

RIJKSINSTITUUT VOOR
VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 734301008

**Gezondheidsrisico's van drinkwater
bereid uit oppervlaktewater: een pilotstudie**

M.N. Mons, A.C.M. de Nijs

mei 1996

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-Generaal voor Milieubeheer,
Directie Drinkwater, Water en Landbouw.

Projectnummer 734301.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,
tel. 030 - 2749111, fax 030 - 2742971.

VERZENDLIJST

- 1-2 Directoraat-Generaal voor Milieubeheer, Directie Drinkwater, Water, Landbouw, hoofdafdeling Drinkwater
- 3 Ir. P.J. Verkerk, Hoofdinspecteur van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne
- 4 Dr. ir. B.C.J. Zoeteman, Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
- 5 Ir. G.W.Ardon, DGM/DWL
- 6 Dr. B.A.J.M. Haring, DGM/DWL
- 7 Ir. W. Cramer, DGM/DWL
- 8 Ir. A.H. Bussemaker, IBC-DWL, RIMH Zeeland
- 9-16 Regionale Inspecties van de Volksgezondheid voor de Milieuhygiëne
- 17 Dr. ir. A.M. Van Dijk-Looijaard, Kiwa O&A
- 18 Drs. R. Hopman, Kiwa O&A
- 19 Dr. ir. D. van der Kooij, Kiwa O&A
- 20 Dr. J. van Genderen, Kiwa O&A
- 21 Dr. J. van den Berg, Kiwa O&A
- 22 Dr. J. van Maanen, Rijksuniversiteit Limburg
- 23 Dr. W.F.B. Jülich, RIWA
- 24 Ir. R.C.M. Merkelbach, Staringcentrum-DLO
- 25 Ing. C.A.H. Hoefsloot
- 26 Drs. L.W.C.A. van Breemen, Waterwinningsbedrijf Brabantse Biesbosch
- 27 Ir. J. Willemsen-Zwaagstra, Provinciale Waterleidingmaatschappij Noord-Holland
- 28 Dr. P.G.M. Stoks, Watertransportmaatschappij Rijn-Kennemerland
- 29 Ir. R. Westra, Waterbedrijf Europoort
- 30 Dr. ir. J.A. Schellart, Gemeentewaterleidingen Amsterdam
- 31 Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
- 32 Directie Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
- 33 Prof. ir. N.D. van Egmond
- 34 Ir. F. Langeweg
- 35 Ir. A.H.M. Bresser
- 36 Ir. G.J. Heij
- 37 Dr. W. Verweij
- 38 Ir. J.F.M. Versteegh
- 39 Ir. J.H.C. Mülschlegel
- 40 Ir. J. Hrubec
- 41 Drs. T. Aldenberg
- 42 Drs. F. Kragt
- 43 Drs. F.W. van Gaalen
- 44 Mw. J.E.M. van Koten - Vermeulen
- 45 Dr. W. Mennes
- 46 Ir. A. van der Linden
- 47 Hr. H. Booij
- 48 Drs. J.A. Annema
- 49 Ir. J.G. Elzenga
- 50 Drs. G.J. Medema
- 51 Dr. C. Ratsak
- 52 Dr. P.F.M. Teunis
- 53 Dr. ir. A.H. Havelaar

- 54 Dr. J. Hoekstra
- 55 Dr. F.J.J. Brinkmann
- 56 Dr. H.A. van 't Klooster
- 57 Ir. H.J. van de Wiel
- 58 Hoofd bureau Voorlichting en Public Relations
- 59-60 Auteurs
- 61 RIVM-bibliotheek
- 62 LWD-depot bibliotheek
- 63 Rapportenregistratie
- 64-84 Reserve-exemplaren t.b.v. Bureau Rapportenbeheer

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	2
INHOUDSOPGAVE	4
ABSTRACT	5
SAMENVATTING	6
1. INLEIDING	7
2. MATERIAAL EN METHODEN	8
2.1 Materiaal	8
2.2 Methodebeschrijving	8
2.2.1 Algemeen	8
2.2.2 Bestrijdingsmiddelen	9
2.2.3 Micro-organismen	20
3. RESULTATEN	27
3.1 Bestrijdingsmiddelen	27
3.2 Micro-organismen	34
3.3 Risico-vergelijking	37
4. DISCUSSIE	39
5. EINDCONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	42
5.1 Conclusies uit het onderzoek	42
5.2 Conclusies bij de gevolgde methode	42
5.3 Aanbevelingen	43
LITERATUUR	44
BIJLAGEN	
1. Bestrijdingsmiddelen in normoverschrijdende concentratie in de Rijn en Maas	50
2. PAWN-schematisatie	53
3. Gebruiskarakteristieken van atrazine en MCPA	55
4. Fysisch-chemische karakteristieken van atrazine, MCPA en 2,4-D	57
5. Relatie tussen de verwijdering van bestrijdingsmiddelen door vervluchtiging, de Henry-coëfficiënt, de waterdiepte en de verblijftijd	59
6. Via drinkwater, of mogelijk via drinkwater veroorzaakte epidemiën van cryptosporidiose	61
7. Normen voor de microbiologische kwaliteit van drinkwater zoals vermeld in het Waterleidingbesluit	62

Abstract

In the Netherlands 2/3 of the total drinking water is produced from groundwater and 1/3 from surface water. However, in the future more drinking water may be produced from surface water, although higher pollution here can mean introduction of certain health risks. Because certain pollutants are hard to remove during drinking-water treatment, they will remain in the drinking water.

This report presents the results of a pilot-study to calculate some of these pollutions throughout their entire emission-to-effect chains, so as to get a better view on the health risks expected from drinking water, using surface water as a source. Chains were calculated for the pesticides atrazin and MCPA and for *Cryptosporidium*, a pathogenic micro-organism using the models PROMISE (emission model) and WATNAT (distribution model). This worked well for the pesticides but not for *Cryptosporidium* where problems arose: *Cryptosporidium* remains difficult to detect and sources and emissions of *Cryptosporidium* are still hard to quantify.

Among the conclusions made, was that a health risk for humans could be introduced by the presence of *Cryptosporidium*, but not of the pesticides.

SAMENVATTING

In Nederland wordt momenteel 2/3 van het drinkwater uit grondwater bereid en 1/3 uit oppervlaktewater. In de toekomst zou deze verhouding aanzienlijk kunnen veranderen. Door grondwateronttrekkingen en drainage is de grondwaterstand dusdanig gedaald dat de groei van het drinkwaterverbruik niet kan worden opgevangen door grondwater. Oppervlaktewater is er in overvloed en kan meer ingezet worden voor drinkwaterbereiding.

Oppervlaktewater is echter meer verontreinigd dan grondwater, wat kan leiden tot risico's voor de volksgezondheid. Veel verontreinigingen worden tijdens de drinkwaterzuivering goed verwijderd, maar bepaalde verontreinigingen minder goed.

In deze pilot-studie is een poging gedaan de gehele keten van emissie tot effect (= risico) op de volksgezondheid van deze stoffen door te rekenen en een toekomstverkenning van deze effecten te maken. Zo ontstaat een beter inzicht in de gezondheidsrisico's die te verwachten zijn door consumptie van drinkwater bereid uit oppervlaktewater.

Met behulp van verschillende modellen is deze keten doorgerekend voor de bestrijdingsmiddelen atrazine en MCPA en voor het pathogene micro-organisme *Cryptosporidium*. Het is gebleken dat voor atrazine de keten redelijk te berekenen valt, alhoewel daarvoor veel aannamen moeten worden gedaan. Voor MCPA bleek het al minder goed mogelijk om de hele keten door te rekenen omdat daar minder (meet-)gegevens van beschikbaar waren. Het was voor *Cryptosporidium* het moeilijkst om de volledige keten door te rekenen. Dit micro-organisme is nog moeilijk te detecteren en de bronnen en emissies van *Cryptosporidium* (o.a. rioolwater, landbouwhuisdieren) zijn nog niet goed te kwantificeren. Hierdoor werd het ook moeilijker om een toekomstverkenning van het risico te maken.

Toch konden op basis van de uitgevoerde berekeningen wel enkele zeer voorzichtige conclusies worden getrokken. Zo lijkt het risico op nadelige gezondheidseffecten ten gevolge van blootstelling aan *Cryptosporidium* via drinkwater mogelijk groter te zijn dan het risico ten gevolge van blootstelling aan bestrijdingsmiddelen.

1. INLEIDING

In 1993 is door het Ministerie van VROM het Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening (BDIV) uitgebracht waarbij de problemen van de huidige en toekomstige drink- en industriewatervoorziening in kaart zijn gebracht en is ingegaan op mogelijke oplossingsrichtingen. Op dit moment wordt in Nederland 2/3 van het drinkwater bereid uit grondwater en 1/3 uit oppervlaktewater, maar in de toekomst zou deze verhouding kunnen veranderen. Door verdergaande verdroging zou het aandeel grondwater kunnen verminderen en zou meer oppervlaktewater kunnen worden ingezet om de toename van het waterverbruik op te vangen. Problemen die dan te verwachten zijn hebben onder andere betrekking op de minder goede kwaliteit en de relatief grote gevoeligheid voor calamiteiten van het oppervlaktewater ten opzichte van het grondwater.

Om de effecten van het gebruik van oppervlaktewater voor de bereiding van drinkwater beter in beeld te brengen is binnen het RIVM het project "Oppervlaktewater als bron voor drinkwater" opgestart. Dit rapport beschrijft het pilotonderzoek voor dit project waarin nader wordt ingegaan op de berekening van de gezondheidsrisico's van drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater.

Twee belangrijke soorten verontreinigingen van oppervlaktewater zijn bestrijdingsmiddelen en pathogene micro-organismen. Bepaalde groepen van deze verontreinigingen komen in hoge concentraties in het oppervlaktewater voor en worden relatief gemakkelijk door de huidige zuiveringsinstallaties getransporteerd waardoor ze een risico voor de volksgezondheid kunnen vormen.

Doel van dit onderzoek was uit te vinden in hoeverre het mogelijk is een verkenning te maken van de toekomstige risico's verbonden aan het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen en micro-organismen in drinkwater. Tevens werd onderzocht of een vergelijking van deze risico's mogelijk was zodat een inschatting kon worden gemaakt welk risico het grootst zou kunnen zijn.

Voor deze toekomstverkenning is de volgende keten doorgerekend:

emissie → verspreiding → zuivering → concentratie in drinkwater → risico

Van enkele stappen waren al modelbeschrijvingen beschikbaar maar voor zover bekend zijn ze nog nooit achter elkaar geplaatst om deze keten van begin tot eind door te rekenen.

De gevolgde methode zal in hoofdstuk 2 worden besproken waarna in hoofdstuk 3 de resultaten zullen worden gepresenteerd. In hoofdstuk 4 zal de discussie plaatsvinden en in hoofdstuk 5 zullen de eindconclusies worden gepresenteerd.

2. MATERIAAL EN METHODEN

2.1 Materiaal

Voor de berekeningen die uitgevoerd zijn in dit onderzoek is gebruik gemaakt van enkele modellen. Voor de berekening van de *emissies* van de bestrijdingsmiddelen is gebruik gemaakt van het informatiesysteem bestrijdingsmiddelen (ISBEST). ISBEST is het Informatie Systeem BESTrijdingsmiddelen met daarin per gemeente het gebruik van een bestrijdingsmiddel per hectare cultuurgrond.

Het doel van ISBEST is het beschrijven van het bestrijdingsmiddelengebruik in Nederland, zowel op landelijke als op regionale schaal. ISBEST omvat belangrijke informatie omtrent het gebruik van bestrijdingsmiddelen in de afzonderlijke teelten. Omdat ISBEST in wezen een Geografisch Informatie Systeem (GIS) is, is het mogelijk het bestrijdingsmiddelengebruik weer te geven in kaartvorm. Gebruik is gemaakt van ISBEST 1.0 met als peiljaar 1991.

Voor het berekenen van de *verspreiding* van atrazine en MCPA door het oppervlaktewater in Nederland is gebruik gemaakt van het model WATNAT. Dit is een dynamisch compartimentsmodel bestaande uit 109 segmenten en omvat alle belangrijke wateren in Nederland. De verschillende segmenten zijn met elkaar verbonden zodat transport van segment naar segment kan worden berekend. Ook andere input in een segment zoals depositie en aanvoer vanuit kleine oppervlaktewateren kan worden meegenomen. Elk van de segmenten is onderverdeeld in een watercompartiment en een bodemcompartiment waartussen bepaalde interacties plaatsvinden. Het belangrijkste doel is de berekening van nutriëntengehalten als ook chlorofyl-a en fytoplanktonconcentraties in het Nederland oppervlaktewater afhankelijk van transportprocessen en de biotische en abiotische transformatieprocessen (zoals adsorptie, vervluchtiging, bio-afbraak). De eerste resultaten stemden redelijk tot goed overeen met de meetgegevens (De Nijs *et al.*, 1993). Voor het rekenen met bestrijdingsmiddelen was dit model nog niet eerder gebruikt op het RIVM. Daarom zijn enige aanpassingen verricht die bij de methodebeschrijving zullen worden besproken.

2.2 Methodebeschrijving

2.2.1 Algemeen

Het doel van dit onderzoek is de mogelijkheden te onderzoeken om met de aanwezige modellen en informatie een toekomstverkenning te maken van bepaalde volksgezondheidsrisico's verbonden aan drinkwater dat bereid is uit oppervlaktewater. Dit is aan de hand van twee voorbeelden nader uitgewerkt, waarbij de mogelijkheden, problemen en tekortkomingen van de verschillende modellen worden toegelicht.

De methode om de route door te rekenen vanaf de emissie tot aan het risico via consumptie van het uit oppervlaktewater bereide drinkwater is gevolgd voor twee bestrijdingsmiddelen en één micro-organisme.

De methode ziet er in een stappenschema als volgt uit, waarbij links de stap is aangegeven en rechts de factoren die voor deze stap van belang zijn:

- | | |
|-----------------------|--|
| 1- Selectie stof | - criteria |
| 2- Huidige belasting | - bronnen identificeren
- omvang bronnen
- emissie naar oppervlaktewater |
| 3- Prognose belasting | - beleid
- scenario's
- indexcijfers |
| 4- Verspreiding | - beginlocatie
- eindlocatie
- verspreidingsmodel |
| 5- Zuivering | - locatie
- zuiveringsmodel |
| 6- Risico-schatting | - dosis-responsrelatie
- normen |

2.2.2 Bestrijdingsmiddelen

Stap 1: Selectie

Om een toekomstverkenning te kunnen maken, wordt eerst bepaald op welke stof men zich wil gaan richten. Voor een goed onderbouwde keuze zijn criteria nodig waarmee de stoffen geselecteerd kunnen worden. Een volledig beeld zal door deze selectie niet kunnen worden geschetst, maar het is niet goed mogelijk om alle bestaande bestrijdingsmiddelen afzonderlijk mee te nemen. Elk middel heeft weer andere fysisch-chemische eigenschappen, toxicologische effecten of wordt op andere schaal toegepast.

Als "proefstoffen" en als "vertegenwoordigers" van de hele groep zijn twee bestrijdingsmiddelen geselecteerd om het stapschema uit hoofdstuk 2 te doorlopen.

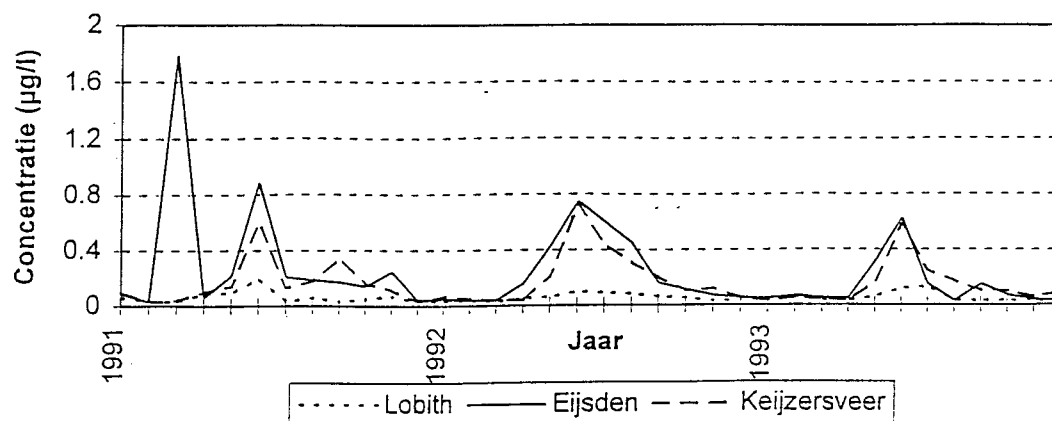
Selectiecriteria hiervoor zijn geweest:

- Het bestrijdingsmiddel is in de concentratie, waarin zij in het oppervlakte-of drinkwater voorkomt, vanuit toxicologisch oogpunt relevant.
- Er bestaan gegevens omtrent de mogelijke herkomst van het middel.
- De verbinding is de afgelopen jaren regelmatig, of in sterk toenemende mate, aangetroffen in concentraties boven de norm voor drinkwaterbreiding uit oppervlaktewater.
- De verbindingen zijn in de meest recente metingen aangetoond in normoverschrijdende concentraties in zowel Rijn, Maas als IJsselmeer (e.v. op meerdere meetpunten).

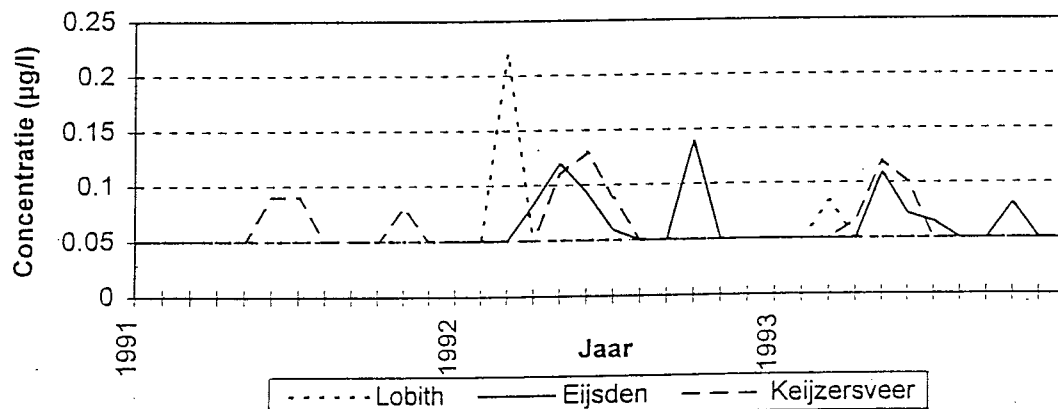
Uit metingen van de RIWA (jaarverslagen Maas en Rijn) blijkt dat een aantal bestrijdingsmiddelen regelmatig, zowel in de Rijn als in de Maas, in normoverschrijdende concentraties voorkomt (zie bijlage 1).

