In de hygiënecode (versie 2001, van Lieverloo et al. 2001) staat “*Een monster dat direct na het spuien genomen is, geeft meestal een te gunstig beeld van de waterkwaliteit. Om deze reden wordt minimaal 1 uur contacttijd tussen spuien en monsterneming aangehouden.*”

Wanneer een monster na circa 24 uur genomen wordt, wordt tijdens deze wachttijd de leidinginhoud door middel van een kleine waterstroom tenminste éénmaal verversd. Deze waterstroom is nodig om een mogelijke verontreiniging aan het begin van de leiding aan het monsterpunt meetbaar te maken." (pg. 113, §22.5.3). Kennelijk gaat men er hier vanuit dat de besmetting lokaal in de leidingsectie aanwezig is en na het spuien langzaam vrijkomt.

In de versie van 2010 (Meerkerk en Kroesbergen 2010) is de tekst iets aangepast: *"Een monster dat direct na het spuien genomen is, geeft meestal een te gunstig beeld van de waterkwaliteit. De monsterneming dient dan ook 12-24 uur na het spuien plaats te vinden. Tijdens deze 'wachttijd' dient de leidinginhoud door middel van een waterstroom continu te worden verversd met een volumestroom die niet hoger mag zijn dan de volumestroom tijdens het normale verbruik ter plaatse. In bijzonder gevallen kan echter na één uur al een waterkwaliteitsbeoordeling worden uitgevoerd om snel een eerste indruk te krijgen. Die beoordeling moet echter worden gezien als extra meting."* (pg. 67, §12.6.3). De veronderstelling is dan dat door 12 - 24 uur te wachten na het spuien de vervuiling zich met de turbulentie van het water kan verspreiden, er mogelijk nalevering plaatsvindt vanuit en daardoor de kans op een positief monster groter wordt.

Er zijn mogelijk ook andere redenen voor het aanhouden van de wachttijd. Het is meestal niet mogelijk om een monsternemer klaar te hebben staan direct na de werkzaamheden. De 12 - 24 uur is ingegeven door de werktijden. Bij een ingreep overdag 8:00 - 16:00 kun je een dag later een monster nemen. Bij een ingreep in de periode buiten de standaard werktijden is 12 - 24 uur handig om met de monsterneming weer overdag uit te komen.

In onze analyse gaan we er vanuit dat *E. coli* na spuien verdeeld is over de afsluitersectie en er geen afgifte plaatsvindt vanuit een achtergebleven verontreiniging. Er vindt dan alleen transport plaats. Onder die veronderstelling neemt de kans op positieve monsters juist af na 12-24 uur. Het is daarom aan te bevelen te onderzoeken welke mechanismen optreden (verspreiding of lokale afgifte) en hoe dit de monsterresultaten op verschillende tijden beïnvloed. In het lopende BTO onderzoek Slimmer meten worden beide mechanismen in een proefopstelling onderzocht.

Aantal monsters

In dit hoofdstuk is alleen gekeken naar de detectiekans van een enkele monsternamen. Uit de studie naar detectiekansen met het reguliere monsterprogramma (Medema et al. 2015) kwam naar voren dat (semi-)continue monsters de detectiekans verhogen doordat er veel knopen zijn waar de besmetting maar een deel van de dag detecteerbaar is (en niet altijd is dat dan tijdens kantooruren). Het nemen van meer monsters heeft dan dus een positief effect op de detectiekans. Voor de monsternamen na werkzaamheden geldt dit veel minder. In het model wordt verondersteld dat de besmetting bij de start uniform over de sectie verspreid is, dat de afsluitersectie daarna eenzijdig gevoed wordt en de monsters worden genomen op een van de knopen in de afsluitersectie. Op deze knopen kan wel de besmetting reeds voorbij zijn, maar niet vervolgens weer terugkeren. Hoe eerder bemonsterd wordt, hoe groter de detectiekans, maar het nemen van meer monsters vergroot de detectiekans niet substantieel.

De standaard procedure bij de waterbedrijven is dat er na een positief monster een herhaalmonster wordt genomen. De kans dat het herhaalmonster (in de praktijk minstens 24 uur later) ook positief is, is potentieel op basis van de modelstudie te berekenen, en is nog veel lager dan 25,7 % (zie ook Figuur 4-13). Wanneer onder het aantal monsters wordt verstaan dat bevestiging nodig is van het eerste positieve monster dan kan hier alleen een aanbeveling over worden gedaan tezamen met de snelheid van de analyse.

Meetvolume volgens numeriek model

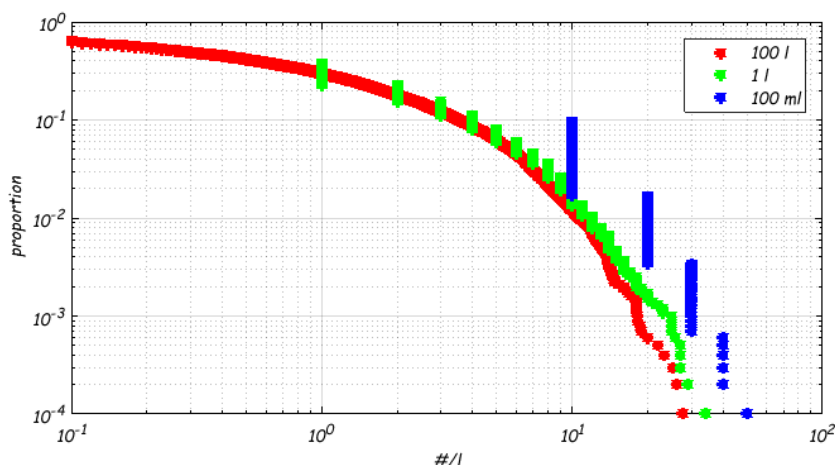
Algemeen geldt hoe lager de detectielimiet, hoe groter de detectiekans. Om te kunnen bepalen hoe groot het monstervolume moet zijn is het belangrijk om in te kunnen schatten wat de concentratie van besmettingen is (Hoofdstuk 5). Daarvoor is het numeriek model niet nodig.

Meetvolume volgens stochastische beschouwing

Een stochastische benadering in de lijn van de AMVD zou kunnen worden gevolgd door de resultaten van de waterkwaliteitscontrole te beschouwen als een verdeling van de mate van verontreiniging na werkzaamheden en spuien. Het monstervolume heeft dan invloed op de nauwkeurigheid waarmee de concentratie, en de variatie daarvan, kan worden bepaald. Dit wordt geïllustreerd met een simulatie van resultaten bij verschillende monstervolumes.

Wanneer verondersteld wordt dat de concentratie van *E. coli* in het te bemonsteren water na alle werkzaamheden in een jaar Gamma-verdeeld is met parameters $a = 0,3$ en $b = 4$ en dat het aantal in het monstervolume Poisson-verdeeld is, kan het effect van het monstervolume worden begrepen. Figuur 7-2 laat de gesimuleerde concentraties zien die gevonden zouden worden met 100 liter, 1 liter en 100 ml monsters:

- De gemiddelde concentratie bij alle drie de monstervolumes is 1,2 kve/l.
- Met het 1 liter monster wordt 38% positief gevonden, met het 100 ml monster ca. 10%.
- De hoogste concentratie in het 1 liter monster is 34 per liter, in het 100 ml monster is het 50 per liter (omdat tellingen discreet zijn).



Figuur 7-2. Concentraties in verschillende monstervolumes bij gelijke achtergrondconcentratie (model van gammaverdeling met $a = 0,3$ en $b = 4$).

Voor QMRA is het gebruikelijk op basis van de analyseresultaten de werkelijke verdeling in het water te 'voorspellen' door een Gamma-verdeling te fitten. Deze verdeling heeft twee parameters: een vormfactor en een schaalfactor met de volgende kenmerken:

- Hoe kleiner de vormfactor hoe groter de variatie van de concentratie
- De gemiddelde concentratie is het product van de vormfactor en de schaalfactor

Gamma-verdelingen zijn gefit op de gesimuleerde meetresultaten in Figuur 7-2, wat resulteert in de parameters in Tabel 7-1. Daaruit blijkt dat de bij alle monstervolumes dezelfde gemiddelde concentratie wordt gevonden, maar de vormfactor verschilt sterk. Bij 100 liter monsters komen de gefitte parameters vrijwel overeen met de parameters van de simulatie, terwijl bij 100 ml monsters de variatie sterk wordt overschat (erg kleine vormparameter). Dit leidt tot een sterke onderschatting van de mediaan (50 percentiel) met circa een factor 100 bij monsters van 100 ml. Bij deze benadering komt één monster in

principe overeen met 1 waterkwaliteitscontrole, dus 1 ingreep in het leidingnet. Bij 100 ml monsters zou deze benadering leiden tot een sterke onderschatting van de concentratie bij een groot deel van de werkzaamheden, en een beperkte overschatting bij een zeer klein deel.

Tabel 7-1. Parameters van de Gamma verdelingen voor de gesimuleerde meetresultaten bij verschillende monstervolumes

	% positief	C_{nom} kve/l	a	b	50%	95%	99,9%
100 l	100	1,2	0,30	4,03	0,29	5,5	11
1 l	38	1,2	0,23	5,23	0,18	6,0	12
100 ml	10	1,2	0,09	13,2	0,0036	6,9	20

Dit voorbeeld laat zien dat het monstervolume ook invloed heeft op de stochastische interpretatie van de meetgegevens. Het huidige monstervolume van 100 ml leidt tot circa 1% positieve metingen, dus nog lager dan in het gesimuleerde voorbeeld. Het fitten van een Gamma-verdeling zou daarbij waarschijnlijk tot verkeerde conclusies leiden over concentraties onder de meetgrens. Daarnaast is het ook niet duidelijk of, net als bij oppervlaktewater, de concentratieverdeling over meerdere werkzaamheden als een Gamma-verdeling beschreven kan worden. De waterkwaliteit hangt immers af van de locatie specifieke omstandigheden zoals de besmettingsbron en besmettingsroute en de verdunning en afbraak die daarin kan plaatsvinden het de spui-condities (Hoofdstuk 5).

Meetvolume op basis van verhouding *E. coli* - pathoog

In Hoofdstuk 5 is ingegaan op de concentraties *E. coli* en pathogenen die in verschillende besmettingsbronnen aanwezig kunnen zijn. In Tabel 5-17 is een overzicht gegeven van de concentraties indicator organisme (coli 44) in 100 ml waarbij juist aan de doelstelling van maximaal 1 infectie per ingreep wordt voldaan, uitgaande van oppervlaktewater of rioolwater. Daaruit blijkt dat afwezigheid in 100 ml onvoldoende is voor *Campylobacter* aan te tonen dat hieraan wordt voldaan. Bij een verontreiniging met oppervlaktewater zou afwezigheid in 40 liter moeten worden aangetoond.

