
RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 289202016

**Eliminatie van virussen, *Cryptosporidium* en
Giardia door drinkwaterzuiveringsprocessen**

G.J. Medema; J.J.H. Theunissen

december 1996

Totaal aantal bladzijden: 68

Dit onderzoek werd uitgevoerd in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer; Directie Drinkwater, Water, Landbouw en Kiwa NV, onder project nummer 289202: Watermicrobiologie.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, tel. 030-2749111, fax 030-2742971

VERZENDLIJST

- 1 DGM, Directeur Drinkwater, Water, Landbouw
- 2 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer, Dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 3-13 Kiwa werkgroep Verwijdering Micro-organismen, Dr.ir D. van der Kooij
- 14 Ir. W. Cramer, DGM/DWL
- 15 Ir. P.J. Verkerk, Hoofdinspecteur Milieuhygiëne
- 16 Ir. C. Nauta, Hoofdinspectie Milieuhygiëne
- 17 A. Bussemaker, IBC Drinkwater
- 18-25 Regionale Inspecties Milieuhygiëne
- 26-36 Hoofden Laboratoria Waterleidingbedrijven
- 37 Drs. H.A.M. Ketelaars, WBB
- 38 Dr. W. Hoogenboezem, PWN
- 39 Dr. A.M.M. van Dijk-Looijaard, Kiwa NV
- 40 Prof. Dr. J.C. van Dijk, TUD
- 41 Dr. L.C. Rietveld, TUD
- 42 Dr. H. Lubberding, IHE
- 43 Ir. J.C.L. van Buuren, LUW
- 44 Dr. C.L.C. Meijer, Commissie Drinkwatervoorziening
- 45 Dr. W.F.B. Jülich, RIWA
- 46 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 47 Prof. Dr. D. Kromhout
- 48 Dr. ir. A.M. Henken
- 49 Dr. ir. A.H. Havelaar
- 50 Ir. A.H.M. Bresser
- 51 Ir. J.F.M. Versteegh
- 52 Ir. J.H.C. Mülschlegel
- 53 Dr. W. Verweij
- 54 Ir. J. Hrubec
- 55 Drs. F.J. Kragt
- 56 Dr. F.J.J. Brinkmann
- 57 Dr. P.F.M. Teunis
- 58 J.F. Schijven
- 59 Dr. E. Evers
- 60-61 Auteurs
- 62 Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
- 63 Bureau Rapportenregistratie
- 64 Bibliotheek RIVM
- 65 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 66-100 Bureau rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

Verzendlijst	2
Inhoudsopgave	3
Summary	4
Samenvatting	5
1. Inleiding	7
1.1 Oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterbereiding	7
1.2 Zuivering van oppervlaktewater	8
1.3 Wettelijk kader	9
1.4 Recente ontwikkelingen	10
1.5 Doelstelling	12
2. Methoden	13
3. Desinfectie-processen	15
3.1 Inleiding	15
3.2 Chloor	16
3.3 Chloordioxide	21
3.4 Ozon	24
3.5 UV	29
4. Filtratie	33
4.1 Snelfiltratie	34
4.2 Langzame zandfiltratie	36
4.3 Actief koolfiltratie	39
4.4 Membraanfiltratie	41
5. Coagulatie	44
6. Bodempassage	48
6.1 Duinfiltratie	48
6.2 Oeverfiltratie	51
7. Spaarbekkens	54
8. Algemene conclusies en aanbevelingen	57
Literatuur	60

SUMMARY

This report describes the removal efficiency of drinking water treatment processes for viruses and protozoa (*Cryptosporidium/Giardia*), based on the best available Dutch data and, if data on the Dutch situation are absent, international research data. The approach is valid for well-designed and operated treatment processes. The influence of process parameters and the nature of the micro-organisms and source water quality is described quantitatively (where possible) or qualitatively. The following ranges of removal efficiencies of the treatment systems are reported:

Removal efficiency for viruses, Giardia and Cryptosporidium of treatment processes

Process	Removal efficiency (¹⁰ log-units)			Most important efficiency-determining parameters
	<i>Viruses</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	
<i>Disinfection</i>				
Chlorine	2->4	0-2	0	concentration, contact time, temperature, pH, state of pathogen
Chlorine dioxide	1-3	0-1	0	concentration, contact time, temperature, pH, state of pathogen
Ozone	2->3	1-4	0-1	concentration, contact time, temperature, state of pathogen
UV	2-5	0-1	0-1	dose, turbidity, solutes
<i>Filtration</i>				
Rapid sand filtration	0	0	0	
Slow sand filtration	1,5->3	1,2->3,7	1,2->3,7	temperature, presence of Schmutzdecke
Activated carbon filtration	0	0	0	
Membrane (ultra)filtration	3-5	>4	>4	system integrity
Coagulation/filtration	1-2	2-2,5	2-2,5	process desing (mixing speed, floc removal), temperature, coagulant dose
<i>Soil passage</i>				
Dune infiltration	>3	>3,7	>3,7	residence time, distance, organic carbon content
Bank filtration	>2->5	>2->5	>2->5	soil composition, state of pathogen, sediment
Reservoir storage	1-2,5	0,5-2	0,5-2	reservoir configuration, residence time, mixing, temperature

Chemical disinfection with chlorine or chlorine dioxide and UV radiation are effective against viruses, but not against *Cryptosporidium* oocysts (see table). *Giardia* cysts are affected but only at high doses. Ozone is the most effective disinfectant, but still inactivates *Cryptosporidium*, in the dose-range applied in the Netherlands, by only 0-1 ¹⁰log-units.

Slow sand filtration and membrane filtration effectively remove both viruses and protozoa by >3 ¹⁰log-units under optimal conditions. At low temperatures, the removal efficiency of slow sand filtration is reduced to approx. 1,5 ¹⁰log-units. Application of membrane filtration for micro-organism removal is relatively new and there are only few data on the effectiveness. The results reported thusfar indicate a very high potential removal of micro-organisms for a well designed and operated membrane filtration process.

Rapid sand filtration and activated carbon filtration are no substantial barriers for viruses or protozoa. Coagulation/filtration removes (oo)cysts with 2-2,5 ¹⁰log-units; viruses are less effectively removed: 1-2 ¹⁰log-units. Soil passage, as applied in bank filtration and (dune) infiltration, appears to be very effective in micro-organism removal, but there are very little data that describe the actual efficiency and give insight in the processes that determine micro-organism removal in the soil. The removal efficiency of reservoir storage ranges from 0,5-1 ¹⁰log-units in single reservoirs with short residence times and 2-2,5 ¹⁰log-units in multiple subsequent reservoirs with a long residence time (5-6 months).

SAMENVATTING

Achtergrond

In Nederland wordt eenderde deel van het drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater, het overige deel wordt bereid uit grondwater. Oppervlaktewater is, in vergelijking met grondwater, sterk microbiologisch verontreinigd door met name lozingen van gezuiverd en ongezuiverd rioolwater en/of door afspoeling of lozing van mest van landbouwhuisdieren.

In vergelijking met grondwater is oppervlaktewater dus een grondstof die een uitgebreide zuivering behoeft om geschikt te worden gemaakt voor menselijke consumptie.

Gebruik van grondwater geniet uit oogpunt van hygiënische betrouwbaarheid dus de voorkeur, maar staat echter ter discussie vanwege de daaruit (ten dele) resulterende verdroging van natuurgebieden. In het NMP en de derde nota Waterhuishouding wordt daarom gesteld dat uitbreiding van de grondwaterwinning ten behoeve van het stijgende waterverbruik getoetst dient te worden aan het beleid ter terugdringing van de verdroging. In het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening wordt daarom gesteld dat verdere groei van de inzet van grondwater voor de drinkwaterbereiding niet wenselijk is. Oppervlaktewater wordt hierdoor een steeds belangrijker grondstof voor de drinkwaterbereiding.

De microbiologische verontreinigingen in oppervlaktewater moeten tijdens de zuivering tot drinkwater afdoende worden geëlimineerd. De meest kritische microbiologische parameters voor de zuivering zijn virussen en protozoa (*Cryptosporidium*, *Giardia*), vanwege hun hoge infectiviteit, persistentie en resistentie.

Doelstelling

Dit rapport geeft een kwantitatieve beschrijving van de virus- en protozoaverwijderingscapaciteit van de verschillende processtappen die (gaan) worden toegepast voor de zuivering van Nederlands oppervlaktewater, op basis van Nederlandse en buitenlandse onderzoekgegevens. Daarbij wordt beschreven welke invloed verschillende procesparameters, ruw waterkwaliteit en micro-organisme-gebonden factoren op de verwijderingsefficiëntie hebben. Gezien het onvolledige beeld dat uit de literatuurgegevens is gekomen is de beschrijving conservatief opgesteld door uit te gaan van de meest kritische studies.

Resultaten

Chemische desinfectie met chloor(dioxide) en UV zijn effectief tegen virussen, maar niet tegen *Cryptosporidium* en in beperkte mate (alleen bij hoge doses) tegen *Giardia* (zie tabel). Ozon is het meest effectieve desinfectiemiddel, maar is slechts in geringe mate effectief tegen *Cryptosporidium* bij de toegepaste ozondoses in Nederland.

Langzame zandfiltratie en membraanfiltratie kunnen virussen en protozoa zeer effectief verwijderen. Langzame zandfiltratie wordt minder effectief bij lage temperaturen.

Membraanfiltratie is een nieuwe techniek waarvan de virus- en protozoaverwijderingscapaciteit nog onvoldoende is onderzocht, maar de tot nu toe gerapporteerde verwijderingsrendementen bij goed-werkende systemen zijn veelbelovend.

Eliminatiecapaciteit van virussen, Giardia en Cryptosporidium door drinkwaterzuiveringsprocessen

Proces	Eliminatiecapaciteit (log-eenheden)			Belangrijkste rendementsbepalende factoren
	<i>Virussen</i>	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	
<i>Desinfectie</i>				
Chloor	2->4	0-2	0	concentratie, contacttijd, temperatuur, pH, staat pathogeen
Chloordioxide	1-3	0-1	0	concentratie, contacttijd, temperatuur, pH, staat pathogeen
Ozon	2->3	1-4	0-1	concentratie, contacttijd, temperatuur, staat pathogeen
UV	2-5	0-1	0-1	dosis, troebelheid, opgeloste stof
<i>Filtratie</i>				
Snelfiltratie	0	0	0	
Langzame zandfiltratie	1,5->3	1,2->3,7	1,2->3,7	temperatuur, aanwezigheid schmutzdecke
Actief koolfiltratie	0	0	0	
Membraan(ultra)filtratie	3-5	>4	>4	systeemintegriteit
Coagulatie/snelfiltratie	1-2	2-2,5	2-2,5	procesontwerp (mengsnelheid, vlokafscheiding), temperatuur, dosis coagulant
<i>Bodempassage</i>				
Duininfiltratie	>3	>3,7	>3,7	verblijftijd, afstand, organisch stofgehalte
Oeverfiltratie	>2->5	>2->5	>2->5	bodemsamenstelling, staat pathogeen, sedimentlaag
Bekkenopslag	1-2,5	0,5-2	0,5-2	bekkenconfiguratie, verblijftijd, menging, temperatuur

Snelfiltratie en actief koolfiltratie zijn niet of nauwelijks barrières voor virussen en protozoa; over de effectiviteit van actief koolfiltratie zijn weinig data beschikbaar.

Coagulatie/filtratie verwijdert *Cryptosporidium* en *Giardia* effectief: 2-2,5 log-eenheden; virussen worden minder effectief verwijderd: 1,4 log-eenheden.

Bodempassage lijkt een zeer effectieve barrière voor zowel virussen als protozoa, maar er zijn nauwelijks gegevens om de werkelijke verwijderingscapaciteit te beschrijven en inzicht te krijgen in de factoren die een bepalende rol spelen in die verwijdering.

Langdurige opslag in spaarbekkens (5-6 maanden) en een configuratie zoals die bij de Biesbosch bekkens resulteert in een eliminatie van 2-2,5 log-eenheden voor virussen en protozoa; kortere opslag in enkelvoudige bekkens is beduidend minder effectief: 0,5-1 log-eenheid.

Discussie

De inventarisatie die in dit rapport wordt gemaakt is een weerslag van de huidige stand van de kennis. De beschikbare gegevens uit eigen en literatuur onderzoek geven een fragmentarisch beeld. De pretentie van dit rapport is daarom ook niet om aan te geven dat alle oppervlaktewater-zuiveringsprocessen in Nederland de weergegeven verwijdering van virussen en protozoa realiseren, maar om, daar waar gegevens ontbreken om een betere inschatting te maken, aan te geven waar een zuiveringsproces, dat goed is gedimensioneerd en goed wordt beheerst, toe in staat moet worden geacht.

Waterleidingbedrijven kunnen aan de hand van metingen van virussen of protozoa in hun zuiveringsproces aantonen dat deze meer of minder effectief is dan in dit rapport wordt aangegeven. Het uitvoeren van locatie- en proces-specifieke metingen is altijd te prefereren, omdat dit inzicht geeft in welk verwijderingsrendement onder lokale condities wordt gerealiseerd.

1. INLEIDING

1.1 Oppervlaktewater als grondstof voor de drinkwaterbereiding.

In Nederland wordt eenderde deel van het drinkwater geproduceerd uit oppervlaktewater, het overige deel wordt bereid uit grondwater. Oppervlaktewater is, in vergelijking met grondwater, sterk verontreinigd, zowel chemisch (pesticiden, zware metalen, organische microverontreinigingen) als microbiologisch (ziekteverwekkende micro-organismen als bacteriën, virussen en protozoa). Oppervlaktewater wordt verontreinigd met ziekteverwekkende micro-organismen door lozingen van gezuiverd en ongezuiverd rioolwater en/of door afspoeling of lozing van mest van landbouwhuisdieren, oppervlaktewaterrecreatie en door feces van in het wild voorkomende dieren (m.n. watervogels). Op de meeste van de huidige winlocaties zijn rioolwater en mest de belangrijkste verontreinigingsbronnen, waarbij hun onderlinge betekenis afhangt van de karakteristieken van het stroomgebied (voorkomen en lozingspunt rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), veeteeltgebied, intensieve veehouderij). Op een aantal locaties (open terugwinning duininfiltraat, spaarbekkens) kan de natuurlijke fauna een belangrijke bron van besmetting zijn (Medema & Schets, 1991).

Oppervlaktewater is kwetsbaar voor piekverontreinigingen met ziekteverwekkers: bij zware of langdurige regenval of smeltende sneeuw spoelen veel verontreinigingen via riooloverstorten, zwaarder belaste rioolwaterzuiveringen en sterke afspoeling van mest naar het oppervlaktewater. Dergelijke piekverontreinigingen, die meestal gepaard gaan met een piek in de troebelheid van het water, kunnen drinkwaterzuiveringssystemen overbelasten. Het meest markante voorbeeld is de epidemie van *Cryptosporidium* darminfecties in Milwaukee (VS) waarbij naar schatting 403.000 mensen ziek zijn geworden via het drinkwater (MacKenzie *et al.*, 1994). In de dagen voor de eerste ziektegevallen werd een sterke troebelheidspiek in oppervlaktewater waargenomen die door de zuivering (coagulatie/filtratie en chloordesinfectie) niet adequaat kon worden opgevangen, hetgeen resulteerde in doorslag van *Cryptosporidium* naar het drinkwater. Ook in Nederland is in 1993 een microbiologische verontreiniging van drinkwater waargenomen, als gevolg van pieken in de verontreiniging van het ruwe oppervlaktewater door regenval. De eerste waarneming was de aanwezigheid van sporen van sulfietreducerende clostridia in het drinkwater. Bij nader onderzoek bij de (Duitse) zuivering werd ook doorslag van *Cryptosporidium* en *Giardia* door de zuivering waargenomen. Er is echter geen verhoogde incidentie van ziektegevallen waargenomen. De gevoeligheid van een passief surveillance systeem, zoals in Nederland wordt gehanteerd, is echter gering, zodat niet kan worden aangegeven of er als gevolg van deze verontreiniging wel of geen ziektegevallen zijn opgetreden.

In vergelijking met grondwater is oppervlaktewater dus een grondstof die een uitgebreide zuivering behoeft om geschikt te worden gemaakt voor menselijke consumptie. De zuivering moet de nominale en piekverontreinigingen adequaat kunnen opvangen.

In het Tweede Structuurschema Drink- en Industrierwatervoorziening is om onder andere deze redenen als voorkeursvolgorde voor de bereiding van drinkwater aangehouden:

- grondwater
- geïnfiltreerd oppervlaktewater en oppervlaktewater via bekkenopslag
- directe winning van oppervlaktewater.

Gebruik van grondwater geniet uit oogpunt van hygiënische betrouwbaarheid dus de voorkeur. Gebruik van grondwater voor de drinkwaterbereiding staat echter ter discussie vanwege de daaruit (ten dele) resulterende verdroging van natuurgebieden. In het NMP en de derde nota Waterhuishouding wordt daarom gesteld dat uitbreiding van de grondwaterwinning ten behoeve van het stijgende waterverbruik getoetst dient te worden aan het beleid ter terugdringing van de verdroging. In het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening wordt aan de hand hiervan gesteld dat verdere groei van de inzet van grondwater voor de drinkwaterbereiding niet wenselijk is. Ook duininfiltratie staat ter discussie; hier zijn naast verdroging de bezwaren de invloed op het duinecosysteem en het ruimtebeslag.

Mede als gevolg van deze ontwikkelingen doet een aantal waterleidingbedrijven onderzoek naar de winning en zuivering van oppervlaktewater als alternatief voor grondwaterwinning. Daarbij worden ook nieuwe processen betrokken, zoals membraanfiltratie, waarvan de technologische ontwikkelingen introductie in de drinkwaterbereiding haalbaar hebben gemaakt. Het geformuleerde beleid en de wijze waarop provincies en waterleidingbedrijven daar vorm aan geven, zal naar verwachting in de nabije toekomst leiden tot een vergroting van de inzet van oppervlaktewater als grondstof voor drinkwater en het toepassen van nieuwe zuiverings-technologieën daarbij. Naast de grote oppervlaktewateren (Rijn, Maas, IJsselmeer) lijkt regionaal oppervlaktewater, met haar eigen verontreinigingsbronnen, een belangrijker rol te gaan spelen als grondstof voor de drinkwatervoorziening.

1.2 Zuivering van oppervlaktewater

Dat drinkwater bereid uit oppervlaktewater een belangrijke transmissieroute voor infectieziekten (darmontstekingen zoals cholera, tyfus, dysenterie) kan zijn was al aan het eind van de vorige eeuw bekend. Ook werd duidelijk dat het toepassen van zuiveringsprocessen (zandfiltratie) de infectiedruk kon verminderen (Evans, 1996).

Een van de primaire doelstellingen van de zuivering van oppervlaktewater was en is dus de verwijdering van ziekteverwekkers. In het begin van deze eeuw werden voor dit doel langzame zandfiltratie of coagulatie/snelfiltratie met chloordesinfectie gebruikt. Later werd de zuivering uitgebreid tot bekkenopslag, breekpuntschlooring en coagulatie/snelfiltratie. Een aantal oppervlaktewater-bedrijven maakte en maakt gebruik van de zuiverende werking van bodempassage en infiltreert water in het zandpakket van de duinen of filtreert oppervlaktewater door het oever-bodempakket.

Deze ontwikkeling heeft een groot effect op de volksgezondheid gehad; door het installeren van zuivering en waterleidingnetten en riolering is het aantal drinkwater-gerelateerde epidemieën in Nederland dramatisch gedaald.

De toenemende vervuiling van oppervlaktewater met toxische verbindingen (pesticiden, zware metalen, organische micro-verontreinigingen) heeft de laatste decennia geleid tot onderzoek naar en implementatie van zuiveringstechnieken als actief koolfiltratie of -dosering en ozonisatie, eventueel uitgebreid met waterstofperoxyde (advanced oxidation) en membraanfiltratie.

1.3 Wettelijk kader

Gezien de rol van drinkwater als een van de belangrijkste vectoren voor ziekteverwekkers is van oudsher een belangrijke doelstelling van oppervlaktewaterzuiveringsprocessen het verwijderen of inactiveren van ziekteverwekkende micro-organismen zodanig dat geen verspreiding van infectieziekten via drinkwater plaatsvindt. Dit is verankerd in het Waterleidingbesluit (3 april 1984 (Stb 220): "Drinkwater dat de eigenaar aan anderen ter beschikking stelt, mag geen eigenschappen hebben waardoor het voor de gezondheid nadelig kan zijn" en later ook in de EG-richtlijn 80/778/EEG: "Water dat voor menselijke consumptie is bestemd mag geen pathogene organismen bevatten". Deze eis is vertaald in normen voor bacteriën die een indicatie zijn voor verontreiniging van drinkwater met menselijke of dierlijke fecaliën (bacteriën van de coligroep, fecale streptokokken). In drinkwater bereid uit oppervlaktewater mogen volgens het Waterleidingbesluit in dagelijks te nemen monsters van 300 ml geen (thermotolerante) bacteriën van de coligroep aanwezig zijn. Een echte overschrijding treedt pas op als deze waarde ook in een herhalingsmonster wordt overschreden. Uitgaande van een Poisson-verdeling van deze bacteriën in drinkwater en een overschrijdingskans van 1% in het 'eerste monster' kan met een betrouwbaarheid van 95% worden aangegeven dat de gemiddelde concentratie (thermotolerante) bacteriën van de coligroep 0,018 per liter of minder is (van der Kooij *et al.*, 1994)

Naast eisen aan het geproduceerde drinkwater is een klasse-indeling gemaakt van oppervlaktewater aan de hand van de microbiologische kwaliteit en wordt aangegeven welk niveau van zuivering daarbij gebruikt zou moeten worden (tabel 1).