Uiteindelijk zijn er drie stoffen die aan bovenstaande criteria voldoen, te weten *atrazine*, *diuron* en *MCPA*.

Uit databestanden van de RIWA blijkt dat met name atrazine al vele jaren in normoverschrijdende concentraties in de Rijn en Maas voorkomt. Het concentratieverloop van de afgelopen jaren wordt weergegeven in figuur 2. Ook MCPA is regelmatig in normoverschrijdende concentraties aangetoond de afgelopen jaren (zie figuur 2).



Figuur 1. Concentraties atrazine in Rijn en Maas vanaf 1991.



Figuur 2. Concentraties MCPA in Rijn en Maas vanaf 1991.

Aanvankelijk zou het middel diuron ook worden meegenomen in dit onderzoek vanwege het grote aantal normoverschrijdingen en de hoge mate van overschrijding de afgelopen jaren. Aangezien uit concurrentie-overwegingen de productie- en gebruiksgegevens van diuron niet openbaar zijn (het middel wordt maar door twee producenten gemaakt) zullen alleen atrazine en MCPA in dit onderzoek worden meegenomen.

Stap 2: Huidige belasting

Na selectie van de stof(fen) worden de bijbehorende bronnen en emissies geïdentificeerd en gekwantificeerd. Daarbij wordt eveneens onderzocht hoeveel van deze emissie in het oppervlaktewater terecht komt. Voor bestrijdingsmiddelen is gebruik gemaakt van ISBEST waarin het agrarisch gebruik van een bestrijdingsmiddel, per hectare cultuurgrond wordt gegeven. Dit bestand wordt gekoppeld aan een landgebruikkaart van Nederland waar alleen de cultuurgrond op is aangegeven. Gebieden die niet onder het begrip cultuurgrond vallen, zijn: heide, naaldbos, loofbos, overig natuurgebied, open water, bebouwing en wegen. In de berekening wordt ervan uitgegaan dat in deze gebieden dus geen atrazine of MCPA gebruikt wordt.

Op deze wijze wordt de belasting van de bodem met atrazine en MCPA per gemeente berekend. De verspreiding in stap 4 wordt echter berekend met behulp van een model dat uitgaat van de PAWN-schematisatie (zie bijlage 2). Er is dus een omrekening nodig van gebruik per gemeente naar gebruik per PAWN-district. De gebruikskaat uit ISBEST is omgezet naar gridcellen van 100 x 100 meter en binnen elk PAWN-district is de belasting van alle gridcellen gesommeerd. Daarna is de belasting van de bodem omgerekend naar de belasting van het oppervlaktewater. Hiervoor is gebruik gemaakt van de emissiefactoren uit Ordelman *et al.* (1993 en 1994). Deze staan weergegeven in tabel 1.

Tabel 1. Samenstelling van de (indicatieve) emissiefactor naar oppervlaktewater bij gebruik van atrazine en MCPA.

Middel	emissiefactor(%)					totale emissie- factor	emissie 1991 (ton/ jaar)
	sputres- tanten	uitspoeling	drift	afspoeling	atm. deposi- tie		
atrazine	1	0,5	0,04	0,35	0,01	1,9	3,6
MCPA	1	0,003	0,04	0,35	0,01	1,4	3,5

Bron: Ordelman *et al.* 1993

Deze emissiefactoren zijn slechts indicatief en vormen een soort gemiddelde waarde voor Nederland. Per regio verschilt immers de grondsoort en het soort gewas, en daarmee ook de uit- en afspoeling van het middel. Bovendien is de factor voor spuitrestanten slechts een zeer ruwe schatting maar helaas is die route niet beter in kaart te brengen. De factor spuitrestanten heeft de meeste invloed op de totale emissie en kan de berekeningen dus danig verstoren.

Stap 3: Prognose belasting

Voor het maken van een prognose van de toekomstige belasting met atrazine en MCPA is het van belang te weten hoe groot de belasting is in het referentiejaar 1991 en welke hoeveelheden atrazine en MCPA in de toekomst zullen worden gebruikt. Daarbij moet ook aandacht worden besteed aan wat er op het gebied van bestrijdingsmiddelen aan beleidsmaatregelen of wetgeving bestaat, of op korte termijn van kracht zal worden. Wanneer het (toekomstig) beleid bekend is, kunnen aan de hand van verschillende uitgangspunten (zoals het al dan niet uitwerken van maatregelen) scenario's worden opgesteld. Uiteindelijk wordt voor elk scenario een indexcijfer vastgesteld voor de toekomstige emissies.

Verreweg het belangrijkste op dit gebied is het Meerjarenplan Gewasbescherming (MJP-G) dat in 1991 is uitgekomen. Het MJP-G is een taakstellend plan voor de gewasbescherming in de Nederlandse land- en tuinbouw voor de periode van 1990-2000. In dit plan wordt veel aandacht gegeven aan het beperken van de emissies van bestrijdingsmiddelen naar het

milieu. De twee belangrijkste hoofdlijnen voor dit onderzoek zijn de vermindering van het gebruik van bestrijdingsmiddelen en vermindering van de emissie van bestrijdingsmiddelen naar het milieu.

Voor de berekening van de toekomstige belasting zijn twee scenario's opgesteld, een optimistisch en een pessimistisch scenario. In deze scenario's wordt alleen rekening gehouden met de bepalingen uit het MJP-G daar dit verreweg de belangrijkste maatregelen op het gebied van de bestrijdingsmiddelen bevat. Bij dit onderzoek zijn ook scenario's nodig voor de buitenlandse aanvoer. Via Rijn en Maas vindt namelijk een aanzienlijke belasting van het Nederlandse oppervlaktewater plaats. Omdat er geen gegevens zijn over het bestrijdingsmiddelenbeleid in België, Frankrijk, Duitsland of Zwitserland is voor de aanvoer via Eijsden en Lobith per stof en per scenario een reductie of toename beschreven.

1. Het optimistische scenario

Hierin wordt ervan uitgegaan dat de beleidsdoelstellingen zoals deze geformuleerd staan in het MJP-G inderdaad worden bereikt. Helaas is het MJP-G slechts gedefinieerd voor de periode 1990-2000. Omdat het BDIV tot het jaar 2010 loopt is een prognose tot 2010 wenselijk. Voor het jaar 2010 zullen in het optimistische scenario dezelfde reductiepercentages uit het MJP-G worden gebruikt als voor het jaar 2000.

Atrazine

Atrazine staat in het MJP-G vermeld als een van de stoffen die zo spoedig mogelijk moeten worden gesaneerd (maar is nu, begin 1996, nog niet gesaneerd). Het optimistische scenario gaat er daarom vanuit dat atrazine per 1 januari 1995 verboden is, en dat vanaf 2000 de emissie naar zowel bodem als water 0 is.

Voor de buitenlandse aanvoer is het moeilijker om een scenario te maken aangezien geen gebruik kan worden gemaakt van een beleidsplan zoals het MJP-G. Atrazine is op dit moment al verboden in Duitsland, maar nog niet in Zwitserland en Frankrijk. Het optimistische scenario gaat ervan uit dat atrazine in Duitsland, Zwitserland en Frankrijk verboden wordt en dat er vanaf 2000 geen aanvoer meer plaatsvindt via Lobith. Voor de aanvoer bij Lobith is daarom een reductie van de concentratie met 100% aangenomen (Ordelman *et al.*, 1993).

Voor de aanvoer van atrazine vanuit België is een ander optimistisch scenario opgesteld. In België zijn nog geen emissiereducerende beleidsmaatregelen genomen. Het scenario voor 2000 gaat ervan uit dat er nog geen reductie van de aanvoer plaatsvindt. Voor het scenario in 2010 wordt uitgegaan dat atrazine in 2000 wordt verboden en dat vanaf 2010 geen aanvoer meer plaatsvindt.

MCPA

In het MJP-G staan geen specifieke reductiedoelstellingen voor MCPA geformuleerd. Daarom zullen de algemene doelstellingen uit het MJP-G met betrekking tot het gebruik van herbiciden toegepast worden op MCPA. Op MCPA zijn meerdere doelstellingen van toepassing omdat dit niet uitsluitend in één teelt wordt toegepast. De drie toepassingen waarin 95% van de omzet van MCPA wordt gebruikt zijn onkruidbestrijding op grasland, in de graanteelt en bij de fruitteelt (ISBEST, 1990). Voor herbiciden op grasland is een reductiedoelstelling geformuleerd van 25%, in de graanteelt een reductie van 45% en in de fruitteelt 55%. Het gebruik op grasland telt verreweg het zwaarste mee op basis van oppervlakte, dosering en kansfactor (zie bijlage 3) waardoor het gemiddelde reductiepercentage 30% is.

In het optimistisch scenario wordt voor de aanvoer van MCPA vanuit zowel Duitsland als België hetzelfde reductiepercentage aangehouden als in Nederland. Dit omdat er, mede doordat de stof weinig in rivierwater is aangetoond, onvoldoende bekend is over de aanvoer van MCPA vanuit het buitenland.

2. Het pessimistische scenario

Het pessimistische scenario gaat ervan uit dat het MJP-G geen enkele reductie in het herbicidegebruik tot gevolg zal hebben. In dit scenario wordt het gebruik van het bestrijdingsmiddel (in Nederland) alleen gekoppeld aan het areaal van de teelt waarin het wordt toegepast. In Van Egmond *et al.* (1994) staan indexcijfers (gebaseerd op gegevens van het CBS) vermeld voor de verhouding tussen het oppervlak van een teelt in 2000 resp. 2010 ten opzichte van 1990.

Atrazine

Atrazine wordt voor 99% toegepast in de maïsteelt; er hoeft dus alleen gelet te worden op het oppervlak van maïsteelt in 2000 en 2010. Het oppervlak aan maïs in 2000 neemt met 8% toe en in 2010 met 16% ten opzichte van 1990 (index resp. 1,08 en 1,16) (Van Egmond *et al.*, 1994).

Voor de buitenlandse aanvoer wordt een ander scenario gebruikt. Verwacht wordt dat de emissie in 2000 vanuit Duitsland 0 is (atrazine is al sinds 1-1-1992 verboden) doordat de nalevering die op dit moment nog plaatsvindt dan is opgehouden. Vanuit Zwitserland en Frankrijk zal nog wel aanvoer plaatsvinden. Aangezien de Rijn voornamelijk door Duitsland stroomt, wordt de aanvoer als gevolg van gebruik in Zwitserland en Frankrijk geschat op ongeveer 20% ten opzichte van 1991.

Voor de aanvoer van atrazine via België is hetzelfde scenario aangehouden als voor de emissies in Nederland. Dit houdt in een toename van de aanvoer in 2000 met 8% en in 2010 met 16% ten opzichte van 1991.

MCPA

Van de omzet van MCPA wordt 85% toegepast op grasland. Het oppervlak grasland in Nederland neemt in 2000 met 10%, en in 2010 met 13%, af ten opzichte van 1990. Voor het areaal tarwe is voor 2000 een afname van 3% en voor 2010 een afname van 20% berekend. Voor de fruitteelt zijn helaas geen gegevens met betrekking tot de toekomstige omvang beschikbaar. Uitgaande van deze cijfers en de verhouding tussen de hoeveelheid MCPA toegepast op grasland en bij de graanteelt (zie bijlage 3), lijkt een gemiddelde afname van de teelten waarin MCPA wordt toegepast (en dus ook het gebruik) met 10% in 2000 en 13% in 2010 ten opzichte van 1990 gerechtvaardigd (index 0,90 en 0,87) (Van Egmond *et al.*, 1994).

Bij gebrek aan meet- en gebruiksgegevens van MCPA in het buitenland zullen voor de aanvoer via de Rijn en de Maas ook hier dezelfde cijfers worden gebruikt als voor de emissies in Nederland.

De indexcijfers volgens deze twee scenario's staan weergegeven in tabel 2.

Tabel 2. Indexcijfers voor gebruik in Nederland van atrazine en MCPA in 2000 en 2010 ten opzichte van 1991 volgens het pessimistische en optimistische scenario.

	optimistisch scenario		pessimistisch scenario	
	2000	2010	2000	2010
atrazine	0	0	1,08	1,16
MCPA	0,7	0,7	0,9	0,87

Tabel 3. Indexcijfers voor de aanvoer van atrazine en MCPA via Lobith en Eijsden in 2000 en 2010

	optimistisch				pessimistisch			
	Lobith		Eijsden		Lobith		Eijsden	
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010
atrazine	0	0	1,0	0	0,20	0,20	1,08	1,16
MCPA	0,70	0,70	0,70	0,70	0,90	0,87	0,90	0,87

Stap 4: Verspreiding

Als berekend is hoe groot de emissies zijn en hoe ze zich in de toekomst kunnen ontwikkelen, kan de verspreiding worden doorgerekend. In dit onderzoek is voor bestrijdingsmiddelen gebruik gemaakt van het door het RIVM ontwikkelde verspreidingsmodel WATNAT. Dit model rekent per z.g. PAWN-district (zie bijlage 2) de verspreiding door naar andere PAWN-districten.

De berekende emissies per PAWN-district zijn gebruikt als invoer voor het model WATNAT. Verdere invoergegevens van WATNAT waren:

- stofgegevens zoals adsorptie, vervluchtiging en afbraaksnelheid in water;
- het concentratieverloop gedurende het jaar (een piek in het voorjaar).
- concentratiemetingen van atrazine en MCPA in Nederland van 1985-1994 (ter calibratie)

Voor MCPA was het lastiger om WATNAT te calibreren omdat er maar zeer weinig meetgegevens van MCPA waren. Wanneer de concentraties onder de onderste detectiegrens lagen is van de detectiewaarde (= 0,05 µg/l) de helft genomen en gebruikt als normale getalswaarde. Dit introduceert een bepaalde onzekerheid in de berekeningen.

Enkele invoergegevens zijn overgenomen uit verspreidingsberekeningen van het RIZA (pers. med. De Nijs). Zo is de retentiefactor (de verblijftijd van een stof binnen een bepaald district) van atrazine overgenomen en is, bij gebrek aan een retentiefactor voor MCPA, de retentiefactor van atrazine ook gebruikt voor de berekeningen van MCPA. Hierdoor kan een foutieve concentratie zijn berekend, maar betere gegevens ontbreken. Ook de depositiegegevens van atrazine op het IJsselmeer zijn uit de RIZA-berekeningen

overgenomen. Hieruit bleek dat er op het IJsselmeer een aanzienlijke depositie plaatsvindt van atrazine.

Het model WATNAT berekent de verspreiding van de stoffen voor heel Nederland, maar in dit onderzoek gaat de interesse alleen uit naar een aantal innamepunten. Er wordt gekeken naar de drinkwaterbereiding uit zowel Rijn-, Maas- en IJsselmeerwater. De gekozen zuiveringslocaties zijn van drie verschillende waterleidingbedrijven namelijk Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GWA), locatie Leiduin; Waterleidingbedrijf Europoort (WBE), locatie Berenplaat en Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN), locatie Andijk.

De keuze is gevallen op deze drie waterleidingbedrijven omdat zij elk een andere bron gebruiken en omdat verschillende typen zuivering wordt toegepast. Deze drie zuiveringen geven samen een representatief beeld van de verschillende methoden waarop oppervlaktewater kan worden gezuiverd. Samen leveren deze drie locaties 185 miljoen m³ drinkwater per jaar, dat is 43% van de totale hoeveelheid drinkwater die uit oppervlaktewater wordt geproduceerd.

Stap 5: Zuivering

Met de berekende concentratie bij het innamepunt kan vervolgens de zuivering op de gekozen locatie worden doorgerekend. Per zuiveringsstap (of per totale zuivering, afhankelijk van de gegevens die voorhanden zijn) wordt bekeken hoeveel van de stof uit het water wordt verwijderd.

De zuiveringsschema's op deze locaties zien er als volgt uit:

*** Gemeentewaterleidingen Amsterdam (GWA)**

De vestiging in Leiduin maakt gebruik van Rijnwater dat bij Nieuwegein wordt ingenomen. Het zuiveringsschema is hier als volgt:

- Coagulatie
- Snelfilters
- Duininfiltratie
- Snelfilters
- Ozonisatie
- Aktief-koolfilters
- Langzame zandfiltratie
- (Desinfectie met chloor)

*** Waterbedrijf Europoort**

Het gaat hierbij om de zuivering die plaatsvindt op de locatie Berenplaat. Hier wordt uit spaarbekkens van het Watertransportbedrijf de Brabantse Biesbosch (WBB) Maaswater aangeleverd en direct gezuiverd tot drinkwater. Het Maaswater doorloopt de volgende zuivering:

- Spaarbekkens (bij de WBB)
- Microzeven
- Hoofddesinfectie met chloor
- Coagulatie
- Aktief-koolfilters
- Nadesinfectie met chloor

* Provinciaal Waterleidingbedrijf Noord-Holland (PWN)

Het gaat hierbij om de vestiging in Andijk waar IJsselmeerwater wordt ingenomen en gezuiverd ten behoeve van de drinkwatervoorziening. Het zuiveringsschema ziet er als volgt uit:

- Voorraadbekken(tje)
- Microzeef
- Desinfectie met chloor
- Coagulatie
- Snelfilters
- Aktief-koolfilters
- Microzeef
- Desinfectie met chloor

Over de verwijdering van bestrijdingsmiddelen tijdens de drinkwaterzuivering zijn weinig voor dit onderzoek bruikbare gegevens beschikbaar. Voor het bepalen van de verwijdering van bestrijdingsmiddelen tijdens de zuivering is een inventarisatie gemaakt van verschillende onderzoeken. Per zuiveringsstap zullen de gevonden gegevens worden gepresenteerd waarna voor zowel de zuiveringsstap zelf, als voor de gehele zuivering op de drie gekozen locaties een schatting zal worden gemaakt van de verwijdering van atrazine en MCPA. Over de verwijdering van atrazine tijdens de zuivering zijn meer gegevens bekend dan over de verwijdering van MCPA. Soms is bij gebrek aan gegevens over de verwijdering van MCPA de verwijdering van 2,4-D gehanteerd omdat deze stof veel overeenkomsten vertoont met MCPA qua fysisch-chemische eigenschappen (zie bijlage 4).