Bij verontreiniging bij werkzaamheden kan echter ook sprake zijn van besmetting door een individu of enkel dier met een infectie (route 2, 3, 5, 6, 7 en 8 in Figuur 5-1). Uit Tabel 5-7 blijkt dat concentraties pathogenen in feces tot een factor 1.000 hoger kunnen zijn dan concentraties indicator organismen. Bij de maximaal toelaatbare concentraties pathogenen aan de tap van 0,01 tot 0,5 per liter in Tabel 5-17 zou dan afwezigheid in 100.000 liter moeten worden aangetoond. Dat is niet realistisch voor waterkwaliteitsbewaking. Deze afleiding gaat uit van de maximale concentraties in Tabel 5-7, wat mogelijk niet terecht is omdat daarin meerdere studies zijn gecombineerd. Deze studies geven onvoldoende basis om een verdeling van de *E. coli*-pathoog ratio af te leiden. Kortom, op basis van de kennis over pathogenen en indicatororganisme kan geen monstervolume worden afgeleid. Wel kan worden gesteld dat afwezigheid van *E. coli* nooit een garantie vormt voor de afwezigheid van pathogenen bij waterkwaliteitscontrole.

Meetcondities (genomen maatregelen)

Omdat het toepassen van een eenzijdige voeding de standaard is, is hier alleen gekeken naar de detectiekans in die situatie. Wanneer alle afsluiters worden geopend zal de detectiekans waarschijnlijk afnemen, omdat het besmette water niet alleen in de betreffende afsluitersectie (waar ook gemonsterd wordt) blijft, maar ook naar andere secties (benedenstrooms) zal stromen. Dus niet alleen voor het verkleinen van het infectierisico, maar ook voor het verhogen van de detectiekans is de eenzijdige voeding een probate procedure.

Fouten bij monstername

Monsters voor waterkwaliteitscontrole worden genomen door speciaal opgeleide monsternemers volgens een stikt protocol. Toch kan het voorkomen dat het protocol niet gevolgd wordt, niet kan worden gevolgd of dat ondanks het protocol toch een niet-representatief monster wordt genomen. Bij onvoldoende doorstromen van de binneninstallatie, desinfecteren van de monsterkraan of hygiëne tijdens het monster nemen kan verontreiniging van het monster plaatsvinden. Anderzijds kan onvoldoende doorstromen van de binneninstallatie ook tot een te gunstig watermonster leiden. De mate waarin dit optreedt is waarschijnlijk laag gezien de strenge kwaliteitscontroles, maar hierover zijn geen statistieken bekend. Voor de interpretatie van monsterresultaten zowel voor waterkwaliteitsbeoordeling als voor onderzoek wordt er daarom van uit gegaan dat de metingen wel representatief zijn.

7.5 Conclusies en aanbevelingen

Het verlagen van de detectielimiet door middel van het vergroten van het monstervolume vergroot de detectiekans en verkleint de kans op onterechte goedkeuringen. Er kan geen realistisch monstervolume worden afgeleid dat een infectierisico van minder dan 1 infectie per ingreep garandeert, omdat individuele fecale besmettingen meer pathogenen dan indicatororganismen kunnen bevatten. Uitgaande van besmetting met rioolwater zou een monstervolume van 1 liter nodig zijn.

Een lagere detectielimiet leidt tot meer positieve resultaten die minder worden beïnvloed door discrete tellingen, zodat de concentratieverdeling beter kan worden geschat. Voor een stochastische benadering in de lijn van de AMVD zou moeten worden gestreefd naar meer dan 10% positieve monsters. Huidige meetgegevens (<1% positief) zijn onvoldoende om het benodigde monstervolume hiervoor te schatten. Het is ook mogelijk dat er bij minder dan 10% van de werkzaamheden *E. coli* aanwezig is in de gehele leidingsectie. Het is ook de vraag of deze stochastische benadering wel mag worden toegepast op concentraties na werkzaamheden.

Het is aan te bevelen om te onderzoeken hoe verschillende mogelijke mechanismen van besmetting de monsternamestrategie beïnvloed:

- 1) treedt er vuil water in waarmee de besmetting verdund wordt in een groter volume (door spuien), of
- 2) treedt er vuil in dat lokaal indicatororganismen en pathogenen gaat afgeven?

Bij het eerste mechanisme geldt dat door pas de volgende werkdag een monster te nemen op een willekeurige locatie in de sectie waarin gewerkt is, de detectiekans bij een besmetting ca. 25% is. Door sneller na het beëindigen van de werkzaamheden een monster te nemen (1-4 uur nadien, in plaats van 12-24 uur nadien) wordt de detectiekans aanzienlijk vergroot. Door in de sectie meetlocaties te kiezen die zo veel mogelijk benedenstrooms liggen kan de detectiekans nog verder worden vergroot. Optimale monsterlocaties, snel na de werkzaamheden, geven een gemiddelde detectiekans van 81% (bij een lage detectielimiet). Bij het tweede mechanisme kan er een ander optimaal monstertijdstip zijn, dat mogelijk wel pas een dag na de werkzaamheden ligt. Het beperkt aantal positieve monsters 2 en 24 uur na werkzaamheden (aantal = 11 zie § 8.2) suggereert wel dat de detectiekans vergroot wordt door eerder te bemonsteren. Binnen het BTO onderzoek Slimmer meten worden beide mechanismen onderzocht.

8 Infectierisico tijdens distributie in de Nederlandse situatie

8.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden historische meetgegevens van de waterbedrijven van de microbiologische waterkwaliteitscontrole, regulier en na ingrepen, gecombineerd met de ontwikkelde waterkwaliteitsmodellen. Hiermee wordt voor Nederland geschat hoe vaak een fecale verontreiniging optreedt en wat daarbij het gezondheidsrisico is. De waarde van waterkwaliteitscontrole als beschermende maatregel en de bruikbaarheid van deze gegevens voor risicoschatting worden geëvalueerd.

8.2 Metingen

Algemeen

Waterbedrijven voeren een wettelijk verplicht regulier meetprogramma uit waarbij 'willekeurig' monsters worden genomen in het distributienet die onder andere worden beoordeeld op microbiologische kwaliteit. Na werkzaamheden wordt de waterkwaliteit microbiologisch beoordeeld voordat de betreffende afgesloten sectie wordt vrijgegeven. Voor beiden geldt dat *E. coli* afwezig moet zijn in een monster van 100 ml. Soms nemen waterbedrijven grotere monsters (0,3 tot 1 liter) en hanteren dan het criterium van afwezigheid van *E. coli* in dat volume. Voor onderzoeksdoeleinden worden soms nog grotere volumes, tot 1000 liter, genomen. Hiervoor gelden geen afkeuringscriteria. Deze monsters worden genomen voor operationele doeleinden, het goed- of afkeuren van werkzaamheden respectievelijk het detecteren van een verontreiniging. In dit onderzoek gebruiken wij deze gegevens echter om te schatten hoe hoog het verontreinigingsniveau is bij distributie in Nederland. Hiervoor zijn de microbiologische meetgegevens van zes waterbedrijven over de periode 2003-2012 verzameld en geanalyseerd. Deze gegevens zijn onderling niet volledig vergelijkbaar en soms ontbreekt informatie voor volledige interpretatie, omdat de metingen niet voor onderzoeksdoeleinden zijn uitgevoerd. Toch vertegenwoordigen de gegevens een grote meetinspanning die het best beschikbare beeld geeft van de Nederlandse situatie.

Afkeurpercentage

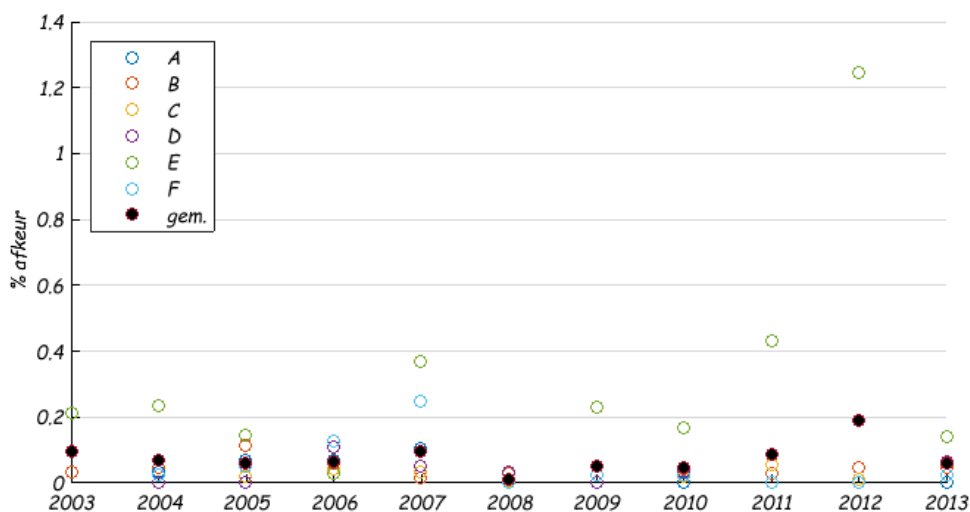
De waterkwaliteit wordt afgekeurd indien er *E. coli* of enterococci worden aangetroffen in het monster. Aanwezigheid toont aan dat water fecaal verontreinigd is, en afwezigheid wordt doorgaans gezien als bewijs dat geen verontreiniging is opgetreden. Deze laatste stelling zal later worden besproken. Eerst wordt besproken welke mate van verontreiniging de afgekeurde monsters laten zien. Figuur 8-1 laat het afkeurpercentage per waterbedrijf per jaar zien voor reguliere monsternamen in het distributienet en voor monsternamen na werkzaamheden. Er zijn duidelijk verschillen in percentages afkeuring tussen de waterbedrijven, die niet direct verklaard kunnen worden, omdat de distributienetten bij bedrijven grotendeels vergelijkbaar zijn. Eenduidige interpretatie van gegevens bij meerdere bedrijven blijkt lastig, bijvoorbeeld omdat meerdere monsters bij één locatie niet altijd als zodanig kunnen worden geïdentificeerd. Bovendien verschilt de wijze van registratie per bedrijf. De distributiegegevens van één bedrijf waren zodanig lastig te interpreteren volgens de aanpak bij de andere bedrijven dat ze uit de vergelijking zijn gehaald in Figuur 8-1.

Er lijkt geen trend over de tijd te zijn. Er kan dus geen uitspraak worden gedaan of het drinkwater veiliger is geworden door de getroffen maatregelen en verbeterde (bv Hygiëncode distributie) bedrijfsvoering. Tot 2002 werd gecontroleerd op thermotolerante bacteriën van de coligroep, afgekort coli44, waardoor een vergelijk met de data voor 2003 niet goed gemaakt kan worden (van Lieverloo et al. 2007).