Ten aanzien van de verwijdering/inactivering van ziekteverwekkende micro-organismen werd het "multiple barrier" principe gehanteerd: een oppervlaktewaterzuivering dient meerdere barrières tegen ziekteverwekkende micro-organismen te bezitten, zodat bij (tijdelijk) niet (goed) functioneren van een van de processen de micro-organismen tenminste gedeeltelijk worden opgevangen door de andere barrière(s).

Tabel 1. Kwaliteitsklassen van oppervlaktewater bestemd voor de bereiding van drinkwater.

{PRIVATE }Kwaliteits- klasse	Thermotolerante bacteriën van de coligroep (mediaan per 100 ml)	Faecale streptokokken (mediaan per 100 ml)	Toe te passen zuivering	
I	<20	<10	eenvoudige be- handeling en desin- fectie	zoals coagulatie en des- infectie
II	<2000	<1000	normale fysische en chemische behandeling en desinfectie	zoals coagulatie, floccu- latie, filtratie, oxydatie en desinfectie
III	<20.000	<10.000	grondige chemi- sche en fysische behandeling, raffi- nage en desinfectie	zoals breekpuntschlooring, coagulatie, flocculatie, filtratie, actieve kool en desinfectie.

1.4 Recente ontwikkelingen

De afgelopen decennia heeft de waterleidingsector in Nederland en andere westerse landen meer aandacht gehad voor chemische dan voor microbiologische verontreinigingen. Er zijn in Nederland geen epidemieën via drinkwater meer geregistreerd (met uitzondering van incidenten die door nabesmetting van het distributienet werden veroorzaakt) en over het algemeen wordt aan de bacteriologische kwaliteitseisen voor drinkwater voldaan. De microbiologische verontreinigingen leken daarmee onder controle.

Circa 15 jaar geleden kwam daar verandering in door het onderkennen van de rol van virussen als potentiële veroorzakers van epidemieën via drinkwater. Er werden in het buitenland epidemieën van virusinfecties via drinkwater gemeld en virussen bleken persistenter in het milieu en moeilijker te verwijderen door de zuivering dan de indicator-bacteriën. Dit heeft geleid tot een onderzoeksprogramma naar het voorkomen van virussen in oppervlaktewater en de verwijdering door zuiveringsprocessen (Theunissen *et al.*, 1996).

De laatste jaren hebben bovendien de protozoa *Giardia* en vooral *Cryptosporidium* zich gemanifesteerd als veroorzakers van omvangrijke epidemieën via drinkwater, onder andere in de Verenigde Staten en Groot-Brittannië. (MacKenzie *et al.*, 1994, Hayes *et al.*, 1989, Badenoch, 1990, Goldstein *et al.*, 1996). *Cryptosporidium* en *Giardia* zijn zeer resistent tegen desinfectiemiddelen en persistent in het milieu. Bij een groot deel van deze epidemieën voldeed het drinkwater waar deze protozoa in aanwezig waren aan de bovengenoemde bacteriologische kwaliteitseisen.

Deze epidemieën hebben in de VS geleid tot het besef dat het concept van indicator-bacteriën, zoals dat ook in het Waterleidingbesluit is gebruikt, niet in alle gevallen voldoende garanties biedt voor de productie van veilig drinkwater. De US Environmental Protection Agency heeft daarom in aanvulling op de normen voor indicator bacteriën voor faecale verontreiniging, in de Surface Water Treatment Rule criteria opgesteld voor de verwijderingscapaciteit van de zuivering ten aanzien van virussen en *Giardia* (resp. 4 en 3 log-eenheden).

Implementatie van deze zuiveringscriteria voor Nederland is niet opportuun: het Nederlandse beleid richt zich op eisen aan het eindproduct. De grondslag van deze zuiveringscriteria is echter wel bruikbaar in Nederland. Bij het opstellen van de criteria is de USEPA uitgegaan van een acceptabel risico van 1 infectie per 10000 watergebruikers per jaar (10^{-4} pppj).

Het laatste decennium zijn voor steeds meer ziekteverwekkers dosis-respons relaties vastgesteld, door de ziekteverwekkers in diverse doses toe te dienen aan humane vrijwilligers. Met deze dosis-respons relaties is het mogelijk geworden het risico dat deze ziekteverwekkers opleveren kwantitatief te beschrijven, analoog aan de wijze waarop toxicologische risico's worden beschreven. Daarmee kan ook voor de micro-organismen een maat voor een acceptabel of verwaarloosbaar risico worden gehanteerd als basis voor normstelling in drinkwater.

"Enteric" virussen en parasitaire protozoa (*Cryptosporidium*, *Giardia*) zijn de meest geschikte ziekteverwekkers voor een deze nieuwe benadering, omdat zij vanwege hun hoge infectiviteit, persistentie in oppervlaktewater en resistentie tegen desinfectie (protozoa) of slechte verwijdering door filtratieprocessen (virussen) de meest kritische microbiologische parameters zijn voor de drinkwaterbereiding. Deze ziekteverwekkers zijn ook zeer infectieus: blootstelling aan slechts 1 virusdeeltje of parasiet geeft al een niet verwaarloosbare kans op infectie (Teunis *et al.*, 1996).

Op grond van een acceptabel risiconiveau van 10^{-4} per persoon per jaar en de dosis-respons relaties is een schatting gemaakt van de maximaal toelaatbare concentratie voor diverse virustypen en van *Giardia* en *Cryptosporidium* in drinkwater (Regli *et al.*, 1991, Teunis *et al.*, 1996). Deze ligt voor virussen in de grootte-orde van 10^{-5} (poliovirus, echovirus 12) tot 10^{-7} (rotavirus, poliovirus 3) per liter (= 1 virus per 100-10.000 m³) en voor *Giardia* op $5,5 \times 10^{-6}$ per liter (oftewel 1 cyste per 180 m³) en voor *Cryptosporidium* op $2,6 \times 10^{-5}$ per liter (oftewel 1 oocyste per 40 m³).

In Nederland wordt op dit moment onderzocht of en hoe deze aanpak aan kan sluiten bij het risicobeleid van VROM en wat de implementatie van een dergelijke aanpak zal betekenen voor de waterleidingsector. Ook in deze discussie wordt voornamelijk uitgegaan van 10^{-4} pppj als acceptabel infectierisico.

De maximaal toelaatbare concentraties bij dit risiconiveau liggen ver onder de detectiegrens van de analysemethoden die voor deze organismen beschikbaar zijn. Om te kunnen vaststellen of drinkwater aan deze eis voldoet is direct onderzoek dus geen optie. De concentratie in drinkwater kan daarom alleen worden geschat op basis van de concentratie in de grondstof en de verwijderingscapaciteit van het zuiveringsproces.

Over de concentratie in de grondstof zijn reeds gegevens beschikbaar. Enterovirussen komen in Nederlands oppervlaktewater voor in dichtheden van ca 1 tot 1000 per 100 liter (Theunissen *et al.*, 1996). Ook *Cryptosporidium* en *Giardia* lijken algemeen voor te komen in oppervlaktewater in Nederland in dichtheden van 0,01-50 per liter (Ketelaars *et al.*, 1995, Medema & Ketelaars, 1995, Kruidenier *et al.*, 1996, Medema *et al.*, 1996).

Uitgaande van de maximaal toelaatbare concentraties in drinkwater betekent dit dat ca $5-8^{10}$ log-eenheden virusverwijdering en $4-6^{10}$ log-eenheden protozoa verwijdering gerealiseerd moet worden. De grootte-orde van de benodigde verwijdering van ziekteverwekkers verschilt dus aanzienlijk van die voor chemische verontreinigingen.

In het voorstel voor de herziening van het Waterleiding besluit (van Dijk-Looijaard *et al.*, 1994) is, gezien deze ontwikkelingen, opgenomen dat oppervlaktewaterbedrijven hun grondstof regelmatig op het voorkomen van virussen en parasitaire protozoa moeten onderzoeken en de verwijderingscapaciteit van hun zuivering ten aanzien van deze ziekteverwekkers dienen vast te stellen.

De waarborging het produceren van microbiologisch betrouwbaar drinkwater verschuift door deze ontwikkelingen van eindproductbewaking met indicator-bacteriën (terug) naar grondstofkwaliteitsbewaking en procesbeheersing en -controle. Daarvoor is kennis nodig over de verwijdering of inactivatie (gezamenlijk: eliminatie) van pathogene micro-organismen door drinkwater-zuiveringsprocessen.

1.5 Doelstelling

Het doel van dit rapport is op basis van literatuuronderzoek aan te geven in welke mate een goed gedimensioneerde zuiveringsstap virussen en protozoa kan verwijderen of inactiveren. Daarbij wordt beschreven welke invloed verschillende (proces)parameters en micro-organismegebonden factoren op de verwijdering hebben, als eerste handvat voor analytisch onderzoek naar en modellering van de verwijdering van ziekteverwekkers.

De eliminatiecapaciteit wordt beschreven per procestype. Voor het vaststellen van de eliminatiecapaciteit van totale oppervlaktewaterzuiveringssystemen kan de eliminatiecapaciteit van de individuele processen als modules aan elkaar worden gekoppeld. Als er gegevens beschikbaar zijn over virus- of protozoaconcentraties in het ruwe water kan op die manier middels puntschattingen worden getoetst of de betreffende oppervlaktewaterzuivering voldoende eliminatiecapaciteit bezit om aan de maximaal toelaatbare concentraties (zoals voorgesteld) in drinkwater te kunnen voldoen.

2. METHODEN

Om de eliminatiecapaciteit van zuiveringsprocessen onder Nederlandse omstandigheden in te schatten is een aantal gegevensbronnen voorhanden:

- 1 Onderzoek naar de eliminatiecapaciteit van full-scale zuiveringsprocessen bij Nederlandse oppervlaktewaterbedrijven (veelal data van RIVM/Kiwa/waterleidingbedrijven).
- 2 Onderzoek naar de eliminatiecapaciteit van pilot-scale zuiveringsprocessen bij Nederlandse oppervlaktewaterbedrijven (veelal data van RIVM/Kiwa/waterleidingbedrijven).
- 3 Onderzoek naar de eliminatiecapaciteit van full-scale zuiveringsprocessen bij buitenlandse oppervlaktewaterbedrijven.
- 4 Onderzoek naar de eliminatiecapaciteit van pilot-scale zuiveringsprocessen bij buitenlandse oppervlaktewaterbedrijven.
- 5 Laboratoriumonderzoek naar de effectiviteit van zuiveringsprocessen.

De systematiek die in dit rapport is gehanteerd is dat, na een uitgebreid literatuuronderzoek, uit de mogelijke gegevensbronnen de beste of enkele van de beste data-sets zijn geselecteerd voor de inschatting van de effectiviteit van een zuiveringsproces. De data-sets zijn beoordeeld op basis van type experimenten (full scale metingen, pilot scale, laboratorium), gebruikte methoden en beschrijven van de invloed van proces- en andere parameters (temperatuur, pH, dosis desinfectans e.d.).

Van de genoemde gegevensbronnen leveren de eerste twee soorten data-sets de beste basis voor het inschatten van de eliminatiecapaciteit in Nederland. Er is echter slechts een beperkt aantal gegevens over de verwijdering of inactivatie van pathogene micro-organismen door full-scale of pilot processen in Nederland. Daar waar deze gegevens beschikbaar zijn is er in dit rapport gebruik van gemaakt.

Buitenlandse datasets over de eliminatiecapaciteit van full- of pilot-scale processen hebben als voordeel dat zij de eliminatiecapaciteit beschrijven zoals deze in de praktijk wordt gerealiseerd. Nadeel daarbij is dat procesopzet, procesvoering en grondstofkwaliteit kunnen verschillen van de Nederlandse.

De belangrijkste beperking van data-sets gemeten bij full- of pilot-scale processen is dat de concentratie pathogenen in de grondstof dermate laag is dat in de monsters na het zuiveringsproces geen meetbare hoeveelheden meer aangetroffen worden. Met dergelijke data-sets is wel de minimale verwijderingscapaciteit aan te geven, maar niet de werkelijke verwijderingscapaciteit van het proces. In die gevallen wordt in dit rapport dan ook gebruik gemaakt van data-sets uit laboratoriumonderzoek, ook omdat in dit onderzoek vaak de invloed van factoren als temperatuur, pH, troebelheid is onderzocht. Er is veel laboratoriumonderzoek naar de verwijdering of inactivatie van pathogene micro-organismen gepubliceerd, met name naar de effectiviteit van desinfectiemiddelen. De uiteindelijke keuze van data-set(s) wordt in de betreffende hoofdstukken verantwoord.

Van elk proces wordt een korte beschrijving gegeven over het gebruiksdoel, de plaats in de zuivering en mechanisme van inactivatie of verwijdering van micro-organismen. Daarnaast worden de belangrijkste factoren die de eliminatiecapaciteit van het proces kunnen beïnvloeden (hoe en, waar mogelijk, in welke mate) opgesomd. Vervolgens wordt de eliminatiecapaciteit van het proces ten aanzien van virussen en parasitaire protozoa beschreven aan de hand van de

geselecteerde data-set, waar relevant als functie van de temperatuur en eventueel andere relevante factoren (zoals pH bij chloordesinfectie).

Vanwege de fragmentarische kennis die over de effectiviteit van de zuiveringsprocessen voorhanden is, is niet nauwkeurig aan te geven welke eliminatie-capaciteit van de Nederlandse zuiveringsprocessen te verwachten is. Voor de meeste processen is het wel mogelijk een schatting van de groote-orde van de eliminatiecapaciteit te maken. Bij deze inschatting is in dit rapport conservatief te werk gegaan, onder andere door waar mogelijk gebruik te maken van data-sets van de meest resistente soorten virussen en parasitaire protozoa.

3. DESINFECTIE-PROCESSEN

3.1 Inleiding

Chemische desinfectie-processen zijn al sinds de invoering van de chloordesinfectie in de beginjaren van deze eeuw een belangrijke barrière voor micro-organismen. Chloordesinfectie bleek echter ook negatieve effecten te hebben, waaronder de vorming van trihalomethanen (Rook, 1974) en andere organochloorverbindingen, verhoging van de mutageniteit en reuk- en smaakbezwaren. Er is daarom de laatste decennia onderzoek gedaan naar alternatieven als ozon en chloordioxide. Beide stoffen worden nu, naast chloor, in Nederland op diverse plaatsen toegepast.

Een belangrijk kenmerk van chemische desinfectieprocessen is dat ze goed beheersbaar en controleerbaar zijn. Door de dosering te sturen op de restconcentratie in het water na de contacttank kan het desinfectie-proces konstant gehouden worden. Ook de invloed van factoren als temperatuur en pH op het desinfectieproces kan worden verdisconteerd door de dosering of restconcentratie aan te passen.

Alle in gebruik zijnde desinfectiemiddelen zijn oxidatiemiddelen die de (an)organische verbindingen in het water, inclusief de micro-organismen, oxideren. Dit betekent dat een deel van het desinfectie-potentiël wordt weggevangen door reacties met (an)organische stoffen. Een deel van deze stoffen reageert veel sneller met oxidatiemiddelen dan micro-organismen. Daarom moet bij de dosering van een oxidatiemiddel eerst aan de “vraag” van deze stoffen worden voldaan, voordat de eigenlijke afdoding van micro-organismen plaats gaat vinden. Bij de dimensionering van desinfectieprocessen moet daarom worden uitgegaan van de desinfecterende werking die te verwachten is van de restconcentratie na de contacttijd in de contacttank. Dat is de concentratie desinfectans waar de micro-organismen in ieder geval gedurende de contacttijd zijn blootgesteld. Bij een ideale propstroom zou uitgegaan kunnen worden van de gemiddelde contacttijd. Omdat in de praktijk altijd een zekere verblijftijdsspreiding in de contacttank aanwezig is, is het beter gebruik te maken van de tijd die 90% van het water in de tank doorbrengt (T_{10}).

De gegevens voor het bepalen van de afdoding van micro-organismen door desinfectie-processen komen vrijwel altijd uit (batch) laboratoriumexperimenten omdat deze goed beheersbaar zijn en hoge concentraties virussen en protozoa nodig zijn om de effectiviteit betrouwbaar te bepalen.

Over de kinetiek van desinfectieprocessen is veel geschreven. Het meest eenvoudige model, de eerste orde kinetiek (Chick, 1908) wordt het meest toegepast om experimentele data te beschrijven. Omdat dit model niet alle datasets goed beschrijft zijn ook meer complexe modellen beschreven (Hom, 1972; Severin, 1984).

In dit rapport is gebruik gemaakt van het eerste orde kinetische model, vanwege de eenvoud en brede toepasbaarheid. Aan de hand van de grafische weergave van de gebruikte datasets is beoordeeld of (een deel van) de kinetiek van de desinfectie niet sterk afweek van een eerste orde reactie. Een aantal datasets vertoonde ‘tailing’: na een eerste fase met snelle afsterving volgde een tweede fase met duidelijk langzamere afsterving. Dit is een fenomeen dat vrij algemeen wordt waargenomen bij batch-desinfectie-experimenten. Het is niet duidelijk of dit wordt

veroorzaakt doordat een deel van de micro-organismen-populatie resistenter is en dus minder snel wordt gedood of door de opzet van de desinfectie-experimenten. Als dergelijke datasets zijn gebruikt, dan is alleen gebruik gemaakt van de kinetiek in de eerste fase van het experiment (de snellere afdoding) en is niet geëxtrapoleerd naar verwijderingscapaciteiten buiten dit meetgebied.

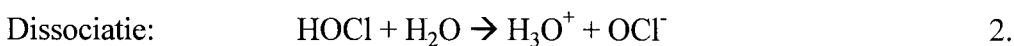
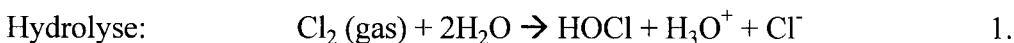
3.2 Chloor

3.2.1 Inleiding

Al vanaf begin deze eeuw wordt oppervlaktewater dat dient als grondstof voor de drinkwaterbereiding gedesinfecteerd met chloor. De huidige plaats van desinfectie met chloor in het zuiveringsproces is na voorzuivering als hoofddesinfectie of als (stand-by) nadesinfectie. Desinfectie met chloor wordt toegepast na werkzaamheden aan het leidingnet en bij fecale besmetting van het leidingnet. Het gebruik van chloor als nadesinfectiemiddel is, vanwege de vorming van toxische nevenproducten, de laatste decennia sterk verminderd. Ook het gebruik als hoofddesinfectiemiddel staat in Nederland ter discussie; er vindt onderzoek plaats naar het gebruik van ozon als alternatief en naar andere wijzen van eliminatie van micro-organismen. Op een aantal plaatsen is chloordesinfectie ook al vervangen door ozon.

3.2.2 Mechanisme

Bij het oplossen van chloor in water vindt een hydrolyse reactie en een dissociatie reactie plaats:



De ligging van het evenwicht is sterk afhankelijk van de pH. Bij een pH groter dan 4 ligt het evenwicht van reactie 1 sterk naar rechts. Voor reactie 2 geldt dat het evenwicht bijna 100% naar links ligt bij een pH 5 en bijna 100% naar rechts bij een pH 11 (Poduska & Hershey, 1972). De desinfecterende werking van HOCl is ongeveer 200 maal groter dan die van OCl⁻. Het mechanisme waarmee HOCl de inactivatie van virussen en protozoa veroorzaakt, is niet goed bekend. Oxidatie met chloor tast de buitenlaag van de oocystewand van *Cryptosporidium* aan (Reduker *et al.*, 1985), maar dit is niet het mechanisme dat celdood veroorzaakt. Integendeel, want oocysten excyteren (ontkiemen) beter na een voorbehandeling met chloor. Ook de cystewand van *Giardia* wordt aangetast door chloor, maar waarschijnlijk vindt de celdood plaats door oxidatie van de sulfhydrylgroepen van eiwitten of nucleïnezuren als chloor de cel binnen kan dringen. Chloor kan zowel reageren met het nucleïnezuur van virussen als met de eiwitmantel.

3.2.3 Factoren die de desinfecterende werking beïnvloeden

De inactivatie door chloor kan beschouwd worden als een eerste orde chemische reactie waarbij de desinfectie snelheid afhangt van de temperatuur, de vorm waarin de desinfectant voorkomt (pH), de chloorconcentratie, de contacttijd en het type micro-organisme.

Type micro-organisme

Zoals uit de verdere beschrijving zal blijken is de snelheid waarmee (oo)cysten van *Giardia* en *Cryptosporidium* door chloor worden geïnactiveerd veel lager dan die van virussen en deze is weer lager dan die van vegetatieve bacteriën. Bacteriesporen zijn duidelijk resistenter dan de vegetatieve vorm.

Chloorconcentratie

Hoe hoger de chloorconcentratie, des te sneller de inactivatie. In de praktijk dient vanwege het snelle initiële verval van chloor de effectieve chloorconcentratie te worden bepaald aan de residuele chloorconcentratie bij het verlaten van de chloor-kontaktruimte en niet aan de dosis of het gemiddelde van dosis en residuele concentratie, tenzij gegevens bekend zijn over de kinetiek van het verval van chloor in de kontaktruimte.

Debris/troebelheid

Aanwezigheid van veel (organisch) materiaal heeft tot gevolg dat een gedeelte van het gedoseerde chloor gebruikt wordt ter oxidatie van dit opgeloste materiaal. Meer debris heeft dus tot gevolg dat, om hetzelfde desinfectiepotentieel te bereiken, meer chloor gedoseerd moet worden.

Aggregaten van micro-organismen of micro-organismen die aan deeltjes geassocieerd zijn, worden minder snel afgedood bij chloordesinfectie dan dispers verdeelde micro-organismen. Over de mate waarin virussen en protozoa in oppervlaktewater in de gebonden of vrije vorm voorkomen is weinig bekend. Na enkele dagen incubatie van oocysten met oppervlaktewater was een groot deel van de oocysten gehecht aan het aanwezige debris (Medema, pers. meded.). Ook virussen en *Giardia* cysten zullen deels in gebonden vorm voorkomen. Dit maakt desinfectie minder effectief. De CT waarden voor de inactivatie van celgeassocieerde hepatitis A virussen zijn ongeveer 10 maal hoger dan voor vrij gesuspendeerde hepatitis A virussen (Sobsey *et al.*, 1991). Ook voor humane rotavirussen worden hoge CT waarden gevonden in geval van aan deeltjes geassocieerde virussen (Harakeh & Butler, 1984).