Spaarbekkens

Voor de verwijdering van bestrijdingsmiddelen in spaarbekkens en infiltratiekanalen bestaat een formule voor vervluchtiging. Verwijdering door sedimentatie is op grond van de logKow verwaarloosbaar (Hrubec en Toet, 1992).

$$K_L = \frac{H' \times k_g \times k_l}{H' \times k_g + k_l}$$

waarin:

K_L	= overall transfer coëfficiënt
H'	= dimensieloze Henry-constante (= H/RT , met H in $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$, R is gasconstante = $8,31 \text{ J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ en T is de temperatuur in K, $H_{\text{atr.}} = 1,2 \times 10^{-7}$, $H_{\text{mcpa}} = 1,1 \times 10^{-8}$, $T = 293 \text{ K}$)
k_g	= de gasuitwisselingsconstante (m/s)
k_l	= de vloeibare fase uitwisselingsconstante (m/s)

De uitwisselingsconstanten worden geschat door de gemeten uitwisselingsconstanten van benzeen en water als referentie te gebruiken.

$$k_l = k_{l,benz} \times \sqrt{\frac{M_{benz}}{M}} \quad k_g = k_{g,H_2O} \times \sqrt{\frac{M_{H_2O}}{M}}$$

waarin: $k_{l,benz}$ = de vloeibare fase uitwisselingsconstante voor benzeen
(= $7 \cdot 10^{-6}$ m/s)

k_{g,H_2O} = de gasuitwisselingsconstante van waterdamp
(= $3,3 \cdot 10^{-3}$ m/s)

M_{benz} = molgewicht van benzeen (= 78 g/mol)

M_{H_2O} = molgewicht van water (= 18 g/mol)

M = molgewicht van het bestrijdingsmiddel ($M_{atr.} = 216$ g/mol, $M_{mcpa} = 201$ g/mol)

De verwijdering door vervluchtiging wordt dan uiteindelijk berekend volgens:

$$Verwijdering = 1 - e^{(-\frac{K_L}{D} \times t)}$$

waarin: D = waterdiepte (m, hier: 15 m)

t = verblijftijd (s, hier: 20 weken)

Voor meer informatie over deze formules wordt verwezen naar Hrubec en Toet (1992).

In bijlage 5 is de relatie te zien tussen de verwijdering door vervluchtiging, de Henry-coëfficiënt, de waterdiepte en de verblijftijd.

Hieruit blijkt dat bestrijdingsmiddelen met een Henry-coëfficiënt $> 100 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ grotendeels verwijderd worden tijdens open opslag.

Wanneer bovenstaande formules worden toegepast op atrazine en MCPA leidt dit tot een verwijdering van 0% voor zowel atrazine als MCPA ten gevolge van vervluchtiging bij verblijf in spaarbekkens en infiltratiekanalen.

Microzeven

Microzeven zijn voornamelijk gebouwd om algen en grof slib te verwijderen. Tijdens zuivering in microzeven worden dan ook geen bestrijdingsmiddelen verwijderd omdat de mazen van deze zeven daarvoor te groot zijn.

Coagulatie

Hrubec en Toet (1992) hebben voor atrazine een verwijdering bij coagulatie geschat van 0%. Voor MCPA wordt geen verwijderingspercentage genoemd. Voor het aan MCPA verwante 2,4-D vermelden zij een verwijdering van 10%.

Snelfiltratie

Lambert en Graham (1995) vonden voor atrazine een verwijdering tijdens snelle zandfiltratie van 0-14%. Voor MCPA werden geen cijfers gegeven over de verwijdering tijdens snelle zandfiltratie. Wel werd voor 2,4-D een verwijderingspercentage gegeven; hiervan was de verwijdering $< 10\%$. Uitgaande van een worst-case zal aangenomen worden dat de verwijdering van atrazine en MCPA tijdens snelfiltratie te verwaarlozen is.

Duininfiltratie/ Langzame zandfiltratie

Hrubec *et al.* (1990) melden, evenals Lambert en Graham (1995), dat tijdens duininfiltratie en langzame zandfiltratie (LZF) geen of zeer geringe afname plaatsvindt van de concentratie atrazine.

Ook blijkt uit Hrubec *et al.* (1990) dat MCPA tijdens LZF en duininfiltratie volledig wordt afgebroken. Ook Lambert en Graham (1995) vonden een verwijdering van 100%.

Aktief-koolfiltratie

Uit analysedata van het WBE is gebleken dat de verwijdering van atrazine tijdens koolfiltratie $\pm 50\%$ is. Voor MCPA kan een verwijdering tijdens actief-koolfiltratie $> 50\%$ worden aangenomen (pers. med. Beerendonk).

Ozonisatie

Van der Hoek en Bonné (1994) geven een verwijdering van atrazine door ozonisatie van 28%. Dit is echter wel bij een zeer hoge beginconcentratie namelijk 4,3 $\mu\text{g/l}$.

Uit incidentele metingen (Van der Hoek, pers. med.) werd een verwijdering van MCPA tijdens ozonisatie gemeten van 54%. Ook hier was echter de beginconcentratie hoog (35 $\mu\text{g/l}$).

Aktief-koolfiltratie na ozonisatie

Deze combinatie van processen wordt hier apart vermeld omdat de verwijdering na deze twee stappen samen groter is dan na de twee stappen afzonderlijk.

Van der Hoek en Bonné (1994) hebben bij actief-koolfiltratie na voorafgaande ozonisatie een verwijdering van atrazine gevonden tot beneden de detectiegrens. De concentratie voor de ozonisatie was 4,3 $\mu\text{g/l}$; de concentratie voor de daarop volgende actief-koolfiltratie was 3,1 $\mu\text{g/l}$. Na deze twee stappen lag de concentratie atrazine beneden de detectiegrens. De verwijdering in deze twee stappen samen wordt daarom vastgesteld op $> 99\%$.

MCPA was na koolfiltratie (contacttijd ≥ 27 min.) en voorafgaande ozonisatie niet meer aantoonbaar in het water. De verwijdering wordt daarom ook hier vastgesteld op $> 99\%$. Een vertekening kan echter optreden doordat de proeven waarmee de verwijdering tijdens ozonisatie en actief-koolfiltratie een zeer hoge beginconcentratie hebben. Dergelijke concentraties komen in het oppervlaktewater niet voor. Het is goed mogelijk dat bij een lagere beginconcentratie een lager verwijderingspercentage wordt gemeten.

Desinfectie

Over de verwijdering van atrazine en/of MCPA tijdens desinfectie met chloor zijn helaas geen gegevens bekend. Aangenomen kan worden dat het verwijderingseffect van desinfectie met chloor op de aanwezige concentraties atrazine en MCPA nihil is (Hrubec pers. med.).

De hier gepresenteerde verwijdering van atrazine en MCPA is op basis van de huidige zuiveringsprocessen. In de toekomst kunnen natuurlijk andere, betere, zuiveringsprocessen worden toegepast, maar dat valt moeilijk te voorspellen. Toekomstige zuiveringsprocessen worden daarom in dit onderzoek niet meegenomen.

Stap 6: Risico-schatting

Nadat de gehele zuivering is doorgerekend is (een schatting van) de concentratie in drinkwater bekend en kan de risico-evaluatie plaatsvinden.

Voor het maken van een risico-schatting zullen zowel de gemiddelde concentraties als ook de piekconcentraties van de bestrijdingsmiddelen worden geëvalueerd. Door vergelijking met normen en/of dosis-responsrelaties kan uiteindelijk geconcludeerd worden of de aangetroffen concentratie een risico voor de gezondheid oplevert. Voor bestrijdingsmiddelen zijn helaas geen dosis-responsrelaties opgesteld. Hierdoor kan alleen een risico-evaluatie plaatsvinden door vergelijking met normen.

Verschillende normen zijn hierbij van belang.

De Europese Gemeenschap

De Raad van de Europese Gemeenschappen heeft algemene richtlijnen uitgebracht met eisen waaraan de kwaliteit van drinkwater en water dat bestemd is voor de bereiding van drinkwater moeten voldoen.

De belangrijkste richtlijnen zijn:

- "Richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water" (80/778/EEG)

In deze richtlijn is op grond van ethische argumenten vastgesteld dat de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in drinkwater ongewenst is. Door de analytische mogelijkheden van dat moment (1980) betekent dit dat in drinkwater het gehalte aan bestrijdingsmiddelen niet hoger mag zijn dan de toenmalige detectiegrens van een aantal stoffen. De concentraties van bestrijdingsmiddelen in drinkwater moeten lager zijn dan 0,1 µg/l per afzonderlijke stof, respectievelijk 0,5 µg/l voor het totaal aan bestrijdingsmiddelen. Deze richtlijn is in alle lidstaten geïmplementeerd in de wetgeving voor de drinkwatervoorziening.

- "Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de bereiding van drinkwater" (75/440/EEG)

In deze richtlijnen staan de eisen waaraan de kwaliteit van zoet oppervlaktewater dat bestemd is, of gebruikt wordt, voor de bereiding van drinkwater, moet voldoen. De grenswaarde voor bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater is 0,1 µg/l per afzonderlijke stof en 0,5 µg/l voor het totaal aan bestrijdingsmiddelen. De grenswaarde voor het totaal aan bestrijdingsmiddelen is onlangs uit de richtlijn geschrapt.

Wereldgezondheidsorganisatie

Door de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) zijn richtlijnen ("guidelines") opgesteld voor de concentraties van bestrijdingsmiddelen in drinkwater. De WHO-richtlijnen zijn in tegenstelling tot de EG-normen, wél op toxicologische basis opgesteld, maar houden geen rekening met de milieu-effecten van de bestrijdingsmiddelen, hun bijproducten of met de mogelijkheid dat tijdens de waterzuivering stoffen worden gevormd van onbekende aard en toxicologische eigenschappen. Ook wordt geen rekening gehouden met de gelijktijdige aanwezigheid van verschillende bestrijdingsmiddelen en metabolieten. Daarom worden de WHO-normen vooral gebruikt als houvast voor de bevoegde autoriteit voor de behandeling van tijdelijk verhoogde concentraties van één bepaald middel in het water ten gevolge van bijvoorbeeld een calamiteit.

Nederland: Waterleidingwet en Waterleidingbesluit

Artikel 4.1. van de Waterleidingwet (1957, herzien in 1986) bepaalt dat een waterleidingbedrijf goed drinkwater behoort te leveren:

"De eigenaar van een waterleidingbedrijf is gehouden zorg te dragen, dat de levering van deugdelijk drinkwater aan de verbruikers in zijn distributiegebied gewaarborgd is in zodanige hoeveelheid en onder zodanige druk als het belang der volksgezondheid vereist."

Dit artikel legt de nadruk bij drie belangrijke aspecten: kwantiteit, kwaliteit en continuïteit. Zij worden echter slechts in globale termen omschreven.

In het Waterleidingbesluit (1 juli 1984) is wel meer aandacht gegeven aan deze aspecten, met als belangrijkste punt artikel 4.1. dat eisen stelt aan de kwaliteit van het drinkwater:

"Drinkwater dat de eigenaar van een waterleidingbedrijf aan anderen ter beschikking stelt, mag geen eigenschappen hebben waardoor het voor de volksgezondheid nadelig kan zijn."

Zo is ook in het Waterleidingbesluit vastgelegd dat de concentratie van een individueel bestrijdingsmiddel in het drinkwater niet hoger mag zijn dan 0,1 µg/l, terwijl de som aan bestrijdingsmiddelen de 0,5 µg/l niet mag overschrijden. Het Waterleidingbesluit is gebaseerd op de EG-Richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (richtlijn 80/778/EEG).

2.2.3 Micro-organismen

Stap 1: Selectie

Ook voor de verkenning van de risico's verbonden aan micro-organismen in drinkwater is besloten om een selectie te maken uit de grote groep van micro-organismen. Een volledig beeld zal door de selectie niet kunnen worden geschetst, maar door een zeer kritiek organisme te kiezen kan een "worst-case" risico worden berekend.

De keuze om bij een bepaald micro-organisme de nadruk te leggen is in dit geval aan de hand van andere selectiecriteria gemaakt dan bij bestrijdingsmiddelen. Selectiecriteria waren in dit geval:

Het organisme

- Is in Nederlandse oppervlaktewater(en) aangetoond, of het vermoeden bestaat dat het daarin voorkomt.
- Overleeft goed in het milieu
- Is zeer resistent tegen desinfectie en passeert andere zuiveringsstappen.
- Heeft een lage infectieuze dosis
- Staat bekend als veroorzaker van maagdarminfecties.
- (Enige) concentratiemetingen zijn beschikbaar

In tabel 4 staan de drie categorieën van micro-organismen genoemd met enkele soorten, waarbij is aangegeven hoe zij scoren op de verschillende criteria.

Tabel 4. Oraal overgedragen watergerelateerde pathogenen en hun significantie bij de drinkwaterbereiding.

Pathogeen	Invloed op gezondheid	Persistentie bij de drinkwaterbereiding	Resistentie tegen chloor	Infectieuze dosis
<u>Bacteriën</u>				
Campylobacter	groot	gemiddeld	laag	gemiddeld
Pathogene E. coli	groot	gemiddeld	laag	hoog
Salmonella	groot	gemiddeld	laag	hoog
<u>Virussen</u>				
Adenovirus	groot	gemiddeld	gemiddeld	laag
Enterovirus	groot	gemiddeld	gemiddeld	laag
Hepatitis A	groot	gemiddeld	gemiddeld	laag
<u>Pathogene protozoa</u>				
Giardia	groot	gemiddeld	hoog	laag
Cryptosporidium	groot	hoog	hoog	laag

Bron: WHO, 1993

Uit deze tabel blijkt dat de categorie pathogene protozoa de meest kritische organismen bevat. Zij hebben een grote invloed op de gezondheid, kunnen lang in het milieu overleven, hebben een zeer lage infectieuze dosis en zijn zeer resistent tegen desinfectie.

Bacteriën worden in de huidige zuiveringen goed verwijderd. Virussen worden al minder goed verwijderd doordat zij kleiner zijn dan bacteriën, maar kunnen toch door zuiveringsstappen als bodempassage en desinfectie voor een aanzienlijk deel worden verwijderd. Verreweg het moeilijkst te verwijderen zijn de pathogene protozoa (eencellige parasieten), mede doordat zij extreem ongevoelig voor chloor- en ozondesinfectie zijn.

Om deze redenen zal in het verdere onderzoek alleen aandacht worden besteed aan pathogene protozoa. Dit is een categorie organismen waarover nog relatief weinig bekend is, maar waarvan wel duidelijk is dat nader onderzoek gewenst is (Medema, 1992). De keuze hierbij is gevallen op *Cryptosporidium* omdat dit pathogene protozoön het beste scoort op de selectiecriteria (het meest kritiek is) en omdat van dit organisme al enige (meet-)gegevens voorhanden zijn. Op grond van de huidige kennis zijn er geen pathogene organismen die stringenter eisen stellen aan de directe zuivering uit oppervlaktewater (pers. med. Medema).

Stap 2: Huidige belasting

De voornaamste reservoirs van *Cryptosporidium* zijn de mens, landbouwhuisdieren en natuurlijke fauna. Via (overstorten van) het riool of door afspoeling van mest komen de faecaliën in het oppervlaktewater terecht waar het organisme zich verder kan verspreiden. Transmissie van *Cryptosporidium* kan plaatsvinden via mens-mens contact, mens-dier

contact direct, mens-dier contact indirect (via water) en theoretisch ook via voedsel. In Nederland zijn geen explosies van cryptosporidiose gerapporteerd maar uit een aantal buitenlandse watergerelateerde explosies van gastro-enteritis toegeschreven aan *Cryptosporidium* is gebleken dat oppervlaktewater en drinkwater bereid uit oppervlaktewater belangrijke besmettingsroutes kunnen zijn (Medema, 1992) (zie bijlage 6). Ook laten deze studies zien dat *Cryptosporidium* vrij algemeen voorkomt in oppervlaktewater. In het stroomgebied van de grote rivieren lijkt het voorkomen van deze micro-organismen vooral bepaald te worden door de invoer vanuit België en Duitsland. In regionale wateren is deze invloed in sommige gevallen niet aanwezig of wordt deze invloed overschaduwd door de regionale emissie (Schijven *et al.* 1996, in voorber.).

Voor *Cryptosporidium* is geen informatiesysteem beschikbaar met daarin de emissies naar het oppervlaktewater. Dit komt voornamelijk doordat niet alle transportroutes gekwantificeerd zijn. In dit onderzoek zal dan ook alleen gebruik worden gemaakt van enkele metingen van *Cryptosporidium* in het Nederlandse oppervlaktewater. De gebruikte cijfers zijn afkomstig van metingen in de Maas bij de inlaat van WBB. Deze zijn ook gebruikt als ingangconcentratie bij Nieuwegein en Andijk. Het zou beter zijn om over metingen te beschikken bij de verschillende innamepunten.

Cryptosporidium is in de Maas aangetroffen in een reeks van 1,54 tot 25,4 oöcysten/l. Ook zijn er in het buitenland metingen gedaan in onbehandeld rioolwater; hierin werd *Cryptosporidium* aangetroffen in concentraties van 28,4 tot 13.700 oöcysten per liter (Medema, 1992).