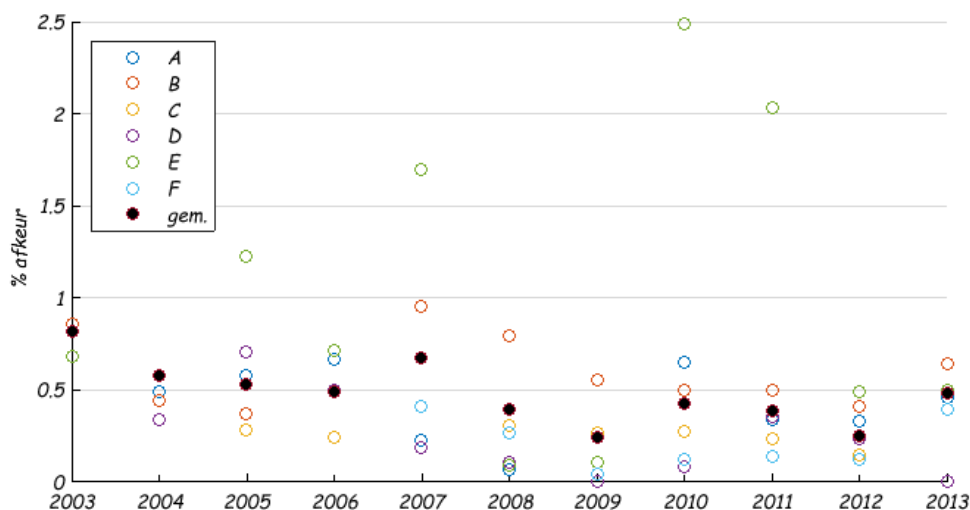
Het is mogelijk niet valide om de resultaten van alle waterbedrijven samen te voegen zolang de verschillen tussen de waterbedrijven niet verklaard zijn. Voor dit onderzoek worden zij wel samengevoegd om een eerste indruk te krijgen van de mate van afkeur. Daarnaast speelt mee dat fouten kunnen worden gemaakt bij monsternamen wat leidt tot onterechte afkeuring of goedkeuring (zie § 7.4). Hiermee is in de analyse van de gegevens geen rekening gehouden, omdat er geen informatie is hoe vaak dit voor komt.

De gemiddelde afkeur in Nederland is voor reguliere monsters ca. 0,07% en voor monsters na werkzaamheden ca. 0,5%. In eerder onderzoek is aangetoond dat de detectiekans bij reguliere monsternamen circa 5% is (Medema et al. 2015). Op basis van de reguliere metingen wordt geschat dat maximaal $0,07\%/5\% = 1,4\%$ van het water niet aan de kwaliteitseis voldoet. In § 7.3 is berekend dat de detectiekans bij monsternamen na werkzaamheden 25% bedraagt (bij 12 tot 24 uur wachten). Op basis van het percentage afkeuringen na werkzaamheden wordt geschat $0,5\%/25\% = 2\%$ van het water na werkzaamheden niet aan de kwaliteitseisen voldoet. Hierbij moet worden opgemerkt dat 1) de detectiekans bij reguliere monsters is bepaald bij veronderstellingen van vrij hoge, maar wel kortdurende besmettingen en dat 2) de detectiekans bij monsternamen na werkzaamheden bepaald is bij de veronderstelling dat de besmetting in de betreffende afsluitersectie plaatsvindt. De percentages zijn dus niet helemaal gelijk gedefinieerd. Bovendien is hier nog slechts beperkt rekening gehouden met de detectielimiet. Echter lijkt het erop dat de besmettingspercentages tijdens normale operatie en na werkzaamheden na correctie voor detectiekans niet veel verschillen. Een deel van de afkeuringen na werkzaamheden zou kunnen worden veroorzaakt door het aangevoerde water, namelijk $0,07\%/0,5\% = 14\%$ van alle waterkwaliteitscontroles na werkzaamheden.

In Nederland vinden circa 30.000 werkzaamheden per jaar plaats, waarvan circa 150 (0,5%) worden afgekeurd. Bij een detectiekans van 25% betekent dit dat circa 450 werkzaamheden per jaar onterecht worden goedgekeurd. Deze schatting is gebaseerd op het aantal monsters van meestal 100 ml waarin *E. coli* is aangetroffen, en dus zeker fecaal verontreinigd zijn, en de theoretische detectiekans na 12-24 uur wachten volgens het distributiemodel. De huishoudens aangesloten op de betreffende sectie zijn daarbij in ieder geval blootgesteld aan fecaal verontreinigd water. De populatie in het achterliggende gebied kan ook worden blootgesteld aan fecaal verontreinigd water na het openen van afsluiters, maar mogelijk wordt al het verontreinigde water daarvoor al verbruikt door aansluitingen op de sectie.



Figuur 8-1 Afkeurpercentage per waterbedrijf per jaar voor reguliere monsternamen in het distributienet. Niet voor alle waterbedrijven kon onderscheid worden gemaakt tussen 1^e monsters en herhaalmonsters (o.a. voor "E").



Figuur 8-2 Afkeurpercentage per waterbedrijf per jaar voor monsternamen na werkzaamheden. Niet voor alle waterbedrijven kon onderscheid worden gemaakt tussen 1^e monsters en herhaalmonsters (o.a. voor "E").

Concentraties in positieve monsters

Een aantal bedrijven heeft niet alleen het aantal afkeuringen gerapporteerd, maar ook het getelde aantal organismen en het monstervolume. Voor één bedrijf worden deze gegevens besproken om aan te geven hoe deze informatie de risicoschatting kan verbeteren. Het afkeuringspercentage voor reguliere monsters bedroeg 0,03% en na werkzaamheden 0,16%, dus lager dan het Nederlandse gemiddelde. Figuur 8-3 laat de overschrijdingskansen zien van concentraties voor verschillende organismen bij het reguliere meetprogramma en na ingrepen. Negatieve monsters worden niet weergegeven maar bepalen wel de ligging van de grafiek (de 'proportion' waar de lijn begint komt overeen met het percentage negatieve monsters). Voor ieder monstervolume zijn aparte frequentieverdelingen gemaakt, omdat afwezigheid in 100 ml niet betekent dat ook een 1 liter monster negatief zou zijn geweest.

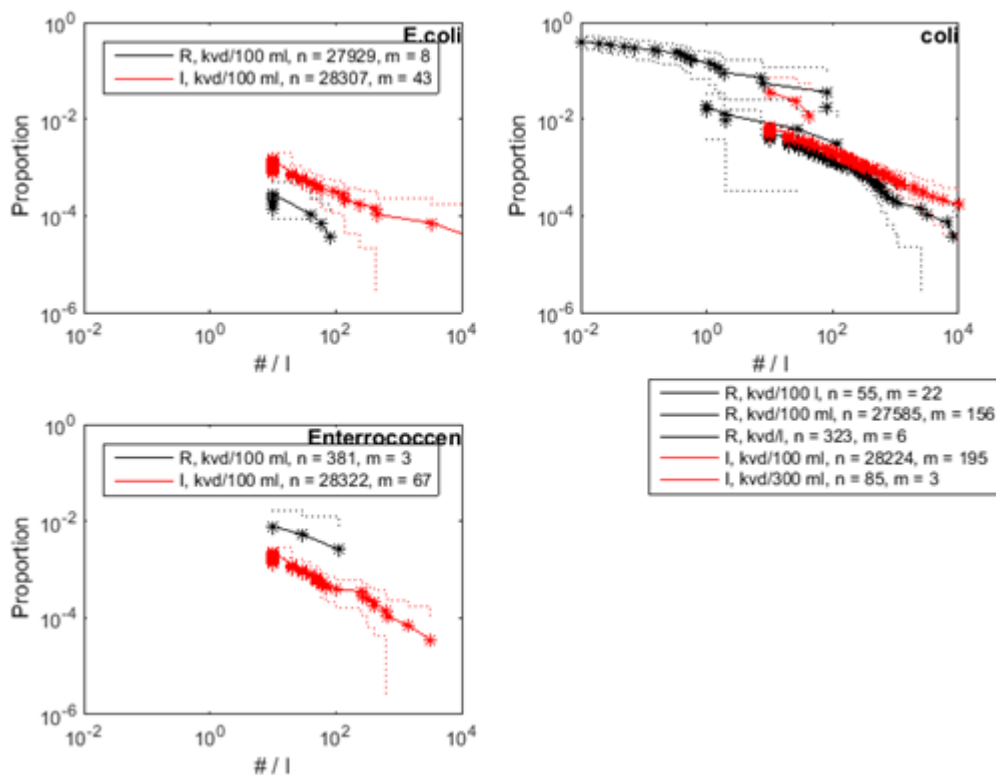
De volgende zaken vallen op:

- Vaak bestaat de indruk dat bij een afkeuring maar één organisme wordt aangetroffen, een 'toevalstreffer'. Uit de gegevens blijkt echter dat bij afkeuringen vaak meerdere organismen worden geteld en dus niet een 'toevallige' treffer betreft.
- *E. coli*: na ingrepen wordt circa 4 keer vaker en in hogere concentraties *E. coli* waargenomen dan regulier (hoewel betrouwbaarheidsinterval overlapt); Bij ingrepen wordt in ca. 0,1% van de gevallen (10^3) een waarde ≥ 1 per 100 ml gevonden, met een maximum van ca. 340 per 100ml (dit aantal kan niet worden geteld op een normaal filter, mogelijk dus een speciaal monster dat verdund is).
 - Van de 27.929 eerste monsters (exclusief herhaalmonsters) waren er 32 positief: er waren er 18 met een waarde van 1, 10 met een waarde tussen 2 en 10, 3 met een waarde tussen 11 en 25 en 1 met een waarde van 340 kve/100 ml.
 - De gemiddelde concentratie van alle monsters was 0,2 kve/l; van de positieve monsters 144 kve/l.
 - Uit bovenstaande blijkt dat de gemiddelde concentraties sterk worden bepaald door enkele 'pieken'. Dit is een punt van aandacht bij de interpretatie van risicoschattingen op basis van deze waarnemingen.
- Coliformen: er zijn nauwelijks verschillen tussen reguliere monsters en na ingrepen (100 ml). De 300 ml monsters na ingrepen zijn vaker positief dan de 100 ml monsters, ook voor concentraties >0 kve/100 ml. Mogelijk zijn alleen van verdachte locaties 300 ml monsters genomen. Bij de reguliere monsters lopen de 100 ml en 1 l monsters ongeveer gelijk op; de 100 l monsters zijn vaker positief en er worden ook vaker hogere concentraties (>1 kve/l) gevonden. Een mogelijke verklaring is dat hoge concentraties als 'pieken' voorkomen en de 'pakkans' bij 100 liter groter is dan bij 1 liter. Na verdunning in 100 liter leiden deze pieken nog steeds tot hoge concentraties.
- Enterococci: regulier zijn deze alleen bepaald wanneer de locaties verdacht zijn; bij ingrepen altijd. Dit leidt er toe dat reguliere monsters vaker positief zijn dan na ingrepen. Na ingrepen zijn monsters vaker positief voor enterococci (0,24%) dan *E. coli* (0,15%).

De gegevens in Figuur 8-3 bieden onvoldoende basis om conclusies te trekken over de waardes onder de detectiegrens. De figuren suggereren een continue verdeling van concentraties, maar bedacht moet worden dat deze waarnemingen onafhankelijk en locatiespecifiek zijn. Extrapolatie naar verontreinigingen onder de meetgrens of hogere concentraties is daarom niet zondermeer mogelijk. De correlatie tussen *E. coli*, coliformen en Enterococci is onderzocht, maar kon niet worden aangetoond aan de hand van de gegevens.

