
RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEUHYGIENE
BILTHOVEN

Rapport nr. 289202006

**Enterovirussen in het oppervlaktewater in
Nederland -Emissie en verspreiding berekend met
PROMISE en WATNAT - Pilotstudie.**

J.F. Schijven , J.A. Annema, A.C.M. de Nijs, J.J.H.
Theunissen, G.J. Medema

Juni 1995

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat-Generaal Milieubeheer: Directie Drinkwater, Water en Landbouw onder projectnummer 289202. Dit project heeft in het kader van de Milieubalans/milieuverkenningen (MB/MV) als doel om de bron-effect-keten voor pathogene micro-organismen in water kwantitatief te beschrijven.

VERZENDLIJST

- 1 Directie Drinkwater, Water, Landbouw
- 2 Plv. directeur Generaal Milieubeheer
- 3 Hoofdinspecteur Milieuhygiëne
- 4 Ir. G.W.A. Ardon DWL
- 5 Ir. W. Cramer DWL
- 6 Dr. B.J. Haring
- 7 Ir. A.M. Bussemaker RIMH-Zeeland, IBC-DWL
- 8 Ir. J.J. Capon RIZA
- 9 Ir. A.H. Dirkzwager RIZA
- 10 Drs. H. v.d. Mark RIZA
- 11 H. Ruiter RIZA
- 12 Ir T.A. Sprong RIZA
- 13 Ir G. Verstappen RIZA
- 14 Ir. R.H. van Waveren RIZA
- 15 A.M. Wilting RIZA
- 16 Dr. W.F.B. Jülich RIWA
- 17-28 Dr.ir. D. van der Kooij KIWA, secretaris Werkgroep VMO
- 29 Prof.dr.ir. J.C. van Dijk TUD
- 30 Ir. L.C. Rietveld TUD
- 31 Prof.dr.ir. C. van der Akker TUD
- 32 Dr. W. Hoogenboezem PWN
- 33 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
- 34 Directie RIVM
- 35 Prof.dr.ir. D. Kromhout, Directeur Sector 2
- 36 Drs. L.H.M. Kohsiek LAE
- 37 ing. J Slootweg LAE
- 38 Ir. A.H.M. Bresser LWD
- 39 Drs. T. Aldenberg LWD
- 40 Drs. F.W. van Gaalen LWD
- 41 Ir. G.J. Heij LWD
- 42 Drs. F.J. Kragt LWD
- 43 Ir. J. Knoop LWD
- 44 Dr. L. van Liere LWD
- 45 Ir. J.H.C. Mühlshlegel LWD
- 46 Drs. P.J.T. van Puijenbroek LWD
- 47 Ir. J.F.M. Versteegh LWD
- 48 Dr. M.P.G. Koopmans VIR
- 49 Drs. J.M. Ossewaarde VIR
- 50 Ir. C.R. Meinardi LBG

51	Dr. F.J.J. Brinkman IEM
52	Dr.ir. A.H. Havelaar LWL
53	Dr. P.F.M. Teunis LWL
54	Hoofd Bureau Voorlichting en Public Relations
55-59	Auteurs
60-61	Bibliotheek RIVM
62	Bureau Projecten- en Rapportenregistratie
63-80	Reserve

INHOUDSOPGAVE

	Bladzijde
VERZENDLIJST	2
INHOUDSOPGAVE.....	4
ABSTRACT	5
SAMENVATTING	6
1 INLEIDING.....	8
2 GEBRUIKTE MODELLEN	10
2.1 Emissie van enterovirussen: PROMISE.....	10
2.2 Verspreiding van enterovirussen in het oppervlaktewater: WATNAT	11
3 EMISSIE VAN ENTEROVIRUSSEN NAAR HET GRONDWATER IN NEDERLAND .13	
3.1 Enterovirusconcentratie in huishoudelijk afvalwater en verwijdering in RWZI's.....	13
3.2 Processen in PROMISE.....	14
3.3 Emissiefactor voor enterovirussen	16
4 AANVOER VAN ENTEROVIRUSSEN VANUIT HET BUITENLAND.....	18
5 VERSPREIDING VAN ENTEROVIRUSSEN IN ZOET OPPERVLAKTEWATER	21
5.1 Verspreiding van enterovirussen in de PAWN-knopen.....	21
5.2 Verspreiding van enterovirussen in de PAWN-districten.....	22
5.3 Gevoeligheidsanalyse van de berekeningen in de PAWN-knopen	22
6 RESULTATEN	23
6.1 Totale emissie van enterovirussen in Nederland.....	23
6.2 Enterovirusconcentratie in de PAWN-districten.....	25
6.3 Enterovirusconcentratie in de PAWN-knopen.....	28
6.4 Vergelijking gemeten en berekende enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen	34
7 CONCLUSIES EN DISCUSSIE.....	38
LITERATUUR.....	40

ABSTRACT

The use of models developed for the emission (PROMISE) and dispersion (WATNAT) of substances to surface water is explored for the quantitative description of the emission and dispersion of enteroviruses to surface water.

Modelling of the emission gave the contribution of the discharge of enteroviruses by treated and untreated domestic wastewater. According to the calculations the emission of enteroviruses can effectively be reduced by further reduction of direct discharge. To recommend measurements for improvement of wastewater treatment data about the efficiency of the removal of enteroviruses are insufficiently available.

Modelling of the dispersion of enteroviruses in surface water gave concentrations of enteroviruses that were very similar to measured concentrations in the large rivers. However, the calculations are still too uncertain to be able to draw conclusions concerning the quality of water for recreational purposes or for the drinking water supply. The modelling can be improved by measuring concentrations of enteroviruses in the Meuse at Eysden, in the Rhine at Lobith, in raw sewage and after wastewater treatment.

SAMENVATTING

Voor de vaststelling van de gezondheidsrisico's ten gevolge van de blootstelling aan oppervlaktewater met als functies recreatiewater en grondstof voor de drinkwatervoorziening zijn de concentraties van virussen en parasitaire protozoa relevanter dan die van indicatororganismen voor faecale verontreiniging, vanwege hun hoge resistentie in waterzuiveringsprocessen, hun persistentie in het milieu en hun infectiviteit. Het hier beschreven onderzoek is een eerste verkenning om de emissie van pathogene micro-organismen naar en de verspreiding in het oppervlaktewater kwantitatief te beschrijven.

De emissie van enterovirussen via huishoudelijk afvalwater is met behulp van PROMISE (Quarles van Ufford *et al.*, 1991; Verstappen *et al.*, 1995) gemodelleerd. Voor de berekening van de emissie werd een constante emissiefactor voor enterovirussen van $2,4 \times 10^7$ pvp/inwoner en jaar (plaquevormende partikels per inwoner en jaar) gebruikt. Deze is afgeleid van een gemiddelde enterovirusconcentratie van 200 pvp/l in ongezuiverd afvalwater. Tevens is een gemiddelde verwijdering bij RWZI's van 1,7 logeenheden (zuiveringsefficiëntie van 98%) aangenomen. Beide getallen zijn gebaseerd op een enkele serie metingen aan de proefinstallatie van de TU te Delft in 1985/86 (Nieuwstad *et al.*, 1988; Havelaar *et al.*, 1993).