Stap 3: Prognose belasting

Voor het maken van een prognose voor de toekomstige belasting van het oppervlaktewater met *Cryptosporidium* is het van belang te weten hoe groot de belasting nu is, en wat de omvang van de belasting in de toekomst zal zijn. Daarbij moet dan ook aandacht worden besteed aan wat er op het gebied van micro-organismen aan beleidsmaatregelen of wetgeving bestaat, of op korte termijn van kracht wordt.

Op vergelijkbare wijze is de prognose opgesteld voor bestrijdingsmiddelen (zie stap 3 § 2.2.1). Daar is een schatting gemaakt van de omvang van de bronnen in 1991 en aan de hand van twee scenario's een verkenning gemaakt van de (mogelijke) toekomstige omvang van deze bronnen in respectievelijk 2000 en 2010. Dit is niet goed mogelijk voor de micro-organismen daar de route van *Cryptosporidium* van de bron dieren naar oppervlaktewater niet gekwantificeerd kan worden.

Toch is besloten om deze micro-organismen wel mee te nemen in dit onderzoek, maar dan op een andere wijze. Er zal worden gekeken naar de concentratiemetingen die er op dit moment verkrijgbaar zijn van *Cryptosporidium* en naar de (eventueel) te verwachten maatregelen. De risico-schatting zal dan gebaseerd worden op de huidige meetcijfers en de aanduiding of en hoe dit zal veranderen in 2000 en 2010 ten opzichte van 1991.

Maatregelen die invloed zouden kunnen hebben op de concentraties *Cryptosporidium* hebben voornamelijk betrekking op een verminderde faecale input in het oppervlaktewater door zowel de rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) als door een verminderde mestafspoeling. Voor de rioolwaterzuiveringsinstallaties is er het plan "rwzi 2000". Dit plan beoogt het aantal overstortingen van het riool (dus rechtstreekse lozing van ongezuiverd rioolwater) te verminderen door meer rwzi's te bouwen en de capaciteit van deze en al bestaande installaties te vergroten.

De afspoeling van mest naar het oppervlaktewater zal kunnen worden ingeperkt door het

mestvolumebeleid. Dit houdt onder andere in:

- minder mest produceren;
- mestinjectie;
- betere mestverwerking.

De tendens van het beleid is dus een verminderde input van zowel humane als dierlijke faecaliën waardoor dus ook de belasting met *Cryptosporidium* zal afnemen.

Stap 4: Verspreiding

Omdat tijdens dit onderzoek de omvang van de emissies van *Cryptosporidium* nog niet bekend waren is het berekenen van de verspreiding door de Nederlandse oppervlaktewateren ook niet goed mogelijk. De stap van de verspreiding zal dus achterwege moeten worden gelaten. Op dit moment worden emissie en verspreiding in kaart gebracht, zodat dit in de nabije toekomst wel mogelijk zal zijn. De enige opmerking die kan worden gemaakt, is dat de concentraties bij de innamepunten vermoedelijk lager zullen zijn dan de concentraties die gemeten zijn bij rioolwaterzuiveringsinstallaties door de verdunning die plaatsvindt tijdens de verspreiding. Een toename van het aantal *Cryptosporidium*-oöcysten zal niet plaatsvinden daar zij zich niet kunnen vermenigvuldigen buiten het menselijk/dierlijk lichaam. Wel is het van belang om te weten of er in de buurt van het innamepunt van de betreffende waterleidingbedrijven (Nieuwegein, Biesbosch en Andijk) toevallig een rioolwaterzuiveringsinstallatie stroomopwaarts aanwezig is.

Hoewel er wat betreft de micro-organismen dus enkele extra problemen zijn om de in hoofdstuk 2 gepresenteerde methode te doorlopen is toch besloten om de micro-organismen mee te nemen, al was het maar om de leemten in de kennis in kaart te brengen.

In de volgende stap zal worden uitgegaan van de huidige concentratiemetingen van *Cryptosporidium* oöcysten in het (Nederlandse) oppervlaktewater.

Stap 5: Zuivering

Cryptosporidium is een zeer infectieus organisme. De maximaal toelaatbare concentraties zijn dusdanig laag dat bij het vaststellen van dit organisme in drinkwater zeer grote volumina nodig zijn. Kwaliteitsbewaking door eindcontrole is daardoor in de praktijk moeilijk of niet uitvoerbaar. Wel kan een meetprogramma voor deze organismen worden uitgevoerd op basis van de ruwe nog ongezuiverde grondstof (zoals oppervlaktewater). Wanneer de verwijderingsefficiëntie van de zuivering bekend is kan op basis van de in het oppervlaktewater bepaalde concentraties de concentratie in het geproduceerde drinkwater worden geschat. Zo moet de eindproduktcontrole voor parasitaire protozoa (maar ook voor virussen en andere pathogene micro-organismen) bij drinkwater vervangen worden door een grondstofcontrole gekoppeld aan een verzekerde, gewaarborgde en controleerbare verwijdering bij de zuivering.

Algemeen uitgangspunt voor de verwijderingscapaciteit van een drinkwaterzuiveringsproces is dat dit in staat moet zijn het aantal pathogene micro-organismen in de grondstof te reduceren tot een concentratie in drinkwater waarbij de volksgezondheidsrisico's verwaarloosbaar zijn. Bij de huidige zuiveringsprocessen is de combinatie van zuiveringstechnieken ontworpen op basis van de aanwezige grondstofkwaliteit. Het ontwerp van een zuiveringsproces wordt dan afgestemd op de in de grondstof te verwachten hoogste concentratie van micro-organismen.

De laatste jaren wordt dit bij het ontwerpen van nieuwe drinkwaterinstallaties ingevuld door uit te gaan van de Decimale Eliminatie Capaciteit (DEC) van de zuivering voor micro-organismen.

De DEC (totaal) per organisme benodigd voor de totale zuivering wordt bepaald met:

$$DEC_{(\text{totaal})} = \log N_{(\text{grondstof})} - \log N_{(\text{reinwater})}$$

Hierin is $N_{(\text{grondstof})}$ de maximale concentratie van het organisme die in de grondstof aanwezig is. $N_{(\text{reinwater})}$ is de concentratie van het micro-organisme die in het reine water nog aanwezig mag zijn. De totale DEC is het aantal log-eenheden dat van een bepaald micro-organisme in de zuiveringsinstallatie verwijderd moet worden.

Stap 6: Risico-schatting

Door vergelijking met normen en/of dosis-responsrelaties kan uiteindelijk geconcludeerd worden of de aangetroffen concentratie een risico voor de gezondheid oplevert. Er zijn geen normen specifiek voor *Cryptosporidium* opgesteld; wel voor micro-organismen in het algemeen. De traditionele benadering is gebaseerd op normen voor een aantal indicatororganismen in het geproduceerde en gedistribueerde drinkwater. De aanname is dat het voldoen aan deze normen inhoudt dat aan het drinkwater geen onacceptabele risico's zijn verbonden. In het buitenland (o.a. Verenigde Staten, Groot-Brittannië) is gebleken dat deze stelling niet langer opgaat en inmiddels wordt gewerkt aan normen voor o.a. *Cryptosporidium*.

Normen

Wereldgezondheidsorganisatie

De WHO stelt dat water dat bestemd is voor consumptie, voedselbereiding of persoonlijke hygiëne geen ziekteverwekkende organismen mag bevatten: "*E. coli* of thermotolerante bacteriën van de coligroep moeten afwezig zijn in elk 100 ml-monster in zowel drinkwater, water uit het pompstation als ook in het water in het distributienet". Dit moet worden bereikt door gebruik te maken van een hoge kwaliteit grondwater, of door gebruik te maken van zuiveringsprocessen die in staat zijn de hoeveelheid pathogenen te reduceren tot een verwaarloosbaar risiconiveau voor de menselijke gezondheid. Het zuiveringsproces dat vooraf gaat aan de laatste desinfectie moet dusdanig zijn dat het water een hoge microbiologische kwaliteit heeft en dat nadesinfectie een extra beveiliging is.

Europese Gemeenschap

In richtlijn 80/778/EEG ("kwaliteit van water dat bestemd is voor menselijke consumptie") staat: "Water dat bestemd is voor menselijke consumptie, mag geen pathogene organismen bevatten". Dit geldt voor het totaal aantal bacteriën van de coligroep, thermotolerante bacteriën van de coligroep, faecale streptococci en sulfietreducerende *clostridia*. Verder wordt de aanbeveling gedaan om onderzoek te doen naar ziektekiemen, in het bijzonder Salmonella, pathogene staphylococci en enterovirussen. Dit om het microbiologisch onderzoek van voor menselijke consumptie bestemd water zo volledig mogelijk te laten zijn.

Nederland: Waterleidingbesluit

Het Waterleidingbesluit kent normen voor de indicatorbacteriën die zelf niet of nauwelijks ziekteverwekkend zijn. De norm voor deze indicatorparameters is afwezigheid in een voorgeschreven volume (zie bijlage 7).

Voor virussen en pathogene protozoa bestaat (nog) geen normwaarde. Wel wordt over virussen en de pathogene protozoa het volgende vermeld in de voorgestelde herzieningen van het Waterleidingbesluit (Van Dijk-Looijaard, 1993):

"Voor de produktie van virologisch en parasitologisch betrouwbaar drinkwater is het voor de oppervlaktewater verwerkende bedrijven relevant om de belasting van het zuiveringsproces te kennen en de verwijderingscapaciteit. Voorgesteld wordt om deze parameter periodiek te meten in overleg met de Inspectie Milieuhygiëne en tevens bij wijziging in het zuiveringsproces of een wijziging in de keuze van de ruwwaterbron. Tevens moeten de verwijderingscapaciteiten zo goed mogelijk worden vastgesteld."

Dosis-responsrelaties

Het laatste decennium zijn voor steeds meer ziekteverwekkers dosis-responsrelaties 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 een verwaarloosbaar risico worden gehanteerd voor normstelling in drinkwater.

Op dit moment is er in Nederland nog geen maximum acceptabel risiconiveau voor pathogene micro-organismen in drinkwater vastgesteld. In de Verenigde Staten is door de EPA voor de individuele kans op infectie een maximaal acceptabel risiconiveau opgesteld van 10^{-4} /jaar. Dit risiconiveau zal waarschijnlijk ook in Nederland worden overgenomen (Anoniem, 1995). Op basis van dosis-respons gegevens, die verkregen zijn met humane vrijwilligers, en 'outbreak' gegevens van *Cryptosporidium* wordt bij een infectierisico van 10^{-4} een overlijdensrisico geschat van 1×10^{-8} /jaar (MacKenzie, 1994; Miller, 1994; Dupont, 1995). Wanneer dit wordt vergeleken met het gehanteerde risico-beleid in Nederland voor stoffen (maximaal toelaatbaar overlijdensrisico van 1×10^{-6} /jaar), lijkt deze methode zeer acceptabel daar het voor *Cryptosporidium* berekende risico dan zelfs nog onder deze grens komt te liggen.

Bij een infectierisico van 10^{-4} /jaar is de maximaal toelaatbare dagconcentratie van *Cryptosporidium* in drinkwater $2,6 \times 10^{-5}$ oöcysten per liter. Dit is bij een consumptie van 0,25 l ongekookt drinkwater per dag.

De dosis-respons curve voor *Cryptosporidium* staat weergegeven in figuur 6.

De formule die deze lijn beschrijft is:

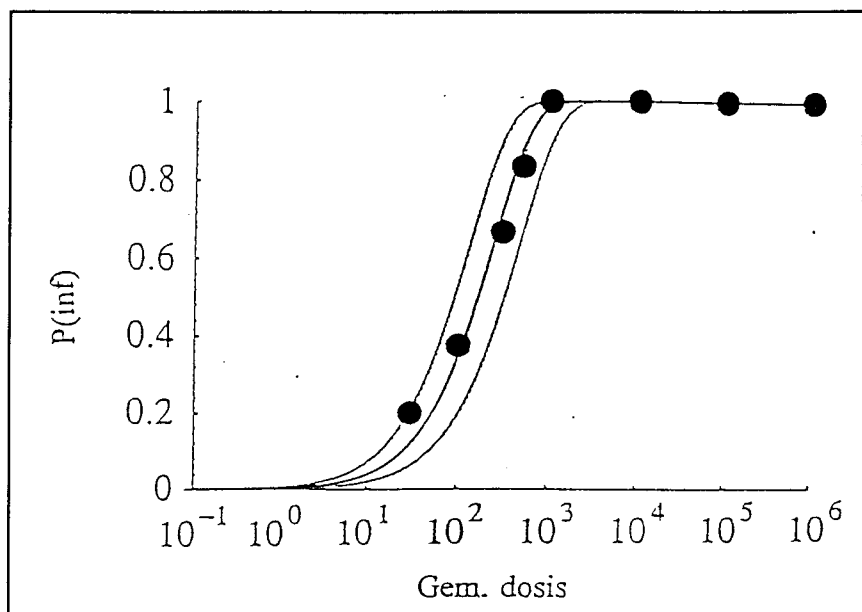
$$P_{\text{infectie}} = 1 - e^{(-0,0419 \times \text{dosis})}$$

Waarin P_{inf} = kans op infectie per jaar
dosis = jaardosis (= concentratie x consumptie van 0,25 l/dag x 365 dagen/jaar)

In deze formule is al een veiligheidsfactor 10 meegenomen vanwege de vrij grote onzekerheid die bestaat over de extrapoleerbaarheid van de dosis-responsrelatie naar mensen met

een minder goedfunctionerendimmuunsysteem. Maar ook is deze veiligheidsfactor meegenomen vanwege de verschillen in infectiviteit tussen verschillende stammen van hetzelfde micro-organisme.

De gebruikte veiligheidsfactor is analoog aan de factor 10 die bij toxicologische risico's wordt meegenomen voor intra-species variatie.



Figuur 6. Dosis-respons curve voor *Cryptosporidium* (Bron: DuPont *et al.*, 1995)

Voor het maken van de risico-schatting zal worden uitgegaan van een "worst-case" situatie. Voor een worst-case scenario kan het beste worden uitgegaan van de maximale concentratie oöcysten. Daarom, en gezien het feit dat het na blootstelling om acuut optredende effecten gaat, zullen de maximale concentraties oöcysten en de minimale verwijderingscapaciteiten van de verschillende zuiveringsprocessen worden gebruikt voor de berekening van het (maximale) risico.

3. RESULTATEN

3.1 Bestrijdingsmiddelen

Stap 1: Selectie bestrijdingsmiddelen

In paragraaf 2.2.2 zijn de bestrijdingsmiddelen atrazine en MCPA geselecteerd voor het doorlopen van de keten.

Stap 2: Huidige belasting

Het ISBEST-bestand geeft per gemeente het gebruik van een bestrijdingsmiddel per hectare cultuurgrond. Dit bestand is gekoppeld aan een landgebruikkaart van Nederland waarop alleen de cultuurgrond is aangegeven. Wanneer daarna het gebruik van de bestrijdingsmiddelen (in 1991) wordt gesommeerd over heel Nederland, geeft ISBEST als uitkomst:

- * Atrazine: een berekend gebruik van 173.872 kg (174 ton).
De daadwerkelijke omzet van atrazine in 1991 in Nederland was 189 ton (Ordelman *et al.*, 1993), dit is 8% hoger.
- * MCPA: een berekend gebruik van 226.341 kg (226 ton).
De daadwerkelijke omzet van MCPA in 1991 in Nederland was 250 ton (Ordelman *et al.*, 1993), dit is 9,5% hoger.

Wanneer hierop de emissiefactoren uit stap 2 van § 2.2.1 worden toegepast komt dit neer op een totale belasting van het oppervlaktewater met 3,3 ton atrazine en 3,2 ton MCPA in 1991.

Stap 3: Prognose belasting

Voor de berekening van de belasting in 2000 en 2010 is gebruik gemaakt van de cijfers zoals deze in het ISBEST-bestand staan vermeld en van de gegeven indexcijfers uit stap 2 in § 2.2.1. Toepassing van de indexcijfers op de huidige gebruikscijfers staat in tabel 5 weergegeven.

Tabel 5. Berekenende toepassing van atrazine en MCPA in 1991, 2000 en 2010 (zonder correctie voor de daadwerkelijke omzet).

Jaar (→) Middel (↓)	Daadwerkelijke omzet (ton)	Berekende omzet (ton)			
		1991	2000		2010
			pess.	opt.	pess. opt.
Atrazine	189	174	188	0	202 0
MCPA	250	226	204	158	197 158

Hoewel er een verschil bestaat tussen het door ISBEST berekende totaalverbruik en de daadwerkelijke omzet is toch besloten om verder te werken met het ISBEST-bestand omdat voor de verspreidingsberekeningen een districts specifieke belasting als input nodig is.

Stap 4: Verspreiding

De met behulp van WATNAT berekende concentraties atrazine bij de verschillende innamepunten staan weergegeven in tabel 6A en 6B. De berekende concentraties MCPA worden gepresenteerd in tabel 7A en 7B.

Tabel 6A. Berekende gemiddelde en piekconcentraties atrazine (in µg/l) bij de innamepunten in het pessimistisch scenario in 1995, 2000, 2005 en 2010.

Jaartal	Concentratie atrazine (in µg/l)		
	Nieuwegein	Biesbosch	Andijk
	gem. (piek)	gem. (piek)	gem. (piek)
1995	0,05 (0,08)	0,21 (0,36)	0,03 (0,04)
2000	0,02 (0,03)	0,22 (0,37)	0,02 (0,02)
2005	0,01 (0,02)	0,23 (0,39)	0,02 (0,02)
2010	0,01 (0,02)	0,23 (0,41)	0,02 (0,02)

Uit deze tabel is af te lezen dat in Nieuwegein en Andijk de concentraties atrazine afnemen. De reductie van de aanvoer via de Rijn heeft dus in dit scenario meer invloed dan de toename van het gebruik in Nederland zelf. De berekende concentraties (zowel piek- als ook gemiddelde concentraties) liggen tot in 2010 onder de EG-norm voor de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater.

Bij het innamepunt in de Biesbosch nemen de concentraties atrazine wel toe. Dit komt doordat voor de Maas (in tegenstelling tot de Rijn) geen reductie in het scenario is vastgelegd. Zowel de piekconcentraties als ook de gemiddelde concentraties liggen tot in 2010 boven de EG-norm.