Uit de concentratie *E. coli* kan niet direct de concentratie pathogenen worden afgeleid omdat de verhouding *E. coli* /pathogeen per verontreinigingsbron verschilt (zie ook § 5.12). Het aantreffen van *E. coli* in hogere concentraties dan enkele per monster (van 100 ml) na spuien ondersteunt de hypothese dat incidenteel verontreinigingen optreden die tot verhoogde infectierisico's leiden. Een waarde van $> 1/100$ ml (10/l) bijvoorbeeld trad bij dit waterbedrijf in 0,12% van de metingen op, een waarde van $> 10/100$ ml in 0,02%, en eenmalig een waarde van $> 100/100$ ml (0,004%). Met ca. 30.000 werkzaamheden per jaar in Nederland betekent dit respectievelijk 36, 6 of 1,2 gevallen per jaar, dus slechts zeer incidenteel. Hiermee moet rekening worden gehouden bij het trekken van conclusies op basis van een risicoanalyse. De resultaten voor dit waterbedrijf zijn ook niet direct van toepassing voor andere waterbedrijven, ook gezien de verschillen in Figuur 8-1 en Figuur 8-2. Doel van de metingen is ook niet data-analyse maar operationele kwaliteitscontrole. Een vergelijking

tussen waterbedrijven onderling vergt een meer uniforme werkwijze en gegevensregistratie. Voor de historische gegevens zou dit nadere toelichting van de eigen gegevens door de waterbedrijven vergen. Daarbij is het de vraag of de benodigde informatie nog beschikbaar is. Voor de toekomst zouden waterbedrijven registratie van gegevens wel kunnen verbeteren en zo de waarde van de meetinspanningen verhogen.



Figuur 8-3. Overschrijdingskansen voor *E. coli*, coliformen en Enterococceen voor waterbedrijf F uit Figuur 8-1 op basis van data van meerdere jaren voor (R) reguliere monsters (meestal 100 ml, enkele ook 1 en 100 l) en (I) monsters na ingrepen (meestal 100 ml, enkele ook 300 ml); met daarbij n het aantal monsters en m het aantal positieve monsters.

Verschil tussen monsters na 2 uur en na 24 uur.

Eén van de bedrijven heeft sinds 2010 een monster 2 uur na het afronden van de werkzaamheden én een monster na 12-24 uur (volgens de hygiëncode) genomen. Zij hebben tussen januari 2010 en juni 2015 op ruim 10.000 locaties twee monsters genomen. Dit is geïnterpreteerd als dat het 1^e monster na 2 uur en het 2^e monster na 12-24 uur is genomen. Hiervan zijn er elf locaties¹ (ca. 0,1%) waarvan voor *E. coli* het 1^e en het 2^e monster niet allebei negatief waren:

- 9 x 1^e hogere concentratie dan 2^e, waarvan
 - 4 x het 2^e monster ook positief
 - 5 x het 2^e monster negatief
- 1 x gelijk (beide 0.5 kve/100 ml)
- 1 x 2^e positief en 1^e negatief.

Met alleen het “2 uren”-monster zou maar één locatie vals negatief zijn (0,01% van alle monsters), terwijl met alleen het “24 uren”-monster 5 locaties vals negatief zouden zijn

¹ Er was ook één locatie die op 5 nov 2010 ‘0’ gaf, 3 dagen later ‘140.4’, weer drie dagen later ‘0’. Omdat tussen het 1^e en 2^e monster 3 dagen zat, is deze meting buiten beschouwing gelaten.

(0.05% van alle monsters). Wanneer dit representatief is voor alle waterbedrijven, zou het aantal *E. coli* besmettingen >1 kve/100 ml dus twee keer zo hoog zijn, gemiddeld 1%. Circa 150 werkzaamheden per jaar (0,5%) zouden dan onterecht worden goedgekeurd door de wachttijd van 24 uur aan te houden.

Op basis van deze zeer beperkte steekproef is duidelijk dat een monsternamen 12 tot 24 uur na de werkzaamheden tot een onderschatting van de besmettingen zou hebben geleid. Volgens de modelberekening (§ 7.3) zou een monsternamen 1-4 uur na de werkzaamheden 2,4 maal vaker dan de huidige praktijk van 12-24 uur wachttijd tijdens kantooruren (61,4% ten opzichte van 25,7% als er een besmetting is) leiden tot een positief monster. De meetgegevens vertonen ongeveer dezelfde verhouding ($10/6 = 1,7$).

Verschil tussen 100 ml en 1 liter monsters

Eén bedrijf heeft gedurende een periode van enkele maanden twee monsters genomen na werkzaamheden: een van 100 ml en een van 1 liter. Bij dit bedrijf wordt een leiding niet vrijgegeven als in 100 ml bacteriën van de coligroep en/of *E. coli* en/of enterococci worden aangetoond. Op basis van 120 monsters bleek dat 5% van de 100 ml monsters en 14% van de 1 liter monsters positief waren voor bacteriën van de coligroep en/of *E. coli* en/of enterococci. Indien het water uitsluitend op *E. coli* en enterococci zou zijn beoordeeld, zouden deze percentages respectievelijk 1% en 8% zijn geweest. Bij 9% (of 7%) van de werkzaamheden zou dus fecaal besmet water zijn vrijgegeven (tot een factor 10 onder de norm van afwezigheid in 100 ml). Dit maakt duidelijk dat reguliere waterkwaliteitscontrole na werkzaamheden niet uitsluit dat fecale verontreiniging is opgetreden. Het theoretisch gezondheidsrisico is weliswaar een factor 10 lager dan bij 100 ml monsters, maar gezien de onzekerheid in de risicoschatting kan dit toch een relevant risico betekenen dat bovendien 2,5 keer vaker optreedt. Het voorbeeld in Figuur 7-2 (pg. 89) illustreert dat het niet mogelijk is om vanuit de 100 ml monsters een goede voorspelling te doen over het te verwachte aantal positieve 1 liter monsters. Deze steekproef leidt tot de vraag welk monstervolume na werkzaamheden voldoende borging biedt van de waterkwaliteit.

8.3 Numeriek model

Op basis van het numerieke QMRA model zou een inschatting kunnen worden gemaakt over het Nederlandse infectierisico (absolute waarde) tijdens distributie. Dit kan alleen onder de voorwaarde dat een goede inschatting kan worden gemaakt van hoe vaak besmettingen optreden en van welke concentraties dan sprake is.

Daartoe zijn de volgende stappen nodig:

1. Gebruik een groter leidingnetmodel dan de dat van de boulevard van Zandvoort of de wijk in Sittard, maar bijvoorbeeld van een gehele stad.
2. De gevoeligheidsanalyse van Hoofdstuk 4 maakt duidelijk welke parameters belangrijk zijn om goed te schatten. De waarden van Hoofdstuk 4 kunnen worden gebruikt. Uit Hoofdstuk 5 volgt de concentratie pathogenen die in verschillende besmettingsbronnen aanwezig kan zijn. Deze gegevens zijn onvoldoende gedetailleerd om te bepalen hoe waarschijnlijk een concentratie is, en zijn ook niet specifiek voor Nederland. Op dit moment is ook onbekend welke verontreinigingsbronnen hier relevant zijn en hoeveel verontreiniging optreedt. Meer gedetailleerd onderzoek zou hier inzicht in kunnen geven, waarbij het echter de vraag is of (met redelijke inspanning) voldoende kennis kan worden verkregen om werkelijk een gemiddeld risico te berekenen dat getoetst kan worden.
3. Daarnaast moet ook geschat worden hoe vaak besmettingen na reparaties optreden. Dit is nodig om tot een gemiddeld jaarrisico te komen. Uit de metingen (§ 8.2) blijkt echter dat 100 ml monsters (t.o.v. grotere volumemonsters) en monsters na 12 tot 24 uur (t.o.v.

monsters binnen 2 uur) het aantal besmettingen dat tot één of meer infecties kan leiden wordt onderschat met een factor 2 en 2,5 respectievelijk. Een verbeterde registratie van condities bij werkzaamheden en bijbehorende waterkwaliteitscontrole zou een betere data-analyse en daarmee onderbouwing van de verontreinigingskans mogelijk maken.

4. Bij stap 2 en 3 kan mogelijk ook gebruik worden gemaakt over de nabijheid van riolering, zie de locatiespecifieke QMRA uit Hoofdstuk 6.

8.4 Conclusie

Op basis van het aantal positieve *E. coli* monsters na werkzaamheden wordt geschat dat in Nederland ten gevolge van besmet drinkwater ca. 30 maal per jaar (0,1% van 30.000 werkzaamheden, § 8.2) meer dan één persoon geïnfecteerd raakt met *Campylobacter* (> 1/100 ml *E. coli*, Tabel 5-17), en ca. 1 maal per jaar (0,004 % van 30.000 werkzaamheden, § 8.2) meer dan één persoon geïnfecteerd raakt met een virus (> 80/100 ml *E. coli* via oppervlaktewater, Tabel 5-17). Omdat de detectiekans van het huidige monsterprogramma laag is (§ 7.3), doordat 12-24 uur gewacht wordt en het monstervolume is beperkt tot 100 ml, kan het aantal verwachte infecties nog een factor hoger zijn. De besmettingsbron, en daarmee de ratio tussen indicatororganismen en pathogenen blijft een belangrijke onzekerheid bij deze risicoschattingen.

9 Discussie, conclusies en aanbevelingen

9.1 Infectierisico tijdens distributie

Doel van dit onderzoek was een QMRA aanpak te ontwikkelen voor het distributienet waarmee kon worden aangetoond dat de veiligheid van het geproduceerde drinkwater, zoals aangetoond met de AMVD, wordt gehandhaafd bij distributie. Belangrijk verschil tussen productie en distributie is dat bij distributie de verontreinigingsbron onbekend is; d.w.z. het type bron én de concentratie pathogenen in die bron én de hoeveelheid die van de bron in het distributienet kan komen. Voor rioolwater of oppervlaktewater kan de concentratie pathogenen worden geschat, maar voor directe verontreiniging met feces van een individu of dier kan de concentratie verschillen van afwezig tot extreem hoog. Het QMRA model voor distributie kan daarom niet het gemiddelde risico voor een populatie schatten. De ontwikkelde QMRA benadering kan daarom niet worden gebruikt om te toetsen aan de grenswaarde van 1 infectie per 10.000 personen per jaar.

Als de belangrijkste besmettingsroute is uitgegaan van intreden van besmet water (rioolwater, oppervlaktewater of directe besmetting door infectueuze mens of dier) na werkzaamheden. In plaats van het berekenen van het jaarrisico, is het infectierisico (als kans op aantal geïnfecteerde personen) per leidingreparatie berekend. Met alle onzekerheden is er een indicatie dat een infectierisico van één persoon of meer (benedenstrooms van de werkzaamheden) 30 maal per jaar in Nederland zou kunnen voorkomen.