De CT-waarden in de tabellen zijn gebaseerd op de gevoeligheid van vrij gesuspendeerde virussen en (oo)cysten. Dit geeft dus waarschijnlijk een **overschatting** van de verwijdering van gebonden micro-organismen die, zoals voor Hepatitis A virus, aanzienlijk kan zijn. Vanwege het gebrek aan informatie over het voorkomen van gebonden micro-organismen in oppervlaktewater is de invloed van deze factor niet betrouwbaar in te schatten.

Temperatuur

Net als bij alle chemische reacties, is de inactiveringsnelheid lager bij lagere temperaturen. Op basis van de van 't Hoff vergelijking voor chemische reactiesnelheid kan worden aangenomen dat een verhoging van de temperatuur met 10°C een verdubbeling van de inactivatiesnelheid tot gevolg heeft (Hoff, 1986).

pH

Ten gevolge van de ligging van het hydrolyse/ dissociatie evenwicht (zie paragraaf mechanisme) is desinfectie met chloor sterk pH afhankelijk. Bij hogere pH wordt de desinfecterende werking lager.

Contacttijd

Een langere contacttijd tussen het micro-organisme en het chloor heeft een hogere inactivatie tot gevolg.

3.2.4 Inactivatie van virussen door chloor

Om de virusinactivatie door chloor te beschrijven is uitgegaan van hepatitis A virus (HAV), omdat dit het meest chloorresistente virus is dat tot nu toe is beschreven. Sobsey *et al.*, (1991) onderzochten de chloorgevoeligheid van Hepatitis A virus (HAV) HM175. HAV werd geëxtraheerd vanuit de celkweek en gezuiverd en in chloorvraagvrije buffer bij 5°C blootgesteld aan een beginconcentratie van 0,5 mg/l vrij chloor gedurende verschillende contacttijden (0-60 min.) bij pH 6, 8 en 10. De vrij chloor concentratie is gemeten na 0 en 60 min. Het gemiddelde van deze twee waarden is gebruikt als C. In tabel 2 zijn de CT waarden voor 4 log eenheden reductie van HAV bij 5°C overgenomen van Sobsey *et al.*, (1991). De CT-waarden nodig voor 2 en 3 log eenheden reductie en bij hogere temperaturen zijn vervolgens berekend door uit te gaan van een eerste orde

Tabel 2. CT-waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van Hepatitis A virus door chloor.

Log-inactivatie	pH	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
1	6	0,6	0,4	0,3	0,2	0,2
	8	0,5	0,4	0,3	0,2	0,2
	10	4,8	3,5	2,4	1,7	1,2
2	6	1,2	0,8	0,6	0,4	0,3
	8	1,0	0,7	0,5	0,4	0,3
	10	9,7	6,9	4,8	3,4	2,4
3	6	1,8	1,3	0,9	0,6	0,5
	8	1,6	1,1	0,7	0,6	0,4
	10	15	11	7,7	5,4	3,8
4	6	2,3	1,6	1,2	0,8	0,6
	8	2,0	1,4	1,0	0,7	0,5
	10	19	14	9,7	6,9	4,8

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

afstervingskinetiek, hetgeen door de (beperkte aantallen) experimentele data van Sobsey *et al.* ondersteund lijkt te worden, en door een toename van de inactivatiesnelheid met een factor twee bij 10°C temperatuurstijging.

Voor rotavirus zijn onder vergelijkbare omstandigheden CT-waarden voor 2 log-eenheden reductie gemeten van 0,03 mg/min.l (Vaughn *et al.*, 1986), beduidend gevoeliger dus.

3.2.5 Inactivatie van *Cryptosporidium* en *Giardia* door chloor

De CT waarden waarbij inactivatie van *Cryptosporidium* oocysten optreedt liggen ver boven de in de praktijk haalbare waarden (CT= 7200 mg min/l voor een inactivatie van 2 log eenheden bij pH 7 (Korich *et al.*, 1990). Chloordesinfectie zoals die wordt toegepast in Nederland heeft dus geen inactiverend effect op *Cryptosporidium* oocysten.

Giardia cysten zijn eveneens resistent tegen chloor. Er zijn een aantal studies gedaan naar de chloorgevoeligheid van *Giardia* cysten. De meest uitgebreide studie was die van Hibler en medewerkers (1987), die *Giardia lamblia* cysten hebben blootgesteld aan diverse chloorconcentraties (0,4-4,2 mg/L) bij pH 6, 7 en 8 en temperaturen van 0,5, 2,5 en 5°C. Deze studie is in dit rapport als basis gebruikt, omdat:

- er gewerkt is met dier-infectie proeven en niet met excystatie,
- een 4-log inactivatieniveau is getest,
- *G.lamblia* (de mens-pathogeen) en niet *G.muris* is gebruikt,
- de variatie als gevolg van pH, contacttijd en chloorconcentratie is meegenomen en
- bij de meest kritische temperaturen is getest.

Smith *et al.*, (1995) hebben deze data-set gecombineerd met andere datasets die met excystatie zijn opgesteld om beter te kunnen interpoleren naar verwijderingscapaciteiten van minder dan 4 log-eenheden, met als belangrijkste reden dat de SWTR 3 logeenheden vereist. Zij hebben een model opgesteld voor chloordesinfectie van *Giardia* waarin chloorconcentratie, contacttijd, pH en temperatuur zijn opgenomen. Voor de AWWA Guidance manual (1991) hebben zij, als veiligheidsmarge, de 99% bovengrens van het betrouwbaarheidsinterval van dit model genomen als basis voor de daarin opgenomen tabellen. Direct gebruik van de data van Hibler *cs.*, zoals in dit rapport is gedaan, resulteert in CT-waarden die in dezelfde grootte-orde liggen.

Hibler behandelde *Giardia* cysten met chloor onder verschillende experimentele condities en diende daarna de cysten toe aan woestijnratten (5 per experiment). De dosis die werd toegediend was 50.000 cysten per rat. Met onbehandelde cysten was vastgesteld dat 5 cysten voldoende was voor 100% (5/5) infectie. Als de 50.000 met chloor behandelde cysten nog een infectie gaven bij alle ratten, werd aangenomen dat minder dan 4 logeenheden inactivatie was opgetreden, als geen enkele rat een infectie had was meer dan 4 logeenheden inactivatie opgetreden. Als 1-4 ratten geïnfecteerd waren dan werd aangenomen dat 4 logeenheden inactivatie was opgetreden. Het aantal ratten per experiment was klein, maar het grote aantal experimenten dat Hibler heeft uitgevoerd heft de onbetrouwbaarheid die hierdoor wordt veroorzaakt ten dele weer op. Tabel 3 geeft de CT waarden die zijn gevonden met *G.lamblia* bij pH 6, 7 en 8 en 0,5, 2,5 en 5°C en een reeks combinaties van dosis chloor en contacttijd. Vanuit de CT waarden voor 4 log-eenheden inactivatie die in deze experimenten zijn gevonden zijn de hoogst gemeten CT-waarden bij 0,5 en 5°C gekozen (tabel 4). Deze waarden zijn gebruikt voor extrapolatie naar andere temperaturen en inactivatie-niveaus.

Voor extrapolatie van deze data naar hogere temperaturen is gebruik gemaakt van de aanname dat bij 10°C temperatuurstijging een verdubbeling van de inactivatiesnelheid optreedt. Dit wordt ondersteund door de experimenten van Sauch en Berman (1991), die *G.lambli*a cysten blootstelden aan chloor bij 5 en 15°C en de invloed op de cyste morfologie onderzochten. Voor extrapolatie naar lagere inactivatie-niveaus dan 4 log-eenheden is gebruik gemaakt van de aanname van eerste orde kinetiek van de desinfectie. Alle getallen zijn afgerond op twee significante cijfers (tabel 4).

Tabel 3. CT-waarden (mg.min/l) voor 4-logeenheden inactivatie van *Giardia*

pH	Temp (°C)	[Chloor] (mg/L)	Kontaktijd (min)	CT's (mg.min/L)	aantal waarnemingen
6	0,5	0,56-3,9	39-300	113-263	25
6	2,5	0,53-3,8	18-222	65-212	15
6	5,0	0,44-3,5	25-287	50-180	26
7	0,5	0,51-4,0	76-600	156-306	14
7	2,5	0,65-4,2	55-350	124-347	14
7	5,0	0,73-4,1	47-227	144-222	15
8	0,5	0,49-3,2	132-593	159-526	22
8	2,5	0,50-3,2	54-431	175-371	21
8	5,0	0,48-3,7	95-417	200-386	15

Tabel 4. CT-waarden (mg.min/l) voor inactivatie van *Giardia* bij 0,5-25°C en pH 6-8

Log-inactivatie	pH	0,5°C	5°C	15°C	25°C
1	6	65	45	22	11
	7	78	55	28	14
	8	130	100	50	25
2	6	130	90	45	22
	7	160	110	55	28
	8	260	200	100	50
3	6	200	140	70	35
	7	230	160	80	40
	8	400	300	150	75
4	6	260	180	90	45
	7	310	220	110	55
	8	530	390	20	100

Vet gedrukt zijn de gemeten CT-waarden

Cursief gedrukt zijn de geextrapoleerde CT-waarden

De CT waarden uit tabel 4 bij pH 7 zijn vrijwel gelijk aan de gemiddelde CT-waarden in de AWWA Guidance Manual, bij pH 6 en pH 8 liggen de CT waarden net boven de maximale CT-waarden uit deze Manual.

3.3 Chloordioxide

3.3.1 Inleiding

Chloordioxide wordt in Nederland alleen gebruikt voor nadesinfectie, vanwege de grotere stabiliteit in drinkwater dan chloor. Bijkomend voordeel is dat chloordioxide geen trihalomethanen vormt in drinkwater. Om die reden wordt ook gedacht aan de toepassing van chloordioxide bij transportdesinfectie. Chloordioxide is, in de voor de drinkwaterbereiding belangrijke pH range, nauwelijks onderhevig aan hydrolyse. De werking van chloordioxide in drinkwater is dus minder afhankelijk van de pH dan die van chloor. Bij redox-reacties met organische stoffen wordt chloraat en chloriet gevormd. Deze stoffen hebben geen desinfecterende werking (Noss & Olivieri, 1985), mogelijk kunnen deze stoffen wel leiden tot gezondheidsschade (Versteegh *et al.*, 1992). De dosis chloordioxide die kan worden toegepast is daarom vooralsnog gelimiteerd tot 0,2 mg/L.

3.3.2 Mechanisme

Virusinactivatie door chloordioxide lijkt primair veroorzaakt te worden door reactie van ClO_2 met de manteleiwitten van virussen (Noss, Dennis & Olivieri, 1985) en niet door reactie met de nucleïnezuren. De snelheid waarmee f2 virus werd geïnactiveerd steeg met toenemende pH (van 5 naar 9).

Over het mechanisme waarop chloordioxide (oo)cysten inactiverend zijn geen specifieke gegevens bekend. Naar verwachting zal chloordioxide ook de wand van de (oo)cyste aantasten.

3.3.3 Factoren die de desinfecterende werking beïnvloeden.

Type micro-organisme

Zoals uit de verdere beschrijving zal blijken is de snelheid waarmee (oo)cysten van *Giardia* en *Cryptosporidium* door chloordioxide worden geïnactiveerd veel lager dan die van virussen en deze is weer lager dan die van vegetatieve bacteriën. Bacteriesporen zijn duidelijk resistenter dan de vegetatieve vorm.

Chloordioxide concentratie

Hoe hoger de chloordioxideconcentratie, des te sneller de inactivatie. De chloordioxide concentratie waarmee moet worden gerekend is de restchloordioxide concentratie, omdat, ondanks de hogere stabiliteit in water dan chloor, de chloordioxidevraag van water die door de aanwezigheid van (an)organisch materiaal ook substantieel is.

Debris/troebelheid

Aanwezigheid van veel (organisch) materiaal heeft tot gevolg dat een gedeelte van het gedoseerde chloordioxide verbruikt wordt in oxidatiereacties met dit materiaal.

Temperatuur

Net als bij alle chemische reacties, is de inactiveringsnelheid lager bij lagere temperaturen. Op basis van de van 't Hoff vergelijking voor chemische reactiesnelheid kan worden aangenomen dat een verhoging van de temperatuur met 10°C een verdubbeling van de inactivatiesnelheid tot gevolg heeft (Hoff, 1986).

pH

Desinfectie met chloordioxide is efficiënter bij pH 9 dan bij pH 6. Door de plaats in de zuivering zijn in de praktijk alleen de desinfectiewaarden rondom een pH van 7-8 belangrijk.

Contacttijd

Een langere contacttijd tussen het micro-organisme en chloordioxide heeft een hogere desinfectie tot gevolg.

Associatie

Aggregaten van micro-organismen of micro-organismen die aan deeltjes geassocieerd zijn, worden minder snel afgedood door chloordioxide dan dispers verdeelde micro-organismen. De CT-waarden zijn gebaseerd op dispers verdeelde micro-organismen. (zie ook 3.2.3).

3.3.4 Inactivatie van virussen door chloordioxide

De basis voor de CT waarden voor virus inactivatie door chloordioxide zijn afkomstig van de studie van Taylor & Butler (1982), waarin poliovirus 1 bij 5°C werd blootgesteld aan 0,4 mg/L ClO₂ gedurende 2 en 5 min. bij pH 5, 7 of 9. De CT waarden in deze studie waren hoger dan in andere studies voor zowel poliovirus als andere virussen (Sobsey, 1989).

De experimenten van Taylor & Butler van 5 minuten gaven de meest kritische inactivatieniveaus en daarom zijn deze waarden gebruikt als basis voor extrapolatie naar hogere temperaturen en de overige inactivatieniveaus (tabel 5). Daarbij is uitgegaan van een eerste orde desinfectiekinetiek en een toename van de inactivatie met een factor twee bij tien graden celcius temperatuurstijging. De CT waarden zijn gebaseerd op de inactivatie van disperse viruspartikels. Voor geassocieerde viruspartikels moet met CT waarden gerekend worden die 5 tot 10 maal hoger liggen (Sobsey *et al.*, 1991).

3.3.5 Inactivatie van *Cryptosporidium* en *Giardia* door chloordioxide

Over de (oo)cysten-dodende effectiviteit van chloordioxide is weinig gepubliceerd. De in de literatuur gerapporteerde gegevens over de gevoeligheid van *Giardia* voor chloordioxide zijn afkomstig van een studie van Leahy uit 1985 en van Rubin uit 1988, die niet toegankelijk waren. Beide studies zijn gebruikt in de AWWA Guidance Manual. De waarden uit de Guidance Manual zijn daarom in dit rapport overgenomen, zij het zonder de veiligheidsfactor

van 1,5 die de AWWA heeft toegepast. *G.muris* cysten zijn bij 1, 5, 15 en 25°C blootgesteld aan ClO₂ bij pH 7. Uit de experimenten zijn de gemiddelde CT-waarden voor 2 logeenheden inactivatie bij de verschillende temperaturen genomen en aan de hand van eerste orde desinfectie kinetiek vertaald naar 1 en 3 logeenheden (tabel 6). Er zijn geen gegevens om de pH afhankelijkheid van deze desinfectie te kwantificeren. ClO₂ is effectiever bij pH 9 dan bij pH 7 (zie ook 3.3.4), zodat de waarden bij pH 7 de meest conservatieve zijn.

Tabel 5. CT waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van poliovirus 1 door chloordioxide

Log inactivatie	pH	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
1	7	4,0	2,8	2,0	1,4	1,0
	9	1,4	1,0	0,7	0,5	0,3
2	7	8,0	5,7	4,0	2,8	2,0
	9	2,7	1,9	1,4	1,0	0,7
3	7	12	8,4	6,0	4,2	3,0
	9	4,0	2,9	2,1	1,4	1,0

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

In een aantal experimenten beschreven door Korich *et al.*, (1990) werden *Cryptosporidium* oocysten blootgesteld aan 1.3 ppm chloordioxide. De concentratie chloordioxide liep in de loop van een uur terug naar 0.4 ppm. De oocysten werden na behandeling met ClO₂ toegediend aan muizen. De infectiviteit van de oocysten bleek door de ClO₂ met 90% terug te zijn gelopen. Uit deze gegevens berekende Korich een CT waarde van 78 mg min/liter. Deze CT-waarde ligt ruim boven de in de waterzuivering realiseerbare waarde zodat aan chloordioxide desinfectie geen bijdrage in de verwijdering van *Cryptosporidium* kan worden toegekend.

{PRIVATE }Tabel 6. CT waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van *Giardia muris* door chloordioxide bij pH 7.

Log inactivatie	1°C	5°C	15°C	25°C
1	14	5,9	4,7	2,8
2	28	12	8,5	4,7
3	42	18	13	7,0

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

3.4 Ozon

3.4.1 Inleiding

Ozon wordt in Europa al sinds 1906 gebruikt voor de desinfectie van drinkwater. In Nederland is de belangstelling voor ozon toegenomen na de bevindingen van Rook (1974) over de vorming van toxische nevenproducten tijdens chloordesinfectie en het detekteren van organische micro-verontreinigingen in oppervlaktewater die met de bestaande zuivering onvoldoende te verwijderen waren. Ozon is een sterkere oxidator dan chloor en is daarom beter in staat organische micro-verontreinigingen te oxideren en is daarmee tevens een krachtiger desinfectiemiddel. Bij de oxidatie van organische stoffen door ozon worden in veel mindere mate trihalomethanen gevormd dan door chloor, maar er worden wel andere verbindingen gevormd, zoals aldehyden, carbonzuren, ketonen. Deze zijn minder schadelijk dan de organochloor-verbindingen, maar van een aantal zijn wel toxische effecten beschreven. Ook wordt bromide door ozon geoxideerd tot bromaat. Bromaat is zelf verdacht genotoxisch carcinogeen en kan met organische stoffen reageren tot organobroom verbindingen, die eveneens verdacht carcinogeen zijn.

De afbraak van organische stoffen door ozon verbetert de reuk, smaak en kleur van het water, maar heeft ook tot gevolg dat de organische stoffen makkelijker afbreekbaar worden voor bacteriën. Om die reden wordt in Nederland na de ozonisatie (biologische) actief koolfiltratie toegepast om het gevormde assimileerbaar organisch koolstof (AOC) te verwijderen.

In Nederland wordt ozon voorafgegaan door andere zuiveringsstappen (bekkenopslag, duininfiltratie, coagulatie/filtratie) die een deel van het organische materiaal en de troebelheid uit het water verwijderen.

Ozon kan tevens in combinatie met waterstofperoxide worden toegepast (advanced oxidation process of peroxone). Daarbij ontstaan de zeer reactieve vrije hydroxyl radicalen, waardoor bepaalde bestrijdingsmiddelen (o.a. atrazine) beter worden afgebroken dan door alleen ozon. Over de microbiocide werking van hydroxyl radicalen zijn nog weinig gegevens beschikbaar. In het buitenland wordt ozon tevens ingezet voor de pre-oxidatie van het organisch materiaal in ruw water, zodat de vlokvorming tijdens het coagulatieproces wordt verbeterd.

3.4.2 Mechanisme

Uit studies naar het effect van ozon op bacteriën en virussen blijkt dat het mechanisme van inactivatie oxidatief is. Het kapsel van virussen wordt aangetast door de oxidatie van de eiwitten daarvan (de Mik en de Groot, 1977; Kim *et al.*, 1980). Daardoor vermindert het vermogen van de virussen om een gastheer te infecteren. In een tweede stadium kunnen ook de purines en pyrimidines van DNA en RNA door ozon worden aangetast.

Naar het werkingsmechanisme van ozon op (oo)cysten zijn nog geen specifieke studies uitgevoerd. Ook hier zal de ozon eiwitten en polysacchariden van de (oo)cystewand oxideren en daarmee de permeabiliteit van de wand vergroten. Dit vermindert de beschermende werking van de wand tegen schadelijke stoffen (o.a. maagzuur). Afdoding van de (oo)cysten treedt pas op als ozon ook de inhoud aantast door celmembranencomponenten van de sporo- of trophozoiët te oxideren.

3.4.3 Factoren die de desinfecterende werking beïnvloeden.

Type micro-organisme

Zoals uit de verdere beschrijving zal blijken, is de snelheid waarmee (oo)cysten van *Giardia* en *Cryptosporidium* door ozon worden geïnactiveerd veel lager dan die van virussen en deze is weer lager dan die van vegetatieve bacteriën. Bacteriesporen zijn duidelijk resistenter dan de vegetatieve vorm.

Temperatuur

Net als bij alle chemische reacties, is de inactiveringsnelheid lager bij lagere temperaturen. Op basis van de van 't Hoff vergelijking voor chemische reactiesnelheid kan worden aangenomen dat een verhoging van de temperatuur met 10°C een verdubbeling van de inactivatiesnelheid tot gevolg heeft (Hoff, 1986).

Ozonconcentratie

Hoe hoger de ozonconcentratie, hoe sneller de inactivatie. In de praktijk dient de ozonconcentratie te worden bepaald aan de residuele ozonconcentratie bij het verlaten van de ozonkontaktruimte en niet aan de dosis of het gemiddelde van dosis en residuele concentratie, tenzij gegevens bekend zijn over de kinetiek van het verval van ozon in de kontaktruimte.

Debris/troebelheid

De aanwezigheid van veel opgelost of gesuspendeerd (organisch) materiaal heeft tot gevolg dat de ozon-vraag van het water hoger wordt en dus meer zal moeten worden gedoseerd om de residuele concentratie op peil te houden. Bovendien kan, aangezien de *Cryptosporidium*, *Giardia* (oo)cysten en virussen kunnen hechten aan deeltjes die in het water aanwezig zijn, het debris de micro-organismen afschermen tegen de oxiderende werking van ozon.