Volgens de schattingen is de totale emissie in de periode 1970 tot en met 1990 ongeveer met een factor 6 afgenomen. Desondanks resteert nog een aanzienlijke belasting van ongeveer $4,1 \times 10^{12}$ pvp/jaar, welke grotendeels wordt veroorzaakt door ongezuiverde lozingen (inclusief overstort): deze maakt in 1990 slechts 9% uit van het totale volume aan afvalwater, maar gebaseerd op een reductie van enterovirus door biologische zuivering van 98% komt 82% van de enterovirussen via de ongezuiverde route op het oppervlaktewater. Verdere reductie van de emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater kan vanaf 1990 effectief worden bewerkstelligd door verdere terugdringing van ongezuiverde lozingen. Dit kan door toename van het aantal aansluitingen van huishoudens op RWZI's, verdere afname van de fractie mechanische zuivering en door het terugdringen van overstorten. Bij een percentage van ongeveer 96% is de directe belasting van het oppervlaktewater met enterovirussen gelijk aan de belasting die via het effluent van de RWZI's komt. Dit wordt zeer waarschijnlijk gehaald in 1994-1995 (Coppoolse *et al.*, 1993). Als de biologische zuivering minder efficiënt enterovirussen verwijdert dan hier is ingeschat, dan is het aandeel van de gezuiverde lozingen in de totale emissie groter. Dit zal echter maximaal ongeveer 50% bedragen. Er is dus onvoldoende harde basis voor maatregelen ter verbetering van het zuiveringsrendement.

De verspreiding in het oppervlaktewater is berekend met WATNAT (de Nijs *et al.*, 1993) met de emissiegegevens van PROMISE als input. Hierbij is uitgegaan van een constante aanvoer van enterovirussen vanuit België in de Maas bij Eysden van 10 pvp/l en vanuit Duitsland in de Rijn bij Lobith van 1 pvp/l. Deze waarden zijn geschat uit concentraties van faecale streptococci, thermotolerante bacteriën van de coligroep (RIWA) en F-specifieke RNA-

fagen (Ruiter en Wilting, 1994) met behulp van eerder gepubliceerde regressievergelijkingen (Havelaar *et al.*, 1993). Virusinactivatie in het oppervlaktewater werd eerste orde temperatuurafhankelijk verondersteld met een $k_{\text{inact}} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$. De watertemperatuur is als een cosinus-functie gemodelleerd met een minimum van 2 °C aan het begin en het einde van het jaar en een maximum van 22 °C in het midden van het jaar.

De berekende enterovirusconcentraties bleken voor de grote rivieren qua orde van grootte goed overeen te stemmen met concentratiemetingen. Voor de regionale wateren zijn er verschillen van een factor 10 tot 100 tussen de metingen en de berekeningen.

De gevoeligheid van deze modellering voor de verschillende factoren werd geanalyseerd door de factoren afzonderlijk te variëren en de invloed op de berekende concentraties te bepalen:

- De aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland is sterk van invloed op de enterovirusconcentraties in de Maas, Rijn, IJssel en IJsselmeer, wel of geen aanvoer levert een verschil in concentratie van een factor 10;
- Variatie in de waarde van k_{inact} van 0,002 tot 0,2 $\text{dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ gaf een groot verschil in concentraties te zien van een factor 100 tot 1000;
- De zuiveringsefficiëntie van de RWZI's heeft een duidelijk effect op de enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen, maar niet in de Maas, Rijn, IJssel en IJsselmeer waar dit effect geheel wordt overschaduwd door de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland.

Gezien de aannames en de onzekerheden in de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland, emissiefactor voor enterovirussen, de zuiveringsefficiëntie van RWZI's en in parameters als inactivatie en sedimentatie zijn de berekeningen van de enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen nu nog te onzeker om hieraan conclusies te verbinden met betrekking tot de drinkwater- en recreatiewaterkwaliteit. Berekening van de emissie en verspreiding van enterovirussen kan als volgt verbeterd worden:

- Door het verrichten van de metingen van de enterovirusconcentraties in de Maas bij Eysden en in de Rijn bij Lobith gedurende tenminste één jaar kan de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland preciezer worden vastgesteld;
- Door het verrichten van enterovirusmetingen gedurende een periode van tenminste een jaar in ongezuiverd afvalwater waarvan de verhouding industrieel/huishoudelijk bekend is en met een bekend aantal inwoners in het betrokken gebied dat is aangesloten kan de emissiefactor voor enterovirussen beter worden vastgesteld;
- Gecombineerd met het voorgaande zouden metingen in het effluent van verschillende type RWZI's beter inzicht kunnen geven in de zuiveringsefficiënties van RWZI's;
- Door inzicht in procesparameters als inactivatie en sedimentatie te vergroten, te denken valt aan metingen in bijvoorbeeld Rijn en Maas op verschillende plaatsen.

De emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater is onderhevig aan seizoensvariatie, met name in de zomerperiode is de emissie relatief hoger en kunnen er piekbelastingen voorkomen. Voor nauwkeuriger berekening van de zwemwaterkwaliteit zijn derhalve waterbewegingsmodellen op lokale schaal nodig.

1 INLEIDING

De bron-effect-keten voor pathogene micro-organismen in water bevat de volgende schakels:

1. Emissie van pathogene micro-organismen door rioolwater, mest en diffuse bronnen;
2. Het voorkomen onder invloed van vermeerdering, afsterving en transport van deze organismen in het oppervlaktewater;
3. De gezondheidsrisico's ten gevolge van de blootstelling aan deze organismen in het oppervlaktewater: direct (recreatiewater) of indirect (drinkwatervoorziening).

Pathogene micro-organismen komen voor het overgrote deel door emissie van al of niet gezuiverd rioolwater en mest van landbouwhuisdieren in het oppervlaktewater terecht. Bij het onderzoek hiernaar kan inzicht worden verkregen welke maatregelen het meest effectief zijn om de emissie zodanig te verminderen. Hierbij moet worden voldaan aan streefbeelden voor de kwaliteit van het oppervlaktewater ten behoeve van recreatie en drinkwaterbereiding. Het streefbeeld ten behoeve van de recreatie is een zodanige kwaliteit van al het oppervlaktewater dat hierin kan worden gezwommen zonder onaanvaardbare risico's voor de gezondheid. Het streefbeeld ten behoeve van de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater is een zodanige kwaliteit dat het gezondheidsrisico bij consumptie van drinkwater maximaal 10^{-4} infectie per persoon per jaar bedraagt (Van Liere *et al.*, 1994). De oppervlaktewaterkwaliteit dient zodanig te zijn dat op eenvoudige wijze en zonder hoge kosten daaruit drinkwater kan worden bereid (Anonymous, 1993).

Op dit moment wordt de kwaliteit van het oppervlaktewater bepaald aan de hand van het voorkomen van indicatororganismen. Voor wat betreft de vaststelling van de gezondheidsrisico's ten gevolge van blootstelling aan oppervlaktewater zijn de concentraties van virussen en parasitaire protozoa relevanter, vanwege hun hoge resistentie in waterzuiveringsprocessen, hun persistentie in het milieu en hun infectiviteit.