Het infectierisico na een ingreep in het leidingnet in Zandvoort kan volgens de modellering oplopen tot circa 25 personen (95 percentiel van gemodelleerde werkzaamheden), uitgaande van een realistische besmetting die niet voldoende wordt verwijderd door (verkeerd) spuien. Waterbedrijven kunnen het model gebruiken om het risico na werkzaamheden voor andere distributiesystemen te bepalen.

9.2 Locatiespecifieke QMRA

Distributiesystemen van de waterbedrijven zijn grotendeels op gelijke wijze ontworpen en aangelegd, en ook scenario's voor besmettingen zijn vergelijkbaar. Veel bevindingen uit de studie zijn daarom in het algemeen van toepassing op distributie van drinkwater. De waterbedrijven kunnen de QMRA aanpak wel op een aantal punten specifiek maken voor hun situatie of locatie:

- GIS modellering riolering, oppervlaktewater en bodemtype om gebieden met hoger risico te identificeren (eventueel ook andere verontreinigingsbronnen zoals mestopslag)
- Layout van het leidingnet (vertakt, vermaasd)
- Gebruikte leidingmaterialen en kans op breuk daarvan
- Type gebruikers (industriële, woningen)
- Effect van verschillende vervangingsstrategieën op risico voor de consument

De toepassing van het QMRA model vraagt een actueel leidingnetmodel (huidig model gaat uit van EPANET), informatie over het type klanten per aansluiting of knoop en gegevens over leidingmaterialen en leeftijd, en locatie van afsluiters. Eventueel kunnen bestaande modellen

voor assetmanagement waarin bijvoorbeeld risico op leidingbreuk door zettingen worden gecombineerd met het risicomodel. Voor de aanpak in Hoofdstuk 6 moeten zowel het drinkwaternet als het rioleringsnet in GIS beschikbaar zijn, bij voorkeur inclusief informatie over de bovenste bodemlaag waarin de leidingen liggen, zodat een schatting van de virusverwijdering kan worden gemaakt.

De resultaten kunnen worden gebruikt om bijvoorbeeld extra preventieve maatregelen te nemen bij risicovolle situaties zoals strenger toezien op het naleven van richtlijnen voor spuien, eerder uitvaardigen van een kookadvies, preventief desinfecteren of om extra waterkwaliteitsbeoordelingen uit te voeren in het mogelijke verspreidingsgebied.

9.3 Waterkwaliteitscontrole

Met het model kan naast het infectierisico ook de detectiekans van indicatororganismen worden berekend. Gebaseerd op historische gegevens (voor 1994) waarbij in 10% van de gevallen een monster direct na spuien vals negatief was, wordt in de hygiëncode aanbevolen na 12-24 uur waterkwaliteitscontrole uit te voeren. Deze huidige waterkwaliteitscontrole leidt volgens de modellering tot een onderschatting van het aantal besmettingen door een wachttijd van 12-24 uur te hanteren (circa factor 2) en door slechts 100 ml te onderzoeken (circa factor 2,5). Daarbij is uitgegaan van verontreiniging in de waterfase, niet van verontreiniging in vaste stof aan de wand. Een zeer beperkte set van metingen uit de praktijk (11 positieve monsters uit 10.000 totaal) bevestigt het beeld dat een monster kort na spuien vaker positief is dan na 12-24 uur.

Bij een set van 120 metingen werd een monster van 1 liter 2,8 keer vaker afgekeurd dan een 100 ml monster (14% versus 5%), wat de modelresultaten voor het monstervolume bevestigt. Daarnaast volgt uit het onderzoek dat bij afwezigheid van *E. coli* in 1 liter bij een verontreiniging met rioolwater de kans op infectie <1 per ingreep is (Tabel 5-17). Voor oppervlaktewater en directe fecale besmettingen zijn grotere monstervolumes nodig.

Uit de periodieke waterkwaliteitscontrole blijkt dat circa 0,07% van alle monsters indicatororganismen bevat. Een afkeur van 0,5% bij werkzaamheden betekent dat mogelijk 14% van de afkeuringen na werkzaamheden veroorzaakt wordt door besmettingen in het aangevoerde water (§ 8.2), waardoor het aantal besmettingen bij ingrepen mogelijk wordt overschat.

Meer uitgebreide metingen en een verbeterde registratie zijn nodig om bovenstaande voorlopige bevindingen te toetsen. Dit wordt uitgewerkt bij de aanbevelingen.

9.4 Maatregelen

Het numerieke model kan goed worden ingezet om de effecten van maatregelen door te rekenen. Het effect (procentueel) van maatregelen zoals kookadvies en eenzijdige voeding is namelijk (bijna) onafhankelijk van de exacte concentratie waarmee gerekend wordt. Uit de gevoeligheidsanalyse bleek ook dat de modelgevoeligheid voor vrijwel alle parameters onafhankelijk was van de exacte concentratie; alleen de gevoeligheid voor de consumptie werd groter bij hoge concentraties.

Kookadvies

Volgens onderzoek van RIVM wordt kookadvies voor 80% opgevolgd (Karagiannis et al. 2009). Uit eigen onderzoek van Oasen in 2014 bleek dat 69% van de respondenten altijd het kookadvies opvolgt, 8% nooit en de rest soms. Een van de redenen die werd opgegeven om het advies niet op te volgen was dat men flessenwater dronk. Of ze altijd flessenwater dronken of in plaats van het kraanwater te koken flessenwater gebruikten is niet duidelijk.

Uit ander onderzoek van Oasen bleek dat de “digitale” kookadviezen via SMS, e-mail of automatisch ingesproken voicemail veel meer mensen (93% ¹) tijdig bereiken dan de standaard rode kaart in de brievenbus (34%, persoonlijke communicatie met Maarten Lut van Oasen). In elk geval lijkt de inschatting van 80% van de mensen drinkt geen ongekoekt kraanwater na het uitgeven van een kookadvies wel een geldige aanname. Met het kookadvies wordt ook het infectierisico met ca. 80% gereduceerd (circa 0.7 log reductie). Op dit moment gaan waterbedrijven verschillend om met het uitvaardigen van een kookadvies. Hierop wordt bij de aanbevelingen teruggekomen.

Eenzijdige voeding

De isolatiesectie niet geheel vrij geven, maar slechts via één kant te voeden (eenzijdige voeding) leidt tot een reductie van het infectierisico met 50% (0,3 log). Alleen de aansluitingen op de isolatiesectie worden dan blootgesteld aan het besmette drinkwater. Wanneer eenzijdige voeding wordt gecombineerd met een preventief kookadvies is het totale effect een reductie van 90% (1 log). Omdat niet altijd alle afsluiters functioneren, of omdat de layout van het netwerk niet optimaal is voor het beperken van verspreiding van besmettingen, is een eenzijdige voeding niet altijd mogelijk of effectief. De Hygiëncode adviseert eenzijdige voeding en dit wordt door de bedrijven, indien mogelijk, toegepast.

Desinfectie

Desinfectie kan onderdeel uitmaken van maatregelen om een leiding hygiënisch betrouwbaar te maken (d.w.z. dat een deel van de mogelijk aanwezige pathogene micro-organismen onschadelijk wordt gemaakt). Micro-organismen kunnen ieder een andere gevoeligheid hebben voor een bepaalde desinfectie. De effectiviteit van chloren is afhankelijk van de concentratie vrij chloor, contacttijd, temperatuur, pH, chloorverbruik (organische stof gehalte) en de menging van het chloor in het drinkwater. In de Hygiëncode (Meerkerk en Kroesbergen 2010) worden enkele theoretische schattingen gegeven. Wanneer er verbruik op de leiding plaatsvindt kan niet met een hoge concentratie desinfectiemiddel worden gewerkt, omdat het water dan niet geschikt is voor consumptie. Een dosering van 1 mg/l Cl₂ continu in de wijk (dus niet af pompstation) geeft geen logverwijdering van *Cryptosporidium* en *Giardia*, circa 0,7 logverwijdering (80% verwijdering) van virussen en 2 logverwijdering (99% verwijdering) van *Campylobacter* (en *E. coli*). Het effect van deze maatregel op het aantal infecties zou ook met het numeriek model kunnen worden bepaald. Met de genoemde logverwijdering kan een grove vergelijking worden gemaakt met de resultaten van de gevoeligheidsanalyse: geen effect voor *Cryptosporidium* en *Giardia*, een zelfde effect als het kookadvies voor virussen (Figuur 4-7), en circa factor 25 (1,4 log) lager risico voor *Campylobacter* (Figuur 4-6). Omdat er ook consumptie van besmet drinkwater kan plaatsvinden vlak na de doseerlocatie, waar de contacttijd kort is, zijn er ook personen die minder profijt hebben van de desinfectie dan bijvoorbeeld de mensen die verder benedenstrooms wonen. Om het effect op het risico juist te berekenen is het nodig om op basis van de contacttijd en de exacte doseerlocatie de desinfectie te modelleren. Wanneer eenzijdige voeding niet mogelijk is, kan het achterliggende gebied eventueel beschermd worden door het water via een mobiele UV desinfectie-installatie te leiden. Deze techniek inactieveert ook *Cryptosporidium* en *Giardia*, maar beschermt niet de aansluitingen in de isolatiesectie zelf.

¹ De respons is ook digitaal getoetst; onder de mensen die niet op de webenquête hebben gereageerd zijn mogelijk meer mensen die het digitale kookadvies niet hebben ontvangen. Referentie: http://www.oasen.nl/Lists/Downloads/E-mail_response_KTO_kookadvies_Ridderkerk_en_Hendrik-Ido-Ambacht.pdf

Meten in het leidingnet (waterkwaliteitscontrole)

Het huidige meetprotocol na werkzaamheden heeft een beperkte detectiekans door de wachttijd van 12-24 uur en het monstervolume van 100 ml (zie hierboven) en de uitslag van de monstername is pas ná blootstelling gedurende een à twee dagen bekend. Maatregelen nadat een monster positief is bevonden, zijn dan ook weinig effectief in het reduceren van het infectierisico. Snellere detectie en grotere detectiekans (bijvoorbeeld met behulp van sensoren) reduceren het infectierisico alleen wanneer maatregelen snel worden genomen en effectief zijn (te denken valt aan een reactief kookadvies of lage dosering van chloor). Een verbeterde detectie leidt ook tot meer inzicht in de risico's en kan de kwantitatieve risicoschatting beter onderbouwen.

Het lijkt zinvoller om de bijdrage van sensoren in het net te beoordelen op basis van reductie in infectierisico dan op basis van een toename van de detectiekans (Blokker en Vogelaar 2009; van Vossen-Van Den Berg et al. 2015). Het effect van een verbeterd monsterprogramma of de inzet van on-line metingen (bijv. de BACT-control) plus een adequate responsstrategie (snel kookadvies geven) kan met het hier ontwikkelde numerieke model worden berekend.