Contacttijd

Een langere contacttijd tussen het micro-organisme en ozon heeft een hogere desinfectie tot gevolg.

pH

Ozon vervalt sneller naarmate de pH hoger is. Dat betekent dat er bij hogere pH meer ozon gedoseerd moet worden om de restconcentratie op peil te houden. Daarnaast beïnvloedt de pH ook de mate waarin virussen en protozoa aan andere deeltjes hechten. Hoe lager de pH, hoe meer virussen (en protozoa?) aan deeltjes gehecht zullen zijn.

3.4.4 Inactivatie van virussen door ozon.

Er zijn voor verschillende virussen (poliovirus, rotavirus, hepatitis A virus) data gerapporteerd over de gevoeligheid voor ozon. De hoogste CT-waarden werden gevonden door Roy *et al.*, (1980). Zij onderzochten de inactivatie van poliovirus 1 door ozon in een flow-reaktor en het effect van de ozonconcentratie (0.1-0.21 mg/l), temperatuur (5 en 20°C) en pH (4.3-7.2) daarop. Voor het bepalen van de ozonconcentratie werd uitgegaan van de restconcentratie die in het

uitstromende water gemeten werd. De experimenten zijn uitgevoerd met disperse virussuspensies; bij experimenten bij lage pH trad aggregatie op.

De meetresultaten van Roy *et al.*, laten duidelijk twee fasen in de kinetiek van de afsterving van poliovirus zien: een initiële fase van 10-30 seconden met een snelle afsterving (decimale reductie ca. 1-2 logeenheden), gevolgd door een fase waarin afsterving veel langzamer optrad. Daarbij is gemeten tot een inactivatie van 2-3 log-eenheden. Dit maakt het extrapoleren van deze data naar hogere decimale reducties erg onnauwkeurig.

Van Roy *et al.*, zijn de experimenten met poliovirus 1 bij 5°C (de meest kritische temperatuur) en pH 7,2 (dichtst bij drinkwater pH) met een residuele concentratie van 0,15 mg/l gebruikt voor de berekening van de CT-waarden (tabel 7). Voor de extrapolatie is uitgegaan van de berekeningswijze zoals aangegeven in 3.2.4. Voor het effect van de temperatuur komt deze aanpak redelijk goed overeen met het gemeten temperatuurseffect: Roy *et al.*, vonden bij 20°C en pH 7,2 een CT99 van 0.06 mg.min/l.

Bij pH 5,9 en 4,3 werd poliovirus 1 duidelijk minder snel afgedood dan bij pH 7,2.

Extrapolatie naar >3 log-eenheden reductie is niet uitgevoerd, vanwege de duidelijke afwijking van de eerste-orde kinetiek bij hogere inactivatie-niveaus (tailing).

Tabel 7. CT-waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van Poliovirus 1 door ozon bij pH 7,2.

{PRIVATE }Log inactivatie	0.5°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
1	0,22	0,11	0,08	0,06	0,04	0,03
2	0,44	0,22	0,16	0,11	0,08	0,06
3	0,66	0,33	0,23	0,17	0,12	0,09

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

Deze CT-waarden zijn hoger dan die zijn gevonden in andere studies met poliovirus 1 en ook met andere 'enteric' virussen. Herbold *et al.*, (1989) vonden dat poliovirus 1 gevoeliger voor ozon was dan hepatitis A virus en zelfs dan *Escherichia coli*. Deze gevoeligheidsverschillen zijn waarschijnlijk terug te voeren op het experimentele protocol. Ze illustreren wel dat de huidige kennis over ozon-inactivatie van 'enteric' virussen in water beperkt is en dat een goed gedefinieerd experimenteel protocol (zowel desinfectie-technisch als virologisch) noodzakelijk is om betrouwbare en vergelijkbare resultaten te krijgen (Finch & Fairbairn, 1991).

3.4.5 Inactivatie van *Cryptosporidium* oocysten door ozon.

De meest uitgebreide studie naar de inactivatie van *Cryptosporidium parvum* door ozon is uitgevoerd door Finch *et al.*, (1993a). Zij stelden *C. parvum* oocysten bloot aan diverse

ozonconcentraties bij verschillende contacttijden (5, 10 en 15 min.) en temperaturen (7 en 22°C) in ozon-vraag-vrije buffer met een pH van 6,9 en bepaalden de afdoding met zowel muis-infectieproeven als excystatie. De ozonconcentratie waaraan de oocysten zijn blootgesteld hebben ze berekend door de begin- en eindconcentratie ozon in elk desinfectie-experiment te meten en aan te nemen dat het ozonverval tijdens het experiment een eerste-orde reactie was (concentratie ozon is de antilog van $(\log(\text{beginconcentratie}) + \log(\text{eindconcentratie}))/2$).

Deze wijze van berekening is in ozon-vraag-vrije buffer een goede schatting van de ozonconcentratie. Voor ozondosering in de praktijk moet echter, tenzij de ozonconcentratie in de reaktor continu kan worden gemeten, worden uitgegaan van de residuele ozonconcentratie bij de uitlaat van de ozon-kontaktruimte, omdat hier het ozonverval geen eerste-orde reactie is. Voor het vaststellen van de ozongevoeligheid van *Cryptosporidium* oocysten is uitgegaan van de resultaten van de muis-infectie-proeven, omdat de oocysten hierin in staat blijken hun gehele levenscyclus te doorlopen. Finch *et al.* (1993a) hebben hun inactiveringsdata geanalyseerd met de vergelijking van Hom (1972) voor de reactiekinetiek van het desinfectieproces:

$$\log N/N_0 = -k C^n T^m \quad (1)$$

waarin:

N = aantal micro-organismen op tijd T

N₀ = aantal micro-organismen op tijd 0

k = inactiveringsconstante (micro-organisme afhankelijk)

C = concentratie desinfectiemiddel

T = blootstellingstijd (=contacttijd)

n = constante, ookwel coefficient van verdunning genoemd

m = constante

Hom heeft deze vergelijking opgesteld op basis van het gegeven dat in veel desinfectiestudies twee fasen te onderscheiden zijn in de afstervingskinetiek: een initiële fase met snelle afsterving, gevolgd door een fase met een veel langzamer afsterving. Dit beeld hebben Finch *et al.* met *C.parvum* oocysten echter niet gevonden; de afstervingskinetiek is over het gehele onderzochte gebied redelijk lineair. Het simpeler model van Chick (1908):

$$\log N/N_0 = -k C T \quad (2)$$

beschrijft de experimentele data daarom voldoende adequaat en wordt in dit rapport hiervoor dan ook als basis gebruikt.

In tabel 8 staan de CT waarden die nodig zijn voor inactivatie van *C.parvum* oocysten met ozon bij verschillende temperaturen. Als basis zijn de CT-waarden die Finch *et al.* vonden bij 20°C gebruikt, omdat dit de meest conservatieve CT-waarden opleverde. Uit de data van Finch *et al.* bij 5°C en 20°C blijkt dat voor *Cryptosporidium* bij een daling van de temperatuur met 15°C de effectiviteit van de ozonisatie met een factor 2 afneemt. Deze temperatuursrelatie is gebruikt voor de berekening van de CT-waarden bij de overige temperaturen.

Tabel 8. CT-waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van *Cryptosporidium parvum* oocysten door ozon.

{PRIVATE }Log inactivatie	0.5°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
1	7,0	3,5	2,8	2,2	1,8	1,4
2	14,0	7,0	5,6	4,4	3,5	2,8
3	21,0	10,5	8,3	6,6	5,3	4,2
4	28,0	14,0	11,1	8,8	7,0	5,6

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

De CT-waarden voor 20-25°C uit deze tabel liggen in dezelfde grootte-orde als andere onderzoeksgroepen hebben gerapporteerd (CT-range voor 2 logs reductie bij 20-25°C: 4-4.6 mg.min/l (Peeters *et al.*, 1989) en 5-10 mg.min/l (Korich *et al.*, 1990)).

3.4.6 Inactivatie van *Giardia* cysten door ozon.

De ozongevoeligheid van *Giardia muris* (niet menspathogeen), als indicator voor de gevoeligheid van *Giardia lamblia* (menspathogeen), is onderzocht door Wickramanayake *et al.*, (1985). Deze data zijn in de AWWA Guidance Manual gebruikt als basis van de berekening van het desinfectie-potentieel ten aanzien van *Giardia*.

Finch *et al.*, (1993b) vonden met proefdierexperimenten echter dat *G. lamblia* 2-3x hogere CT-waarden geeft met ozon dan *G. muris*. De CT-waarden die Finch *et al.* vonden waren ook beduidend hoger dan Wickramanayake *et al.*, (1984, 1985) vonden; bij 22-25°C was de CT99 respectievelijk 0,65 en 0,17. Daarbij zijn Finch *et al.* (1993b) uitgegaan van de ozonconcentratie gedurende de contacttijd (zie ook 3.4.5), terwijl Wickramanayake *et al.* de residuele concentratie na de contacttijd hebben gebruikt om de CT's te berekenen.

In dit rapport zijn de *Giardia lamblia* data van Finch *et al.* (1993b) bij 22°C gebruikt (tabel 9). Ook deze data vertonen tailing, waardoor de eerste-orde kinetiek de benodigde CT's bij hogere inactivatie-niveaus gaat onderschatten. Omdat Finch *et al.* tot en met 4 log eenheden reductie hebben gemeten, is uitgegaan van de gemeten waarden. Voor de extrapolatie naar andere temperaturen is uitgegaan van de berekeningswijze uit 3.2.4. De data van Wickramanayake *et al.* (1984, 1985) ondersteunen deze berekeningswijze: zij vonden een CT99 van 0,17 bij 25°C en van 0,60 bij 5°C.

Gebruik van PEROXONE, een combinatie van ozon en waterstofperoxide, was even effectief tegen *G. muris* als ozon alleen. De desinfectie was in beide gevallen afhankelijk van alleen de residuele ozonconcentratie (Scott *et al.*, 1992)

Tabel 9. CT-waarden (mg.min/l) voor de inactivatie van *Giardia lamblia* cysten door ozon.

{PRIVATE }Log inactivatie	0.5°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
1	1,8	0,92	0,65	0,49	0,33	0,23
2	3,7	1,8	1,3	0,98	0,65	0,46
3	7,9	3,9	2,6	1,7	1,2	0,69
4	17,5	8,7	5,8	3,9	2,6	0,92

Vet gedrukt zijn de gemeten CT waarden

Cursief gedrukt zijn de berekende CT waarden

3.5 UV

3.5.1 Inleiding

In Nederland wordt desinfectie met UV straling sinds 1980 toegepast (of is gepland) voor de desinfectie van (Kruithof *et al.*, 1992):

- gerecirculeerd spoelwater van filters,
- grondwater, ter bestrijding van fecale verontreiniging of groei van autochtone bacteriën (*Aeromonas*, koloniegetal),
- oevergrondwater, ter bestrijding van groei van autochtone bacteriën,
- nadesinfectie van gezuiverd oppervlaktewater als laatste barrière voor doorslag van pathogenen en/of om autochtone bacteriën die zich in de zuivering hebben vermeerderd af te doden. Deze vermeerdering treedt vooral op na ozonisatie gevolgd door actief koolfiltratie en kan resulteren in een ongewenste stijging van het koloniegetal, het aantal bacteriën van de coligroep of *Aeromonas*.

Belangrijk argument voor het gebruik van UV in plaats van chloor(dioxide) voor nadesinfectie is dat bij UV slechts verwaarloosbare hoeveelheden toxische nevenprodukten worden gevormd.

3.5.2 Mechanisme

Het te desinfecteren water stroomt langs lampen die UV-licht uitzenden. Er bestaan verschillende soorten UV-lampen met verschillende golflengte-karakteristieken. Het golflengtegebied van 220-290 nm is effectief voor de desinfectie van micro-organismen; het optimum ligt bij 265 nm. Dit komt overeen met het maximum in het absorptiespectrum van DNA. Afdoding van micro-organismen vindt plaats doordat de pyrimidines in DNA de UV-fotoquanta absorberen en als gevolg daarvan thymine-dimeren vormen. Deze dimeren leiden tot fouten bij het maken van nieuwe DNA-kopieën (rePLICatie) voor de celdeling en bij het aflezen

van het DNA voor de eiwitsynthese (transcriptie). Organismen bezitten herstelmechanismen voor deze dimeren; onder invloed van licht (foto-repair) of enzymen (dark-repair) kan het DNA worden hersteld. Dit fenomeen treedt altijd op, maar is in de praktijk alleen relevant bij lage doseringen.

3.5.3 Factoren die de desinfecterende werking kunnen beïnvloeden

De effectiviteit van UV-desinfectie hangt af van de hoeveelheid en golflengte van het UV licht dat het nucleïnezuur van de micro-organismen bereikt. Dit is een functie van:

- de lichtintensiteit van de UV lampen, deze verzwakt als functie van de gebruiksduur (Masschelein, 1986), de golflengtekenmerken van de UV lampen; bij lage druk kwiklampen heeft een groot deel van het uitgezonden licht een golflengte van 254 nm, bij midden- en hoge druk lampen is dat maar een klein deel,
- de absorptie van UV door stoffen in het te desinfecteren water. Algemeen geldt dat hoe lager de troebelheid van het water is, hoe groter de UV-transmissie en dus de inactivatie van micro-organismen (Havelaar *et al.*, 1990). Voor drinkwater zal vooral de UV adsorptie door opgeloste stoffen een rol spelen,
- de absorptie van UV door vervuiling op het lampoppervlak. Afhankelijk van de karakteristieken van het water en de bedrijfsvoering treedt vervuiling (neerslag, slijmvorming) op van de UV-lampen, wat hun effectiviteit ernstig kan reduceren. De meeste commerciële opstellingen bezitten om die reden een mechanische reiniging van de lampen.
- de temperatuur; de optimale lamptemperatuur voor kwiklampen is ca 40°C, bij lagere temperaturen neemt het rendement van de kwiklampen af,
- de doorstroomkinetiek van de UV-reaktor; de belangrijkste parameters zijn gemiddelde verblijftijd en verblijftijdsspreiding. Gezien de zeer korte verblijftijd in de reactoren moeten de hydraulische condities voor een propstroom optimaal zijn.

Daarnaast verschillen micro-organismen in hun gevoeligheid voor UV. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn de nucleïnezuursamenstelling (RNA vs DNA virussen, enkelstrengs- vs dubbelstrengsvirussen), de wijze waarop de nucleinezuren in de cel aanwezig zijn (eukaryoot: chromosoom) en de directe (protozoa, bacteriën) of indirecte (virussen) beschikking over en activiteit van repair mechanismen.

3.5.4 Inactivatie van virussen door UV

Er is een beperkt aantal studies gedaan naar de gevoeligheid van 'enteric' virussen voor UV. Sommer *et al.*, (1989) onderzochten poliovirus (Mahoney), rotavirus SA11 en een *Staphylococcus*-faag A994 in een goed gecontroleerd en gestandaardiseerd experimenteel protocol. Ze stelde de virussen bloot aan UV in geroerde suspensies in een petrischaal met een dunne laag vloeistof. De UV-dosis werd gedurende het experiment met een gecalibreerde UV meter gemeten en er werd rekening gehouden met reflectie, transmissie en buiging. Ze vond een eerste orde kinetiek van de afsterving van alle virussen tot een UV-dosis van ca 50 mJ/cm². Poliovirus en rotavirus waren even resistent tegen UV, de *Staphylococcus*-faag was nog iets resistenter. In tabel 8 staat de UV-inactivatie van poliovirus bij verschillende doses aangegeven.

Tabel 8. Gevoeligheid van poliovirus voor UV.

PRIVAT E }UV-dosis (mJ/cm ²)	log-inactivatie
0	0
10	1,5
20	2,7
30	3,7
40	4,7
50	5,4
120	5,2

Boven UV-doses van 50 mJ/cm² trad geen verdere inactivatie van poliovirus op; ook hier is dus weer tailing aanwezig.

3.5.5 Inactivatie van *Cryptosporidium parvum* door UV

Over de UV-gevoeligheid van *Cryptosporidium* oocysten is nog maar heel weinig bekend. Ransome *et al.*, (1993) vonden bij een UV-dosis van 80 mJ/cm² een inactivatie van 1 log-eenheid en bij 120 mJ/cm² een inactivatie van 2 log-eenheden. Zeer hoge doses (8700 mJ/cm²) gaven een inactivatie van >2 log-eenheden (Campbell *et al.*, 1995)

3.5.6 Inactivatie van *Giardia lamblia* door UV

De gevoeligheid van cysten van *Giardia lamblia* is beschreven door Karanis *et al.*, (1992). Zij isoleerden *Giardia* cysten uit de faeces van een patient (n=1) en uit in het laboratorium besmette woestijnratten (n=4). 3-9 dagen oude cysten werden bestraald in een batch reaktor met continue UV-intensiteitsmeting. De levensvatbaarheid van de cysten voor en na bestraling werd vastgesteld met behulp van excystatie. De UV-gevoeligheid van cysten uit woestijnratten bleek iets lager te liggen dan de cysten uit de humane faeces. In tabel 9 staat de gemiddelde afsterving van de woestijnrat-cysten bij verschillende UV-intensiteiten.

Tabel 9. UV-gevoeligheid van Giardia lamblia cysten

{PRIVATE }UV-dosis (mJ/cm ²)	log-inactivatie
0	0
20	0,5
40	1
110	1,5
180	2

Rice & Hoff (1981) vonden bij UV-experimenten met *Giardia lamblia* cysten bij een dosis van 63 kJ/m² een hogere resistentie (0,5 log-redukatie).

4. FILTRATIE

Dat filtratieprocessen een belangrijke rol spelen als barrière voor ziekteverwekkers is al overtuigend aangetoond in 1892 (Evans, 1996). De steden Hamburg en Altona betrokken beide hun drinkwater uit de Elbe, die besmet was met *Vibrio cholerae*. Hamburg paste alleen bezinking toe, terwijl het water in Altona gefiltreerd werd over zand. In Hamburg liepen 20.000 mensen cholera op (7500 doden) terwijl in Altona slechts ca. 570 mensen ziek zijn geworden (330 doden). De recentere rapportages over 'waterborne outbreaks' in de Verenigde Staten laten nu nog duidelijk zien dat veel van deze gevallen optreden via drinkwater dat geen filtratie ondergaat (Craun, 1988). Filtratie wordt in de Nederlandse oppervlaktewaterzuivering algemeen toegepast voor de verwijdering van zwevend stof/troebelheid en daarmee ten dele ook de micro-organismen. Sinds begin deze eeuw worden snelle en langzame zandfiltratie toegepast voor deze doeleinden. In de afgelopen decennia zijn oppervlaktewaterbedrijven ook filtratie over actief kool gaan toepassen, voornamelijk om organische microverontreinigingen uit het oppervlaktewater te verwijderen.

Een aantal bedrijven is recent onderzoek gestart naar de toepassingsmogelijkheden van de verschillende vormen van membraan filtratie (micro-, ultra-, hyper-, nanofiltratie).

Deze verschillende typen filtratieprocessen hebben hun eigen karakteristieken en worden daarom elk in een aparte paragraaf behandeld.

4.1 Snelfiltratie

4.1.1 Inleiding

Onder snelfiltratie wordt hier snelfiltratie zonder chemische voorbehandeling (vlokvorming) verstaan; de combinatie wordt in hoofdstuk 5 behandeld.

In deze hoedanigheid wordt snelfiltratie in de oppervlaktewaterzuivering meestal toegepast als voorfiltratie voor langzame zandfiltratie om het grovere zwevende stof en organisch materiaal en eventueel poederkool te verwijderen.

Snelfilters moeten met een vrij hoge frequentie worden teruggespoeld om het afgevangen materiaal te verwijderen. Dit spoelwater wordt meestal, na behandeling (bezinking), opnieuw in de zuivering gebracht. Deze werkwijze kan, vanwege de ophoping van micro-organismen in het terugspoelwater, aanleiding geven voor een hoge belasting van de zuivering en daarmee doorslagrisico van ziekteverwekkers, zoals is opgetreden bij de epidemie van *Cryptosporidium*-infecties in Swindon, Engeland (Badenoch, 1990).

Dynasandfiltratie is een geavanceerde vorm van snelfiltratie waarbij het filterzand continu wordt gespoeld en periodieke terugspoeling dus niet nodig is.

4.1.2 Mechanisme

Verwijdering van micro-organismen wordt bewerkstelligd door adsorptie aan het filtermateriaal of aan deeltjes die eerder door het filter zijn afgevangen. Voor een micro-organisme adsorbeert moet het in contact komen met het filtermateriaal. Voor deeltjes $>1 \mu\text{m}$ (*Cryptosporidium*/*Giardia*) wordt het contact vooral veroorzaakt door botsing van de micro-organismen met het filtermateriaal. Voor deeltjes $<0,1 \mu\text{m}$ (virussen) wordt het contact vooral veroorzaakt door diffusie (Smeets, 1995). De adsorptie aan zand of ander materiaal dat uit het water is vastgehouden in het filter wordt bewerkstelligd door electrostatische krachten, Vanderwaalskrachten en hydrofobe/hydrofiele interacties.

4.1.3 Factoren die de mate van verwijdering van micro-organismen beïnvloeden

Type micro-organisme

De grootte, de lading en de hydrofobiciteit van het micro-organisme zijn bepalend voor de kans dat het in contact komt met het filtermateriaal en voor de efficiëntie van de adsorptie. De grootte bepaalt grotendeels de kans dat een micro-organisme in contact komt met het filterzand. *Giardia* (8-18 μm) zal in contact komen met het filtermateriaal door botsing en Vanderwaals krachten. *Cryptosporidium* (3-7 μm) en bacteriën (ca 1 μm) zitten in de grootte-range die het minst intensief (minst gevoelig voor diffusie en gravitatie) in contact komen met het filtermateriaal en daarom het minst efficiënt worden verwijderd. Virussen komen door hun geringe omvang (10-100 nm) als gevolg van diffusie intensiever in contact.