Tabel 6B. Berekende gemiddelde en piekconcentraties atrazine bij de innamepunten in het optimistisch scenario in 1995, 2000, 2005 en 2010.

Jaartal	Concentratie atrazine (in µg/l)		
	Nieuwegein	Biesbosch	Andijk
	gem. (piek)	gem. (piek)	gem. (piek)
1995	0,05 (0,07)	0,20 (0,35)	0,03 (0,04)
2000	0,005 (0,02)	0,20 (0,35)	0,02 (0,02)
2005	0,005 (0,02)	0,15 (0,25)	0,02 (0,02)
2010	0,005 (0,02)	0,11 (0,21)	0,02 (0,02)

Bij alle innamepunten nemen de concentraties atrazine af. In Nieuwegein en Andijk liggen deze onder de norm, in de Biesbosch liggen zowel de piek- als de gemiddelde concentraties tot in 2010 boven de EG-norm voor drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater.

Tabel 7A. Berekende gemiddelde en piekconcentraties MCPA bij de innamepunten in het pessimistisch scenario in 1995, 2000, 2005 en 2010.

Jaartal	Concentratie MCPA (in µg/l)		
	Nieuwegein	Biesbosch	Andijk
	gem. (piek)	gem. (piek)	gem. (piek)
1995	0,03 (0,03)	0,04 (0,07)	0,01 (0,01)
2000	0,03 (0,03)	0,04 (0,07)	0,01 (0,01)
2005	0,03 (0,03)	0,04 (0,08)	0,01 (0,01)
2010	0,03 (0,03)	0,04 (0,08)	0,01 (0,01)

Tabel 7B. Berekende gemiddelde en piekconcentraties MCPA bij de innamepunten in het optimistisch scenario in 1995, 2000, 2005 en 2010.

Jaartal	Concentratie MCPA (in µg/l)		
	Nieuwegein	Biesbosch	Andijk
	gem. (piek)	gem. (piek)	gem. (piek)
1995	0,03 (0,03)	0,05 (0,06)	0,01 (0,01)
2000	0,02 (0,03)	0,04 (0,06)	0,01 (0,01)
2005	0,02 (0,03)	0,04 (0,06)	0,01 (0,01)
2010	0,02 (0,03)	0,04 (0,06)	0,01 (0,01)

Uit tabel 7A en 7B blijkt dat de concentraties MCPA (bijna) niet veranderen onder invloed van de scenario's. Dit komt doordat zowel het optimistische als het pessimistische scenario voor MCPA niet zeer extreem zijn. Daarbij geldt ook nog dat de uitgevoerde berekeningen minder betrouwbaar zijn omdat er maar zeer weinig meetgegevens van MCPA waren en het dus niet goed mogelijk was om het model WATNAT te calibreren.

Opvallend is dat in het pessimistisch scenario voor MCPA door het model een kleine toename van de piekconcentratie in de Biesbosch is berekend terwijl het scenario een reductie met 10% was. Mogelijk komt dit door het al eerder genoemde gebrek aan gegevens waardoor het model (bijna) niet gecalibreerd kon worden. Het kan ook zijn dat het een afrondingsfout is van het model.

Op alle locaties en in beide scenario's blijven zowel de piekconcentratie als ook de gemiddelde concentratie MCPA redelijk constant en liggen tot in 2010 onder de 0,1 µg/l. Hiermee voldoet het water -wat betreft de gemiddelde en piekconcentraties MCPA- aan richtlijn 75/440/EEG.

Stap 5: Zuivering

De in § 2.2.2 gepresenteerde verwijderingspercentages worden toegepast op de zuiveringen van de drie locaties in tabel 8, 9 en 10.

Tabel 8. Procentuele verwijdering van atrazine en MCPA door de zuiveringsinstallaties in Berenplaat (WBE).

Processtap	Procentuele verwijdering	
	Atrazine	MCPA
Spaarbekkens	0	0
Microzeven	0	0
Hoofddesinfectie	0	0
Coagulatie	0	0-3
Koolfilters	50	> 50
Nadesinfectie	0	0
	TOTAAL: 50%	TOTAAL: > 50%

Tabel 9. Procentuele verwijdering van atrazine en MCPA in de zuiveringsinstallatie in Andijk (PWN).

Processtap	Procentuele verwijdering	
	Atrazine	MCPA
Spaarbekken	0	0
Microzeef	0	0
Coagulatie	0	0
Snelfilters	0 -14	< 10
Aktief koolfilters	50	> 50
Microzeef	0	0
	TOTAAL: 50%	TOTAAL: > 50%

Tabel 10. Procentuele verwijdering van atrazine en MCPA bij het zuiveringsstation in Leiduin (GWA).

Processtap	Procentuele verwijdering	
	Atrazine	MCPA
Coagulatie	0	0
Snelfilters	0 -14	< 10
Duininfiltratie	0	> 99
(Open terugwinning)	0	0
Snelfilters	0 -14	< 10
Ozonisatie	28	54
Aktief koolfiltratie	> 99 ^{1,2}	> 99 ^{1,2}
Langzame zandfilters	0	> 99
(Desinfectie)	0	0
	TOTAAL: > 99%	TOTAAL: > 99%

1 = Aktief koolfiltratie na voorafgaande ozonisatie

2 = Bij een contacttijd van 70 min., normale contacttijd is 30 min.

De gehanteerde verwijdering tijdens de verschillende zuiveringsstappen is zeer onzeker. In sommige gevallen is gebruik gemaakt van een enkel onderzoek waarin een bepaalde verwijdering werd geconstateerd. Vermoedelijk zullen de daadwerkelijke verwijderingscapaciteiten groter zijn dan hierboven is aangenomen. Wanneer de zuiveringscapaciteiten juist zouden zijn, zou namelijk veel vaker atrazine in normoverschrijdende concentraties in het door deze bedrijven geproduceerde drinkwater zijn voorgekomen. Dit is echter niet het geval.

De berekende gemiddelde en piekconcentraties atrazine na deze zuiveringen staan weergegeven in tabel 11A, 11B en 11C. De berekende gemiddelde en piekconcentraties MCPA na deze zuiveringen staan weergegeven in tabel 12A, 12B en 12C.

Tabel 11A. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie atrazine in het bij de Berenplaat geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	0,18	0,18	0,11	0,10
2000	0,19	0,18	0,11	0,10
2005	0,20	0,13	0,12	0,08
2010	0,21	0,11	0,12	0,06

Zowel de piekconcentraties als ook de gemiddelde concentraties atrazine in het drinkwater liggen, in het pessimistische scenario en zelfs in het optimistische scenario, boven de wettelijke norm van 0,1 µg/l. Alleen in het optimistische scenario ligt de gemiddelde concentratie atrazine in drinkwater vanaf 2005 onder de norm. De concentraties blijven echter in alle gevallen wel onder de WHO-norm van 2 µg/l.

Tabel 11B. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie atrazine in het bij Andijk geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	0,02	0,02	0,02	0,02
2000	0,01	0,01	0,01	0,01
2005	0,01	0,01	0,01	0,01
2010	0,01	0,01	0,01	0,01

De berekende piek- en gemiddelde concentraties atrazine in het drinkwater blijven in zowel het optimistische scenario als ook in het pessimistische scenario onder de wettelijke norm van 0,1 µg/l. Tevens liggen deze concentraties beneden de WHO-norm.

Tabel 11C. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie atrazine in het bij Leiduin (GWA) geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2000	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2005	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2010	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

De berekende piek- en gemiddelde concentraties atrazine in het drinkwater blijven eveneens in beide scenario's onder de wettelijke norm. De piek- en gemiddelde concentraties liggen ook onder de WHO-norm.

Tabel 12A. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie MCPA in het bij de Berenplaat geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	0,04	0,03	0,02	0,03
2000	0,04	0,03	0,02	0,02
2005	0,04	0,03	0,02	0,02
2010	0,04	0,03	0,02	0,02

Tabel 12B. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie MCPA in het bij Andijk geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	0,005	0,005	0,005	0,005
2000	0,005	0,005	0,005	0,005
2005	0,005	0,005	0,005	0,005
2010	0,005	0,005	0,005	0,005

Tabel 12C. Berekende piekconcentratie en gemiddelde concentratie MCPA in het bij Leiduin (GWA) geproduceerde drinkwater in 1995, 2000, 2005 en 2010 (in µg/l).

	piekconcentratie		gem. concentratie	
	pessimistisch	optimistisch	pessimistisch	optimistisch
1995	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2000	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2005	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
2010	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

Zowel de gemiddelde concentraties als ook de piekconcentraties MCPA in het drinkwater van de drie zuiveringsstations liggen onder de norm van 0,1 µg/l. Hiermee voldoet het geproduceerde water aan de WHO-norm, de norm van de EG-drinkwaterrichtlijn en ook aan de norm voor bestrijdingsmiddelen uit het waterleidingbesluit.

Stap 6: Risico-schatting

Voor het maken van de risico-schatting zullen zowel de gemiddelde concentraties als ook de piekconcentraties van de bestrijdingsmiddelen in het drinkwater worden geëvalueerd.

Atrazine

Zowel de berekende gemiddelde concentraties als ook de berekende piekconcentraties atrazine in het drinkwater dat in Andijk en in Leiduin is geproduceerd liggen in beide scenario's continu onder de norm van 0,1 µg/l. Hieruit volgend liggen deze concentraties ook onder de toxicologische WHO-norm (2 µg/l). Er zijn op basis van deze concentraties geen risico's te verwachten ten gevolge van blootstelling aan atrazine via drinkwater.

Zowel de berekende piekconcentraties als de berekende gemiddelde concentraties atrazine in drinkwater van de Berenplaat liggen in het pessimistische scenario tot in 2010 boven de wettelijke norm van 0,1 µg/l. Zelfs in het optimistische scenario ligt de piekconcentratie atrazine nog tot in 2010 boven deze norm. Deze norm (Waterleidingbesluit en EG-richtlijn) is echter gebaseerd op ethische overwegingen waardoor het gezondheidkundige effect van deze normoverschrijding niet goed is vast te stellen.

De berekende concentraties liggen echter in alle gevallen onder de WHO-norm van 2 µg/l. Deze norm is gebaseerd op toxicologische gegevens en geeft dus in principe een beter beeld van de mogelijke gezondheidsrisico's. Uitgaande van de WHO-norm kan geconcludeerd worden dat er bij de concentraties atrazine zoals die in deze methode berekend zijn voor het drinkwater dat geproduceerd is bij de Berenplaat geen (extra) gezondheidsrisico te verwachten is.

MCPA

De berekende gemiddelde concentraties en de berekende piekconcentraties MCPA in het drinkwater dat op de drie locaties is geproduceerd liggen in beide scenario's ver onder de EG-norm van 0,1 µg/l en dus ook onder de WHO-norm van 2 µg/l. Op basis van de uitgevoerde berekeningen zijn er in beide scenario's tot in 2010 geen gezondheidseffecten te verwachten ten gevolge van blootstelling aan MCPA via drinkwater.

3.2 Micro-organismen

Stap 1: Selectie

In paragraaf 2.2.3 is de pathogene protozo *Cryptosporidium* geselecteerd voor het doorlopen van de keten.

Stap 2: Huidige belasting

Ondanks de ruime aandacht die *Cryptosporidium* in de VS en Groot-Brittannië al geruime tijd (en recenter ook in Duitsland en Zuid-Afrika) krijgt, is over het voorkomen van *Cryptosporidium* in Nederland nog vrij weinig bekend. In 1995 zijn door het RIVM metingen van *Cryptosporidium* in de Maas gedaan; de gemeten aantallen oöcysten liepen uiteen van 0,02/l tot 0,38/l (Medema, pers. med.).

De meetmethode toont echter maar een zeer klein deel van de werkelijke hoeveelheid *Cryptosporidium*-oöcysten aan. In 1994 was de recovery, het percentage dat wordt

aangetoond, ongeveer 1%. Deze waarde is nog onzeker en aan veranderingen onderhevig, maar zal in dit onderzoek toch worden gebruikt. Van de aangetroffen oöcysten is slechts een deel levensvatbaar (infectief). Op grond van voorlopige gegevens is een schatting gemaakt van de infectiviteit van 67%. Ook deze waarde is nog aan veranderingen onderhevig. Wanneer de gevonden concentratie wordt aangepast voor de recovery van de meetmethode en de levensvatbaarheid van de oöcysten wordt de daadwerkelijke concentratie 1-25 oöcysten per liter.

Het is belangrijk om de onzekerheid in de schattingen van de recovery en de levensvatbaarheid niet uit het oog te verliezen. De vastgestelde waarden variëren sterk en nieuwe inzichten kunnen de resultaten aanzienlijk beïnvloeden.

Stap 3: Prognose belasting

In stap 3 van paragraaf 2.2.3 staat reeds vermeld dat het maken van een prognose van de toekomstige belasting van het oppervlaktewater met *Cryptosporidium* niet goed te maken is. De tendens van het beleid is een vermindering van de faecale input in het oppervlaktewater door zowel de rioolwaterzuiveringsinstallaties (rwzi's) als door een verminderde mestafspoeling waardoor dus ook de belasting met *Cryptosporidium* zal afnemen.

Stap 4: Verspreiding

Zoals reeds in stap 4 van paragraaf 2.2.3 is verteld, zijn er nog geen kwantitatieve gegevens omtrent de emissie van *Cryptosporidium* naar het oppervlaktewater. Hierdoor is het ook niet goed mogelijk om de verspreiding door te rekenen. Op dit moment wordt er op het RIVM wel al gerekend aan de verspreiding van *Cryptosporidium* in de Nederlandse oppervlaktewateren. Gegevens hierover zullen dit jaar in een rapport verschijnen. Gekozen is om in dit onderzoek te werken met de bestaande concentratiemetingen in de Maas. De ingaande concentratie bij de zuiveringen is in dit geval gelijk aan de gemeten concentraties zoals hierboven gepresenteerd in stap 2.

Stap 5: Zuivering

De verwijderingsefficiëntie van *Cryptosporidium* in de zuiveringen verschilt per locatie. In tabel 13 staat van de drie gekozen locaties (zie paragraaf 2.2.2) per zuiveringsstap de DEC weergegeven. Deze schattingen van de verwijderingscapaciteiten van de verschillende zuiveringsstappen zijn nog onzeker. Het is mogelijk dat de werkelijke verwijderingscapaciteiten groter zijn dan hierboven is aangenomen, maar daarover zijn op dit moment nog te weinig gegevens beschikbaar.

Tabel 13. Decimale Eliminatie Capaciteit van de verschillende zuiveringsstappen voor *Cryptosporidium* op de locaties Leiduin, Andijk en Berenplaat (in log-eenheden reductie).

Locatie					
Leiduin		Andijk		Berenplaat	
Zuiveringsstap	DEC (log)	Zuiveringsstap	DEC (log)	Zuiveringsstap	DEC (log)
Coagulatie/ snelfiltratie	2	Bekkentje	1	Bekken	1,5
Infiltratie	≥ 2	Chloring	0	Chloring	0
Snelfiltratie	0	Coagulatie/ snelfiltratie	2-3,2	Coagulatie/ snelfiltratie/ actief koolfiltratie	2-2,4
Ozonisatie	0	Aktief kool-filtratie	0	Chloring	0
Aktief koolfiltratie	0	ClO ₂	0		
Langzame zandfiltratie	≥ 2				

Bron: Van der Kooij, 1994; Medema en Ketelaars, 1995 en Medema, pers. med.

Concentratie in drinkwater

De tot nu toe gemeten concentraties van *Cryptosporidium* in het Nederlandse oppervlaktewater lagen in de range van 1,54 tot 25,4 oöcysten per liter. Zoals reeds vermeld in § 2.2.2 stap 6 zal als worst-case scenario uitgegaan worden van de hoogste concentratie oöcysten en de laagste verwijderingscapaciteit van de zuiveringsstappen.

Dit houdt in dat bij een ingaande concentratie *Cryptosporidium*-oöcysten van 25,4/l er een uitgaande concentratie zou zijn in

Leiduin: $2,5 \times 10^{-5}$ oöcysten per liter

Andijk: $2,5 \times 10^{-2}$ oöcysten per liter

Berenplaat: $8,0 \times 10^{-3}$ oöcysten per liter

Eigenlijk is het, gezien de geïntroduceerde onzekerheden, niet mogelijk om over de berekende eindconcentraties uitspraken te doen. De hier berekende concentraties liggen in Andijk en de Berenplaat boven de maximaal toelaatbare dagconcentratie, maar aan deze uitkomst mogen geen verdere conclusies worden verbonden omdat de onzekerheden in deze benadering te groot zijn.

Stap 6: Risico-schatting

Bij het maken van de risico-schatting ontstaat hetzelfde probleem als hierboven reeds is genoemd bij het berekenen van de concentraties in drinkwater. De onzekerheden in de benadering zijn dusdanig groot dat aan de berekende risico's geen nadere gevolgtrekkingen mogen worden verbonden. Het doel van het onderzoek was uit te vinden of de gekozen benadering uit te voeren was en waar eventuele knelpunten zaten. Met de verwijderingsca-

paciteiten uit stap 5 en de formule voor het infectierisico uit § 2.2.3 zal toch de berekening van het infectierisico van *Cryptosporidium* worden uitgevoerd, bij wijze van voorbeeld. De risico's zijn berekend bij een concentratie in het ruwwater van 25,4 oöcysten/l en staan weergegeven in tabel 14.

Tabel 14. Concentratie oöcysten van *Cryptosporidium* en het bijbehorende infectierisico in het drinkwater geproduceerd in Andijk, Leiduin en Berenplaat, bij een ingaande concentratie van 25,4/l.

Locatie	Concentratie in drinkwater	Infectierisico
Leiduin	$2,5 \times 10^{-5}$	$9,6 \times 10^{-5}$ /jaar
Andijk	$2,5 \times 10^{-2}$	$9,1 \times 10^{-2}$ /jaar
Berenplaat	$7,6 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-2}$ /jaar

Wanneer de in tabel 14 gepresenteerde infectierisico's worden vergeleken met het maximaal toelaatbaar risiconiveau van 1×10^{-4} /jaar, valt af te lezen dat in Andijk en de Berenplaat het berekende infectierisico groter is dan het maximaal toelaatbaar infectierisico. In Leiduin is het berekende infectierisico kleiner dan het maximaal toelaatbaar infectierisico.