Bij werkzaamheden moet rekening worden gehouden met een directe besmetting met feces van een geïnfecteerd individu of dier, waarin de concentratie pathogenen tot een factor 1000 hoger kan zijn dan de concentratie indicatororganismen (Tabel 5-7). Alternatieve indicatoren zoals humane merkers lijken in hogere concentraties voor te komen en zouden daarom een aanvulling kunnen zijn op de huidige indicatororganismen *E. coli* en enterococci. De waarde van fecale merkers als indicatoren van fecale verontreiniging wordt in het BTO onderzocht. Een ander alternatief is de toepassing van next generation sequencing (NGS) om op basis van de totale populatie micro-organismen (fecale) verontreinigingen gevoeliger te detecteren. Ook dit wordt momenteel verkend in BTO onderzoek.

Circa 14% van de afkeuringen na werkzaamheden zou in theorie het gevolg kunnen zijn van reeds aanwezige besmetting in het aangevoerde water. Dit zou een mogelijke verklaring kunnen vormen voor het aanhoudend aantreffen van indicatororganismen na werkzaamheden. Door ook bovenstrooms van werkzaamheden monsters te nemen zou hierin onderscheid kunnen worden gemaakt.

9.5 Kennislacunes

De gevoeligheidsanalyse van het numerieke QMRA-model liet zien dat de concentratie pathogenen in de besmetting de belangrijkste onbekende parameter is (Hoofdstuk 4). De literatuurstudie naar de concentraties van verschillende besmettingsbronnen liet zien dat een besmetting met rioolwater, vervuild grond- of oppervlaktewater of menselijke of dierlijke feces de hoogste concentraties indicatororganismen opleveren (Hoofdstuk 5). Ook bleek dat in stedelijk gebied riolering en drinkwaternet zo dicht bij elkaar liggen dat in 60% van de gevallen (in het voorbeeldgebied van Waternet) er sprake is van minder dan 1 logverwijdering door bodempassage (Hoofdstuk 6). Cijfers hoe vaak en hoe veel Nederlandse riolen lekken of anderszins verontreinigd water in de drinkwatersleuf aanwezig is, zijn niet beschikbaar, noch de hoeveelheid verontreiniging die kan binnendringen en achterblijven na onvoldoende spuien. Cijfers over de concentraties pathogenen in de eventuele besmettingsbronnen tonen een zeer grote spreiding (meerdere logeenheden). Voor het onderzoek is aangenomen dat de verontreiniging in de waterfase aanwezig is. Wanneer de verontreiniging in vast materiaal aanwezig is kan de verspreiding van indicatororganismen en pathogenen anders verlopen, bijvoorbeeld met een lagere concentratie in de waterfase over een langere periode. Hierover is echter weinig bekend. In lopend BTO onderzoek wordt

de verspreiding en verwijdering van verschillende soorten verontreiniging in een proefopstelling onderzocht.

9.6 Andere besmettingsroutes

Alleen besmetting na werkzaamheden is onderzocht omdat verwacht wordt dat dit het grootste risico geeft. De besmettingsroutes via terugstroming door de watermeter (al dan niet moedwillig), via een distributiereservoir, kruisverbindingen of via kleine lekken zijn niet gekwantificeerd. Deze besmettingsroutes kunnen ook in het QMRA model worden doorgerekend onder de volgende aanpassingen en voorwaarden:

- Besmetting via de watermeter betekent een puntbesmetting in het distributienet onder druk met een lage volumestroom, die wel lang kan aanhouden zolang geen bron is geïdentificeerd. Dit betekent een iets andere opzet van het model. In het model voor besmetting na reparatie wordt de locatie bepaald door de (relatieve) storingsfrequentie per leidingmateriaal en wordt de concentratie in de afsluitersectie verdund (stap 2a en 2b in het model, § 3.4). In het model voor besmetting via de watermeter wordt de locatie bepaald door de locatie van de watermeter (in het hydraulisch model op een knoop met verbruik) en wordt de concentratie daar als een puntbesmetting opgegeven. Informatie over hoe vaak keerkleppen in watermeters niet functioneren is in Nederland onderzocht in 2001 (de Koning et al. 2001): van de keerkleppen in industriële watermeters lekte 58% (zowel onder hoge als lage druk getest); van de huishoudelijke watermeters ontbrak de keerklep in 4% van de gevallen en lekte 13-21%. Suez Environment heeft met behulp van smart meter project een schatting kunnen maken van de hoeveelheid terugstromend water. Informatie over de concentraties die dan het net inkomen is niet voorhanden. Een kruisverbinding, bijvoorbeeld met een regenwaterinstallatie of persriool zou tot een hoog risico kunnen leiden. Ervaringen zoals met het huishoudwaternet in Leidsche Rijn laten zien dat kruisverbindingen op huishoudniveau worden gemaakt, zelfs wanneer er specifieke maatregelen zijn genomen om dit te voorkomen (Anonymous 2003).
- Besmetting via lekkende leidingen betekent een puntbesmetting met een lage volumestroom, die maar kort duurt doordat alleen tijdens onderdruk besmet water het leidingnet in kan komen. Dit betekent een iets andere opzet van het model. In het model voor besmetting na reparatie wordt de locatie bepaald door de (relatieve) storingsfrequentie per leidingmateriaal en wordt de concentratie in de afsluitersectie verdund (stap 2a en 2b in het model, § 3.4). In het model voor besmetting via een lek wordt de locatie bepaald door de locatie van het lek (in het hydraulisch model ergens op de leiding, maar vanwege praktische toepassing op een knoop aan een van de uiteinden van de leiding) en wordt de concentratie daar als een puntbesmetting opgegeven. Informatie over hoe vaak kleine lekken in Nederland voorkomen en hoe vaak er onderdrukken optreden waardoor een besmetting kan intreden is onbekend; in het buitenland is wel een en ander onderzocht (Besner et al. 2011; Collins et al. 2011; Collins et al. 2010; Collins en Boxall 2012; Collins et al. 2012; Fox et al. 2015; Karim et al. 2003; Kirmeyer en Martel 2001; LeChevallier et al. 2003). Hieruit blijkt bijvoorbeeld dat er 0,15 – 0,5 l/s gedurende enkele seconden zou kunnen intreden. Ook bleek dat uit het lek schoon water spoelt dat een mogelijke verontreiniging rond het lek kan wegspoelen; alleen bij een lek dat nog maar kort bestaat treedt dan verontreinigd water binnen, bij oudere lekken treedt schoon water binnen (Fox et al. 2015). Informatie over de concentraties die het net inkomen zou kunnen worden gehaald uit Hoofdstuk 5.

9.7 Aanbevelingen

Aanbevelingen voor metingen na werkzaamheden

Risico's na werkzaamheden kunnen worden beperkt door metingen na werkzaamheden en spuien sneller uit te voeren, met een grotere pakkans (bijvoorbeeld groter volume of continu meten) en snel passende maatregelen te nemen. Het risico is het hoogst in de eerste 48 uur na werkzaamheden, daarna is een besmetting die in het water aanwezig is (in theorie) al via de aansluitingen op de isolatiesectie weggespoeld en deels opgedronken. Een preventief kookadvies biedt tijdens deze periode bescherming aan het deel dat het advies opvolgt (circa 80%). Wanneer de verontreiniging in vaste stof aanwezig is en geleidelijk indicatororganismen en pathogenen afgeeft, dan zal de blootstelling langer duren en kunnen deze ook langer worden aangetroffen bij waterkwaliteitscontrole. Een tweede monstername na 12-24 of zelfs later herhaald zou dergelijke verontreinigingen kunnen detecteren. Dit vraagt echter wel extra logistiek en kosten. Daarom wordt aanbevolen deze veranderingen stapsgewijs te implementeren en daarbij de haalbaarheid en meerwaarde te onderzoeken. Hierbij moet worden bedacht dat het meerdere jaren kan duren voordat voldoende afkeuringen zijn opgetreden om conclusies te kunnen trekken.

Om het daadwerkelijke distributierisico beter te kunnen schatten wordt aanbevolen de waterkwaliteitscontrole ook te gebruiken voor data-analyse achteraf. Ook hiervoor dient binnen enkele uren en gevoeliger met een grotere pakkans te worden gemeten, zodat het aantal en niveau van besmettingen beter kan worden bepaald. Door alle Nederlandse positieve monsters te verzamelen en een analyse op aantal en concentratie te doen kunnen verschillen tussen bedrijven of typen locaties worden onderzocht, wat kan leiden tot meer inzicht in risicofactoren. Hiervoor dienen alle waterbedrijven op een uniforme wijze de data te verzamelen, waarbij alle belangrijke details worden geregistreerd. Idealiter worden dan ook extra gegevens (metadata) verzameld waarmee het mogelijk wordt om de omstandigheden waaronder het risico groter is te identificeren.

Het gaat dan om de volgende zaken:

- Unieke code waarmee het uitgevoerd werk wordt geïdentificeerd
- Locatie
- Datum, waarmee ook direct onderscheid kan worden gemaakt in 1^e monster en herhaalmonsters
- Indicatororganisme dat gemeten is, het volume dat bemonsterd is en aantal getelde organismen (of kve)
- Reden voor monstername (regulier, na storing, herhaalmonster, etc.)
- Codering voor omstandigheden tijdens het werk, zoals water in de sleuf, nabij riolering, in de buurt van oppervlaktewater, mogelijke besmetting met dierlijke feces, etc.
- Verloop reparatie (risicoscore door monteur)
- Wel/niet uitvoeren van preventieve kookadviezen of andere maatregelen
- Niet alleen het percentage positieve monsters, maar ook de waargenomen concentraties (tellingen per volume) moeten daarbij worden geregistreerd.

Binnen het lopende BTO onderzoek Slimmer meten wordt onderzocht hoe de pakkans bij waterkwaliteitscontrole kan worden vergroot.

Aanbevolen wordt om verder onderzoek te doen naar de mogelijkheden van fecale merkers als aanvullende parameters voor waterkwaliteitscontrole na werkzaamheden als aanvulling op de klassieke indicatororganismen. Deze merkers kunnen met name extra zekerheid bieden in situaties waarin directe besmetting met feces, met relatief hoge concentraties pathogenen, mogelijk is.

Aanbevelingen voor risicobeheersing

De studie onderschrijft het belang van het volgen van de hygiëncode om besmetting te voorkomen. Met name bij besmetting met feces bestaat het risico dat pathogenen aanwezig zijn bij afwezigheid van indicatororganismen. De persoonlijke hygiëne van de monteurs in de sleuf is daarbij het allerbelangrijkst, omdat zelfs een zeer kleine hoeveelheid feces zeer grote aantallen pathogenen kan bevatten. Het faciliteren van deze hygiëne, het herhalen van trainingen en toezicht op naleving blijft een punt van aandacht.