Meten van de concentratie aan enterovirussen en parasitaire protozoa (*Cryptosporidium* en *Giardia*) is specialistisch en arbeidsintensief werk. Op dit moment zijn dergelijke metingen slechts op beperkte schaal voorhanden. Het verkrijgen van een landelijk overzicht ten aanzien van het voorkomen van deze organismen zou te kostbaar zijn vanwege het arbeidsintensieve karakter van de methodieken. Daarom wordt gestreefd naar de toepassing van emissie- en verspreidingsmodellen voor deze organismen, zoals die reeds bestaan voor meststoffen, zware metalen, en organische microverontreinigingen om de concentraties van enterovirussen en pathogene protozoa in het oppervlaktewater met als functie recreatie of drinkwatervoorziening te voorspellen. Op basis hiervan kan de blootstelling aan deze micro-organismen berekend worden en zouden vervolgens in combinatie met dosis-response-relaties de gezondheidsrisico's van het gebruik van oppervlaktewater voor recreatie en drinkwater kunnen worden geschat.

Het hier beschreven onderzoek is een eerste verkenning om de emissie van pathogene micro-organismen naar en de verspreiding in het oppervlaktewater kwantitatief te beschrijven. We hebben ons in eerste instantie beperkt tot de emissie van enterovirussen. De redenen hiervoor zijn: de voornaamste emissiebron van enterovirussen is het huishoudelijk afvalwater, zodat gemakkelijke inpassing in bestaande modelprogramma's mogelijk is en de beschikbaarheid van relatief veel bepalingen van de enterovirusconcentratie die gedurende de laatste tien jaar in verschillende Nederlandse oppervlaktewateren zijn uitgevoerd. Het geslacht Enterovirus omvat verschillende soorten die verschillende ziekten bij de mens veroorzaken, variërend van infecties met milde symptomen als koorts en diarree tot ernstige infecties van het centrale zenuwstelsel. Enterovirussen zijn relatief gemakkelijk *in vitro* kweekbaar op een aantal cellijnen en zijn daarom wereldwijd het meest frequent onderzocht met betrekking tot hun voorkomen in oppervlaktewater.

De emissie van enterovirussen via huishoudelijk afvalwater is met behulp van PROMISE gemodelleerd. Vervolgens is de verspreiding van de enterovirussen in het oppervlaktewater met behulp van WATNAT gemodelleerd. De resultaten hiervan worden vergeleken met reeds beschikbare concentratiemetingen op verschillende locaties in het oppervlaktewater.

2 GEBRUIKTE MODELLEN

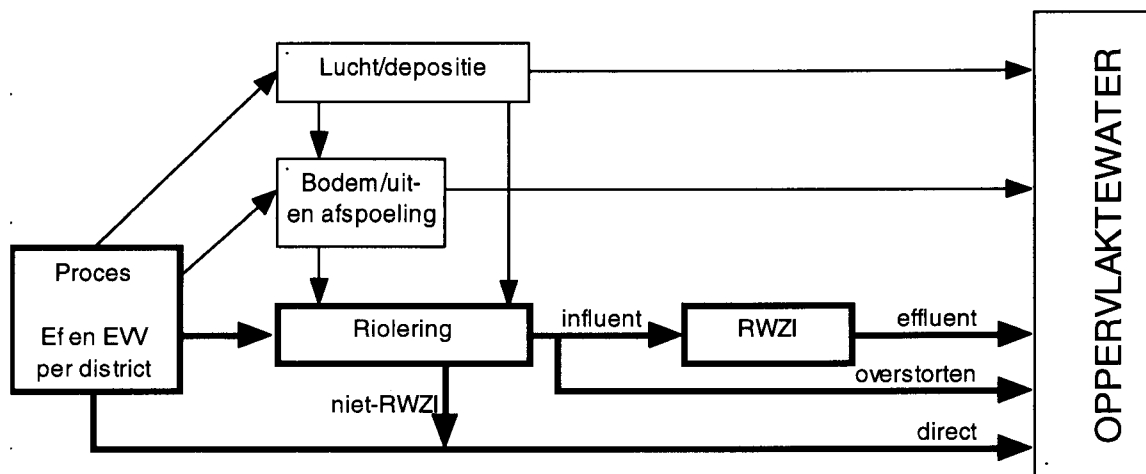
2.1 Emissie van enterovirussen: PROMISE

PROMISE is een acroniem van "PROgnosis Model of Inputs to Surface water and Emission reductions" en is in gezamenlijk eigendom van het RIZA en het RIVM ontwikkeld. PROMISE is een vervolg op het model STRAVERA dat werd ontwikkeld om de effecten te berekenen van technische maatregelen en ontwikkelingen op emissies naar lucht en water van stoffen, zoals stikstof, fosfor, zware metalen en polycyclische aromatische verbindingen (Quarles van Ufford *et al.*, 1991; Verstappen *et al.*, 1995). In deze studie wordt de bruikbaarheid van PROMISE om de oppervlaktewaterbelasting met enterovirussen te berekenen onderzocht.

De rekenmethodiek in PROMISE is eenvoudig. Als basis van milieubelasting worden processen gedefinieerd: processen zijn sociale, economische of andere activiteiten die gepaard gaan met energiegebruik, produktie van afval en/of het ontstaan van emissies. Een proces in PROMISE wordt gekenmerkt door emissiefactoren van stoffen naar ondermeer het oppervlaktewater en een emissieverklarende variabele. Een emissiefactor geeft de stand van zaken van de techniek in een bepaald jaar weer: hoe schoner het proces, des te lager de emissiefactor. De emissieverklarende variabele geeft de omvang van het proces in een bepaald jaar weer. De emissie in een bepaald jaar wordt dan gegeven door de emissiefactor te vermenigvuldigen met de emissieverklarende variabele. Voor de berekening van de emissie van enterovirus naar het oppervlaktewater wordt gebruik gemaakt van het proces "Lozingen enterovirus door huishoudens" met het aantal inwoners van Nederland als emissieverklarende variabele en de aantallen enterovirussen per inwoner per jaar als emissiefactor. Deze emissiefactor wordt dus constant verondersteld.

Nederland is opgedeeld in 85 districten en de grote oppervlaktewateren in 109 knopen, het zogenaamde *Policy Analysis of Water in The Netherlands*-netwerk (PAWN). Deze PAWN-knopen en -districten zijn hydrologische eenheden waarbinnen de samenstelling van het oppervlaktewater homogeen wordt verondersteld. De PAWN-indeling is afkomstig van het beleidsinstrumentarium voor de waterhuishouding (RWS/RIZA, 1990). De PAWN-knopen omvatten de grote rivieren en het IJsselmeer welke in segmenten, de PAWN-knopen, zijn verdeeld. De PAWN-districten zijn gebieden, die elk regionale wateren omvatten.

In PROMISE zijn veel processen gedefiniëerd met inwoners als emissieverklarende variabele. Deze inwoners zijn standaard verdeeld over de PAWN-knopen en -districten. Per PAWN-knoop en -district is tevens een afvoersituatie in PROMISE ingevoerd. Dit betekent dat per knoop of district een procentuele standaardverdeling is gemaakt van directe lozingen, lozingen op gescheiden en gemengde riolen, lozingen op rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's), van de mate van overstort en van de niet-RWZI-route. In figuur 1 worden alle directe en indirecte lozingsroutes naar oppervlaktewater weergegeven: atmosferische depositie, afspoeling van de bodem en allerlei routes die samenhangen met riolering. In het



Figuur 1 De routes van oppervlaktewaterbelasting in PROMISE. Ef=emissiefactor, EVV=emissieverklarende variabele, RWZI=rioolwaterzuiveringsinstallatie.

kader van dit onderzoek beperken we ons tot de emissie van enterovirussen via huishoudelijk afvalwater, zodat enkel de vetgedrukte routes van belang zijn. De bronnen en de methodiek van de ruimtelijke verdeling van inwoners en van afvoersituaties zijn beschreven in Heinhuis (1993).