De lading en hydrofobiciteit van een micro-organisme zijn beide bepalend voor de adsorptie efficiëntie. De lading van zand en (levende) micro-organismen is negatief bij neutrale pH's. Zij stoten elkaar dus af. Deze afstoting moet voor adsorptie worden overwonnen door Vanderwaalskrachten of hydrofobe/hydrofiele interacties. Het is niet eenduidig aan te geven welke krachten primair verantwoordelijk zijn voor de adsorptie van virussen en (oo)cysten aan zand.

Poriegrootte/korrel diameter/filtratiesnelheid/troebelheid

Hoe kleiner de korrel diameter van het zand en dus hoe kleiner de poriegrootte, des te meer zullen micro-organismen kunnen worden afgevangen. De filtratiesnelheid zal bij een lagere porositeit ook lager zijn. Ook dit heeft een positief effect op de verwijdering van de micro-organismen. Deze factoren zijn afhankelijk van de troebelheid/zwevend stof gehalte van het te filtreren water. Gezamenlijk bepalen zij de dimensionering van het filtratieproces. De poriegrootte zal direct na het terugspoelen van het filter het grootst zijn en gedurende de looptijd van de filtratie langzaam verkleinen door het dichtslibben van het filter met zwevend stof.

Procesvoering

Plotselinge veranderingen in de filtratiesnelheid verstoren het filterbed waardoor opgehoopt zwevende stof met daarin micro-organismen kan doorslaan. Ook kunnen daardoor kanaaltjes ontstaan in het filterbed waar een deel van het water het filter ongehinderd kan passeren. Direct na het terugspoelen van een filter is de troebelheid van het filtraat het hoogst. Daarom wordt in een aantal gevallen dit eerste filtraat niet gebruikt, maar afgevoerd met het spoelwater.

Looptijd

Naarmate de porieën dichtslibben wordt de stroomsnelheid in het filter hoger en daarmee ook de afschuifkrachten ("shear"). Afgevangen micro-organismen worden dus sneller weer "loggespoeld" naarmate looptijd van het filter langer wordt.

4.1.4 Verwijdering van virussen door snelfiltratie

Voor virussen zijn, zoals verwacht, relatief lage verwijderingspercentages gevonden; van 0-0,3 log-eenheden voor poliovirus 1 (Robeck *et al.*, 1972), 0,1 log-eenheid voor Coxsackievirus A5 en 0-1 log-eenheid voor colifaag T4 (Gilcreas en Kelly, 1955). Veiligheidshalve kan dus aan snelfiltratie geen virusverwijderend effect worden toegekend.

4.1.5 Verwijdering van *Cryptosporidium* oocysten en *Giardia* cysten door snelfiltratie

Zandfiltratie van water met een lage troebelheid (<1 NTU) verwijderde cysten van *Giardia* voor 0-0,5 log-eenheid (Al-Ani *et al.*, 1986) tot 0,7-1 log-eenheid (Mosher & Hendricks, 1986)). Ives (1990) laat in een theoretische benadering zien dat er ten aanzien van *Cryptosporidium* oocysten weinig effect te verwachten is van snelfiltratie. Op basis van deze gegevens moet veiligheidshalve worden aangenomen dat het effect van snelfiltratie op protozoa nihil is.

4.2 Langzame zandfiltratie

4.2.1 Inleiding

Langzame zandfiltratie is een van de oudste processen die in Nederland voor de zuivering van oppervlaktewater is toegepast en nog steeds vrij algemeen wordt toegepast. Langzame zandfiltratie heeft zich de afgelopen decennia bewezen als relatief eenvoudig en betrouwbaar proces.

Het filter bestaat uit een betonnen bak met een zandbed van 0,7-1,5 m op een aantal steunlagen met toenemende korreldiameter. Het water wordt op het filter gebracht en onder druk van de bovenstaande waterlaag gefiltreerd. In vergelijking met snelfiltratie is de filtratiesnelheid beduidend lager (0,1-0,4 m/h) en is ook de korreldiameter kleiner (0,2-0,3 mm). Dit betekent dat een relatief groot filteroppervlak nodig is.

De kleine korreldiameter en de lage filtratiesnelheid stellen eisen aan het toegevoerde water. Het zwevende en organische stof gehalte kan niet te hoog zijn vanwege snelle verstopping en anaerobie in het filter. In de huidige Nederlandse zuiveringen wordt langzame zandfiltratie ook altijd als een van de laatste stappen in de zuivering gebruikt, na een voorzuivering door coagulatie/snelfiltratie of duininfiltratie. De filters zijn ook overdekt. Onder dergelijke omstandigheden hebben langzame zandfilters een lange looptijd van enkele maanden. Dan wordt de bovenste laag van het filter geschraapt.

Langzame zandfiltratie is voornamelijk een biologisch proces, met slechts een beperkte beheersbaarheid.

4.2.2 Mechanisme

Verwijdering van micro-organismen door langzame zandfiltratie vindt grotendeels plaats door biologische processen (predatie, afsterving, biofilmvorming) in de toplaag van het filter en in mindere mate door adsorptie aan de zanddeeltjes. De zwevende stof wordt in de toplaag van het filter afgevangen. Daardoor ontstaat een voedingsbodem voor micro-organismen, die zich in de toplaag (enkele cm) gaan vermeerderen en een matrix van extracellulaire biopolymeren produceren, die een plakkerig netwerk vormen op het filter (Schmutzdecke). Deze Schmutzdecke is echter niet uniform verdeeld.

Virussen en *Cryptosporidium* en *Giardia* kunnen zich niet vermeerderen onder deze omstandigheden. De protozoa zullen al voornamelijk in de toplaag adsorberen aan de matrix van macromoleculen die de Schmutzdecke bevat. De kleine virussen zullen ook voornamelijk in de biomatrix in de toplaag worden gevangen. Hoewel virussen en parasitaire protozoa lang (maanden) kunnen overleven in water, worden ze door de biologische activiteit in de toplaag (predatie, exo-enzymen van andere micro-organismen) geïnactiveerd.

4.2.3 Factoren die de mate van verwijdering van micro-organismen beïnvloeden

Poriegrootte/korrel diameter

De korrel diameter bepaalt welke deeltjesgrootte wordt afgevangen en hoe intensief deeltjes in contact komen met het zandoppervlak en kunnen adsorberen.

Filtratiesnelheid

Dit is de enige procesparameter waaraan gestuurd kan worden bij een in bedrijf zijnde langzame zandfiltratie. Bij hogere filtratiesnelheden zal de verwijdering minder effectief zijn, vanwege verminderde adsorptie en verhoogde shear in de filterporiën.

Beddiepte

Hoe dikker de zandlaag, des te meer contact en adsorptie kan plaatsvinden. Het overgrote deel van de verwijdering vindt echter in de bovenste cm's plaats, zodat deze factor van geringe betekenis is (Timms *et al.*, 1995).

Temperatuur

Aangezien langzame zandfiltratie een voornamelijk biologisch proces is, is de zuiverende werking temperatuursafhankelijk. Het zuiveringseffect is daarom in de zomer hoger dan in de winter. Dit komt tot uiting in de doorslag van indicator-bacteriën bij twee duinwaterbedrijven in de winterperiode (Medema en Schets, 1994).

Zwevende/organisch stof gehalte in voedingswater

Dit is een ontwerpparameter. Hoe slechter de kwaliteit van het voedingswater, hoe sneller de weerstand in het filter wordt verhoogd door verstopping van de poriën en verhoogde biologische activiteit.

Exploitatie/onderhoud

Het afschrappen van de toplaag van enkele cm's bij weerstandsverhoging in het filter betekent dat de biologische activiteit van het filter verminderd en de Schmutzdecke voor een groot deel verdwijnt en daarmee het belangrijkste deel voor de verwijdering van micro-organismen en andere parameters zoals AOC. Voor ingebruikname zouden de filters de tijd moeten krijgen om te "rijpen", om een actieve biomatrix te vormen.

Kanaalvorming

Vormen van preferente stromingsbanen door het langzame zandfilter, kan de effectiviteit van dit proces reduceren, omdat een deel van de waterstroom met micro-organismen erin vrijwel ongehinderd het filterbed kunnen passeren.

4.2.4 Verwijdering van virussen door langzame zandfiltratie

De meest uitgebreide studie naar virusverwijdering door langzame zandfiltratieprocessen is uitgevoerd door Poynter & Slade (1977), die in een proefinstallatie, waaraan kunstmatig (vaccin)poliovirus 1 werd gevoed, het effect van temperatuur, filtratiesnelheid en looptijd van het filter onderzochten. In deze proefinstallatie werd bij een temperatuur van 16-18°C een

verwijdering van 4,5 log-eenheden gehaald en bij een temperatuur van 5-8°C een verwijdering van 2,5 log-eenheden. Verhoging van de filtratiesnelheid van 0,2 naar 0,4-0,5 m/h verlaagt het verwijderingsrendement met een factor van ca. 10. Filters zonder Schmutzdecke (nieuw of net na schrapen) zijn beduidend slechter in de verwijdering van virussen.

Slade (1978) onderzocht vervolgens gedurende 3 maanden de verwijdering van "natuurlijk" voorkomende enterovirussen in een praktijkinstallatie bij een filtratiesnelheid van 0,2-0,5 m/h en een temperatuur van 6-11°C. Daarin werden verwijderingspercentages van 1,5->2,7 log-eenheden gerealiseerd.

4.2.5 Verwijdering van *Cryptosporidium* oocysten en *Giardia* cysten door langzame zandfiltratie

Bellamy *et al.*, (1985) hebben in een proefinstallatie het effect van leeftijd van de Schmutzdecke en filtratiesnelheid op de verwijdering van *Giardia lamblia* onderzocht. De proefinstallatie werd gevoed met reservoir-water met een troebelheid van 3-9 NTU. Bij filtratiesnelheden van 0,04-0,4 m/h was de verwijdering uniform hoog: 3,7-4 log-eenheden. Bij een nieuw zandbed daalde de verwijdering tot minimaal 2 log-eenheden. Ook na afschrapen van de Schmutzdecke bleef de verwijderingscapaciteit minimaal 2,3 log-eenheden. Pyper *et al.*, (1985) vonden in een praktijkfilter (0,08 m/h, 1,4 NTU) een verwijderingscapaciteit van 3,7 log-eenheden bij temperaturen boven 7°C. Bij temperaturen tussen 0,5 en 7°C daalde de verwijderingscapaciteit naar 2,2 log-eenheden en bij zeer lage temperaturen (<0,5°C) naar 1,2 log-eenheden.

Voor *Cryptosporidium* zijn slechts zeer weinig data beschikbaar. Ives (1990) kende in een theoretische benadering 5-6 log eenheden toe aan een langzaam zandfilter met een gerijpte Schmutzdecke. Gegeven de verwijderingscapaciteiten die zijn gevonden voor *Giardia*, lijkt dat een ruime overschatting. Metingen van Timms *et al.*, (1994) aan een proefinstallatie (filtratiesnelheid 0,3-0,4 m/h) vonden een verwijdering van *Cryptosporidium* oocysten van >3,5 log eenheden. Gegevens over ruw water kwaliteit, filterleeftijd en temperatuur zijn niet voorhanden. De oocysten werden teruggevonden in de bovenste 2,5 cm van het filter, daarbeneden niet meer. Bij afwezigheid van betere data-sets wordt hier aangenomen dat de verwijderingscapaciteit van langzame zandfiltratie ten aanzien van *Cryptosporidium* identiek is aan die voor *Giardia*. Het is mogelijk dat deze aanname een overschatting van de verwijderingscapaciteit geeft, omdat *Cryptosporidium* (3-7 µm) kleiner is dan *Giardia* (8-18 µm).

4.3 Actief koolfiltratie

4.3.1 Inleiding

Initiëel werd actief koolfiltratie vooral toegepast voor de verbetering van reuk en smaak. De laatste jaren heeft de toepassing van actief koolfiltratie opgang gevonden voor de verwijdering van organische micro-verontreinigingen en eventueel desinfectie-bijproducten. Om de adsorptieve werking zo goed mogelijk te benutten wordt actief koolfiltratie achter in de zuivering toegepast, vaak in een tweetrapsconfiguratie. In de eerste trap vindt vooral biologische afbraak van organische stof plaats, terwijl in de tweede vooral verwijdering door adsorptie plaatsvindt. Regeneratie van koolfilters vindt plaats met filters in de eerste trap; filters met verse kool worden in de tweede (adsorptieve) trap geplaatst en na de helft van de looptijd in de eerste trap geplaatst. In bedrijven met ozonisatie wordt actief koolfiltratie direct daarna toegepast, voor de (biologische) verwijdering van de door de ozonisatie gevormde biologisch afbreekbare stoffen (AOC).

Door het biologische karakter van de eerste trap van de actief koolfiltratie kan dit proces verhoging van bacterieconcentraties in het effluent geven (verhoogd koloniegetal, *Aeromonas*, bacteriën van de coligroep) en kan het zuurstofgehalte van het water dalen.

4.3.2 Mechanisme

Virussen en protozoa kunnen adsorberen aan actieve kool, al zijn de micro-poriën in de korreltjes te groot om daar micro-organismen in te vangen. De adsorptie van sporen van sulfietreducerende clostridia is reversibel (Nuhn en Hijnen, 1994), zodat deze micro-organismen weer uit het filter kunnen komen. In het biologische procesdeel zullen door biologische processen, analoog aan die in de Schmutzdecke van langzame zandfilters (zie 4.2), inactivatie van virussen en protozoa kunnen bewerkstelligen.

4.3.3 Factoren die de mate van verwijdering van micro-organismen beïnvloeden

pH/ionsterkte

Bij pH 7,5-8,5 is de virusadsorptie aan actieve kool het laagst (Gerba, 1984). Bij lage pH's (<4,5) worden virussen positief geladen en door electrostatische krachten aan de negatieve groepen op de kooldeeltjes gebonden.

Organische stofconcentratie

Gerba *et al.*, (1975) vonden een hogere virusadsorptie naarmate de organische stofbelasting (van secundair effluent) lager was, waarschijnlijk door competitie om hechtingsplaatsen tussen virussen en organische stoffen. Organische stof in het voedingswater is daarnaast ook de voedingsbodem voor de biologische activiteit in het eerste deel van het proces. Een hogere activiteit leidt tot een grotere biomatrix en dus een grotere kans dat een micro-organisme adsorbeert en wordt geïnactiveerd.

Kontaktijd

Bij langere contacttijden is de kans op adsorptie van micro-organismen aan de kooldeeltjes of de biomatrix groter. Ook de stroomsnelheden zijn lager, waardoor meer biomatrix zal kunnen ontstaan. Voor actief kool zonder biomatrix was de optimale contacttijd 20-30 min.

4.3.4 Verwijdering van virussen door actief koolfiltratie

Actief koolfiltratie van secundair effluent van een rioolwaterzuiveringsinstallatie verwijderde 0-0,5 log-eenheid van poliovirus. Bij een lager organisch stof gehalte steeg de verwijdering tot 1 log eenheid. Deze verwijdering ligt in dezelfde orde-grootte als Oza en Chauduri (1976) hebben gevonden in experimenten met bacteriofaag T4: 0,15-0,5 log-eenheid.

Gegeven deze lage verwijderingscapaciteiten en de spreiding erin moet veiligheidshalve worden aangenomen dat de virusverwijdering door actief koolfiltratie verwaarloosbaar klein is.

4.3.5 Verwijdering van *Cryptosporidium* oocysten en *Giardia* cysten door actief koolfiltratie

Over de verwijdering van (oo)cysten van deze protozoa door actief koolfiltratie zijn geen gegevens beschikbaar. Gegevens over de verwijdering van sporen van sulfietreducerende clostridia zijn wel (spaarzaam) beschikbaar en kunnen als indicatie worden gebruikt. Een tweetraps actief koolfiltratie (pilot plant) met een totale contacttijd van 40 minuten leverde geen verwijdering op van clostridia-sporen; waarschijnlijk trad wel adsorptie op maar was deze reversibel en werden de sporen daardoor alleen vertraagd. Na het instellen van het evenwicht is de verwijdering dus nihil.

4.4 Membraanfiltratie

4.4.1 Inleiding

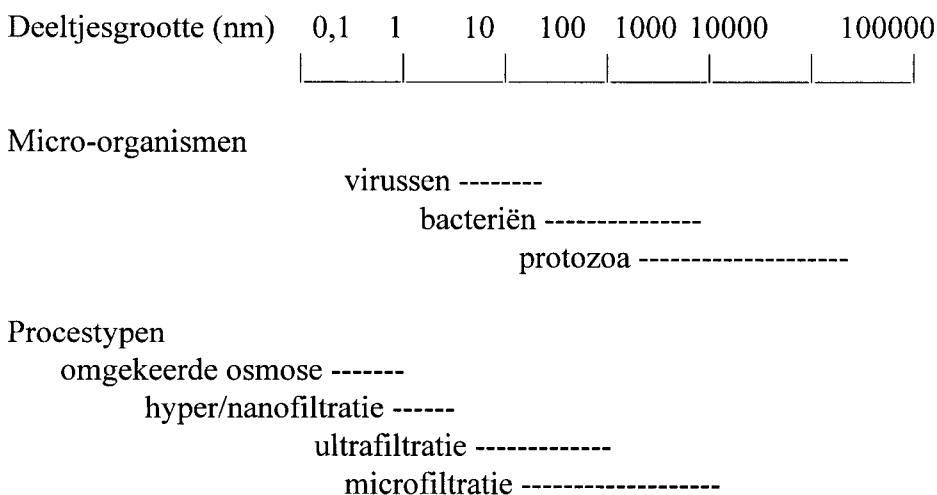
Membraanfiltratie wordt in de Nederlandse drinkwaterbereiding nog niet toegepast. Door de technologische ontwikkelingen is membraanfiltratie in het afgelopen decennium qua technologie en kostprijs beschikbaar gekomen voor de produktie van drinkwater uit oppervlaktewater. Een groeiend aantal oppervlaktewaterbedrijven heeft membraanfiltratie opgenomen in het onderzoekstraject voor de vernieuwing/uitbreiding van hun zuivering. De oorspronkelijke toepassing van membraanfiltratie, ontzouting, is ook aangevuld met toepassing voor de verwijdering van organische micro-verontreinigingen en ziekteverwekkende micro-organismen.

De procestypen die daarvoor in onderzoek zijn, zijn hyperfiltratie en nanofiltratie van voorgezuiverd (met micro- of ultrafiltratie of conventionele fysisch/chemische zuivering) oppervlaktewater.

Een belangrijk probleem bij het toepassen van membraanfiltratieprocessen is de vorming van een brijn-afvalstroom die geloosd moet worden.

4.4.2 Mechanisme

Water met daarin gesuspendeerde en opgeloste deeltjes wordt onder druk door een membraanfilter geperst. Daarbij worden gesuspendeerde deeltjes en macromoleculen tegengehouden. Hoe effectief micro-organismen worden tegengehouden is afhankelijk van de poriegrootte van de membranen. In figuur 1 wordt de relatie tussen poriegrootte of Molecular Weight Cut-off point (MWCO) en de grootte van micro-organismen voor verschillende typen membraanfiltratie gegeven.



Figuur 1. Grootte-range van deeltjes die tegengehouden worden door membraanfiltratieprocessen.

De procestypen die deeltjes van >5 nm tegenhouden (omgekeerde osmose, hyper- en nanofiltratie) zijn in principe een absolute barrière voor ziekteverwekkers, omdat zelfs virussen (enkele tientallen nm) de membranen niet kunnen passeren. Ultrafiltratie houdt, afhankelijk van het type membraan, deeltjes van 10-100 nm tegen en zal dus eveneens tenminste een deel van de virussen en alle bacteriën en protozoa tegen kunnen houden.

4.4.3 Factoren die de mate van verwijdering van micro-organismen beïnvloeden

Grootte micro-organisme

Micro-organismen worden in de meeste procestypen verwijderd door de zeefwerking van de membranen. De micro-organismen zijn (veel) groter dan de porieën in de membranen en kunnen deze dus niet passeren. Virussen zijn enkele tientallen tot honderden nm groot en daarmee het meest kritisch voor de verwijdering door membraanfiltratieprocessen.

Integriteit membranen

Membraanfilters kunnen worden beschadigd tijdens het gebruik door slijtage, sterke drukveranderingen, scaling en biologische activiteit op de membranen. Als daardoor haarscheurtjes in het membraan optreden kunnen micro-organismen het membraan passeren. Grotere lekkages zijn relatief eenvoudig te onderkennen met de standaard bewakingsparameters (druk, geleidbaarheid), maar voor het onderkennen van de kleinere lekkages zijn deze parameters niet toereikend. Deze kleine lekken kunnen de verwijdering van micro-organismen reduceren. De mate van reductie is afhankelijk van de verhouding tussen de totale volumestroom in de installatie en de volumestroom via deze haarscheurtjes. Ook bij kleine scheurtjes kan een relatief groot deel van het water via dit scheurtje het membraan passeren. Er zal dus bij het optreden van haarscheurtjes wel een verwijderingsrendement overblijven.

Individuele membraanfilters kunnen voor ingebruikname op lekkage worden getest.

Scaling

Scaling van de membranen is het neerslaan van zouten (zoals bariumsulfaat). Dit kan doordat kristallen worden gevormd het membraanfilter beschadigen (zie integriteit membranen).

Biofouling

Biofouling is de groei van micro-organismen op het membraanoppervlak als gevolg van de zich daar ophopende voedingsstoffen. De stoffen die de micro-organismen produceren kunnen het membraan aantasten. Het is ook mogelijk dat het membraan zelf groeibevorderende componenten bevat.

Afdichting installatie

Om de verwijderingscapaciteit van de membranen goed te kunnen benutten moet de afdichting tussen de filterunits ook vrij zijn van lekkages. Hiervoor geldt hetzelfde als voor lekkages in het filter. Om dergelijke lekkages op te sporen moet de complete installatie worden getest.