Maar, zoals hierboven reeds gezegd, er kunnen op basis van de berekende risico's geen conclusies worden getrokken omtrent de kwaliteit van het drinkwater dat door deze bedrijven is afgeleverd. Naar verwachting is in Andijk de ruwwaterkwaliteit beter dan in de Maas, zodat het niveau in drinkwater en het daaraan gekoppelde risiconiveau lager zullen uitvallen. Bij Leiduin is herintroductie in de open winning mogelijk, wat de concentratie in drinkwater zou kunnen verhogen.

In dit onderzoek is uitgegaan van concentratiemetingen van *Cryptosporidium* in de Maas, maar de situatie verschilt natuurlijk per innamepunt. Factoren die de concentratie kunnen beïnvloeden zijn: vee op weilanden in de buurt, rioolwaterzuiveringsinstallaties bovenstrooms van het innamepunt, faecale input van natuurlijke fauna, en riooloverstorten bovenstrooms.

3.3 Risicovergelijking

Het maken van een risico-vergelijking tussen bestrijdingsmiddelen en micro-organismen in drinkwater is niet eenvoudig, alleen al omdat het om ongelijksoortige risico's gaat. Maar ook het feit dat er, met name voor bestrijdingsmiddelen, geen goede manier is om het risico te kwantificeren maakt een risico-vergelijking uitermate lastig. Toch zal, binnen alle beperkingen van dit onderzoek, een voorzichtige poging worden gedaan.

Uit de risico-evaluatie van de bestrijdingsmiddelen werd geconcludeerd dat er op basis van vergelijking met de toxicologische WHO-norm geen gezondheidsrisico verbonden was aan het vóórkomen van bestrijdingsmiddelen in drinkwater. Uit de risico-evaluatie van de micro-organismen bleek dat er wel een potentieel risico aanwezig is op infectie met *Cryptosporidium*, en dat dit risico mogelijk groter dan gewenst kan zijn. Hieruit kan dus

geconcludeerd worden dat het risico op nadelige gezondheidseffecten door blootstelling (via drinkwater) aan micro-organismen groter kan zijn dan door blootstelling aan bestrijdingsmiddelen. Een nadere risico-vergelijking is niet goed mogelijk daar het risico door blootstelling aan bestrijdingsmiddelen niet te kwantificeren is en het risico door de aanwezigheid van micro-organismen wel (weliswaar onder grote beperkingen).

Het verdient aanbeveling om een methode te ontwikkelen om ongelijksoortige risico's te kunnen vergelijken. Naast het verschaffen van een rationele basis voor het beoordelen van de veiligheid van drinkwater, en het ontwerpen van installaties van drinkwaterbereiding, kan kwantitatieve risico-analyse een rol spelen bij de afweging van verschillende belangen op beleidsniveau.

4. DISCUSSIE

Zoals uit de voorafgaande hoofdstukken is gebleken is het volgen van een dergelijke methode geen gemakkelijke zaak. In de stapsgewijze aanpak worden in dit geval bij elke stap opnieuw onzekerheden geïntroduceerd. Daar elke stap uitgaat van de resultaten van de vorige stap, cumuleren de onzekerheden waardoor in het uiteindelijke eindresultaat veel en soms zeer grote onzekerheden zitten. Een kwantitatieve schatting van de onzekerheid is erg lastig en een onzekerheidsanalyse is daarom in deze pilot-studie niet uitgevoerd.

Wel is uit dit onderzoek duidelijk gebleken aan welke berekeningen en modellen nog te veel zaken ontbreken en welke modellen redelijk te gebruiken zijn. Ook is gebleken dat de gehanteerde methode voor bestrijdingsmiddelen beter kon worden doorlopen dan voor *Cryptosporidium*, omdat voor *Cryptosporidium* minder gegevens voorhanden zijn.

Bestrijdingsmiddelen

Emissies

Uit de berekeningen is gebleken dat tussen de berekende omzet uit ISBEST en de daadwerkelijke omzet voor 1991 zoals deze is gegeven door Ordelman *et al.* een klein verschil zit. Dit komt doordat de gegeven omzet in Ordelman *et al.* zich niet uitsluitend tot de agrarische markt beperkt. Met name overheden als gemeenten (plantsoenen, sportvelden) en provincies (wegbermen), maar ook water- en terreinbeheerders of een bedrijf als de Nederlandse Spoorwegen maken gebruik van herbiciden. Dit gebruik is (op dit moment) niet in het informatiesysteem opgenomen en kan dus (een deel van) het verschil tussen het berekende gebruik en het daadwerkelijke gebruik verklaren.

Toch is het verschil tussen berekende en daadwerkelijke omzet, voor zover niet te verklaren, acceptabel en mag geconcludeerd worden dat bij het volgen van een dergelijke methode het ISBEST-systeem goed te gebruiken is.

Verspreiding

De prognoses voor de concentraties atrazine en MCPA bij de innamepunten in Nieuwegein, Biesbosch en Andijk zijn sterk afhankelijk van de scenario's. Uit de berekende resultaten is af te leiden dat de concentraties MCPA slechts weinig veranderen onder invloed van de gekozen scenario's. Dit komt doordat zowel het optimistische als het pessimistische scenario voor MCPA niet zeer extreem is. Daarbij geldt ook nog dat de uitgevoerde berekeningen minder betrouwbaar zijn omdat er maar zeer weinig meetgegevens van MCPA waren en het dus niet goed mogelijk was om het model WATNAT te calibreren.

Voor het gebruik van WATNAT zijn enkele berekeningen van het RIZA overgenomen, zoals de retentiefactor. Voor atrazine is deze overgenomen uit eerdere berekeningen met atrazine van het RIZA. Voor MCPA is bij gebrek aan een factor dezelfde factor gebruikt. Hierdoor kan een foutieve concentratie zijn berekend, maar betere gegevens ontbreken.

Zuivering

In dit onderzoek is voor het bepalen van de verwijdering van de stoffen tijdens de zuivering soms gebruik gemaakt van een enkel onderzoek waarin een bepaalde verwijdering werd geconstateerd. Vermoedelijk zullen de daadwerkelijke verwijderingscapaciteiten groter zijn dan hierboven is aangenomen, anders zou atrazine al vaker in normoverschrij-

dende concentraties in het door deze bedrijven geproduceerde drinkwater zijn voorgekomen. Dit is echter niet het geval.

Een vertekening kan ook optreden doordat de proeven waarmee de verwijdering tijdens ozonisatie en actief-koolfiltratie werd bepaald een zeer hoge beginconcentratie hadden. Dergelijke concentraties komen in het oppervlaktewater niet voor. Het is goed mogelijk dat bij een lagere beginconcentratie een lager verwijderingspercentage wordt bereikt.

Risico

Bij gebrek aan dosis-respons curven is een juiste inschatting van de risico's van bestrijdingsmiddelen in drinkwater in het algemeen moeilijk te geven. Ook het feit dat over het vóórkomen van organische microverontreinigingen nog veel onbekend is en dat van circa 1/3 deel van de geïnventariseerde organische microverontreinigingen de relevante toxicologische gegevens ontbreken bemoeilijkt dit.

In het verleden zijn slechts weinig normoverschrijdingen gemeld. Dit komt doordat niet overal en altijd op de juiste detectiegrens werd gemeten aan organische microverontreinigingen. Veel stoffen zijn vaak slechts per toeval aangetoond. Het veelvuldig vóórkomen van organische microverontreinigingen in normoverschrijdende concentraties heeft ertoe geleid dat steeds meer geavanceerde zuiveringstechnieken worden ingezet. De doelstelling uit het Nationaal Milieubeleidsplan (NMP, 1989), dat het oppervlaktewater zo schoon moet zijn dat met eenvoudige technieken betrouwbaar drinkwater kan worden bereid, zal voorlopig dan ook niet worden gerealiseerd.

Micro-organismen

Emissie en verspreiding

Het probleem bij het volgen van deze methode is dat er op dit moment nog maar weinig concentratiemetingen beschikbaar zijn van *Cryptosporidium* in de Nederlandse oppervlaktewateren, of bij innamepunten van de drinkwaterbedrijven. Dit is grotendeels te wijten aan de moeilijke detecteerbaarheid van *Cryptosporidium*. Wanneer dit organisme eenvoudiger zou zijn te detecteren zouden ook de emissies beter kunnen worden bepaald. De cijfers die in dit onderzoek zijn gebruikt zijn afkomstig van metingen in de Maas, maar het zou beter zijn om metingen te hebben bij de verschillende innamepunten.

Zuivering

Over de verwijderingscapaciteiten van de verschillende zuiveringsstappen zijn weinig betrouwbare gegevens beschikbaar. Het is mogelijk dat de werkelijke verwijderingscapaciteiten groter zijn dan hierboven is aangenomen.

Risico

De hoeveelheid pathogene micro-organismen waaraan een individu wordt blootgesteld wordt bepaald uit een aantal factoren die niet allemaal even nauwkeurig kunnen worden vastgesteld. Dit zijn de volgende factoren:

- De concentratie van het organisme in een drinkwatermonster

Deze kan in principe met behulp van metingen worden vastgesteld. Voor veel organismen blijkt de kans op infectie per ingenomen organisme echter zo groot te zijn dat de in drinkwater geschatte concentraties ver beneden de laagst meetbare waarde liggen. Daarom

wordt vaak de concentratie in (ruw) oppervlaktewater gemeten en met de verwijderingscapaciteit van het zuiveringsproces geschat wat de concentratie in drinkwater dan is.

- De fractie van het aantal organismen die in staat is een infectie te veroorzaken

Niet elk organisme dat wordt aangetroffen is ook daadwerkelijk in staat om een infectie te veroorzaken. Slechts een bepaald aantal organismen veroorzaakt ook daadwerkelijk een infectie bij de consument. In dit onderzoek is aangenomen dat van de totale hoeveelheid *Cryptosporidium* 67% een infectie zou kunnen veroorzaken. De overige 33 % is niet levensvatbaar (genoeg). De betrouwbaarheid van dit cijfer is nog erg laag en aan veranderingen onderhevig.

- De hoeveelheid onverwarmd water die geconsumeerd is

Het meeste water dat op een dag wordt geconsumeerd wordt eerst gekookt (thee, koffie e.d.) en bevat dan dus bijna geen pathogenen meer. De gemiddelde consumptie van ongekookt drinkwater in Nederland is geschat op ± 250 ml (Teunis, 1994), maar verschilt natuurlijk ook per individu.

De gevolgde methode en de uitgevoerde berekeningen zijn nog in een pril stadium en er kleven nog veel onzekerheden aan de uiteindelijk berekende infectierisico's. Desondanks zijn de hier berekende concentraties in drinkwater toch een serieuze aanwijzing dat (ook) in Nederland een potentieel risico bestaat op cryptosporidiose, veroorzaakt via consumptie van drinkwater. Tot nu toe zijn in Nederland weliswaar geen gevallen bekend van via drinkwater veroorzaakte cryptosporidiose, het risico hiertoe kan echter niet volledig worden uitgesloten.

5. EINDCONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

5.1 Conclusies uit het onderzoek

Bestrijdingsmiddelen:

- Wanneer de huidige en voorspelde concentraties atrazine en MCPA in drinkwater worden vergeleken met de toxicologisch onderbouwde WHO-norm, kan worden geconcludeerd dat er zelfs in het pessimistische scenario geen (extra) gezondheidsrisico wordt gevormd door de aanwezigheid van atrazine en MCPA in drinkwater.
- Wanneer de huidige en voorspelde concentraties atrazine in drinkwater worden vergeleken met de EG-norm en het Waterleidingbesluit, kan worden geconcludeerd dat er in beide scenario's geen (extra) gezondheidsrisico wordt gevormd door de aanwezigheid van atrazine in drinkwater. Alleen het water dat geproduceerd is bij de Berenplaat bevat volgens deze berekeningen tot in 2010 een piekconcentratie atrazine die boven deze normen ligt. Het is echter niet mogelijk om op basis van deze normen uitspraken te doen over eventuele gezondheidsrisico's omdat ze geen toxicologische onderbouwing hebben.
- De berekende concentraties MCPA geven in geen enkel geval aanleiding tot gezondheidsrisico's. De concentraties in drinkwater liggen tot in 2010 zowel onder de EG-norm en de norm uit het Waterleidingbesluit.

Micro-organismen

- *Cryptosporidium* vormt ook in Nederland een potentiële bedreiging voor de productie van microbiologisch veilig drinkwater dat uit oppervlaktewater is bereid.
- Naast onderzoek naar de Nederlandse drinkwatersituatie ten aanzien van *Cryptosporidium* vraagt het falen van de huidige microbiologische kwaliteitsparameters, zoals in het buitenland gebleken uit het optreden van epidemieën via drinkwater dat aan de standaardkwaliteitseisen voldeed, om aanvullende eisen zodat de veiligheid van drinkwater dat bereid is uit oppervlaktewater kan worden gewaarborgd.

5.2 Conclusies bij de gevolgde methode

- De in dit onderzoek gehanteerde methode voor het berekenen van de keten van emissie tot concentratie in drinkwater is voor bestrijdingsmiddelen redelijk te doorlopen.
- Voor *Cryptosporidium* is de methode voor het berekenen van deze keten minder gemakkelijk te doorlopen, mede door de vele onzekerheden die werden geïntroduceerd en de aanamen die moesten worden gedaan.
- Het gegeven bestrijdingsmiddelengebruik van ISBEST komt goed overeen met de omzetcijfers in Nederland. ISBEST is daarom goed te gebruiken in deze methode.

- De gebruikte verwijderingscapaciteiten van de verschillende zuiveringsstappen zijn vermoedelijk te laag ingeschat. Wanneer deze verwijderingscapaciteiten op concentratiemetingen van voorgaande jaren zouden worden toegepast, zou atrazine al vaker in normoverschrijdende concentraties in het drinkwater zijn voorgekomen. Dit is niet het geval geweest.
- Op dit moment is er nog geen goede methode om de lange-termijn risico's van de aanwezigheid van bestrijdingsmiddelen in drinkwater te vergelijken met de acute risico's van de aanwezigheid van micro-organismen.

5.3 Aanbevelingen

Bestrijdingsmiddelen

Er is meer informatie gewenst over:

- Het gebruik van bestrijdingsmiddelen door gemeenten en de NS.
- De buitenlandse aanvoer van verschillende bestrijdingsmiddelen.
- De depositie van bepaalde bestrijdingsmiddelen op het IJsselmeer.
- De overeenstemming tussen de berekeningen uit WATNAT en de gemeten concentraties.
- De verwijdering van bestrijdingsmiddelen tijdens de verschillende zuiveringsstappen/-processen.
- De bijdrage van drinkwater aan de totale opname van bestrijdingsmiddelen.
- De risico's bij concentraties onder de norm.

Micro-organismen

Teneinde een betere inschatting te maken van de potentiële risico's van *Cryptosporidium* en micro-organismen in het algemeen is meer informatie gewenst over:

- De emissies van micro-organismen, met name *Cryptosporidium*, via de verschillende routes naar het oppervlaktewater.
- De verspreiding van (deze) micro-organismen door de Nederlandse oppervlaktewateren.
- De concentratie *Cryptosporidium* in oppervlaktewater dat bestemd is voor de drinkwaterproductie en de seizoensvariaties in de concentratie.
- De overleving van oöcysten in water
- De verwijderingscapaciteit van zuiveringsprocessen ten aanzien van protozoa

Verder is gewenst:

- Een betere detectiemethode voor *Cryptosporidium*, met grotere recovery
- Betere methoden voor de inschatting van de vitaliteit
- Betere methoden voor de inschatting van de infectiviteit
- Een methode is gewenst waarmee een kwantitatieve afweging kan worden gemaakt van de ongelijksoortige risico's ten gevolge van blootstelling aan verschillende verontreinigingen in het drinkwater.

LITERATUUR

- Anoniem
Concept voorlopig beleidsstandpunt "Infectierisico van virussen en parasitaire protozoa door drinkwater" DWL, RIMH-NH, 1995.
- Bakel, van P.J.T., J.A. Elbers, J.G. Kroes, M. Leistra, C.C.P. van Mourik, J.H. Smelt
Mogelijkheden tot reductie van bestrijdingsmiddelen in het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Drentsche Aa. DLO Staring Centrum rapport 200, Wageningen, 1992.
- Bal, A.
Herkomst bestrijdingsmiddelen. Onderzoek naar productie, formulering en gebruik van bestrijdingsmiddelen en inventarisatie van wettelijke bepalingen in het stroomgebied van de rivieren Rijn en Maas. RIWA, Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven, Amsterdam, 1989.
- Beersum, C. van
Emissie en emissieroutes van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater. RIZA nota nr. 90.004, Lelystad, 1990a.
- Beersum, C. van
Emissie en emissieroutes van bestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater (vervolgonderzoek). RIZA, nota nr. 90.083, Lelystad, 1990b.
- Bödeker, W. en C. Dümmler (Stiftung ökologischer Landbau)
Pestizide und Gesundheit. Vorkommen, bedeutung und prävention von Pestizidvergiftungen. Verlag C.F. Müller, Karlsruhe, 1990.
- Brauch, J.H.
Pesticides in the River Rhine. Acta hydrochim. hydrobiol., Vol 21, no. 3, p. 137-144.
- Craun, G.F., R.J. Bull, R.M. Clark, J. Doull, W. Grabow, G.M. Marsh, D.A. Okun, S. Regli, M.D. Sobsey en J.M. Symons
Balancing chemical and microbial risks of drinking water disinfection, Part 1. Benfits and potential risks. Journal of Water Science, Research and Technology, Vol. 43, no. 4, p. 192-199, 1994.
- Dijk-Looijaard, A.M. van
Herziening normen waterleidingbesluit. KIWA rapport swo 93.340, Nieuwegein, 1993
- Dogterom, J. en P.H.L. Buijs
Duurzaam watergebruik in Nederland. International Centre of Water Studies, concept rapport, nr. 92.09, Amsterdam, 1992.