Uit de studie blijkt dat in veel gevallen riolering zo dicht bij de waterleiding ligt dat bij lekkage de bodem, en dus de sleuf en het grondwater rond de leiding, besmet zullen zijn. Bovendien blijkt dat de detectiekans van een besmetting na werkzaamheden beperkt wordt door diverse factoren. Een preventief kookadvies voor de isolatiesectie en het gehele drukloze gebied lijkt daarom noodzakelijk. Met behulp van GIS kunnen eventueel 'veilige zones' worden bepaald waar riolering ver weg ligt en een preventief kookadvies eventueel achterwege kan blijven, al kunnen andere besmettingsbronnen niet worden uitgesloten. Ook kan met GIS worden bepaald of waterleidingen in, onder of nabij oppervlaktewater liggen. Ook voor deze gebieden is bij drukloosheid een kookadvies op zijn plaats.

Aanbevelingen voor onderzoek fecale verontreinigingsbronnen

De huidige risicoschattingen gaan uit van literatuurgegevens over pathogenen en indicatororganismen in fecale bronnen. Dit betreft met name overzichtsstudies waarbij slechts beperkte kenmerken van de meetgegevens worden verstrekt, bijvoorbeeld minimum, gemiddelde, maximum. Hierdoor kan een vertekend beeld ontstaan van de mogelijke samenstelling van feces en ander fecale verontreinigingsbronnen. Een meer uitgebreide studie waarbij ook gegevens over pathogenen en indicatoren in de sleuf worden verzameld en nader worden geanalyseerd kan meer inzicht geven in de kans dat risicovolle situaties optreden. De verwachting is wel dat door de beperkte hoeveelheid gegevens aanzienlijke variatie blijft bestaan.

10 Literatuur

- Abbaszadegan, M., Lechevallier, M. en Gerba, C. (2003). "Occurrence of Viruses in US Groundwaters." *Journal of the American Water Works Association*, 95, 107-120.
- Agudelo-Vera, C. en Blokker, E. J. M. (2014). "How future proof is our drinking water infrastructure?" BTO 2014.011
C222020
C222024 BTO 2014.011, KWR, Nieuwegein.
- Agudelo-Vera, C., Blokker, E. J. M., Vreeburg, J., Bongard, T., Hillegers, S. en van der Hoek, J. P. (2014). "Robustness of the drinking water distribution network under changing future demand." *16th Conference on Water Distribution System Analysis, WDSA*
- Besner, M.-C., Lavoie, J., Morissette, C., Payment, P. en Prévost, M. (2008). "Effect of water main repairs on water quality." *American Water Works Association. Journal*, 100(7), 95.
- Besner, M.-C., Prévost, M. en Regli, S. (2011). "Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges." *Water Research*, 45(3), 961-979.
- Blackwood, D., Ellis, J., Revitt, D. en Gilmour, D. (2005). "Factors influencing exfiltration processes in sewers." *Water Science & Technology*, 51(02), 147-154.
- Blokker, E. J. M. en Beverloo, H. (2009). *Verblijftijden leidingnet Zandvoort; Metingen boulevard Zandvoort zomer 2008*, KWR, Nieuwegein. KWR 09.010 (DPW).
- Blokker, E. J. M., Beverloo, H., Vogelaar, A. J., Vreeburg, J. H. G. en van Dijk, J. C. (2011). "A bottom-up approach of stochastic demand allocation in a hydraulic network model; a sensitivity study of model parameters." *Journal of Hydroinformatics*, 13(4), 714-728, doi:10.2166/hydro.2011.067.
- Blokker, E. J. M. en Vogelaar, A. J. (2009). *Optimalisatie meetprogramma E.coli in distributienet*, KWR, Nieuwegein. BTO 2009.008.
- Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G., Beverloo, H., Klein Arfman, M. en van Dijk, J. C. (2010a). "A bottom-up approach of stochastic demand allocation in water quality modelling." *Drink. Water Eng. Sci.*, 3(1), 43-51.
- Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G. en van Dijk, J. C. (2010b). "Simulating residential water demand with a stochastic end-use model." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136(1), 19-26, doi:10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000002.
- Chisala, B. en Lerner, D. (2008). "Distribution of sewer exfiltration to urban groundwater." *Proceedings of the ICE-Water Management*, 161(6), 333-341.
- Collins, R., Beck, S. en Boxall, J. (2011). "Intrusion into water distribution systems through leaks and orifices: Initial experimental results." *11th Computing and Control in the Water Industry 2011*.
- Collins, R., Besner, M.-C., Beck, S., Karney, B. en Boxall, J. (2010). "Intrusion modelling and the effect of ground water conditions." *Proc. Water Distribution System Analysis, Tucson, Ariz.*
- Collins, R. en Boxall, J. (2012). "Influence of Ground Conditions on Intrusion Flows through Apertures in Distribution Pipes." *Journal of Hydraulic Engineering*, 139(10), 1052-1061.
- Collins, R., Fox, S., Beck, S., Saul, A. en Boxall, J. (2012). "Intrusion and leakage through cracks and slits in plastic (MDPE) pipes." *WDSA 2012: 14th Water Distribution Systems Analysis Conference, 24-27 September 2012 in Adelaide, South Australia*, 807.
- Davis, M. J. en Janke, R. (2009). "Development of a Probabilistic Timing Model for the Ingestion of Tap Water." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 135(5), 397-405.
- de Koning, M., Baggelaar, P. K. en Mesman, G. A. M. (2001). *Frontbeveiliging van het drinkwaternet; een praktijkonderzoek naar de betrouwbaarheid van keerkleppen*, Kiwa N.V., Nieuwegein. KOA 01.108.

- Dechesne, M. en Soyeux, E. (2007). "Assessment of source water pathogen contamination." *Journal of water and health*, 5(1), 39.
- Dechesne, M., Soyeux, E., Loret, J., Westrell, T., Stenstrom, T., Gornik, V., Koch, C., Exner, M., Stanger, M. en Agutter, P. (2006). "Pathogens in source water." *Microrisk report April*. Drinkwaterwet http://wetten.overheid.nl/BWBR0026338/geldigheidsdatum_11-02-2015, 11 February 2015
- Ellis, J., Revitt, D., Vollertsen, J. en Blackwood, D. (2009). "Sewer exfiltration and the colmation layer."
- Foekema, H. en van Thiel, L. (2011). *Watergebruik thuis 2010*, TNS NIPO, Amsterdam. in opdracht van VEWIN.
- Fox, S., Shepherd, W., Collins, R. en Boxall, J. (2015). "Experimental Quantification of Contaminant Ingress into a Buried Leaking Pipe during Transient Events." *Journal of Hydraulic Engineering*, 04015036.
- Gellasch, C. A., Bradbury, K. R., Hart, D. J. en Bahr, J. M. (2013). "Characterization of fracture connectivity in a siliciclastic bedrock aquifer near a public supply well (Wisconsin, USA)." *Hydrogeology Journal*, 21(2), 383-399.
- Heijnen, L. (2009). "Pathogenen in de mest van grazers. Rapport in opdracht van Waternet." *KWR 09.023*, KWR Watercycle Research Institute, Nieuwegein.
- Heijnen, L. (2015). "Eigenschappen van DNA-merkers voor fecale verontreiniging." Concept BTO B222009 *BTO 2015.023*, KWR, Nieuwegein.
- Heijnen, L. en Learbuch, K. (2013). "Ontwikkeling en toepassing van kwantitatieve PCR methoden voor het identificeren van de bron van fecale besmettingen." BTO 2013.014 *BTO 2013.014*, KWR, Nieuwegein.
- Hijnen, W., Blokker, E. J. M., Heijnen, L., Vink, C. en Medema, G. J. (2012). "Gezondheidsrisico's door begrazing en recreatie. Ontwikkeling van een stochastisch model." BTO 2012.015 *BTO 2012.015*, KWR, Nieuwegein.
- Hoogenboezem, W., Ketelaars, H., Medema, G., Rijs, G. en Schijven, J. (2001). "Cryptosporidium en Giardia: voorkomen in rioolwater, mest en oppervlaktewater met zwem-en drinkwaterfunctie." *RIWA/RIVM/RIZA-rapport*. ISBN 9036953324.
- Hunt, R. J., Borchardt, M. A., Richards, K. D. en Spencer, S. K. (2010). "Assessment of sewer source contamination of drinking water wells using tracers and human enteric viruses." *Environmental Science & Technology*, 44(20), 7956-7963.
- Jalava, K., Rintala, H., Ollgren, J., Maunula, L., Gomez-Alvarez, V., Revez, J., Palander, M., Antikainen, J., Kauppinen, A. en Räsänen, P. (2014). "Novel microbiological and spatial statistical methods to improve strength of epidemiological evidence in a community-wide waterborne outbreak." *PloS one*, 9(8), e104713.
- Karagiannis, I., Schimmer, B. en de Roda, H. A. (2009). "Compliance with boil water advice following a water contamination incident in the Netherlands in 2007." *Euro surveillance: bulletin Europeen sur les maladies transmissibles= European communicable disease bulletin*, 14(12), 334-338.
- Karim, M. R., Abbaszadegan, M. en LeChevallier, M. (2003). "Potential for pathogen intrusion during pressure transients." *Journal-American Water Works Association*, 95(5).
- Kirmeyer, G. J. en Martel, K. (2001). *Pathogen intrusion into the distribution system*, American Water Works Association.
- Koenraad, P., Hazeleger, W., Van der Laan, T., Beumer, R. en Rombouts, F. (1994). "Survey of Campylobacter spp. in sewage plants in the Netherlands." *Food Microbiology*, 11(1), 65-73.
- Koenraad, P. M. F. J. (1995). "Prevalence of Campylobacter in Dutch sewage purification plants." LeChevallier, M., Gullick, R., Karim, M., Friedman, M. en Funk, J. (2003). "The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients." *J Water Health*, 1, 3-14.
- Lodder, W. en de Roda Husman, A. (2005). "Presence of noroviruses and other enteric viruses in sewage and surface waters in The Netherlands." *Applied and Environmental Microbiology*, 71(3), 1453-1461.