4.4.4 Verwijdering van virussen, *Cryptosporidium* oocysten en *Giardia* cysten door membraanfiltratie

Omdat de toepassing van membraanfiltratie voor de verwijdering van micro-organismen relatief nieuw is, zijn nog niet veel data voorhanden. Tabel 10 geeft een overzicht over de studies die zijn uitgevoerd naar virus- en *Giardia*-verwijderingscapaciteit van verschillende membraanfiltratieprocessen. Dit betreft laboratorium- of proefinstallatiestudies.

Tabel 10. Verwijdering van virussen en *Giardia*-cysten door membraanfiltratieprocessen

{PRIVAT E }Micro- organisme	Type	Membraan- proces	Ruw water	Minima- le DR*	Maximale DR*	Ref ^{***}
Virussen	enterovirus	Microfiltratie	afvalwater	>2	>6	1
	faag MS2	Microfiltratie	meer	0.7	2,3	2
	faag T2	Ultrafiltratie	synthet.	4	8	3
	MS2	Ultrafiltratie	rivier	>6,5	>7	4
	MS2	Ultrafiltratie met lekkage**	rivier	3	-	4
	MS2	Ultrafiltratie	meer	>5	>5	2
	colifagen	Ultrafiltratie	rivier	>9	-	5
	MS2	Hyperfiltratie	rivier	3	5	2
	MS2	Hyperfiltratie met lekkage**	rivier	2	-	2
<i>Giardia</i>	<i>G.muris</i>	Ultrafiltratie	rivier	>4	>5	4
	<i>G.muris</i>	Ultrafiltratie met lekkage**	rivier	3	4	4
	<i>G.sp.</i>	Ultrafiltratie	rivier	>6	-	5

* : DR: decimale reductie

** : lekkage is zowel door doorslag van micro-organismen als met behulp van geleidbaarheidsmetingen of deeltjestelling aangetoond

*** : 1: Kolega *et al.*, 1991; 2: Medema, ongepubliceerde data; 3: Sorber CA, 1971; 4: Jacangelo *et al.*, 1991; 5: Mandra *et al.*, 1994

Uit deze tabel blijkt dat ultra- en hyperfiltratieprocessen een zeer vergaande verwijdering van micro-organismen kunnen geven, mits de systeemintegriteit niet wordt aangetast. Er is nog onvoldoende basis om een gemiddelde verwijderingscapaciteit van de verschillende procestypen onder praktijkomstandigheden aan te geven. Wel blijkt duidelijk dat het

toekennen van een bepaalde verwijderingscapaciteit gepaard moet gaan met waarborgen ten aanzien van de integriteit van de installatie.

5. COAGULATIE

5.1 Inleiding

Coagulatie met $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ of FeCl_3 gevolgd door vlokafscheiding wordt door een groot aantal oppervlaktewaterbedrijven in Nederland toegepast voor de verwijdering van (kleine) deeltjes, meestal als een van de eerste zuiveringsstappen. Aan het water wordt vlokmiddel gedoseerd, eventueel samen met vlokhulpmiddelen (polyelectrolyt), gevolgd door menging, vlokvorming, vlokafscheiding en snelfiltratie. Zowel organische, anorganische stoffen als micro-organismen worden door vlokvorming en afscheiding uit het water verwijderd.

5.2 Mechanisme

Om kleine deeltjes (colloïden) te kunnen verwijderen is verkleving tot grotere deeltjes nodig. Ook vrijlevende en aan colloïden gehechte virussen en (oo)cysten van protozoa kunnen worden beshouwd als colloïden. Door hun negatieve lading bij neutrale pH stoten de deeltjes elkaar echter af. Door toevoegen van aluminiumsulfaat of ijzerchloride ontstaat Al^{3+} of Fe^{3+} en worden positief geladen hydroxide-polymeren gevormd. Deze polymeren binden door hun lading aan de colloïden en doen daarmee de negatieve lading teniet en kunnen een brug vormen tussen twee colloïden (van der Maarel, 1995). Er ontstaat een vlok waar andere deeltjes die ertegen aan botsen aan hechten. Ook een deel van de opgeloste stoffen wordt in de vlok opgenomen. De vlokvorming treedt op onder sterke menging, om voldoende botsingen van deeltjes te realiseren. De vlokken met daarin virussen en protozoa worden vervolgens verwijderd door sedimentatie, flotatie of filtratie. Het slib dat hierbij ontstaat wordt meestal op dezelfde wijze behandeld als spoelwater van snelfilters (zie 4.1.1)

5.3 Factoren die de mate van micro-organisme verwijdering beïnvloeden

Debris/troebelheid

Voor een effectieve coagulatie zijn voldoende deeltjes nodig om vlokken te kunnen vormen. Bij erg lage troebelheden verloopt het coagulatieproces daarom inefficiënt. Bij hoge of piektroebelheden kan de coagulatie worden "overvoerd" en worden deeltjes/micro-organismen minder efficiënt verwijderd.

Dosis coagulant

Hoe hoger de dosis van de coagulant des te efficiënter de coagulatie en de micro-organisme verwijdering. De optimale dosis is afhankelijk van de kwaliteit van het voedingswater en het type coagulant.

pH

De optimale pH is afhankelijk van het type coagulant. De pH is van invloed op het hydrolyseproces en daarmee de vorming van de polymeren die de basis voor de vlokvorming vormen. Ook beïnvloedt de pH de (sterkte van de) lading van de colloïden.

Type coagulant

De virusverwijdering bij gelijke troebelheid voor $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en FeCl_3 is bij optimale dosering ongeveer gelijk. Wel dient de dosering (mg/l) van FeCl_3 in dat geval hoger te zijn dan die van $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Ook verwijdering van *Cryptosporidium* en *Giardia* was voor beide vlokmiddelen vergelijkbaar (Lechevallier *et al.*, 1991).

Botsingskans (roersnelheid)

De kans dat deeltjes botsen en aan elkaar binden moet zo groot mogelijk zijn. Daarvoor moet het water intensief worden geroerd/gemengd. Hoge roersnelheden kunnen de vlokken weer breken of er kan erosie optreden. Daarom bestaat de vlokvorming uit meerdere compartimenten; in de eerste wordt snel geroerd voor de vorming van kleine vlokken, in de volgende compartimenten wordt langzaam geroerd om grotere vlokken te kunnen laten ontstaan.

Temperatuur

Het coagulatieproces verloopt inefficiënter naarmate de water temperatuur lager is. Er kunnen daardoor aanzienlijke verschillen in de verwijderingscapaciteit tussen de zomer- en winterperiode optreden.

Vlokhulpmiddel

Vlokvorming kan worden verbeterd door het toevoegen van polymeren die als bruggen tussen de colloïden kunnen fungeren of middelen die de vlokken verzwaren en daarmee beter laten sedimenteren.

Vlokafscheiding

Indien geen snelfiltratie wordt toegepast na coagulatie, is de sedimentatie snelheid of de flotatiesnelheid van de gevormde vlokken belangrijk voor de verwijderingscapaciteit. Bij vorming van grote vlokken is de sedimentatiesnelheid en dus de virus/protozoa-verwijdering hoger. Bij flotatie moeten lichte vlokken ontstaan die luchtbelletjes opnemen en gaan drijven en is er dus een optimum tussen vloggrootte en vlokafscheiding. Indien de vlokken worden verwijderd door snelfiltratie heeft de sedimentatiesnelheid of flotatiesnelheid vrijwel geen invloed op de virusverwijderingscapaciteit van coagulatie.

Type micro-organisme

De botsingskans is afhankelijk van de grootte van het micro-organisme; hoe groter het organisme hoe groter de kans dat het met een (pre)vlok in aanraking komt. Behalve grootte zijn ook andere eigenschappen belangrijk. Hoewel de micro-organismen gedestabiliseerd zijn, vonden Rao *et al.*, (1988) dat poliovirus minder goed verwijderd wordt dan hepatitis A of rotavirus.

5.4 Inactivatie/verwijdering van virussen tijdens coagulatie

In Nederland is bij een aantal bedrijven de virusreductie die bereikt werd tijdens coagulatie gemeten:

1. Van Olphen *et al.*, (1984) vonden bij pompstation Nieuwegein (Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland) en Bergambacht (Duinwaterbedrijf Zuid-Holland) met name in de wintermaanden regelmatig entero- en reovirussen na coagulatie/filtratie. Ze berekenden echter geen verwijderingscapaciteit.
2. Bij de Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland werden de periodes november 1987 tot april 1988 en november 1988 tot april 1989 een aantal metingen verricht. Ruw water is het Lekkanaal. Het gebruikte coagulant was FeCl_3 in een concentratie van 3 mg Fe/l. Vlokafscheiding vond plaats door sedimentatie. Na sedimentatie vond een loogdosering plaats tot pH 8, gevolgd door snelfiltratie. De gemiddelde verwijdering van enterovirussen door coagulatie-loogdosering-snelfiltratie bedroeg 1,4 logeenheden (range 1,0-1,9).
3. Bij het Gemeentelijk Waterbedrijf Groningen werd in de periode december 1990 tot april 1991 een aantal metingen verricht (Havelaar *et al.*, 1995). Ruw water is afkomstig uit de Drentse Aa. Het gebruikte coagulant was polyhydroxy-aluminiumchloride in een dosering die varieerde van 3,5 tot 8,5 mg Al/l. De pH tijdens coagulatie was 6,5-7. Vlokafscheiding vond plaats in lamellenseparatoren, gevolgd door actief koolfiltratie en snelfiltratie. De verwijdering van enterovirussen bij coagulatie-vlokverwijdering was gemiddeld 1,1 logeenheden, range 1,5 - > 4,0 logeenheden. Na de filtratiestappen was de virusconcentratie meestal beneden de detectielimiet (1/1000 l). De toepassing van filtratie verbeterde de kwaliteit, maar het effect kon niet kwantitatief worden vastgesteld.
4. Bij Gemeentewaterleidingen Amsterdam werd in de periode november 1989 tot maart 1990 een aantal metingen verricht (Havelaar *et al.*, 1995). Ruw water was afkomstig uit het Amsterdam-Rijnkanaal. Het gebruikte coagulant was FeCl_3 in een concentratie van 7 mg/l in de eerste en 5 mg/l in de tweede stap. pH tijdens het proces was 6,5-7,0. Vlokverwijdering vond plaats door bezinking in een open reservoir. De gemiddelde verwijdering van enterovirussen na coagulatie en bezinking bedroeg 0,4 logeenheden (range 0,2-1,4).

Het wordt hieruit duidelijk dat de virusverwijdering sterk afhangt van de procesconfiguratie. Vlokafscheiding door sedimentatie in een open reservoir is vrij ineffektief (0,4 logeenheden). Coagulatie en vlokafscheiding met lamellenseparatoren kan een gemiddelde virusverwijdering van 1,1 log-eenheden geven. Uit een overzichtsartikel van Payment en Armon (1989) blijkt dat dit nog relatief hoog is; de virusverwijdering die door verschillende auteurs met verschillende virussen en verschillende coagulatieprocessen zonder filtratie hebben gevonden lagen in de range van 0,1-2 log eenheden, met een gemiddelde van 0,4-0,5 log eenheden. Combinatie van coagulatie en vlokafscheiding met snelfiltratie gaf een verbetering van de virusverwijdering. Bij de WRK was deze kwantificeerbaar: 1,4 log eenheden. De getallen die hier zijn gegeven moeten worden gebruikt als richtgetallen. Extrapolatie van deze gegevens naar andere processen en zeker naar andere procesconfiguraties heeft een hoge mate van onzekerheid.

5.5 Inactivatie/verwijdering van *Giardia* en *Cryptosporidium* tijdens coagulatie

Door LeChevallier *et al.*, (1991) zijn de gegevens over de verwijdering van *Giardia* en *Cryptosporidium* verzameld van 66 bedrijven in de Verenigde Staten die oppervlaktewater zuiveren met coagulatie/snefiltratie. Daarbij zaten bedrijven met verschillende procesconfiguraties, vlokmiddellen Fe en Al en polymeer, filtratie over zand, dubbellaag of gemengd of actief kool en verschillende bedrijfsvoeringen. Elk proces is een beperkt aantal

malen doorgemeten. De gemiddelde verwijdering van *Giardia* en *Cryptosporidium* bij bedrijven waar in het water na filtratie (oo)cysten werden teruggevonden was resp. 2,14 en 2,38 logeenheden. De verwijdering in een individule installatie varieerde van 0,9 tot 3,4 logeenheden voor *Giardia* en van 0,1 tot 3 logeenheden voor *Cryptosporidium*. Verwijdering van de troebelheid correleerde niet tot zwak met de verwijdering van de (oo)cysten. Verwijdering van deeltjes van $>5\mu\text{m}$ correleerde wel met de verwijdering van (oo)cysten. Ook hier geldt dat de gemiddelde verwijderingscapaciteit moet worden gezien als richtgetal en de procesconfiguratie belangrijk is.

6. BODEMPASSAGE

6.1 Duininfiltratie

6.1.1 Inleiding

Duininfiltratie is naast oeverfiltratie een relatief goedkope manier om een groot deel van de microbiële verontreinigingen van oppervlaktewater te verwijderen. Duininfiltratie wordt langs de kuststrook toegepast met als doel voorraadvorming van zoet water in de ondergrond en bodempassage om micro-organismen, deeltjes en organische stoffen te verwijderen. Rivierwater wordt voorgezuiverd en overgepompt naar kunstmatig aangebrachte duininfiltratieplassen. Het water zakt passief in de bodem. Na een gemiddelde verblijftijd van enkele maanden, wordt het water middels draineerleidingen en (ondiepe) putten teruggewonnen. Een deel van het water zakt dieper weg en kan, via diepe putten, bij grote waterbehoefte en calamiteiten worden aangesproken. Het teruggewonnen water wordt bijeengebracht in een open verzamelkom of gesloten kanalen, vanwaar het de nazuivering ingaat. Er wordt nu onderzoek gedaan naar de toepassing van diepinfiltratie in het duin en dit proces wordt op enkele lokaties toegepast.

Hoewel het rivierwater na duinpassage verregaand vrij is van bacteriën die duiden op een faecale besmetting, treedt tijdens de open terugwinning van het duininfiltraat faecale herbesmetting op (Medema en Schets, 1994). Deze herbesmetting is van dierlijke oorsprong en is waarschijnlijk voornamelijk terug te voeren op watervogels op of nabij de reservoirs. Daar de voor de mens infectieuze virussen afkomstig zijn van humaan faecale besmetting, is een (menspathogene) virale herbesmetting bij de open terugwinning niet te verwachten. Voor menspathogene *Cryptosporidium* en *Giardia* is een eventuele herbesmetting door knaagdieren of andere zoogdieren wel mogelijk. Voor bacteriële pathogenen (*Campylobacter*) is aangetoond dat dit in de wintermaanden kan leiden tot een besmettingsniveau dat door de nazuivering niet afdoende kan worden verwijderd (Medema en Schets, 1994). De nazuivering bestaat uit beluchting, eventueel poederkooldosering en snel- en langzame zandfiltratie. Bij GW-Amsterdam is deze nazuivering uitgebreid met ozon en actief koolfiltratie voor de verwijdering van pesticiden.

6.1.2 Mechanisme

Verwijdering van virussen en protozoa door duininfiltratie is een combinatie van biologische, chemische en fysische processen, waarvan de relatieve bijdrage moeilijk ingeschat kan worden. De micro-organismen kunnen adsorberen aan de zanddeeltjes. De invloed van verschillende factoren op de efficiëntie van deze adsorptie zijn belicht in paragraaf 4.1 en 4.2. In de eerste centimeters van de infiltratie wordt organisch materiaal omgezet door bacteriën, waardoor een biofilm ontstaat. Deze heeft waarschijnlijk vergelijkbare eigenschappen als de Schmutzdecke bij langzame zandfiltratie (zie 4.2). Tijdens het lange verblijf van het water en de micro-organismen in de bodem treedt onder bacteriën en protozoa ook afsterving op door "uitputting", het opraken van interne reservestoffen.

6.1.3 Factoren die de mate van micro-organisme verwijdering beïnvloeden

Type micro-organisme

De grootte, de lading en de hydrofobiciteit van het micro-organisme zijn bepalend voor de kans dat het in contact komt met het duinzand en voor de efficiëntie van de adsorptie daaraan. De grootte bepaalt grotendeels de wijze waarop een micro-organisme in contact komt met de zandkorrels (Smeets, 1995). *Giardia* (8-18 µm) zal in contact komen met het filtermateriaal door botsing en Vanderwaals krachten. *Cryptosporidium* (3-7 µm) en bacteriën (ca 1 µm) zitten in de grootte-range die het minst intensief (minst gevoelig voor diffusie en gravitatie) in contact komen met de zandkorrels en daarom het minst efficiënt worden verwijderd. Virussen komen door hun geringe omvang (10-100 nm) als gevolg van diffusie intensiever in contact met het zand. Bij elk contact tussen micro-organisme en zandkorrel kan het micro-organisme zich hechten. De lading en hydrofobiciteit van een micro-organisme zijn beide bepalend voor de adsorptie efficiëntie. De lading van zand en (levende) micro-organismen is negatief bij neutrale pH's. Zij stoten elkaar dus af. Deze afstoting moet voor adsorptie worden overwonnen door Vanderwaalskrachten of hydrofobe/hydrofiele interacties. Het is niet eenduidig aan te geven welke krachten primair verantwoordelijk zijn voor de adsorptie van virussen en (oo)cysten aan zand.

Poriegrootte/korrel diameter

Hoe kleiner de korrel diameter van het zand en dus hoe kleiner de poriegrootte en hoe groter dus de kans op contact en adsorptie, des te meer zullen micro-organismen kunnen worden afgevangen.

Waterverzadiging

De snelheid waarmee virussen zich verplaatsen door een bodemlaag (8% klei en 92% zand) die niet met water verzadigd is, is ongeveer drie maal langzamer dan in dezelfde bodemlaag die water verzadigd is (Powelson en Gerba, 1994).

Organisch stofgehalte

In een laboratorium studie, waar in- en effluent gefiltreerd werd over kolommen met een samenstelling van 'loamy sand' bleek het organisch stof gehalte in het infiltratiewater geen invloed te hebben op de verwijdering van poliovirus (Gerba en Lance, 1978).

Verblijftijd

Bij langere verblijftijden in de bodem van het water is de verwijderingscapaciteit groter, door de grotere kans op adsorptie en langere tijd voor natuurlijke afsterving (Hurst *et al.*, 1988).

Infiltratiewijze

Bij diepinfiltratie worden hoge infiltratiesnelheden gebruikt om dichtslibben van de infiltratieput te voorkomen. De biologische activiteit en daarmee de inactivatie van virussen en protozoa in de eerste centimeters van het zandpakket zal dus aanmerkelijk lager zijn dan bij oppervlakteinfiltratie.

6.1.4 Verwijdering van virussen tijdens duininfiltratie

Van de virusverwijderingscapaciteit tijdens duininfiltratie zijn slechts zeer summier gegevens beschikbaar. Er zijn getallen beschikbaar van een meetprogramma van 1982 bij de Duinwaterleiding van 's-Gravenhage (van Olphen, ongepubliceerde data). Na 10 meter infiltratie en 8 dagen verblijftijd was de virusverwijdering > 1 logeenheid. Verwijdering van colifagen over diezelfde afstand was gemiddeld echter slechts 30%. Na duininfiltratie (58 m of 45 dagen) zijn geen enterovirussen aangetroffen, maar colifagen lagen in dezelfde grootteorde als na 10 m infiltratie. Nagroei van colifagen is onder deze omstandigheden mogelijk, wat deze ogenschijnlijk slechte verwijdering zou kunnen verklaren. Metingen in 1996 aan de verwijdering van enterovirussen en F-specifieke RNA fagen geven aan dat 2 dagen verblijftijd in het duinzand (= een afstand van ca 2 m) een verwijdering kan bewerkstelligen van ca. 2 log-eenheden (PWN, pers. meded.). Aangenomen mag worden dat de virusverwijdering door duininfiltratie met verblijftijden van enkele maanden een virusverwijdering geeft die minimaal vergelijkbaar is met die van langzame zandfiltratie. De recente metingen bij PWN lijken aan te duiden dat duininfiltratie nog aanzienlijk effectiever is.

6.1.5 Verwijdering van *Cryptosporidium*, *Giardia* tijdens duininfiltratie

Over de inactivatie tijdens duininfiltratie van (oo)cysten van deze protozoa zijn geen gegevens bekend. De af te leggen weg door het zand en de verblijftijd zijn bij duininfiltratie veel groter dan bij langzame zandfiltratie. Ook bij duininfiltratie is de toplaag biologisch actief en is mogelijk vergelijkbaar met de Schmutzdecke op de langzame zandfilters. De verwijdering van (oo)cysten tijdens de duinpassage is naar verwachting groter dan door langzame zandfilters, door de Schmutzdecke en doordat de botsingskans met de zandkorrels en dus de adsorptiekans veel groter is. Voorzichtigheidshalve wordt er hier van uitgegaan dat duininfiltratie minimaal zo effectief (oo)cysten verwijderd als langzame zandfiltratie. Aanvullend veld- en laboratoriumonderzoek is noodzakelijk om de werkelijke verwijderingscapaciteit van duininfiltratie te kennen, met name ook bij diepinfiltratie, waar niet eerst een onverzadigde zone moet worden gepasseerd met een relatief hoge adsorptiekans en de biologische activiteit minder groot is.