Voor een proces met inwoners als emissieverklarende variabele kan, wanneer de emissie per inwoner van een stof of micro-organisme voor een bepaald jaar bekend is, een emissie per district worden vastgesteld, mits er bekend is wat het lot is van die stof of micro-organisme in de zuiveringsinstallatie is. In PROMISE wordt daarom per stof of per micro-organisme aangegeven in welke mate afbraak plaatsvindt en in welke mate de stof in slib achterblijft van RWZI's.

Door een inschatting van de emissiefactor in een toekomstig jaar, mogelijk mede onder invloed van milieubeleid, én door een inschatting van de omvang van processen in een toekomstig jaar, kan een schatting worden gegeven van emissieniveaus in een toekomstig jaar. Wanneer een verkenning wordt gemaakt, moeten voor een toekomstig jaar naast de emissie per inwoner, het inwoneraantal, eventueel ook nieuwe kentallen voor de zuivering worden ingevoerd.

Met de PAWN-indeling wordt een output uit PROMISE verkregen die aansluit bij de input van waterkwaliteitsmodellen, zoals WATNAT en DILMOD.

2.2 Verspreiding van enterovirussen in het oppervlaktewater: WATNAT

De verspreiding van enterovirussen in het oppervlaktewater is gemodelleerd met WATNAT met de emissiegegevens van PROMISE als input. WATNAT, het waterkwaliteitsmodel op nationale schaal, is ontwikkeld in samenwerking met het RIZA. Uitgangspunt is de PAWN-

schematisatie. Deze schematisatie wordt ook gebruikt in het model PAWN/Stofstromen van RIZA. In dit laatste model worden transport, sedimentatie van fytoplankton en toxische stoffen afzonderlijk door verschillende modules berekend. WATNAT integreert bovengenoemde processen op grond van modelformuleringen waarmee expertise is opgedaan in de DELTA-studie en PCLAKE (de Nijs *et al.*, 1993). WATNAT is opgebouwd uit een hydrodynamische transport module die de verspreiding van de stoffen berekent. Daarnaast bevat het een procesmodule die de afbraak en omzetting van de stoffen berekent afhankelijk van de lokale situatie. De huidige versie van het model is voornamelijk gericht op de eutrofiërings-problematiek. Naast alle stikstof- en fosfaat-componenten is nu ook cadmium in het model opgenomen.

Om de microbiologische waterkwaliteit te kunnen voorspellen is het model uitgebreid met een toestandsvariabele voor enterovirussen en een eenvoudige procesbeschrijving (zie hoofdstuk 5). Transport en verspreiding van deze enterovirussen over de grotere nationale oppervlaktewateren kunnen nu uitgerekend worden.

3 EMISSIE VAN ENTEROVIRUSSEN NAAR HET OPPERVLAKTEWATER IN NEDERLAND

3.1 Enterovirusconcentratie in huishoudelijk afvalwater en verwijdering in RWZI's

Uitgangspunt voor de berekening van de emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater is de enterovirusconcentratie in het huishoudelijk afvalwater. Er zijn echter slechts in zeer beperkte mate gegevens beschikbaar over de concentratie van enterovirussen in ongezuiverd rioolwater. In tabel 1 zijn de enterovirusconcentraties in voorbezonken afvalwater gegeven en is de verwijdering van enterovirussen door een actief slib-installatie gegeven. Het betreft hier metingen verricht aan een proefopstelling voor rioolwaterzuivering aan de Technische Universiteit te Delft in de winter van 1985/86 (Nieuwstad *et al.*, 1988). Aanvankelijk werden hierbij entero- en reovirussen samen (foutief) als enterovirussen gerapporteerd, maar later gedetailleerder onderzoek maakte een duidelijker onderscheid (Havelaar *et al.*, 1993). Het voorbezonken afvalwater is gelijk gesteld aan ongezuiverd afvalwater. De metingen van de proefinstallatie te Delft hebben een mediane waarde van 200 pvp/l (plaquevormende partikels per liter) en een range van <0,1 tot 570 pvp/l. De virusverwijdering bedraagt gemiddeld 1,7 logeenheden, wat overeenkomt met een zuiveringsefficiëntie van 98%. Deze proefopstelling is aangesloten op een riooltak in Delft met huishoudelijk afvalwater van Pijnacker, maar ook afvalwater uit Delft met een zeker deel industrieel afvalwater. Het aandeel industrieel afvalwater is niet bekend. Er kan niet zonder meer worden gesteld dat deze RWZI representatief is voor de meeste andere RWZI's in Nederland. Voor de berekening van de emissiefactor wordt desalniettemin verondersteld dat 200 pvp/l een gemiddelde enterovirusconcentratie is in Nederlands afvalwater bij gebrek aan andere gegevens.

Ter vergelijking zijn in tabel 2 concentraties enterovirussen in ongezuiverd afvalwater, zoals bekend uit de literatuur gegeven. Hieruit blijkt dat de concentraties in ongezuiverd afvalwater over een groot bereik is gespreid. Tevens lijkt de verwijdering van virussen in Delft en Montréal efficiënter te zijn.

De metingen van Melbourne, Australië (Irving *et al.*, 1981) zijn direct van ongezuiverd rioolwater. Tegelijkertijd is ook in voorbezonken rioolwater gemeten. Voor enterovirussen werd daarin gemiddeld 1250 pvp/l met een range van 150-6350 pvp/l gevonden. Ook de metingen van adenovirussen en reovirussen toonden een dergelijk beeld. Op basis van deze waarnemingen lijkt de concentratie gelijk in het ongezuiverde rioolwater en het voorbezonken effluent. Het is niet duidelijk of er aggregaten van virussen zijn gemeten of losse viruspartikels. Uit onderzoek van anderen blijkt dat er wel degelijk virussen in het slib aanwezig zijn en dat er dus associatie van virussen aan deeltjes die bezinken plaatsvindt (Wellings, 1976; Payment *et al.*, 1986; Williams, 1988; Albert, 1991; Graff, 1993).

Vooralsnog houden we voor de Nederlandse situatie een gemiddelde enterovirusconcentratie in afvalwater van 200 pvp/l aan en een gemiddelde verwijdering bij RWZI's van 1,7 logeenheden.