- DuPont, H.L., C.L. Sterling, P.C. Okhuysen, J.B. Rose en W. Jakubowski
The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. The New England Journal of Medicine, Vol. 332, no. 13, p. 855-859.
- EG (1975)
Richtlijn betreffende de vereiste kwaliteit van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de produktie van drinkwater in de Lid-Staten (75/440/EEG).
- EG (1979)
Richtlijn inzake de meetmethodes en de frequentie van bemonstering en de analyse van het oppervlaktewater dat is bestemd voor de produktie van drinkwater (79/869/EEG).
- EG (1980)
Richtlijn betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (80/778/EEG).
- Egmond, P.M. van, K.W. van der Hoek, N.J.P. Hoogervorst
Achtergronddocument landbouw bij de nationale milieuverkenning 3; uitgangspunten en berekeningen. RIVM rapport nr. 251701016, Bilthoven, 1995.
- Genderen, J. van, Th. M. Noij, J.A. van Leerdam
Inventarisatie en toxicologische evaluatie van organische microverontreinigingen. RIWA, Amsterdam, 1994.
- Gustafson, D.I.
Pesticides in drinking water. Van Nostrand Reinhold, New York, 1993.
- Hijnen, W.A.M., Y.C. Drost, J.H.M. van Lieverloo, D. van der Kooij en J. Willemsen-Zwaagstra
Verwijdering van micro-organismen in productiebedrijf Andijk. KIWA rapport nr. swi 93.150, Nieuwegein, 1994.
- Hoek, J.P. van der, P.A.C. Bonné
Verwijdering van bestrijdingsmiddelen en organische microverontreinigingen met de proefinstallatie "WOKOL", en retentie van hyperfiltratie-membranen in de proefinstallatie "WL". Resultaten van experimenten juni/juli 1994. Gemeentewaterleidingen Amsterdam, Kiwa, IHE, 1994.
- Hopman, R., C.G.E.M. van Beek, H.M.J. Janssen en L.M. Puijker
Bestrijdingsmiddelen en drinkwatervoorziening in Nederland. KIWA mededeling 113, Hoofdafdeling speurwerk, Nieuwegein, 1990.
- Hormann, M. en J. Linders
Milieufiche atrazin (definitieve versie; M74). RIVM, adviesrapport 88/678801/165, Bilthoven, 1990.

- Hrubec, J., G. den Engelsman, A.C. de Groot, R.S. den Hartog, A.P.J.M. de Jong, W. Koot, H. Meiring en R. Peters
Gedrag van enkele gesubstitueerde benzenen, bestrijdingsmiddelen en complexvormers tijdens langzame zandfiltratie. RIVM rapport nr. 714701001, Bilthoven, 1990.
- Hrubec, J. en C. Toet
Predictability of the removal of organic compounds by drinking water treatment. RIVM rapport nr. 714301007, Bilthoven, 1992.
- Huijser, Ph. J.
Verontreiniging van de Maas door diuron. RIZA nota nr. 94.014, Lelystad, 1994.
- Huiting, H., J.A.M.H. Hofman en R. Hopman
Verwijdering van bestrijdingsmiddelen in de proefinstallatie van Gemeentewaterleidingen te Leiduin. KIWA rapport nr. SWE 94.047, Nieuwegein, 1994.
- Ketelaars H., G.J. Medema, D. van der Kooij, L. van Breemen, P. Nuhn en P. Nobel
Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in the river Meuse and the removal in the Biesbosch storage reservoirs (The Netherlands). In press in: Water Science and technology 1994.
- King, A.
Unscientific pesticide MAC limit of 0,1 µg/l is necessary. Worldwater and environmental engineering, Vol. 17, no. 7, p. 5.
- Kooij, D. van der
Verwijdering van micro-organismen bij de drinkwaterbereiding. KIWA rapport nr. SWE 94.014. Nieuwegein, 1994.
- Kruithof J.C., J.C. Schippers, J.C. van Dijk
De drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater in de jaren negentig. H₂O Vol. 24, no. 17, p. 468-476,.
- Lahr, R.J. en P.C.J. de Vries
Pesticiden en drinkwater. Pesticiden aangetoond in ruw- en reinwater in de periode 1988-1993. Deelrapport 6: Inspectie Zuid-Holland.
- Lambert, S.D., N.J.D. Graham
A comparative evaluation of the effectiveness of potable water filtration processes. Journal of Water Supply, Research and Technology-Aqua Vol. 44, no. 1, p. 38-51.
- Lammers, P.E.M., V.M. Sol, J. de Boer, H. Aiking en J.F. Feenstra
Een milieubelastingsindex voor toepassing in integrale milieuzonering. Milieu 1993/3, p. 81 - 86.
- Mac Kenzie, W.R. et al.
A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. The new England journal of medicine, Vol.331, no. 3, p. 161-167.

- Medema, G.J. en H.A.M. Ketelaars
De darmparasieten *Cryptosporidium* en *Giardia*: een bedreiging voor de microbiologische veiligheid van het drinkwater? Manuscript voor publikatie in H₂O, 1995.
- Medema, G.J., uit naam van een werkgroep
Cryptosporidium en *Giardia* bij de drinkwaterbereiding. Literatuurstudie en oriënterend onderzoek. RIVM rapport nr. 149103001, Bilthoven, 1992.
- Medema, G.J. en Schets, F.M.
Campylobacter en *Salmonella* in open reservoirs voor de drinkwaterbereiding. RIVM rapport nr. 149103002, Bilthoven, 1994.
- Meerendonk, J.H. van, J.M. van Steenwijk, A.J.W. Phernambucq en H.L. Barreveld
Speuren naar sporen II. Verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute watersystemen van Nederland. Rapport RIKZ 94.007, RIZA nota 94.013, 1994.
- Merkelbach, R.C.M., P.H. Lentjes
ISBEST: een informatiesysteem dat het bestrijdingsmiddelengebruik in Nederland beschrijft. DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1993.
- Meulenberg, P.M.M.
Herkomst prioritaire stoffen. Onderzoek naar productie, gebruik en emissies van 40 prioritaire organische micro-verontreinigingen van Rijn, Maas, IJsselmeer en Haringvliet. RIWA, Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven, Amsterdam, 1992.
- Miller, K.J.
Protecting consumers from cryptosporidiosis. Journal of the American Waterworks Association, Vol. 86 no.8, p. 110.
- Miltner, R.J., D.B. Baker, T. F. Speth en C.A. Fronk
Treatment of seasonal pesticides in surface waters. In: Organics removal by granular activated carbon pp. 81-90. American Water Works Association, Denver, 1988.
- Ministerie van VROM
Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening: Deel 1: ontwerp planologische kernbe-slissing. Ministerie van VROM, Den Haag, 1993.

Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Basisrapport 1: Vergelijking bouwste-nen. Centrum voor Milieu Effect Onderzoek, 1993.

Beleidsplan Drink-en Industriewatervoorziening. Basisrapport 2: Winning en zuivering van grondwater voor drink- en industriewatervoorziening. RIVM, 1992.

Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Basisrapport 3: Oppervlaktewater. IWACO, 1992.

Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Basisrapport 4: Infiltratie. KIWA, 1992

Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Basisrapport 5: Effecten op natuur van grondwaterwinning ten behoeve van het BDIV, onderzoek effecten grondwaterwinning, deelrapport 16 RIVM/RIZA, 1993.

Beleidsplan Drink- en Industriewatervoorziening. Milieu-effectrapport. Ministerie van VROM, Den Haag, 1993.

- Ministerie van VROM en het RIVM
Handhaving Milieuwetten. De kwaliteit van drinkwater in Nederland in 1992. Ministerie van VROM, 's Gravenhage, 1994.
- Noij, Th.H.M., A. Noordsij en J. van Genderen
Drinkwater uit oppervlaktewater. KIWA mededeling 107, Hoofdafdeling speurwerk, Nieuwegein, 1989.
- Noij, Th.H.M., A. Noordsij en J. van Genderen
Drinkwater uit oppervlaktewater. Uitgebreide samenvatting. KIWA mededeling 109, Nieuwegein, 1991.
- Nijs, A.C.M. de, J.H. Janse, F.G. Wortelboer, P.R.G. Kramer en T. Aldenberg
WATNAT, Model Documentation, version 1.0. Interne LWD-notitie 93-13, RIVM, Bilthoven, 1993.
- Ordelman, H.G.K., P.C.M. van Noort, J.M. van Steenwijk, T.E.M. ten Hulscher en H.G. Evers
Triazinen. Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. RIZA nota nr. 93.036, DGW/RIKZ rapport nr. 93.050, 1993.
- Puffelen, J. van
Atrazine. Een bedreiging van de waterkwaliteit. Duinwaterleiding van 's Gravenhage, 1988.
- RIVM
Nationale milieuverkenning 1990-2010. Samson H.D. Tjeenk Willink bv, Alphen aan den Rijn, 1991.
- RIWA
Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven. Jaarverslag Rijn 1991, 1992, 1993, Amsterdam.
- RIWA
Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven. Jaarverslag Maas 1991, 1992, 1993, Amsterdam.
- Schijven, J.F., G.J. Medema, J.G. Elzenga, A.C.M. de Nijs
Emissie en verspreiding van *Cryptosporidium* en *Giardia* en enterovirussen via huishoudelijk afvalwater. RIVM rapport nr. 289202014 (in voorber.), Bilthoven, 1996.

- Smith, H.V. en J.B. Rose
Waterborne Cryptosporidiosis. Parasitology Today, vol. 6, no 1, p. 8-12, 1990.
- Sol, V.M., P.E.M. Lammers, H. Aiking, J. de Boer en J.F. Feenstra
Integrated environmental index for application in land-use zoning. Environmental management, Vol. 19, no. 3, p. 457 - 467, 1995.
- Stuyfzand, P.J.
Kwaliteitsveranderingen van oppervlaktewater bij kunstmatige infiltratie in de Nederlandse kustduinen: hygiënische aspecten. KIWA mededeling 81, Nieuwegein, 1984.
- Swinkels, F.A.M. en P.C.J. de Vries
Pesticiden en drinkwater. Pesticiden aangetoond in ruw- en reinwater in de periode 1988-1993. Deelrapport 8: Inspectie Noord-Brabant.
- Teunis, P.F.M., A.H. Havelaar en G.J. Medema
A literature survey on the assessment of microbiological risk for drinking water. RIVM rapport nr. 734301006, Bilthoven, 1994.
- Teunissen-Ordelman, H.G.K., P.C.M. van Noort, M.A. Beek, Th.E.M. ten Hulscher, J.M. van Steenwijk, R. Faasen en P.C.M. Frintrop
Chloorfenoxycarbonzuren. Watersysteemverkenningen 1996, een analyse van de problematiek in aquatisch milieu. Concept RIZA nota, 1994.
- Tuinstra, J. en J. Linders
Milieufiche MCPA (definitieve versie; M-71;2e versie). RIVM, adviesrapport 87/678801/002, Bilthoven, 1992.
- United States Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water Health Advisories
Drinking Water Health Advisory: Pesticides. Lewis Publishers, Michigan, 1989.
- United States Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology
Drinking Water Health Advisory: *Cryptosporidium*. 1993
- Wagemaker, F.H. en H. de Heer
Inventarisatie van de routes en de omvang van de emissies van bestrijdingsmiddelen vanuit land-en tuinbouw naar het milieu. RIZA rapport nr. 90.093x, Lelystad, 1990.
- Wetsteyn, F. J. en P.C.J. de Vries
Pesticiden en drinkwater. Pesticiden in ruw- en reinwater in de periode 1988-1993. Deelrapport 5: Inspectie Noord-Holland en Flevoland.
- World Health Organisation
Guidelines for drinking-water quality. Volume 1:Recommendations. World Health Organisation, Geneve, 1993.

BIJLAGE 1.**Bestrijdingsmiddelen in normoverschrijdende concentraties in de Rijn (Lobith en de Maas (Eijsden en Keizersveer)).**

Tabel 1. De bestrijdingsmiddelen waarvan de maximum-concentratie de norm overschreed, het aantal malen dat de norm werd overschreden en de max. concentratie; jaar: 1991

Lobith	Eijsden	Keizersveer
2,4-D 2 → 0,26 µg/l	Atrazine 8 → 1,79 µg/l	Atrazine 9 → 0,60 µg/l
Atrazine 1 → 0,20 µg/l	Dimethoat 6 → 4,10 µg/l	Azinfos-methyl 1 → 0,16 µg/l
Azinfos-methyl 3 → 1,81 µg/l	Diuron 1 → 0,11 µg/l	Dimethoat 2 → 0,30 µg/l
Dichloorvos 1 → 0,21 µg/l	γ-HCH 1 → 0,25 µg/l	Diuron 1 → 0,13 µg/l
Dimethoat 1 → 0,11 µg/l	Simazine 1 → 0,33 µg/l	γ-HCH 1 → 0,18 µg/l
Dinoseb 1 → 0,13 µg/l		MCPP 6 → 0,17 µg/l
Dinoterb 1 → 0,15 µg/l		Propazine 1 → 0,13 µg/l
MCPP 1 → 0,11 µg/l		Simazine 4 → 0,45 µg/l
Propazine 1 → 0,13 µg/l		
Simazine 1 → 0,15 µg/l		
Tetrachloor-ortho-ftaalzuur 3 → 0,22 µg/l		

Vervolg bijlage 1.

Tabel 2. De bestrijdingsmiddelen waarvan de maximum-concentratie de norm overschreed, het aantal malen dat de norm werd overschreden en de max. concentratie; jaar: 1992.

Lobith	Eijsden	Keizersveer
2,4 D 2 → 0,59 µg/l	2,4 D 1 → 0,45 µg/l	pp-DDT 1 → 0,90 µg/l
2,4 dinitrofenol 1 → 0,10 µg/l	2,4 dinitrofenol 1 → 0,10 µg/l	Atrazine 7 → 0,72 µg/l
Atrazine 1 → 0,10 µg/l	Atrazine 6 → 0,75 µg/l	Bentazon 1 → 0,14 µg/l
Dichloorvos 1 → 0,10 µg/l	Chloortoluron 1 → 0,45 µg/l	Diazinon 1 → 0,10 µg/l
Dinoseb 1 → 0,16 µg/l	Dichlobenil 1 → 0,13 µg/l	Diuron 6 → 0,88 µg/l
MCPA 1 → 0,22 µg/l	Dimethoat 1 → 0,27 µg/l	MCPA 2 → 0,13 µg/l
MCPP 1 → 0,10 µg/l	Dinoseb 1 → 0,12 µg/l	MCPP 5 → 0,24 µg/l
Pirimicarb 1 → 0,13 µg/l	Diuron 6 → 0,37 µg/l	Pentachloorfenol 2 → 0,11 µg/l
Simazine 1 → 0,11 µg/l	DNOC 1 → 0,13 µg/l	Pirimicarb 1 → 0,10 µg/l
Terbutylazine 1 → 0,42 µg/l	Isoproturon 1 → 0,11 µg/l	Simazine 4 → 0,35 µg/l
Tetrachloor-ortho-ftaalzuur 1 → 0,44 µg/l	MCPA 2 → 0,14 µg/l	
	MCPP 3 → 0,22 µg/l	
	Pirimicarb 1 → 0,11 µg/l	
	Simazine 5 → 0,35 µg/l	
	Terbutylazine 1 → 0,11 µg/l	

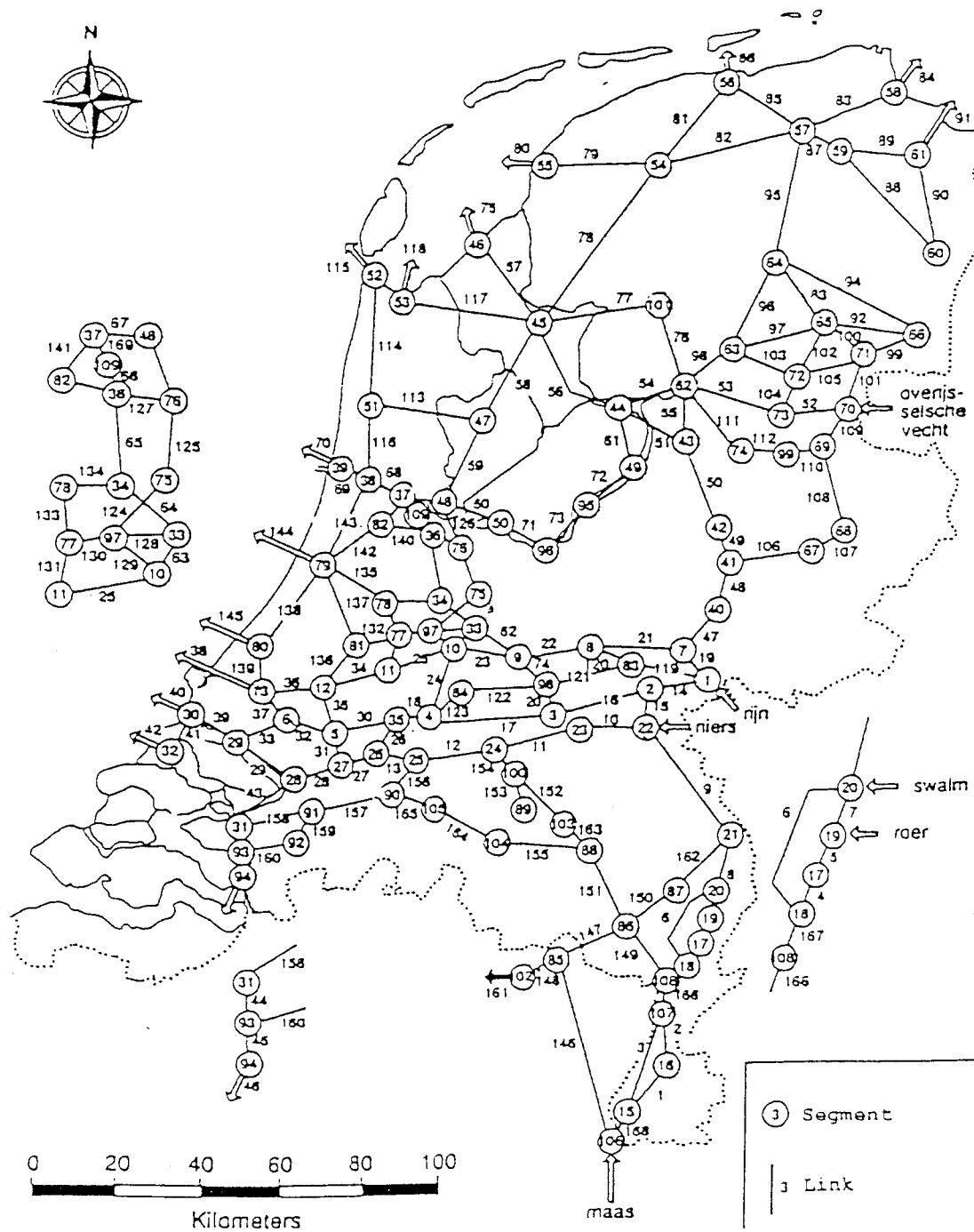
Vervolg bijlage 1.