6.2 Oeverfiltratie

6.2.1 Inleiding

Oeverfiltratie is een manier van oppervlaktewaterzuivering die momenteel opnieuw in de belangstelling staat. Het is een relatief goedkope en eenvoudige zuiveringsstap en een stap die de microbiologische betrouwbaarheid van drinkwater lijkt te kunnen waarborgen, zonder gebruik te hoeven maken van chemische desinfectiemiddelen met de daaraan verbonden nadelen. Oeverfiltratie wordt in Nederland al een aantal decennia toegepast op diverse locaties. Deze locaties zijn gelegen aan de grote rivieren. Naast de rivier zijn putten geslagen. Het opgepompte water bestaat grotendeels uit rivierwater dat de sedimentlaag in de rivierbedding en de bodem tussen rivier en winput is gepasseerd. Er worden bij oeverfiltratie verblijftijden toegepast die variëren van een aantal weken tot een aantal maanden.

6.2.2 Mechanisme

Tijdens de passage van micro-organismen door sediment en oeverbodem kunnen de micro-organismen door verschillende processen worden geëlimineerd:

- zeefwerking, die alleen op zal treden bij relatief grote micro-organismen. De kleine virussen reizen onder bepaalde omstandigheden zelfs sneller door de bodem dan het water (Gerba *et al.*, 1991), omdat ze door hun kleine omvang en negatieve lading in de snelstreizende stroombanen van de laminaire stroom door de poriën begeven.
- adsorptie, micro-organismen kunnen botsen tegen de sediment en bodemdeeltjes en daaraan adsorberen. De kans op adsorptie is primair afhankelijk van de afgelegde weg, de oppervlakte-eigenschappen van bodem en micro-organisme en de grootte van het micro-organisme (Smeets, 1995).
- biologische inactivatie, door biologische activiteit in sediment en bodem kunnen de micro-organismen worden aangetast.

6.2.3 Factoren die de mate van micro-organisme verwijdering beïnvloeden

Type micro-organisme

Voor oeverfiltratie zijn de belangrijkste variabelen de oppervlaktelading, de grootte en de robuustheid van het micro-organisme. De meeste micro-organismen hebben bij neutrale pH een negatieve oppervlaktelading. Bij een positieve lading van bodemdeeltjes kan een sterke adsorptie ontstaan, terwijl bij een negatieve bodemlading afstoting ontstaat waardoor de verwijdering tijdens oeverfiltratie aanzienlijk gereduceerd kan worden. In samenhang met het bodemtype (poriegrootte) is ook de grootte van het micro-organisme van belang. (Relatief) grote micro-organismen (*Cryptosporidium*, *Giardia*) zullen vertraging ondervinden door de filterwerking van de bodem en met name ook het sediment, terwijl virussen door zeefwerking in mindere mate verwijderd worden. De robuustheid van het micro-organisme beïnvloedt de resistentie tegen biochemische inactivatie. Protozoën en virussen hebben in vergelijking met bacteriën een oppervlakte samenstelling die resistenter is tegen chemische invloeden.

Bodemsamenstelling

De dichtheid van de bodem (bv klei t.o.v. zand) heeft invloed op het moment waarop filtratieprocessen gaan optreden. Een kleinere poriegrootte tussen de bodemdeeltjes heeft een grotere vertraging van de micro-organismen tijdens bodempassage tot gevolg waardoor de kans op adsorptie en afsterving groter zijn. De bodemsamenstelling en pH en daarmee samenhangend de lading van de bodem is van invloed op de adsorptie van micro-organismen aan de bodemdeeltjes (zie 'type micro-organisme'). De advectie van het micro-organisme (het proces dat beschrijft hoe contaminanten getransporteerd worden door de t.o.v. de transportsnelheid van de waterbulk) is afhankelijk van de bodemsamenstelling. De gronddeeltjes hebben meestal een negatieve lading. De stroming van water door de poriën in gronddeeltjes is laminair. Dit houdt in dat de stroomsnelheid van het water in het midden van de porie sneller is dan aan de wand. Daar de meeste micro-organismen ook negatief geladen zijn, zullen ze door de negatieve lading van het gronddeeltje worden afgestoten en door het midden van de poriën worden getransporteerd. Hoe geringer de massa van het micro-organisme des te sneller het transport (makkelijk mee te voeren, geen uitzakking). Virussen en, in mindere mate, bacteriën worden onder invloed van dit proces, althans tijdens transport in grondwater, vaak sneller getransporteerd dan het grondwater (Gerba *et al.*, 1991).

Verblijftijd

Bij langere verblijftijden in de bodem van het water is de verwijderingscapaciteit groter omdat de kans op adsorptie en afsterving van micro-organismen groter is. De verblijftijd kan worden beïnvloed door de bodemsamenstelling (bij dezelfde laagdikte is de verblijftijd in klei langer dan die in zand), pompsnelheid, de afstand put - oppervlaktewater en de winningsdiepte.

Temperatuur

De afsterving van micro-organismen verloopt sneller bij hogere temperaturen. Ook verloopt het adsorptie proces van micro-organismen aan gronddeeltjes sneller naarmate de temperatuur hoger is.

6.2.4 Verwijdering van virussen tijdens oeverfiltratie

Over verwijdering van virussen tijdens oeverfiltratie bestaat weinig informatie. De metingen die in de periode 1986/1987 zijn verricht bij WZHO te Zwijndrecht en bij WMN te Remmerden zijn de basis voor de hier beschreven verwijdering (Havelaar *et al.*, 1995). De grond bij Zwijndrecht bestond, afgezien van een dunne laag sediment in de rivieroever, voor 100% uit zand, de verblijftijd was gemiddeld 2 weken en het opgepompte water bestond voor $\geq 90\%$ uit rivierwater.

De grond bij Remmerden bestond voor het grootste deel uit zand. Hoewel er bij enkele grondboringen op een diepte van ongeveer 19 meter een leemlaag werd aangetroffen, is niet bekend of het water dat in de pompput werd opgepompt deze leemlaag passeerde. De verblijftijd was gemiddeld ≤ 10 weken en het opgepompte water bestond voor 80% uit rivierwater.

Op beide locaties werden de virus en de F-specifieke fagen (FRNA) concentraties bepaald in het oppervlaktewater en in het, na oeverfiltratie, opgepompte water. De geometrisch gemid-

delde virus concentraties bij Remmerdem (n=11) en Zwijndrecht (n=11) waren resp. 9.7 en 8.7 PFU/l terwijl de geometrisch gemiddelde FRNA concentraties resp 7.3 en 3.6 PFU/ml waren. In het oeverfiltraat werd op beide locaties geen virus gevonden (in 11 monsters van 1000 l in Remmerden en in 22 monsters van 1000 l in Zwijndrecht) waardoor een virusverwijderingscapaciteit van $\geq 4-5$ log eenheden kon worden berekend. In Remmerden werd éénmaal (n=11) een concentratie van 12 FRNA fagen in 200 liter gevonden en in Zwijndrecht éénmaal (n=11) een concentratie van 4000 FRNA fagen in 200 liter. De minimale FRNA verwijderingscapaciteit bedroeg dus 5 logeenheden voor Remmerden en 2 log eenheden voor Zwijndrecht. Het is niet aan te geven waar deze tijdelijke hoge faagconcentraties door werden veroorzaakt.

Modelberekeningen van de virusverwijdering door een zand/grind-oeverfiltratie op de locatie Panheel (WML) met verblijftijden van 30 dagen leveren een zeer hoog verwijderingsrendement op (16 log-eenheden, Smeets, 1995). Het voor de berekeningen gebruikte colloid-filtratie-model is echter nog niet gevalideerd met metingen van virusverwijdering in de praktijk.

6.2.5 Inactivatie van *Cryptosporidium*, *Giardia* tijdens oeverfiltratie

Over de inactivatie van *Cryptosporidium* en *Giardia* zijn geen gegevens bekend. Enerzijds is te verwachten dat grotere micro-organismen, sterker worden afgeremd door zeefwerking van de bodem. De colloid-filtratie modelberekeningen van Smeets (1995) geven aan dat *Cryptosporidium* oocysten een minder grote botsingskans hebben dan de veel kleinere virussen, omdat oocysten minder worden beïnvloed door diffusie. Vooral nog wordt in dit rapport uitgegaan van een verwijderingscapaciteit die gelijk is aan die voor de virussen (zie 6.2.4.).

7. SPAARBEEKKENS

7.1 Inleiding

Een tijdelijke opslag van oppervlaktewater in spaarbekkens wordt vrij algemeen toegepast, vanwege de afvlakking van de kwaliteitsschommelingen die zich voordoen in het oppervlaktewater. Bij een onaanvaardbaar slechte kwaliteit van het oppervlaktewater (piekverontreiniging) kan besloten worden tot een innamestop. Door de voorraadvorming in de bekkens heeft een tijdelijke innamestop geen invloed op de continuïteit van de drinkwatervoorziening. Het bekken kan bovendien ingezet worden als waterreservoir in droge periodes. In Nederland vindt bekkenopslag plaats met als functie voorraadvorming en/of als analysebekken in de Brabantse Biesbosch (WBB), bij Andijk (PWN) (in feite kan het IJsselmeer ook als groot spaarbekken worden beschouwd), bij Braakman (Delta), in de Andelse Maas (DZH), de Grote Rug, Beerenplaat en Kralingen (WBE) en bij Weesperkaspel (GWA) terwijl er plannen zijn bij Panheel (WML) en bij De Punt (GWG) het bekken momenteel wordt geconstrueerd. Ook een situatie waarbij het water eerst in een afgescheiden gedeelte van het bekken op een aantal kwaliteitsparameters wordt getest alvorens overgepompt te worden naar het 'hoofdgedeelte' van het bekken is mogelijk (toekomstige situatie 'Panheel' WML). Afhankelijk van de grootte van het (de) bekken(s) en de vraag, verblijft het water kortere (dagen-weken) of langere (mmanden) tijd in het bekken..

7.2 Mechanisme

Tijdens bekkenopslag vindt een reductie van de in de grondstof aanwezige pathogene micro-organismen plaats. Deze reductie kan worden veroorzaakt door sedimentatie, inwerking van UV, temperatuur, uitputting van interne reservestoffen en biologische activiteit van autochtone (micro)organismen (exoenzymen, predatie). Bij bekkenopslag is herbesmetting mogelijk. Recreatie is niet toegestaan, maar door de natuurlijke fauna kan herbesmetting met pathogene bacteriën of (mogelijk pathogene) protozoa.

7.3 Factoren die de mate van micro-organisme verwijdering beïnvloeden

Type micro-organisme

De afstervings-tijd tijdens bekkenverblijf is voor de meeste typen micro-organismen verschillend. Bij dezelfde temperatuur en hoeveelheid UV-straling sterven virussen en protozoaire (oo)cysten veel langzamer af dan bacteriën (Chang *et al.*, 1985). Grotere micro-organismen (protozoa) zullen sneller sedimenteren, al zal de rol van sedimentatie vooral worden bepaald door de hechting van micro-organismen aan colloïden.

De verblijftijd

De bekkens zijn geen geschikte habitat voor virussen en parasitaire protozoa. Hoe langer de verblijftijd, hoe groter de kans dat (oo)cysten en virussen nadelige effecten ondervinden (UV, predatie, sedimentatie, uitputting interne reserves e.d.) en dus de verwijdering.

De temperatuur

Naast de verblijftijd levert de temperatuur de belangrijkste bijdrage aan de afsterving van virussen en parasieten tijdens bekkenverblijf. Een hogere watertemperatuur heeft over het algemeen een snellere afsterving tot gevolg.

De sedimentatiesnelheid

De sedimentatiesnelheid van (oo)cysten en zeker virussen is dermate laag dat dit niet of nauwelijks een rol spelen voor de verwijdering. Ives (1990) berekende de sedimentatiesnelheid van (oo)cysten op theoretische gronden: voor *Cryptosporidium* oocysten was deze 0,04 m/dag en voor *Giardia* cysten 0,5 m/dag. Bij aanhechting van (oo)cysten en virussen aan andere deeltjes speelt sedimentatie waarschijnlijk wel een rol. Over het percentage van virussen dat aangehecht is aan deeltjes, ten opzichte van de niet aangehechte virussen is weinig bekend. In afvalwater en slib, bleek 16 tot 100% van de virussen op een of andere manier aan deeltjes aangehecht te zijn (Wellings *et al.*, 1976).

Bekkenopbouw en beheer

De diepte van het bekken kan invloed hebben op de afstervingsnelheid van de micro-organismen. Op grotere dieptes heerst een lagere temperatuur. Bovendien kan, afhankelijk van de turbiditeit, het zonlicht (UV invloed) niet tot op grote dieptes doordringen. Deze beide factoren zorgen voor een lagere inactivatiesnelheid van micro-organismen. Goede doormenging van het bekkenwater, zoals bijvoorbeeld door de beluchting in de Biesbosch bekkens, kan, in de zomerperiode, de bezwaren die kleven aan diepe bekkens, opheffen. Menging van bekkens betekent een snellere verspreiding van de micro-organismen over het gehele bekken. Een gedeelte van de micro-organismen zal bij een goede doormenging relatief snel de uitlaat van het bekken bereiken, zonder te zijn blootgesteld aan inactivatieprocessen. In sommige bekkens (bv. Petrusplaat; WBB) wordt kalk gedoseerd. De invloed hiervan op de micro-organismen verwijdering is onbekend.

7.4 Inactivatie van virussen tijdens bekkenverblijf

De metingen die in 1985 (Havelaar *et al.*, 1995) en 1994 (Theunissen, ongepubliceerde data) verricht werden bij de bekkens van de WBB dienen als basis voor de virusverwijdering tijdens bekkenopslag. Het ingenomen Maaswater stroomt bij de WBB door drie achter elkaar geschakelde bekkens met een totale waterinhoud van 79 miljoen m³. De gemiddelde water verblijftijd bedroeg in 1994 5 maanden en in 1985 7 maanden. In de eerste drie maanden van 1994 (n=5) bleek het geometrisch aantal entero- en reovirussen in de Bergse Maas bij Keizersveer resp. 350 (range 160-1000) en 200 (range 75-380) PFU/100 liter te bedragen. In dezelfde periode in 1984 (n=6) was dit resp 210 (range 95-520) en 120 (range 23-1800) PFU/100 liter en in 1985 (n=3) 210 (range 130-360) en 80 (range 30-170) PFU/100 liter. Na bekkenverblijf (uitgang Petrusplaat) bedroeg het geometrisch gemiddeld aantal entero- en reovirussen in 1994 (n=5) resp. 0.8 (range 0.6-1.1) en 1.2 (range 0.8-2.3) PFU/100 liter, in 1984 (n=6) <0.018 (range 0-0.6) en 0.53 (range 0.1-4.2) PFU/100 liter en in 1985 (n=3) 0.40 (range 0.1- 1.1) en 0.78 (range 0.1-10) PFU/100 liter. Als op basis van deze getallen een verwijderingscapaciteit van bekkenverblijf wordt berekend is deze in 1994 voor entero-, reovirussen resp. 2.6 en 2.2 en in 1985 resp. 2.7 en 2.0 logeenheden.

De temperatuur afhankelijke afsterving van enterovirussen in oppervlaktewater wordt gegeven door Hurst (Hurst *et al.*, 1988): tussen 0.04 logeenheden/dag bij 5°C en 1.2 logeenheden/dag bij 25°C. In 1994 was de gemiddelde verblijftijd van het water in de spaarbekkens van de WBB 5 maanden. Bij een bekkentemperatuur van 5°C kan dan voor enterovirussen een afname van 6 logeenheden worden berekend. De werkelijke afname ligt echter op 2.6 logeenheden.

Uit vroegere metingen (Havelaar *et al.*, 1993) is bekend dat de virusconcentratie in de Maas een seizoensvariatie vertoont met hogere concentraties in de wintermaanden. De virusconcentratie in het afgeleverde water van de bekkens vertoonde eenzelfde seizoensvariatie terwijl op grond van de lange verblijftijd en afvlakking en vertraging verwacht werd. Indien na inname van oppervlaktewater in het eerste bekken menging optreedt, zal een fractie van de virussen snel doorstromen naar het tweede bekken etc. De hoeveelheid virussen die in dat geval aan de uitlaat gemeten worden, is de fractie, die hydrologisch gezien met het 'eerste' water meekomt. Die fractie van de virussen met een dusdanig lange verblijftijd dat de afsterving groter is dan 4 logeenheden (hier de detectielimiet) speelt dan geen rol meer. De virusverwijdering ligt dus beduidend lager dan op basis van de verblijftijd werd verwacht, waarschijnlijk door effecten van menging (Ratsak, 1996).

7.5 Inactivatie van *Cryptosporidium*, *Giardia* tijdens bekkenverblijf

Gedurende één jaar is de concentratie *Cryptosporidium* en *Giardia* (oo)cysten in de Bergse Maas bij Keizersveer en bij de uitgang van de Petrusplaat gemeten. Bij Keizersveer was het (rekenkundig) gemiddeld aantal *Cryptosporidium* oocysten (n=39) 6 per 100 liter (range 0-38) terwijl het (rekenkundig) gemiddeld aantal *Giardia* cysten (n=39) 12 per 100 liter bedroeg (range 0-58). Bij de uitgang van de Petrusplaat werden gemiddeld (n=50) 0.1 oocysten (range 0-1) en 0 cysten (range 0-0.4) per 100 liter gevonden. Als op basis van deze getallen een decimale reductie wordt bepaald, is deze 1.8 logeenheden voor *Cryptosporidium* oocysten en 2,6 voor *Giardia* cysten. De afsterving van *Cryptosporidium* in Maaswater bedraagt ca 0,01 log-eenheid per dag, ofwel 1 logeenheid in 100 dagen (Medema *et al.*, 1996). Bij een verblijftijd van 5 maanden (150 dagen) zou dit een afsterving van 1,5 logeenheden betekenen.

Bij onderzoek bij pompstation Weerselose weg (Waterleidingbedrijf Oost-Twente) waar de reductie van *Cryptosporidium* en *Giardia* door enkelvoudige bekkens met een verblijftijd van ca maanden werd onderzocht, bleek de reductie in een dergelijke configuratie log-eenheden te bedragen voor beide protozoa.

8. ALGEMENE CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

In dit rapport is getracht om voor alle processen die nu of in de nabije toekomst in Nederland ingezet worden voor de zuivering van oppervlaktewater de effectiviteit in het verwijderen van virussen en *Cryptosporidium* en *Giardia* aan te geven. Daarnaast is aangegeven welke procesparameters of factoren deze verwijderingscapaciteit beïnvloeden en op welke manier. Voor deze inventarisatie is gebruik gemaakt van zoveel mogelijk data-sets die de Nederlandse situatie beschrijven. Deze zijn echter alleen voor coagulatie/filtratie en in mindere mate voor oeverfiltratie en duinfiltratie aanwezig voor virussen en voor bekkenverblijf voor virussen en *Cryptosporidium* en *Giardia*. Voor andere processen, met name de desinfectieprocessen, waren alleen gegevens uit laboratorium-experimenten beschikbaar en voor een proces als actieve koolfiltratie waren onvoldoende gegevens beschikbaar om er een verwijderingscapaciteit aan toe te kennen. Hoewel het beeld dat ontstaat uit de literatuurgegevens en eigen data-sets fragmentarisch is, hebben de vele studies wel bijgedragen aan het inzicht in de verwijdering van micro-organismen door drinkwaterzuiveringsprocessen en vormt de inventarisatie die in dit rapport is gemaakt een weerslag van de huidige stand van de kennis. De pretentie van dit rapport is daarom ook niet om aan te geven dat alle oppervlaktewaterzuiveringsprocessen in Nederland de weergegeven verwijdering van virussen en protozoa realiseren, maar om, daar waar gegevens ontbreken om een betere inschatting te maken, aan te geven waar een zuiveringsproces dat goed is gedimensioneerd en goed wordt beheerst toe in staat moet worden geacht. Daarbij is bewust conservatief te werk gegaan door uit te gaan van de meest kritische studies (bijvoorbeeld door de studies die de hoogste CT-waarden voor desinfectierendement gaven te gebruiken). Aan de andere kant is realistisch te werk gegaan door studies te kiezen die de drinkwaterpraktijk zo dicht mogelijk benaderen en door, in tegenstelling tot de US Environmental Protection Agency, geen additionele veiligheidsfactoren in te bouwen in de opgegeven verwijderingscapaciteit. De veiligheid die wordt gelegd in het ontwerp van een zuiveringsproces, gegeven een bepaalde oppervlaktewaterkwaliteit, vereist een integrale benadering, waarin alle gegevens over voorkomen van virussen en protozoa in de grondstof en de verwijderingscapaciteit van de zuivering als geheel moet worden meegenomen. Het betekent wel dat met name voor desinfectieprocessen verschillen optreden in de aangegeven verwijderingscapaciteit met de AWWA (1991). Voor een deel is dit ook te wijten aan het gebruik van recentere studies in deze inventarisatie (bijvoorbeeld de verwijdering van *Giardia* door ozon).

In tabel 11 is de virus- en protozoa eliminatiecapaciteit van de beschreven processen samengevat en worden de factoren die een belangrijke rol spelen bij de verwijdering weergegeven.

Gezien de grote verschillen in procescondities en procesontwerp en de onzekerheid van de data zijn de eliminatie-capaciteiten weergegeven als range.

Chemische desinfectie met chloor(dioxide) en UV zijn effectief tegen virussen, maar niet tegen *Cryptosporidium* en in beperkte mate (alleen bij hoge doses) tegen *Giardia*. Ozon is het meest effectieve desinfectiemiddel, maar is slechts in geringe mate effectief tegen *Cryptosporidium* bij de toegepaste ozondoses in Nederland.