Tabel 1 Verwijdering van enterovirussen in de proefinstallatie te Delft (Nieuwstad et al., 1988)

Datum	Voorbezonken afvalwater	Na actief slib	Decimale reductie
	(pvp/l)	(pvp/l)	
30-10-85	240	6,5	
06-11-85	200	7,6	
20-11-85	270	5,8	
27-11-85	570	5,1	
04-12-85	320	1,4	
11-12-85	250	3,5	
18-12-85	68	2,2	
08-01-86	170	4,3	
15-01-86	140	1,1	
22-01-86	59	1,1	
29-01-86	<0,1	<0,1	
Mediaan	200	3,5	
Geometrische gemiddelde	190	3,9	1.7

Tabel 2 Enterovirusconcentraties (pvp/l) in afvalwater

Ongezuiverd afvalwater		Na actief slib		Decimale	Plaats	Referentie
Gemiddeld	Range	Gemiddeld	Range	Reductie		
1400*	150-6350	100*	0-900	1,1	Melbourne, Australië	Irving et al., 1981
13‡	9-27	2,5‡	0-12,2	0,7	Nancy, Frankrijk	Rolland et al., 1983
43‡	26-86	2,6‡	<1,5-9	1,2	Austin Texas, USA	Funderburg en Sorber, 1985
95*	0,2-995	1,4*	0-12,2	1,8	Montréal, Canada	Payment et al., 1986
200†	<0,1-570	1,3†	<0,1-15	1,7	Delft, Nederland	Havelaar et al., 1993
428‡	5-4620	50‡	6-910	0,9	Holmes Chapel, UK	Godfree et al., 1994

* rekenkundig gemiddelde

† mediaan

‡ geometrisch gemiddelde

3.2 Processen in PROMISE

Voor berekening van de emissie van enterovirussen is in PROMISE het proces "Lozingen enterovirus door huishoudens" gedefinieerd (tabel 3). De gegevens van de emissieverklarende variabele "Aantal inwoners" zijn afkomstig van het CBS (1994).

Tevens wordt gebruik gemaakt van het proces "Eigenlijke RWZI" (tabel 4) met de hoeveelheid afvalwater als emissieverklarende variabele. In het proces "Eigenlijke RWZI"

kan worden aangegeven wat de zuiveringsefficiëntie is met betrekking tot de emissiefactor. Zoals berekend in tabel 1 worden enterovirussen gemiddeld 1,7 logeenheden gereduceerd. Dit komt overeen met een verwijdering van 98%. Om het effect te bepalen van de zuiveringsefficiëntie op de emissie wordt de emissie ook berekend met een zuiveringsefficiëntie van 90% (1 logeenheid reductie) en 99,7% (2,5 logeenheden reductie) (zie ook paragraaf 5.3).

De afvoersituatie van huishoudens per PAWN-district en -knoop zoals ingegeven in PROMISE is gebaseerd op het Emissieregistratie Collectief, eigendom van de Hoofdinspectie Milieuhygiëne. De afvoersituatie geldt voor het jaar 1988. De afvoer van de RWZI's op de juiste PAWN-districten en -knopen is uitgevoerd door het RIZA op basis CBS-gegevens. Deze afvoer geldt voor 1990 (RWS/RIZA, 1990). De afvoersituatie van de huishoudens van 1988 wordt gebruikt voor 1990, hierbij wordt slechts een kleine fout gemaakt, omdat er in die twee jaren weinig veranderde in de afvoersituatie.

Volgens Coppoolse *et al.* (1993) werd in 1985 82% van al het afvalwater via de riolering op de RWZI's geloosd. In 1990 was dit percentage gestegen tot 95% en in 1995 wordt 97,5% voorzien. Hoewel de gemeten enterovirusconcentratie in ongezuiverd rioolwater in 1985 is gemeten kiezen we voor de berekening van de emissie van enterovirussen als basisjaar niet 1985, maar 1990, omdat dit beter in overeenstemming is met de in PROMISE ingevoerde afvoersituatie per PAWN-district en -knoop.

Tabel 3 Proces in PROMISE: Lozingen enterovirus door huishoudens.

Proces code	LWL115HAFENTVIR
Proces naam	Lozingen enterovirus door huishoudens
Emissieverklarende variabele	Aantal inwoners
Eenheid	Aantal
Locatie-hiërarchie	PAWN-districten
Basisjaar	Basisniveau
1985	1,453 x 10 ⁷
1990	1,489 x 10 ⁷

Tabel 4 Proces in PROMISE: Eigenlijke RWZI

Proces code	RWZI
Proces naam	Eigenlijke RWZI
Emissieverklarende variabele	Hoeveelheid afvalwater 3
Eenheid	m ³
Locatie-hiërarchie	PAWN-districten
Basisjaar	Basisniveau
1985	1,422 x 10 ⁹
1990	1,665 x 10 ⁹

3.3 Emissiefactor voor enterovirussen

In tabel 4 kan worden afgelezen dat de hoeveelheid afvalwater die in 1985 door de RWZI's is verwerkt $1,422 \times 10^9 \text{ m}^3$ bedraagt. Volgens Coppoolse *et al.* (1993) werd in 1985 82% van al het afvalwater via de riolering op de RWZI's geloosd. De totale afvalwaterproductie bedraagt derhalve $1,422 \times 10^9 \times 100/82 = 1,734 \times 10^9 \text{ m}^3$.

Uitgaande van een concentratie enterovirus in het huishoudelijk afvalwater van 200 pvp/l (tabel 1) kan de totale belasting van het afvalwater met enterovirussen in 1985 worden berekend: $200 \times 1000 \times 1,734 \times 10^9 = 3,47 \times 10^{14}$ pvp.

Het aantal inwoners in 1985 bedroeg $1,453 \times 10^7$ (tabel 3). Hieruit kan de emissiefactor voor enterovirussen worden afgeleid als het aantal virussen per inwoner van Nederland per jaar: $3,47 \times 10^{14} / 1,453 \times 10^7 = 2,4 \times 10^7$ pvp/(inwoner x jaar).

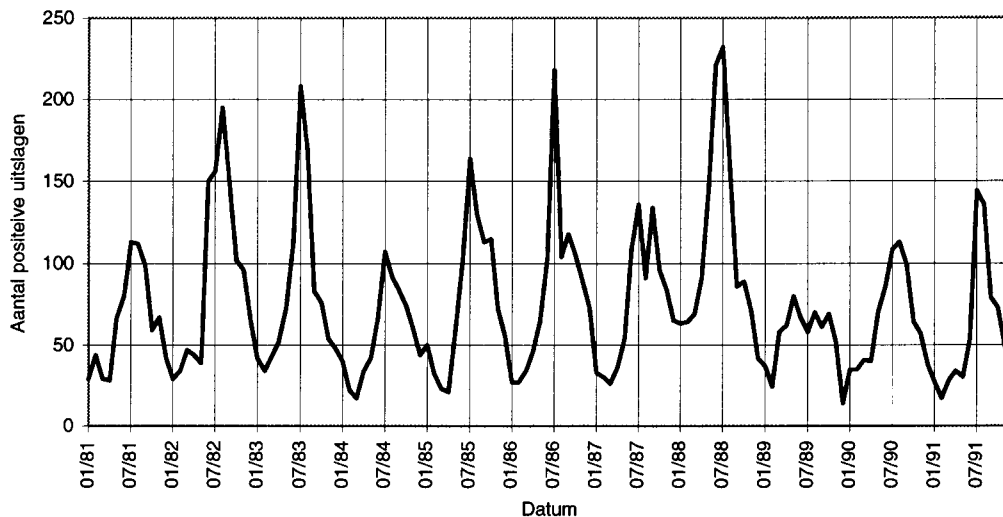
In tabel 5 is het totaal aantal patiënten per jaar met een enterovirusinfectie, waarvan materiaal in een klinisch laboratorium is onderzocht, gegeven voor de periode van 1981 tot en met 1991. Dit is slechts een klein gedeelte van het werkelijke aantal patiënten, omdat pas bij een ernstig ziektebeeld materiaal voor onderzoek wordt ingestuurd. Deze gegevens zijn ontleend aan de Werkgroep Klinische Virologie. Maandelijks worden de aantallen positieve uitslagen van virologisch onderzoek bij patiënten door alle klinisch-virologische laboratoria in Nederland door de Werkgroep Klinische Virologie verzameld. De wijze van virologisch onderzoek door deze laboratoria is in deze periode niet veranderd, daarnaast bestrijken deze laboratoria geheel Nederland, zodat verondersteld kan worden dat het aantal positieve uitslagen evenredig zijn met de incidentie van enterovirusinfecties in Nederland. De hier genoemde uitslagen positief voor enterovirussen betreft het totaal van de uitslagen positief voor Coxsackie A en B, polio-, echovirussen en enterovirussen type 68, 69, 70 71 en non typable. Voor de bepaling van enterovirussen in oppervlaktewater wordt gebruik gemaakt van de BGM-celijn. Deze is niet gevoelig voor Coxsackie A (behalve A9), enterovirus type 70 en bepaalde echovirussen (Dahling, 1991).