Tabel 3. De bestrijdingsmiddelen waarvan de maximum-concentratie de norm overschreed, het aantal malen dat de norm werd overschreden en de max. concentratie; jaar: 1993

Lobith	Eijsden	Keizersveer
2,4 DP 1 → 0,12µg/l	2,4 DP 2 → 0,13 µg/l	Atrazine 6 → 0,58 µg/l
Atrazine 2 → 0,13 µg/l	Atrazine 4 → 0,63 µg/l	Dichlobenil 1 → 0,15 µg/l
Diuron 2 → 0,21 µg/l	Chloortoluron 1 → 0,48 µg/l	Dimethoat 1 → 0,11 µg/l
Isoproturon 1 → 0,16 µg/l	Dimethoat 2 → 0,88 µg/l	Diuron 7 → 1,64 µg/l
MCPA 1 → 0,14 µg/l	Diuron 5 → 1,52 µg/l	MCPA 2 → 0,12 µg/l
Pirimicarb 1 → 0,14 µg/l	DNOC 1 → 1,40 µg/l	MCPP 5 → 0,18 µg/l
Prometryn 1 → 0,39 µg/l	Isoproturon 4 → 0,31 µg/l	Simazine 4 → 0,28 µg/l
Tetrachloor-ortho-ftaalzuur 4 → 0,52 µg/l	MCPA 1 → 0,11 µg/l	
	MCPP 2 → 0,15 µg/l	
	Pentachloorfenol 2 → 0,20 µg/l	
	Simazine 2 → 0,25 µg/l	

BIJLAGE 2.

Bijlage 2A. PAWN-schematisatie; knopen en verbindingen



Vervolg bijlage 2.

PAWN-schematisatie; districten



BIJLAGE 3.**Gebruikskarakteristieken van atrazine en MCPA****Gebruik atrazine**

Dosis (kg/ha)	Freq.	Kans * factor	Gewas	Areaal (ha)	Gebruik (kg)
1,0	1	0,0025	asperg.	2.163	5
0,72	1	0,95	maïs	21.3179	145.800
TOTAAL:					145.800

Gebruik MCPA

Dosis (kg/ha)	Freq.	Kans * factor	Gewas	Areaal (ha)	Gebruik
2,50	1	0,10	Braakl	5.882	1500
1,50	1	0,25	Fruit t.	23.337	8800
0,50	1	0,0516	Grasl tot	1.079.857	27900
0,97	1	0,10	Grasz	27.958	2700
0,64	1	0,10	Zomert	8.033	500
0,64	1	0,10	Zomerg	34.792	2200
0,70	1	0,10	Wintert	115.200	8000
0,70	1	0,10	Winterg	7.126	500
0,30	1	0,10	Vlas	4.407	100
0,64	1	0,10	Triti	2.978	200
0,64	1	0,10	Rogge	6.998	400
1,50	1	0,50	Kl.fruit	573	400
0,64	1	0,10	Haver	3.324	200
1,25	1	0,10	Grasl tot	1.079.857	135000
0,75	1	0,30	Glad bol	952	200
0,75	1	0,10	Glad bol	1.138	100
0,50	1	0,005	Caard t	77.772	200
0,50	1	0,005	Faard t	62.649	200
TOTAAL:					189100

Vervolg bijlage 3.

- Dosis: de hoeveelheid van een middel die per oppervlakte-eenheid bij één bespuiting wordt gebruikt.
- Frequentie: het aantal malen per jaar dat de beschreven toepassing van het middel in de teelt plaatsvindt
- Areaal: grootte van de teelt
- Kansfactor: geïntegreerde parameter van de kans dat er een ziekte of plaag optreedt en het deel van het aangetaste areaal van het gewas dat in dat geval behandeld wordt met dit middel

Braakl. =	braakland
Fruit t =	grootfruit totaal incl. appel en peer
Grasl tot=	totaal grasland
Grasz =	graszaad
Zomert=	zomertarwe
Zomerg =	zomergerst
Wintert =	wintertarwe
Winterg =	wintergerst
Vlas =	vlas
Triti =	triticale
Rogge=	rogge
Klfruit =	klein fruit
Haver =	haver
Glad bol =	gladiolen
Caard t =	consumptie aardappelen totaal
Faard =	fabrieksaardappelen totaal

Bron: ISBEST, Informatiesysteem BESTrijdingsmiddelen
N.B. De totalen zijn afgerond op honderden kilo's.

BIJLAGE 4.**Fysisch-chemische karakteristieken van atrazine, MCPA en 2,4-D.**

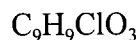
(Bron: Ordelman et al. 1993, 1994)

ATRAZINE (2-chloor-4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine)

Oplosbaarheid:	30 mg/l
log Kow:	2,61
Henrycoëfficiënt Kh:	$2,9 \times 10^{-4} \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$
Dampspanning (Pvp):	$4,0 \times 10^{-5} \text{ Pa}$
Sorptiecoëfficiënt log Koc:	2,1
DT 50 in zoet water:	combinatie 60 dagen hydrolyse 742 dagen biodegradatie > 40 dagen
Zuurdissociatieconstante pKa:	1,7

Afbraakprodukten:

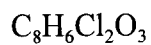
- desisopropyl-atrazin
- desethyl-atrazin
- desisopropylhydroxy-atrazin
- 2- hydroxy-4,6-diamino-1,3,5-triazine
- 2-chloor-4,6-amino-1,3,5-triazine
- desethyl-hydroxy-atrazin
- 2-hydroxy-atrazin

MCPA (2-methyl-4-chloorfenoxiazijnzuur)

Oplosbaarheid:	1000 mg/l
log Kow:	2,68
Henry-coëfficiënt Kh:	$3,9 \times 10^{-5} \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$
Dampspanning Pvp:	$2 \times 10^{-4} \text{ Pa}$
Sorptiecoëfficiënt log Koc:	1,7
DT50 in zoet water:	mineralisatie 29 dagen fotolyse direct > 20dagen indirect > 4 dagen
	geen afbraak door hydrolyse
Zuurdissociatieconstante pKa:	3,07

Afbraakprodukten:

- 2-methyl-4-chloorfenol
- 3-methyl-5-chloorpyrocatechol

Vervolg bijlage 4.**2,4-D (2,4-dichloorfenoxyzijnzuur)**

Oplosbaarheid:	6800 mg/l
Log Kow:	2,81
Henry-coëfficiënt Kh:	$3,5 \times 10^{-4} \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$
Dampspanning Pvp:	$1,1 \times 10^{-3} \text{ Pa}$
Sorptiecoëfficiënt log Koc:	1,6
DT50 in water:	mineralisatie 2,5-15 dagen fotolyse 8-50 dagen (direct) 7 dagen (indirect)
Zuurdissociatieconstante pKa:	2,8-3,62

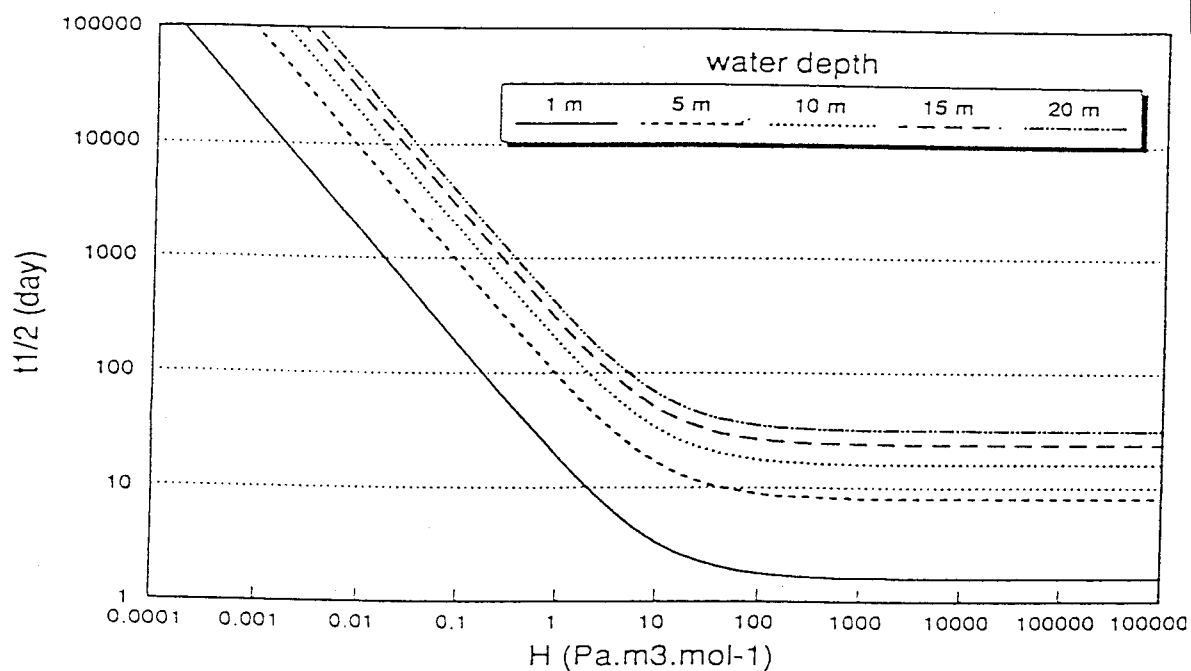
Afbraakprodukten:

- 2,4-dichloorfenol

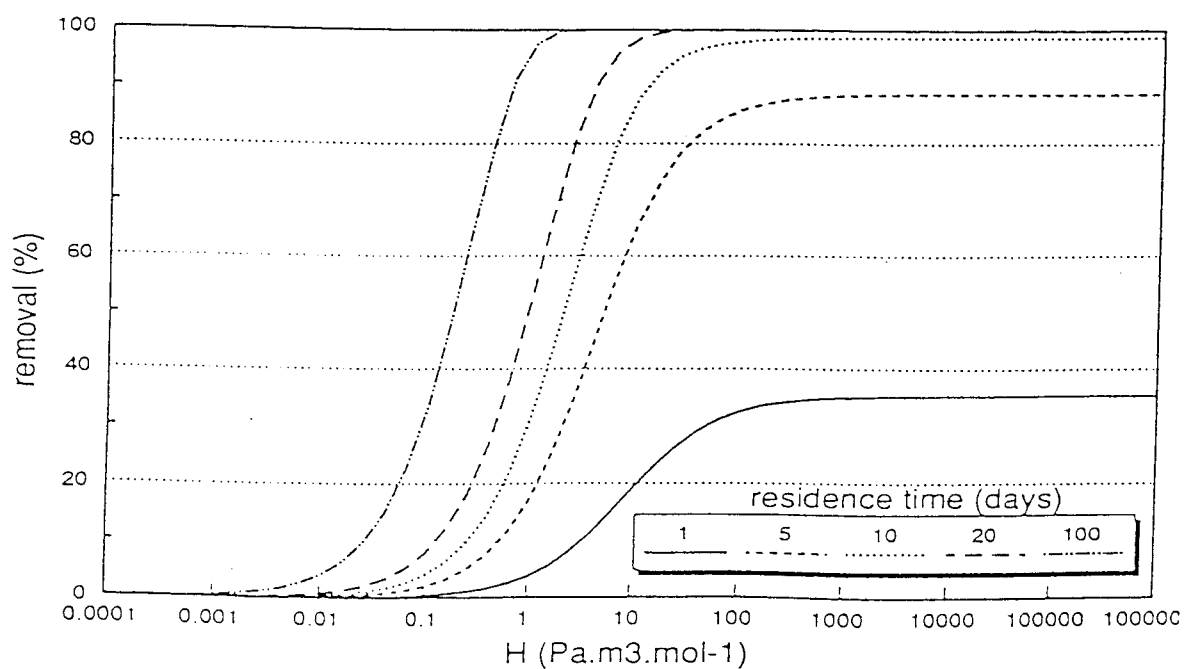
BIJLAGE 5.

Relatie tussen de verwijdering van bestrijdingsmiddelen door vervluchtiging, de Henry-coëfficiënt, de waterdiepte en de verblijftijd.

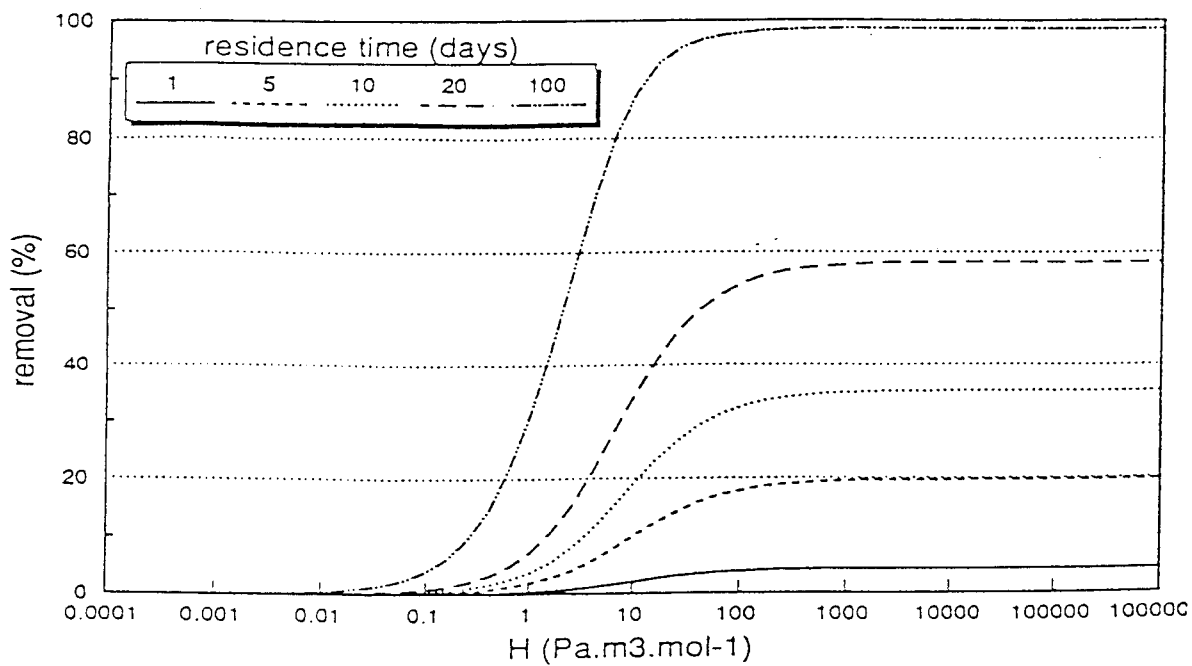
(Bron: Hrubec en Toet, 1992)



Volatilization half-life as a function of the Henry coefficient and water depth.



Removal by volatilization at a water depth of 1 meter, as a function of the Henry coefficient and the residence time.

Vervolg bijlage 5.

Removal by volatilization at a water depth of 10 meter, as a function of the Henry coefficient and the residence time.

BIJLAGE 6.

Via drinkwater of mogelijk via drinkwater veroorzaakte epidemieën van cryptosporidiose.

Plaats	Jaar	Aantal zieken	Type zuivering	Oorzaak	Normoverschrijding	N obcysten/l drinkwater
Braun Station, Texas, VS	1984	117	gechloord bronwater	faecale verontreiniging bron	-	niet aangetoond
Carrollton, Georgia, VS	1987	13.000	conventionele zuivering	onzorgvuldige procesvoering	nee	0,63-2,2
Ayrshire, UK	1988	27	conventionele zuivering	nabesmetting	nee	0,04-2,8
Swindon, UK	1989	5.000	conventionele zuivering	hergebruik tennispoelwater	nee	0,002-77
Loch Lomond, UK	1989	244	gechloord oppervlaktewater	nabesmetting?	-	0,008-0,4
North Humbershire, UK	1989	477	bekken, snel- en langzaamzand-filtratie, chloring	bypass langzaam zandfilters	nee	niet aangetoond
Isle of Thanel, UK	1990-1991	47	?	bronwater aangevuld met oppervlaktewater	-	niet aangetoond
Pennsylvania, VS	1991	551	chloring	bron beïnvloed door oppervlaktewater	nee	-
Oregon, VS	1992	1 1 > 3.000	gechloord bronwater	bron beïnvloed door oppervlaktewater	nee	-
Oregon, VS	1992	1 1	filtratie	inadequate filtratie van rivierwater	nee	niet aangetoond
Milwaukee, VS	1993	403.000	conventionele zuivering	inadequate zuivering	nee	0,007-0,13 ¹

¹: gemeten in gesmolten ijs; er zijn geen gegevens gepubliceerd van de concentraties in drinkwater.

Bron: Medema en Ketelaars, 1995

BIJLAGE 7.

Normen voor de microbiologische kwaliteit van drinkwater zoals vermeld in het Waterleidingbesluit.

Indicator organisme	Norm
Bacteriën van de Coli-groep	< 1 per 300 ml af pompstation < 1 per 100 ml in distributienet
Thermotolerante bacteriën van de Coli-groep	< 1 per 300 ml af pompstation < 1 per 100 ml in distributienet
Faecale streptococcen	< 1 per 100 ml
Sporen v. Sulfietreducerende Clostridia	< 1 per 100 ml
Kiemgetal 22°C	< 100/ ml
Kiemgetal 37°C	< 10/ ml