Langzame zandfiltratie en membraanfiltratie kunnen virussen en protozoa zeer effectief verwijderen. Langzame zandfiltratie wordt minder effectief bij lage temperaturen. Membraanfiltratie is een nieuwe techniek waarvan de virus- en protozoaverwijderingscapaciteit nog onvoldoende is onderzocht, maar de tot nu toe gerapporteerde verwijderingsrendementen bij goed-werkende systemen zijn veelbelovend. Snelfiltratie en actief koolfiltratie zijn niet of nauwelijks barrières voor virussen en protozoa; over de effectiviteit van actief koolfiltratie zijn weinig data beschikbaar. Coagulatie/filtratie verwijdert *Cryptosporidium* en *Giardia* effectief: 2-2,5 log-eenheden; virussen worden minder effectief verwijderd: 1-2 log-eenheden. Bodempassage lijkt een zeer effectieve barrière voor zowel virussen als protozoa, maar er zijn nauwelijks gegevens om de werkelijke verwijderingscapaciteit te beschrijven en inzicht te krijgen in de factoren die een bepalende rol spelen in die verwijdering. Langdurige opslag in spaarbekkens (5-6 maanden) en een configuratie zoals die bij de Biesbosch bekkens resulteert in een eliminatie van 2-2,5 log-eenheden voor virussen en protozoa; kortere opslag in enkelvoudige bekkens is beduidend minder effectief: 0,5-1 log-eenheid.

Er zijn aannames gedaan die moeilijk te staven zijn en die een grote invloed op de verwijderingscapaciteit kunnen hebben. Het belangrijkste voorbeeld hiervan is de aanname dat desinfectie-experimenten met vrij gesuspendeerde micro-organismen CT-waarden opleveren die ook geldig zijn bij de desinfectie van oppervlaktewater, waar een deel van de micro-organismen zich in of aan colloïden in het water bevindt. Omdat er zeer weinig gegevens zijn over wat het effect is van deze associaties op de verwijderingscapaciteit en over de fractie micro-organismen die in water in deze vorm voorkomt, is hier geen rekening mee gehouden. De schaarse gegevens die er zijn (zie 3.2) geven echter wel aan dat dit een zeer significant effect kan hebben op de verwijdering.

Waterleidingbedrijven kunnen met deze gegevens inschatten welke eliminatiecapaciteit hun procesopzet kan realiseren. De beschikbare gegevens laten niet toe dat per zuiveringsproces een puntschatting van de eliminatiecapaciteit wordt gegeven; daarvoor is de variabiliteit tussen processen te groot. In tabel 11 is daarom een range (in plaats van een puntschatting) opgenomen. Met de gegevens die in de betreffende hoofdstukken zijn opgenomen kunnen een houvast beiden voor het inschatten waar in deze range een individuele procesopzet zit. Waterleidingbedrijven kunnen aan de hand van metingen van virussen of protozoa in hun zuiveringsproces (en waar bruikbaar surrogaat-parameters) aantonen dat deze meer of minder effectief is dan in dit rapport wordt aangegeven. Het uitvoeren van lokatie- en proces-specifieke metingen is altijd te prefereren, omdat dit inzicht geeft in welk verwijderingsrendement er werkelijk wordt gerealiseerd en kan kostenbesparend werken: als het rendement van bepaalde processtappen hoger is dan hier aangegeven, kan een voldoende verwijdering van pathogene micro-organismen mogelijk met minder processtappen worden gerealiseerd. Bij oppervlaktewaterbedrijven met chemische desinfectie, die daarmee een toxicologisch risico door desinfectie-bijproducten introduceren, geeft dit de mogelijkheid om de dosis desinfectans goed af te stellen op het realiseren van voldoende microbiologische barrière en de beperking van de vorming van bijproducten en het daaraan verbonden risico.

LITERATUUR

- Al-Ani MY, Hendricks DW, Logsdon GG, Hibler CP. (1986). Removing *Giardia* cysts from low turbidity waters by rapid rate filtration. J. AWWA; 78:66-73.
- Anoniem. Nationaal Milieu BeleidsPlan plus (NMP+). Tweede Kamer, 1989-1990, 21 137, nrs. 20-21.
- Anoniem. Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening (BDIV). Deel 1.: Planologische Kernbeslissing. VROM, 1993.
- Anoniem. Tweede Strukturaarschema Drink- en Industriewatervoorziening, deel e. Tweede Kamer, 1984-1985, 16 725, nrs. 25-26.
- Anoniem. Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, 1989-1990, 21 250, nr. 3.
- American Water Works Association. (1991). Guidance Manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources. AWWA, Denver, USA.
- Badenoch, J. (1990). *Cryptosporidium in water supplies*. HMSO. London.
- Bellamy WD, Silverman GP, Hendricks DW, Logsdon GS. (1985). Removing *Giardia* cysts with slow sand filtration. J. AWWA; 77:55-60.
- Campbell AT, Robertson LJ, Snowball MR, Smith HV. (1995). Inactivation of oocysts of *Cryptosporidium parvum* by ultraviolet irradiation. Wat. Res.; 29:2583-2586.
- Chang JCH, Ossof SF, Lobe DC, Dorfman MH, Dumais CM, Qualls RG, Johnson JD. (1985). UV inactivation of pathogenic and indicator organisms. Appl. Environ. Microbiol.;49:1361-1365.
- Chick H. (1908). An investigation of the laws of disinfection. J.Hygiene 8, 92-158.
- Clark RM, Regli S. (1993). *Development of Giardia C.t values for the Surface Water Treatment Rule*. J. Environ. Sci. Health; A28(5):1081-1097.
- Craun GF.(1988). Surface water supplies and health. JAWWA; 80:40-52.
- Dijk-Looijaard AM van. (1993). Herziening normen waterleidingbesluit. Kiwa rapport SWO 93.340.
- Evans RJ. (1996). Learning from history: drinking-water hygiene as a public provision for the future. Symposium Waterborne pathogens, 22-24 May 1996, Bonn, Duitsland.

- Finch GR, Fairbairn N. (1991). Comparative inactivation of poliovirus type 3 and MS2 coliphage in demand-free phosphate buffer by using ozone. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:3121-3126.
- Finch GR, Black EK, Gyürek L, Belosevic M. (1993a). Ozone inactivation of *Cryptosporidium parvum* in demand-free phosphate buffer determined by in vitro excystation and animal infectivity. *Appl. Environ. Microbiol.*; 59:4203-4210.
- Finch GR, Black EK, Labatiuk CW, Gyürek L, Belosevic M. (1993b). Comparison of *Giardia lamblia* and *Giardia muris* cyst inactivation by ozone. *Appl. Environ. Microbiol.* 59:3674-3680.
- Fogel D, Isaac-Renton J, Guasparini R, Moorehead W, Ongerth J. (1993). Removing *Giardia* and *Cryptosporidium* by slow sand filtration. *J. AWWA*, 85:77-84.
- Gerba CP. (1984). Applied and theoretical aspects of virus adsorption to surfaces. *Adv. Appl. Microbiol.*; 30:133-168.
- Gerba CP, Sobsey MD, Wallis C, Melnick JL. (1975). Adsorption of poliovirus onto activated carbon in wastewater. *Environ. Sc. Engin.*; 9:727-731.
- Gerba CP, Yates MV, Yates SR. (1991). Quantitation of factors controlling viral and bacterial transport in the subsurface. In: Hurst CJ. editor, *Modeling the environmental fate of microorganisms*. ASM Washington, DC 1991: 77-88.
- Gerba CP, Lance JC. (1978) Poliovirus removal from primary and secondary sewage effluent by soil filtration. *Appl. Environ. Microbiol.*; 36:247-251.
- Gilcreas FW, Kelly SM. (1955). Relation of coliform-organism test to enteric virus pollution. *JAWWA*; 58:683-689.
- Goldstein ST, Juranek DD, Ravenholt O, Hightower AW, Martin GD, Mesnik JL, Griffiths SD, Bryant AJ, Reich BA en Herwaldt BL. (1996). Cryptosporidiosis: an outbreak associated with drinking water despite state-of-the-art treatment. *Ann. Intern. Med.*; 124:459-468.
- Harakeh M, Butler M. (1984). Inactivation of human rotavirus, SA-11 and other enteric viruses in effluent by disinfectants. *J Hyg Camb*; 93:157-163).
- Harakeh MS. (1984). The combined effect of various disinfectants against poliovirus 1 in a municipal wastewater effluent. *FEMS Microbiol Lett*; 23:21-26).
- Havelaar AH, Meulemans CCE, Pot-Hogbeem, WM, Koster J. (1990). Biological calibration of monochromatic and polychromatic ultraviolet sources using F-specific bacteriophage MS2. *Wat. Res.* 24: 1387-1393.

-
- Havelaar AH, van Olphen M, Drost YC. (1993). F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. *Appl. Environ. Microbiol.*;59:2556-2562.
- Havelaar AH, Van Olphen M, Schijven JF. (1995). Removal and inactivation of viruses by drinking water treatment processes under full scale conditions. *Wat. Sci. Tech.*; 31:55-62.
- Hayes EB, Matte TD, O'Brien TR, McKinley TW, Logdson GS, Rose JB, Ungar BLP, Word DM, Pinsky PF, Cummings ML, Wilson MA, Long EG, Hurwitz ES, Juranek DM. (1989). Large community outbreak of cryptosporidiosis due to contamination of a filtered public water supply. *N. Engl. J. Med.*; 320:1372-1376.
- Herbold K, Flehmig B, Botzenhart K. (1989). Comparison of ozone inactivation, in flowing water, of hepatitis A virus, poliovirus 1, and indicator organisms. *Appl. Environ. Microbiol.*; 55:2949-2953.
- Hibler CP, Hancock CM, Perger LM, Wegrzyn JG, Swabby KD. (1987). Inactivation of *Giardia* cysts with chlorine at 0.5°C and 5°C. AWWARF, Denver, USA.
- Hoff JC. (1986). Inactivation of microbial agents by chemical disinfectants. US EPA Project Summary EPA/600/S2-86/067, Cincinnati, USA.
- Hom LW. (1972). Kinetics of chlorine disinfection in an ecosystem. *ASCE J. Sanitary Eng. Div.* 98:183-194
- Hurst CJ. (1988). Effect of environmental variables on enteric virus survival in surface freshwaters. *Wat. Sci. Tech.*; 20:473-476
- Hurst CJ, Benton WH, McClellan KA. (1988). Thermal and water source effects upon stability of enteroviruses in surface freshwaters. *Can. J. Microbiol.*; 35:474-480.
- Ives K. (1990). *Cryptosporidium* and water supplies: treatment processes and oocyst removal. In: Badenoch, J. (1990). *Cryptosporidium* in water supplies. HMSO. London.
- Jaarverslag Gemeentewaterleiding Amsterdam, 1989
- Jacangelo JG, Laine JM, Carns KE, Cummings EW, Mallevalle J. (1991). Low-pressure membrane filtration for removing *Giardia* and microbial indicators. *JAWWA*; 83: 97-106.
- Karanis P, Maire WA, Seitz HM, Schoenen D. (1992). *UV sensitivity of protozoan parasites*. *J. Water SRT-Aqua*; 41(2):95-100.

- Ketelaars HAM, Medema GJ, Van Breemen LWCA, Van der Kooij D, Nobel PJ, Nuhn P. (1995). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the River Meuse and removal in the Biesbosch storage reservoirs (the Netherlands). J. Water SRT-Aqua; 44(suppl.1):108-111.
- Kim CK, Gentile DM, Sproul OJ. (1980). Mechanism of ozone inactivation of bacteriophage f2. Appl. Environ. Microbiol.; 39:210-218.
- Kolega M. *et al.*, (1991). Referentie in: Jacangelo JG, Laine JM, Carns KE, Cummings EW, Mallevalle J. (1991). Low-pressure membrane filtration for removing *Giardia* and microbial indicators. JAWWA; 83: 97-106.
- Kooij D van der, Drost YC, Hijnen WAM, Wliemsen-Zwaagstra J. Nobel PJ, Schellart JA. (1994). Multiple barriers against micro-organisms in water treatment and distribution in the Netherlands. IWSA-symposium Disinfection: the total spectrum. South Africa, March 1994.
- Korich DG, Mead JR, Madore MS, Sinclair NA, Sterling CR. (1990). Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. Appl. Environ. Microbiol.; 56:1423-1428.
- Kruidenier L, Medema GJ. (1996). Belasting en inactivatie van de protozoa *Cryptosporidium* en *Giardia* van pompstation Weerseloseweg van NV Waterleidingbedrijf Oost-Twente. RIVM-rapport 289202012.
- Kruithof JC, van der Leer RC, Hijnen WAM. Practical experiences with UV disinfection in the Netherlands. J. Water SRT-Aqua; 41:88-92.
- Leahy JG, Rubin AJ, Sproul OJ. (1987). Inactivation of *Giardia muris* cysts by free chlorine. Appl. Environ. Microbiol.; 53:1448-1453.
- LeChevallier MW, Norton WD, Lee RG. (1991) *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in filtered drinking water supplies. Appl. Environ. Microbiol.; 57:2617-2621.
- Maarel HA van der. (1995) De modellering van de verwijdering van micro-organismen tijdens de vlokvorming in de drinkwaterzuivering. Afstudeerverslag Civiele Techniek, TU Delft.
- Mackenzie WR, Hoxie NJ, Proctor ME, Gradus MS, Blair KA, Peterson DE, Kazmierczak JJ, Addiss DG, Fox KR, Rose JB, Davis JP. (1994). A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. N. Eng. J. Med., 331:161-167.
- Mandra V, Buadin I, Anselme C. (1994). Lúltrafiltration: procédé de clarification et de désinfection des eaux. Léau, L'industrie, Les Nuisances; 166:91-94.

- Masschelein WJ. (1986). Behandeling van water door middel van ultra-violet licht. *H₂O*; 19:350-359.
- Medema GJ, Schets FM. (1994). *Campylobacter* en *Salmonella* in open reservoirs voor de drinkwaterbereiding. RIVM rapport 149103002.
- Medema GJ, Ketelaars HAM. Betekenis van *Cryptosporidium* en *Giardia* voor de drinkwatervoorziening. *H₂O*; 23:699-704.
- Medema GJ, Kruidenier L, Ketelaars HAM, Breemen LWCA, Havelaar AH. (1996). *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water: occurrence and correlation with indicator parameters. In preparation.
- Medema GJ, Bahar M, Schets FM. (1996). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water. Submitted.
- Mik G de, de Groot I. (1977). Mechanisms of inactivation of bacteriophage phiX174 and its DNA in aerosols by ozone and ozonized cyclohexene. *J. Hyg. Camb.*; 78:199-211.
- Mosher RR, Hendricks DW. (1986). Rapid rate filtration of low turbidity water using field-scale pilot filters. *J. AWWA*, 78:42-51.
- Noss CI, Olivieri VP. (1985). Disinfecting capabilities of oxychlorine compounds. *Appl. Environ. Microbiol.*; 50:1162-1164.
- Noss CI, Dennis WH, Olivieri VP. (1985). Reactivity of chlorine dioxide with nucleic acids and proteins. In: Jolley RL (ed). *Water Chlorination: chemistry, environmental impact and health effects*, Lewis publ. Chelsea MI, USA, p.1077-1086.
- Noij THM, Noordsij A, van Genderen J. Drinkwater uit oppervlaktewater. Rapport nr. 107 Kiwa NV, Nieuwegein 1989.
- Nuhn PJAM, Hijnen WAM. (1994). Verwijdering van micro-organismen op productiebedrijf Zevenbergen. In: van der Kooij (ed). *Verwijdering van micro-organismen bij de drinkwaterbereiding*. Kiwa-rapport swe 94.014.
- van Olphen. Niet gepubliceerde resultaten.
- van Olphen M, van de Baan E, Havelaar AH. (1993). Virusverwijdering bij oeverfiltratie. *H₂O* 1993;26:63-66
- Oza PP, Chauduri M. (1976). Virus-coal sorption interaction. *J. Environ. Engin. Div.*; 102:1255-1262.

- Payment P, Armon R. (1989). Virus removal by drinking water treatment processes. *Crit. Rev. Environ. Control*; 19:15-31.
- Payment P, Franco E. (1993). *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking water treatment for viruses and protozoan cysts. *Appl. Environ. Microbiol.*; 59:2418-2424.
- Peeters JE, Mazas EA, Masschelein WJ, Martinez de Maturana IV, Debacker E. (1989). Effect of disinfection of drinking water with ozone or chlorine dioxide on survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Appl. Environ. Microbiol.*; 55:1519-1522.
- Poduska RA, Hershey D. (1972). Model for virus inactivation by chlorination. *JWPCF*; 44:739-745.
- Powelson DK, Gerba CP. (1994). Virus removal from sewage effluents during saturated and unsaturated flow trough soil column. *Wat. Res.*; 28:2175-2191.
- Poynter SFB, Slade JS. (1977). The removal of viruses by slow sand filtration. *Prog. Wat. Tech.*; 9:75-88.
- Pyper GR. (1985). Slow sand filter and package treatment plant evaluation, operating costs and removal of bacteria, *Giardia*, and trihalomethanes. In: *Giardia lamblia* in water supplies - Detection, occurrence and removal. AWWA, Denver, USA.
- Rao VC, Symons JM, Ling A, Wang P, Metcalf TG, Hoff JC, Melnick JL. 1988. Removal of hepatitis A virus and rotavirus by drinking water treatment. *J AWWA*; 80:59-67.
- Ransome ME, Whitmore TN, Carrington EG. (1993). Effect of disinfectants on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Water Supply*; 11:75-89.
- Ratsak CH. (1996). Modelling van de verwijdering van *Cryptosporidium parvum*, *Giardia lamblia* en enterovirussen in spaarbekkens. RIVM rapport 734301010.
- Reduker DW, Speer CA, Blixt JA. (1985). Ultrastructural changes in the oocyst wall during excystation of *Cryptosporidium parvum* (Apicomplexa; Eucoccidiorida). *Can. J. Microbiol.*; 63:1892-1896.
- Regli S, Rose JB, Haas CN, Gerba CP. (1991). Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *J. AWWA*, 83:76-84.
- Rice EW, Hoff JC. (1981). Inactivation of *Giardia lamblia* cysts by ultraviolet irradiation. *Appl. Environ. Microbiol.*; 42:546-547.
- Robertson LJ, Campbell AT, Smith HV. (1993). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. *Appl. Environ. Microbiol.*; 58:3494-3500.

-
- Rook JJ. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment Exam.*; 23:234-243.
- Roy D, Engelbrecht RS, Wong PKY, Chian ESK. (1980). Inactivation of enteroviruses by ozone. *Prog. Wat. Tech.*; 12:819-836.
- Rubin AJ. (1988). Factors affecting the inactivation of *Giardia* cysts by monochloramine and comparison with other disinfectants. *Proceedings Conference on Current Research in Drinking Water Treatment*, US EPA rapport EPA/600/9-88/004, Cincinnati, pp. 224-229.
- Sauch JF, Berman D. (1991). Immunofluorescence and morphology of *Giardia lamblia* cysts exposed to chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.*; 57:1573-1575.
- Scott, K.N, Wolfe, R.L., Stewart, M.H. (1992). Pilot-Plant-Scale Ozone and PEROXONE Disinfection of *Giardia-Muris* Seeded into Surface Water Supplies Ozone - Science & Engineering; 14:71-90
- Severin BF, Suidan T, Engelbrecht RS. (1984). Series-event kinetic model for chemical disinfection. *J. Environ. Eng.*; 110:430-439.
- Slade JS. (1978). Enteroviruses in slow sand filtered water. *J. Inst. Wat. Eng. Scient.* 32:530-536.
- Smeets P. (1995). Modelling van virusverwijdering bij oeverfiltratie. *Afstudeerverslag Civiele Techniek, TU Delft.*
- Smith DB, Clark RM, Pierce BK, Regli S. (1995). An empirical model for interpolating C.t values for chlorine inactivation of *Giardia lamblia*. *J. Water SRT-Aqua*; 44:203-211.
- Sobsey MD. (1989). Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes. *Wat. Sci. Tech.*; 21:179-195.
- Sobsey MD, Fuji T, Hall RM. (1991). Inactivation of cell-associated and dispersed hepatitis A in water. *J. AWWA*; 83(11):64-67.
- Sommer R, Weber G, Cabaj A, Wekerle J, Keck, G, Schauburger G. (1989). UV-inactivation of micro-organisms in water. *Zbl. Hyg.*; 189:214-224.
- Sorber CA. (1971). Referentie in: Jacangelo JG, Laine JM, Carns KE, Cummings EW, Mallevalle J. (1991). Low-pressure membrane filtration for removing *Giardia* and microbial indicators. *JAWWA*; 83: 97-106.
- Sterling CR, Korich DG, Mead JR, Madore NS, Sinclair NA. (1989). Chlorine and ozone inactivation of *Cryptosporidium* oocysts. *AWWA Water Quality Technology Conference*, Nov 1989, Philadelphia, USA.

-
- Taylor GR, Butler M. (1982). A comparison of the virucidal properties of chlorine, chlorine dioxide, bromine chlorine and iodine. *J. Hyg. Camb.*; 89:321-328.
- Teunis PFM, van der Heijden OG, van der Giessen JWB, Havelaar AH. (1996). The dose-response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens. RIVM rapport 28455002.
- Theunissen JJH, Schijven JF, Medema GJ. (1996). Enterovirussen in oppervlaktewater met de functie drinkwaterbereiding. RIVM-rapport (in voorbereiding).
- Timms S, Slade JS, Fricker CR. (1995). Removal of *Cryptosporidium* by slow sand filtration. *Wat. Sci. Tech.*; 31:81-84.
- Vaughn JM, Chen YS, Thomas MZ. (1986). Inactivation of human and simian rotaviruses by chlorine. *Appl. Environ. Microbiol.*; 51:391-394
- Versteegh JFM, Neele J, Cleven RFMJ. (1992). Chloriet, chloraat en bromaat in drink- en oppervlaktewater: voorkomen, herkomst en gezondheidsaspecten. RIVM-rapport 714301010.
- Wellings FM, Lewis AL, Mountain CW. (1976). Demonstration of solids-associated virus in wastewater and sludge. *Appl. Environ. Microbiol.*; 31:354-358.
- Wickramanayake GB, Rubin AJ, Sproul OJ. (1985). Effects of ozone and storage temperature on giardia cysts. *J. AWWA*; 77:74-77.
- Wickramanayake GB, Rubin AJ, Sproul OJ. (1984). Inactivation of *Giardia lamblia* cysts with ozone. *Appl. Environ. Microbiol.*; 48(3):671-672.