- Medema, G., Teunis, P., Blokker, M., Deere, D., Davison, A., Charles, P. en Loret, J. F. (2009). *Risk assessment of cryptosporidium in drinking water*, World Health Organization, Geneva, Switzerland. WHO/HSE/WSH/09.04.
- Medema, G. J., van Thienen, P., van Vossen, J., Blokker, E. J. M. en Smeets, P. (2015). "Biosmart rapport." *BTO 2015.0xx*, KWR, Nieuwegein.
- Meerkerk, M. A. (2009). "De levensduur van in watermeters geïntegreerde keerkleppen." *KWR KWR 09.038*, KWR, Nieuwegein.
- Meerkerk, M. A. (2011). "Richtlijnen voor plaatsing en beheer van de frontbeveiliging in niet-huishoudelijke aansluitingen; Controleerbare keerkleppen in de 'meetstraat'." *KWR 2011.082 KWR 2011.082*, KWR, Nieuwegein.
- Meerkerk, M. A. en Kroesbergen, J. (2010). "Hygiëncode drinkwater; opslag transport en distributie." *BTO 2001.175 2e editie BTO 2001.175 2e editie*, KWR, Nieuwegein.
- Mons, M. N., van der Wielen, J. M. L., Blokker, E. J. M., Sinclair, M. I., Hulshof, K. F. A. M., Dangendorf, F., Hunter, P. R. en Medema, G. J. (2007). "Estimation of the consumption of cold tap water for microbiological risk assessment: an overview of studies and statistical analysis of data." *Journal of Water and Health*, 5(1), 151-170.
- Nygård, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O. A., Bøhleng, E., Tverdal, A. en Aavitsland, P. (2007). "Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study." *International journal of Epidemiology*, 36(4), 873-880.
- Paul, M., Wolf, L., Fund, K., Held, I., Winter, J., Gallert, C. en Hötzl, H. (2004). "Microbiological condition of urban groundwater in the vicinity of leaky sewer systems." *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(4-5), 351-360.
- Reynolds, J. en Barrett, M. (2003). "A review of the effects of sewer leakage on groundwater quality." *Water and Environment Journal*, 17(1), 34-39.
- Rueedi, J., Cronin, A. en Morris, B. (2009). "Estimation of sewer leakage to urban groundwater using depth - specific hydrochemistry." *Water and environment journal*, 23(2), 134-144.
- Sales Ortells, H. (2015). "Health impact assessment of new urban water concepts," TU Delft, Delft.
- Schijven, J., Rutjes, S., Smeets, P. en Teunis, P. (2014). "QMRAspot: a tool for quantitative microbial risk assessment for drinking water: Manual QMRAspot version 2.0." *RIVM report 2014-0020*.
- Schijven, J. F., Mulischlegel, J. H. C., Hassanizadeh, S. M., Teunis, P. F. M. en de Roda Husman, A. M. (2006). "Determination of protection zones for Dutch groundwater wells against virus contamination - Uncertainty and sensitivity analysis." *Journal of Water and Health*, 4(3), 297-312.
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Bartrand, T., Ravenscroft, J. E. en Ashbolt, N. J. (2010). "Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination." *Water Research*, 44(16), 4674-4691.
- Spa Wateronderzoek 2014
<http://mvpr.allsystems.nl:8000/Spa%20Wateronderzoek/Spa%20Wateronderzoek%202014%20boekje.pdf>,
- Teunis, P. F. M., Xu, M., Fleming, K. K., Yang, J., Moe, C. L. en LeChevallier, M. W. (2010). "Enteric Virus Infection Risk from Intrusion of Sewage into a Drinking Water Distribution Network." *Environmental Science & Technology*, 44(22), 8561-8566, doi:10.1021/es101266k.
- van Abel, N., Blokker, E. J. M., Smeets, P. W. M. H., Meschke, J. S. en Medema, G. J. (2013). "The number of consumption events is an important parameter in QMRA of drinking water contaminated during short term events." *17th International on Health-Related Water Microbiology Symposium Water Micro*, Florianópolis, Brazil.
- van Daal, K. en Wols, B. (2012). "Spanningsberekeningen voor leidingen als gevolg van grondleiding interactie: modelimplementatie in GIS." *BTO 2012.242(s) BTO 2012.242(s)*, KWR, Nieuwegein.
- van der Wielen, P. W. J. J., Blokker, M. en Medema, G. J. (2006). "Modelling the length of microbiological protection zones around phreatic aquifers in The Netherlands." *Water science & technology*, 54(3), 63-69.

- van der Wielen, P. W. J. J., Senden, W. J. M. K. en Medema, G. (2008). "Removal of bacteriophages MS2 and Φ X174 during transport in a sandy anoxic aquifer." *Environmental Science and Technology*, 42(12), 4589-4594.
- van Lieverloo, J. H. M., Blokker, E. J. M. en Medema, G. J. (2007). "Quantitative microbial risk assesment of distributed drinking water using faecal indicator incidence and concentrations." *Journal of Water and Health*, 5(1), 131-149.
- van Lieverloo, J. H. M., Mesman, G. A. M., Baggelaar, P. K., Hamed, A. en Bakker, G. L. (2004). *Detectiekans van fecale verontreiniging in drinkwaterdistributiesystemen*, Kiwa N.V., Nieuwegein. BTO 2004.063.
- van Lieverloo, J. H. M., Mesman, G. A. M., Nobel, P. J. en Kroesbergen, J. (2001). "Hygiëncode drinkwater; opslag transport en distributie." BTO 2001.175(C) *BTO 2001.175(C)*, Kiwa N.V., Nieuwegein.
- van Vossen-Van Den Berg, J., Blokker, E. J. M. en De Graaf, B. (2015). "Evaluation of the ability of sensor networks to detect E.coli events compared to sampling programmes." *Procedia Engineering 13th Computing and Control for the Water Industry Conference, CCWI 2015*, 337-346.
- Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T.-A. en Ashbolt, N. (2004). "QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse." *Water Science & Technology*(50), 23-30.
- Yang, J., LeChevallier, M. W., Teunis, P. F. en Xu, M. (2011). "Managing risks from virus intrusion into water distribution systems due to pressure transients." *Journal of Water & Health*, 9(2).
- Yates, M. V., Gerba, C. P. en Kelley, L. M. (1985). "Virus persistence in groundwater." *Applied and Environmental Microbiology*, 49(4), 778-781.

Bijlage I: Hygiëncode bij reparatie van leidingen

Waterbedrijven werken volgens het protocol beschreven in de Hygiëncode (Meerkerk en Kroesbergen 2010). Hieronder worden de passages die van belang zijn voor reparatie van een leidingdeel uitgelicht.

In §8.2 en §8.4 wordt beschreven hoe bij een reparatie van een leidingdeel een sectie wordt geïsoleerd en drukloos gemaakt:

- “De afsluiter(s) aan de watervoerende zijde(n) wordt/worden niet volledig dichtgedraaid zodat een klein waterstroompje insluiting van verontreinigingen voorkomt en het vuil steeds in de richting van de werklocatie stroomt. Een zo klein mogelijk deel van het leidingnet wordt geïsoleerd door aan alle zijden van het te vervangen gedeelte (...) afsluiters te sluiten.”
- “Bij een vertakt leidingnet en een transportleiding wordt eerst het leidingdeel dat geen water levert (benedenstrooms) afgesloten om de omvang van de verontreiniging te beperken. Vervolgens wordt de watertoevoer afgesloten, waarbij een zo klein mogelijk deel volledig drukloos wordt gemaakt. Bij een vermaasd leidingnet zijn er meerdere stromingsrichtingen en moet een zo klein mogelijk deel volledig drukloos worden gemaakt.”

Voor reparatie met een reparatiekleem staat in §8.5:

- “(...) dient de afsluiter benedenstrooms van een breuk te worden dichtgezet en de afsluiter bovenstrooms daarvan zover te worden dichtgedraaid dat er nog juist sprake is van lekkage.”

Voor de ingebruikname staat in §7.9:

- “Na de aanleg wordt het aangelegde deel van het leidingnet aangesloten op het bestaande net. In de delen van het leidingnet die voor deze actie open en volledig drukloos zijn geweest, moet de waterkwaliteit worden gecontroleerd, zie Hoofdstuk 12.”
- “Het hygiënisch betrouwbaar maken van leidingen is beschreven in de paragrafen 3.5 tot en met 3.7. Bij transportleidingen kan vaak niet voldoende spuisnelheid worden gehaald, zodat alternatieve schoonmaakmethoden nodig zijn.”
- “Als uit de waterkwaliteitsbeoordeling blijkt dat de leiding nog (fecaal) is verontreinigd, moeten de schoonmaak- en/of desinfectiemaatregelen zoals die zijn beschreven in de paragrafen 3.5 tot en met 3.7, en de waterkwaliteitsbeoordeling net zo lang worden herhaald totdat de leiding kan worden goedgekeurd.”
- In §3.5-3.7 worden de schoonmaakmethoden (“spuien met water, spuien met water/lucht en mechanisch schoonmaken”) en desinfectie (“Desinfectie met een hoge concentratie desinfectiemiddel (bijvoorbeeld 20 mg Cl_2/l of waterstofperoxide) zonder verbruik; Desinfectie met een lage concentratie desinfectiemiddel (tot 3 mg Cl_2/l) met verbruik”) beschreven. “Desinfectie van leidingen dient tot een minimum te worden beperkt in verband met de milieubelasting van de gebruikte stoffen. Preventieve desinfectie van leidingen wordt daarom tegenwoordig niet veel meer uitgevoerd. (...) De ervaring leert dat het spuien van de leidingen in de meeste

gevallen voldoende werkt om een leiding microbiologisch betrouwbaar op te leveren indien er schoon en hygiënisch is gewerkt.”

In Hoofdstuk 12 staat o.a.:

- “Onder waterkwaliteitsbeoordeling wordt verstaan het traject van monsterneming, bepaling van een of meer parameters in het genomen watermonster en het vergelijken van de uitkomst(en) daarvan met van toepassing zijnde grenswaarde(n) dat leidt tot ‘goedkeuring’ of ‘afkeuring’.”
- “Als uitgangspunt wordt genomen dat er een waterkwaliteitsbeoordeling plaatsvindt (...) na het uitvoeren van reparaties, waarbij de leiding volledig drukloos was en/of er een open verbinding tussen de binnenkant van de leiding en de omgeving is geweest.”
- “Na de afronding van werkzaamheden aan een distributieleiding is het aan te raden om de leiding tot na goedkeuring eenzijdig te voeden en het gebied waarbinnen het mogelijk verontreinigde water zich verspreidt zo veel mogelijk in te perken (een scherm zetten) door middel van het dichtdraaien van afsluiters. Wanneer er toch een verontreiniging optreedt, is dan het mogelijke verspreidingsgebied bekend.(...) Bij alle reparaties waarbij de leiding volledig drukloos is geweest en er een open verbinding tussen de binnenkant van de leiding en de omgeving is geweest, wordt 12 – 24 uur na afloop van de werkzaamheden een waterkwaliteitsbeoordeling uitgevoerd.”
- “Voor de categorie distributieleidingen is (...) een goede waterkwaliteitsbeoordeling vereist, maar is door de kleinere inhoud en daardoor snellere verversing en makkelijker afspuikbaarheid minder kans op een vals-negatieve uitslag. Daarom kan bij deze leidingen worden volstaan met één waterkwaliteitsbeoordeling en wel 12 – 24 uur na de spui-acties. Optioneel kan een bedrijf er voor kiezen om de beoordeling een dag erna te herhalen.”

Specifiek spreken §8.2 en §8.4 over het volgende na de reparatie:

- “Alle delen die volledig drukloos zijn geworden of open zijn geweest, moeten na vervanging worden schoongemaakt. Als dat niet mogelijk is, moet in deze delen extra waterkwaliteitsbeoordeling worden uitgevoerd.”
- En “Alle delen waarin verontreiniging is gekomen door breuk, lekkage of tijdens de reparatie moeten na de reparatie worden schoongemaakt.”

En voor de reparatieklem (§8.5):

- “De buitenkant van de leiding wordt over tweemaal de lengte van de reparatieklem gereinigd en gedesinfecteerd, waarna de klem wordt gemonteerd en de beide afsluiters weer (volledig) worden geopend. Er hoeft geen waterkwaliteitsbeoordeling plaats te vinden.”