Uit tabel 5 blijkt dat in de periode 1981 tot en met 1991 het aantal patiënten met een enterovirusinfectie per jaar ongeveer constant is gebleven, aldus kan ook worden aangenomen dat van jaar tot jaar de emissiefactor voor enterovirussen constant is. Bij de emissieberekeningen nemen we voor de eenvoud ook aan dat gedurende een jaar de emissiefactor constant is. Deze veronderstelling is echter onjuist als we het verloop van het aantal patiënten met een enterovirusinfectie per maand in beschouwing nemen. Deze zijn grafisch in figuur 2 weergegeven. Hierbij blijkt dat er sprake is van seizoensvariatie: in het begin van het jaar is het aantal patiënten minimaal en in de maand juli maximaal. Dit is in overeenstemming met meldingen uit de Amerikaanse literatuur. Warmer weer is gunstiger voor de verspreiding virussen ten gevolge van toegenomen menselijke contact. In de Verenigde Staten van Amerika treden piekwaarden van enterovirusconcentraties in rioolwater op aan het einde van de zomer en aan het begin van de herfst (Melnick, 1990). Uitgaande van een excretie van 10^6 enterovirussen per gram faeces tijdens infectie, een

Tabel 5 Totaal aantal patiënten met enterovirusinfecties per jaar op basis van virologisch onderzoek van 1981 tot en met 1991 (Bron: Werkgroep Klinische Virologie).

Jaar	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991
Totaal aantal	768	1106	994	682	938	1008	894	1332	652	786	709

Virologisch onderzoek op enterovirussen 1981 t/m 1991



Figuur 2 Aantal uitslagen patiënten met enterovirusinfecties per jaar op basis van virologisch onderzoek van 1981 tot en met 1991 (Bron: Werkgroep Klinische Virologie)

productie van 100 tot 500 gram faeces per dag gedurende 14 dagen en 786 uitslagen positief voor enterovirus in 1990 kan een totale emissie van $(100 \text{ tot } 500) \times 10^6 \times 14 \times 786 = 1,1 \times 10^{12}$ tot $5,5 \times 10^{12}$ enterovirussen worden berekend.

Uitgaande van de eerder genoemde emissiefactor en het aantal inwoners in 1990 kan een emissie van $2,4 \times 10^7 \times 1,489 \times 10^7 = 3,6 \times 10^{14}$ enterovirussen worden berekend. Dit zou betekenen dat van alle personen die enterovirussen uitscheiden uiteindelijk er $(1,1 \times 10^{12}$ tot $5,5 \times 10^{12}) \times 100 / 3,6 \times 10^{14} = 0,3$ tot $1,5 \%$ middels klinisch onderzoek als personen met een enterovirusinfectie zijn gediagnostiseerd. Het verschil kan worden verklaard uit een combinatie van de hierboven reeds genoemde factoren: De gevoeligheid voor enterovirussen in de bepaling in klinisch materiaal of in oppervlaktewater is niet precies hetzelfde, niet iedere infectie met enterovirussen leidt tot gastro-enteritis en gastro-enteritis leidt niet steeds tot het inzenden van klinisch materiaal voor onderzoek.

4 AANVOER VAN ENTEROVIRUSSEN VANUIT HET BUITENLAND

Er zijn geen metingen van enterovirusconcentraties in de Maas bij Eysden en de Rijn bij Lobith beschikbaar en ook niet van locaties in deze rivieren net over de Nederlandse grens. Een directe evaluatie van de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland is daarom op dit moment niet mogelijk.

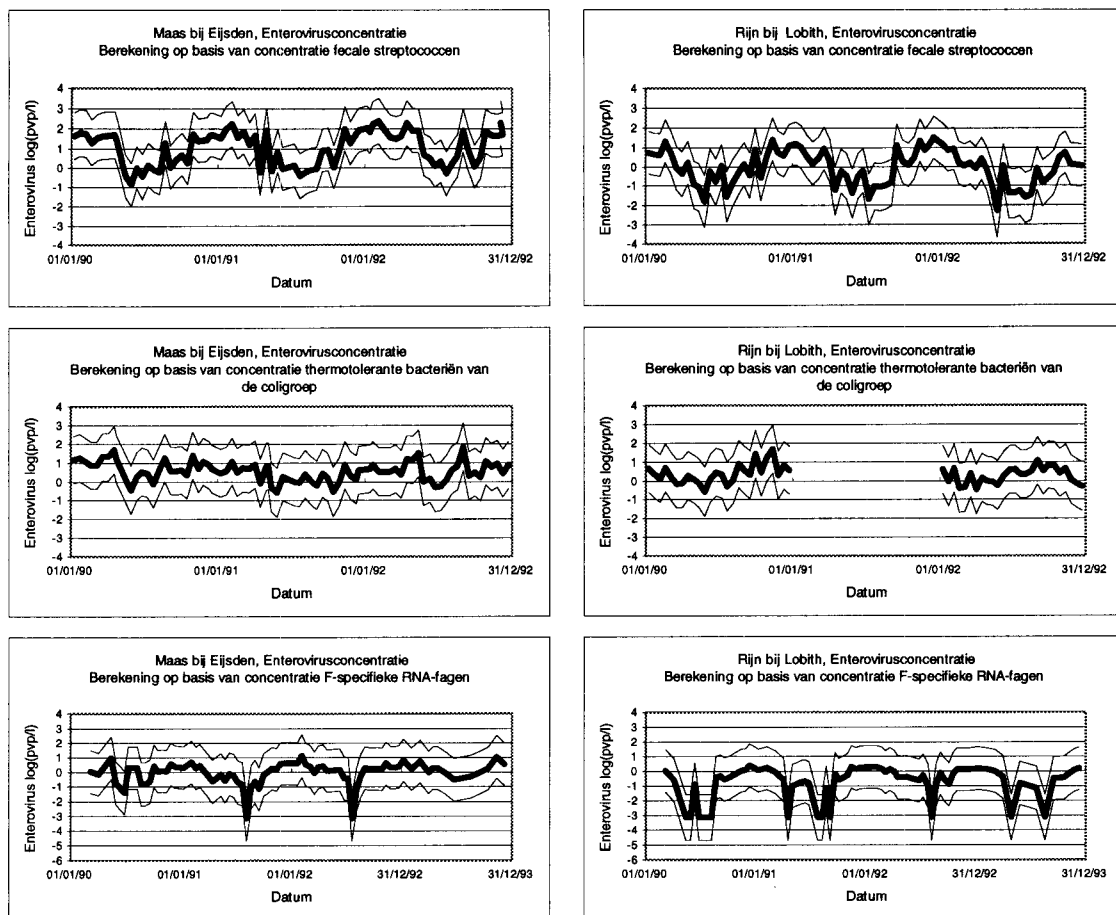
Eerder onderzoek gebaseerd op eigen metingen van enterovirussen, fecale streptococci, thermotolerante bacteriën van de coligroep en F-specifieke RNA-fagen toonde een significante correlatie tussen enterovirussen en deze fecale indicatoren in rivierwater (Havelaar *et al.*, 1993). Met behulp van type II-regressie werd een log-log-lineaire relatie berekend. In tabel 6 zijn de waarden van de relevante grootheden uit dit onderzoek overgenomen. Hiermee kunnen op basis van gemeten concentraties van de genoemde fecale indicatoren enterovirusconcentraties worden berekend. In tabel 6 zijn ook de waarden van de grootheden gegeven nodig voor de berekening van het 95%-betrouwbaarheidsinterval. De berekeningen op basis van indicatororganismen gaan gepaard met vrij grote onzekerheden van $\pm 1,2$ tot $\pm 1,5$ log(pvp/l).

De berekening van de enterovirusconcentraties in de Maas bij Eysden en in de Rijn bij Lobith is uitgevoerd met metingen van concentraties van fecale streptococci en thermotolerante bacteriën van de coligroep in de periode 1990 tot en met 1992 verkregen van de Samenwerkende Rijn- en Maaswaterleidingbedrijven (RIWA). De berekening is ook uitgevoerd op basis van gemeten concentraties F-specifieke RNA-fagen in de periode van

Tabel 6 Grootheden met betrekking tot de relatie enterovirussen en fecale indicatoren volgens type II - regressie (Havelaar *et al.*, 1993).

	Thermotolerante bacteriën van de coligroep log(kvp/ml)	Fecale streptococci log(kvp/ml)	F-specifieke RNA- fagen log(pvp/ml)
Correlatiecoëfficiënt*	0,431	0,463	0,591
Helling	1,28	1,48	-0,56
Asafsnode	-1,59	-0,8	0,86
S^2_x	0,3948	0,2933	0,8735
X	0,8389	0,1933	0,04811
N	91	62	92
S^2_{yx}	0,734	0,6781	0,5312
t(0,05; N-1)	1,99	2,00	1,99
95%-grenzen (log(pvp/l))	$\pm 1,3$	$\pm 1,2$	$\pm 1,5$

* Alle correlaties significant bij $P < 1\%$



Figuur 3 Maas bij Eysden en Rijn bij Lobith. Berekening enterovirusconcentratie op basis van fecale streptococcen, thermotolerante bacteriën van de coligroep en F-specifieke RNA-fagen (RIWA; Ruiter en Wilting, 1994; Havelaar et al., 1993). (Dikke lijn = gemiddelde; dunne lijnen = het 95%-betrouwbaarheidsinterval)

1990 tot en met 1993, verkregen van het RIZA (Ruiter en Wilting, 1994). De berekende enterovirusconcentraties zijn grafisch weergegeven in de samengestelde figuur 3. De berekeningen op basis van de fecale streptococcen tonen een duidelijke seizoensvariatie met een maximum rond de jaarwisseling en een minimum in het midden van het jaar. Deze variatie is in feite een eigenschap van de fecale streptococcen en niet per se van de enterovirussen. In het geval van de berekeningen op basis van thermotolerante bacteriën van de coligroep en F-specifieke RNA-fagen is deze seizoensvariatie minder sterk. De neerwaartse pieken in de grafieken met de berekening op basis van F-specifieke RNA-fagen betreffen metingen beneden of op de onderste analysegrens. Van de thermotolerante bacteriën van de coligroep in de Rijn zijn geen metingen van 1991 voorhanden. De berekening van de enterovirusconcentratie op basis van fecale streptococcen in de Maas varieert tussen 1 en 100 pvp/l, op basis van thermotolerante bacteriën van de coligroep tussen 1 en 10 pvp/l en is op basis van F-specifieke RNA-fagen rond 1 pvp/l.

De berekening van de enterovirusconcentratie op basis van fecale streptococci in de Rijn varieert tussen 0,1 en 10 pvp/l, op basis van thermotolerante bacteriën van de coligroep is deze ongeveer 3 pvp/l en op basis van F-specifieke RNA-fagen tussen 0,001 en 1 pvp/l. Hierbij moet nog rekening worden gehouden met een vrij grote spreiding. Vastgesteld kan worden dat de concentraties over de verschillende jaren niet wezenlijk zijn veranderd en dat de concentraties in de Maas hoger zijn dan in de Rijn.

In de berekeningen met WATNAT is uitgegaan van een constante aanvoer van enterovirussen vanuit België in de Maas bij Eysden van 10 pvp/l en vanuit Duitsland in de Rijn bij Lobith van 1 pvp/l.

Aanvoer van enterovirussen via de Schelde is buiten beschouwing gelaten, omdat vanwege de directe verbinding naar de Westerschelde geen verspreiding door Nederland plaatsvindt.

5 VERSPREIDING VAN ENTEROVIRUSSEN IN ZOET OPPERVLAKTEWATER

5.1 Verspreiding van enterovirussen in de PAWN-knopen

Voor de berekening van enterovirusconcentraties in het oppervlaktewater is gebruik gemaakt van de emissies naar de PAWN-knopen en districten, zoals berekend met PROMISE. Daarbij is aangenomen dat de emmissiefactor enterovirus (zie 3.3) over het jaar constant is. De concentraties in de PAWN-knopen zijn berekend met het model WATNAT (de Nijs *et al.*, 1993). Over de invloed van de concentraties enterovirussen in de PAWN-districten op de concentraties in de PAWN-knopen is te weinig bekend, hier is aangenomen, dat deze invloed er niet is. Verder zijn zoals eerder beschreven aannames gedaan ten aanzien van de aanvoer van enterovirussen vanuit België en Duitsland. WATNAT is uitgebreid met een extra toestandsvariabele voor de virusconcentratie in het oppervlaktewater en een simpele procesformulering. Transport van virussen door het PAWN netwerk vindt plaats zoals voor alle andere stoffen in het model door advectie. De procesformulering voor enterovirussen is gebaseerd op het feit dat bij hogere temperatuur de virussen sneller zullen afsterven.

Factoren als afsterving (inactivatie) en sedimentatie zijn van invloed op de verspreiding en het transport van virussen in het oppervlaktewater. Afsterving kan worden beschreven als een eerste orde reactie. In de berekeningen met WATNAT is standaard gekozen voor de volgende temperatuurafhankelijke relatie:

$$\lambda = k_{inact} * T \quad (1)$$

met $k_{inact} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$.

Ter vergelijking: Volgens Yates en Yates (1987) bestaat het volgende verband tussen virus-inactivatie en de temperatuur van grondwater:

$$\lambda = 0,018 * T - 0,144 \quad (2)$$

Om het effect van inactivatie te onderzoeken zijn in WATNAT ook berekeningen uitgevoerd met $k_{inact} = 0,002$ en $0,2 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$. Sedimentatie van virussen is buiten beschouwing gelaten, vanwege het ontbreken van gegevens daarover.

De temperatuur van het oppervlaktewater is berekend als een cosinus-functie afhankelijk van de gemiddelde watertemperatuur en de variatie hierin over een jaar. Gemiddeld is de watertemperatuur 12 °C met een minimum van 2 °C aan het begin en het einde van het jaar en een maximum van 22 °C in het midden van het jaar (de Nijs *et al.*, 1993).

In de berekening van de enterovirusconcentratie in de PAWN-knopen is een standaard situatie gedefiniëerd. Het is de situatie in de zomer op dag 180, met toevoer van

enterovirussen vanuit het buitenland (Maas bij Eysden 10 pvp/l en Rijn bij Lobith 1 pvp/l), een inactivatie-constante $k_{\text{inact}} = 0,2 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ en 1,7 logeenheden reductie bij de RWZI's.

5.2 Verspreiding van enterovirussen in de PAWN-districten

Voor de berekening van de enterovirusconcentraties in de districten is aangenomen dat het (grond)waterpeil gedurende het hele jaar constant is. Dit houdt in dat het regenwater binnen een district wordt afgevoerd naar elders (oppervlaktewater van naburige knopen en districten) en dat watertekorten door evapotranspiratie worden aangevuld met water van elders. Het netto regenwateroverschot danwel evapotranspiratietekort per maand zijn gebaseerd op langjarige gemiddelden (Anonymous, 1982; de Vries, 1980). Het regenwater bevat geen virussen, het water wat gedurende droogteperioden wordt aangevoerd van elders wel. Hiervoor is dezelfde concentratie aangenomen als voor de Rijn bij Lobith (1 pvp/l). De hoeveelheid regenwater c.q. evapotranspiratie, uitgedrukt in mm/maand, wordt vermenigvuldigd met de totale districtsoppervlakte om de totale hoeveelheid aan dan wel af te voeren water te schatten. Er is geen rekening gehouden met kwel of wegzijging van water in de districten. In geval van beekdistricten is het zeer discutabel of het evapotranspiratie tekort wel wordt aangevuld met water van buiten het district. Eerder zal de (grond)waterstand verlagen en de totale hoeveelheid af te voeren oppervlaktewater verminderen. Verder is voor de virussen in het districtswater dezelfde afstervingsnelheid gebruikt als voor het hoofdwaternetwerk, de PAWN-knopen.

5.3 Gevoeligheidsanalyse van de berekeningen in de PAWN-knopen

De gevoeligheid van de modellering met PROMISE en WATNAT werd geanalyseerd door een aantal factoren afzonderlijk te variëren:

- Het effect van de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland is onderzocht door de enterovirusconcentraties te berekenen met en zonder aanvoer vanuit het buitenland;
- Met WATNAT is de in paragraaf 5.1 genoemde standaard situatie ook doorberekend met een $k_{\text{inact}} = 0,002$ en $0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ om de gevoeligheid van het model voor verschillen in de afstervingsnelheid van enterovirussen vast te stellen;
- De standaard situatie is ook doorberekend met een verwijdering van enterovirussen door biologische zuivering bij de RWZI's van 1 logeenheid (zuiveringsefficiëntie 90%) en 2,5 logeenheden (zuiveringsefficiëntie 99,7%) om de gevoeligheid van het model voor verschillen in zuiveringsefficiëntie te bepalen.

6 RESULTATEN

6.1 Totale emissie enterovirussen in Nederland

De resultaten van de berekening met PROMISE van de emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater in Nederland in 1990 zijn in tabel 7 gegeven. De emissie is berekend voor respectievelijk 1, 1,7 en 2,5 logeenheden reductie bij de RWZI's. We beschouwen 1 logeenheid reductie als ongunstigste geval, hierbij is de belasting van het oppervlaktewater met enterovirussen voor het grootste deel (52%) afkomstig van effluentlozingen. Dit loopt aanmerkelijk terug tot 18% bij 1,7 logeenheden en tot 3% bij 2,5 logeenheden reductie. Bij 2,5 logeenheden reductie leveren de effluentlozingen de kleinste bijdrage aan de emissie van enterovirussen. De bijdrage van de directe lozing op het totaal is relatief het grootst bij 1,7 en 2,5 logeenheden reductie. De totale emissie is van 1 naar 2,5 logeenheden reductie slechts gehalveerd.

Vermindering van de belasting van het oppervlaktewater met zuurstofbindende stoffen werd onder de invloed van de Wet Verontreiniging Oppervlaktewater in 1970 uitgewerkt in een saneringsprogramma. Er werd zowel door de overheid als de industrie op grote schaal geïnvesteerd in aanleg van rioleringen en persleidingen en in bouw en verbetering van communale en industriële zuiveringsinrichtingen. Het resultaat was een aanzienlijke afname van de belasting van het oppervlaktewater met lozingen van zuurstofbindende stoffen van 40 miljoen inwonerequivalenten in 1969 tot 8 in 1990. Dit beleid ter vermindering van de emissie van zuurstofbindende stoffen, nutriënten, microverontreinigingen en zware metalen werd in de periode 1990-1994 voortgezet (Anonymous, 1989). Dit beleid heeft indirect geleid tot een reductie in de belasting van het oppervlaktewater met ziekteverwekkende micro-organismen, waaronder enterovirussen. De totale emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater in periode van 1970 tot en met 1990 is globaal geschat op basis van CBS-gegevens over het percentage huishoudens dat is aangesloten op RWZI's, de fractie mechanische zuivering ten opzichte van biologische zuivering en de bevolkingsgroei (Knoop, 1995). In die periode is het percentage huishoudens dat is aangesloten op RWZI's toegenomen van 35% tot 92% en is de fractie mechanische zuivering ten opzichte van biologische zuivering afgenomen van 30% tot 1%. Het aantal inwoners nam toe van 13 miljoen tot 15 miljoen (tabel 8). Er is de constante emissiefactor voor enterovirussen van $2,4 \times 10^7$ pvp/inwoner x jaar toegepast, zoals gedefinieerd is in PROMISE. Er werd een zuiveringsefficiëntie van 98% bij biologische zuivering verondersteld en er werd aangenomen dat mechanische zuivering geen noemenswaardige verwijdering tot gevolg heeft. Tenslotte werd verondersteld dat een vast percentage van 0,84% van het ongezuiverd afvalwater via overstorten wordt geloosd. Dit laatste is berekend uit de emissiegegevens van 1990 van PROMISE (zie tabel 7).

Volgens deze schattingen is de totale emissie ongeveer met een factor 6 afgenomen, hetgeen voornamelijk is veroorzaakt door toename van het percentage huishoudens dat is aangesloten

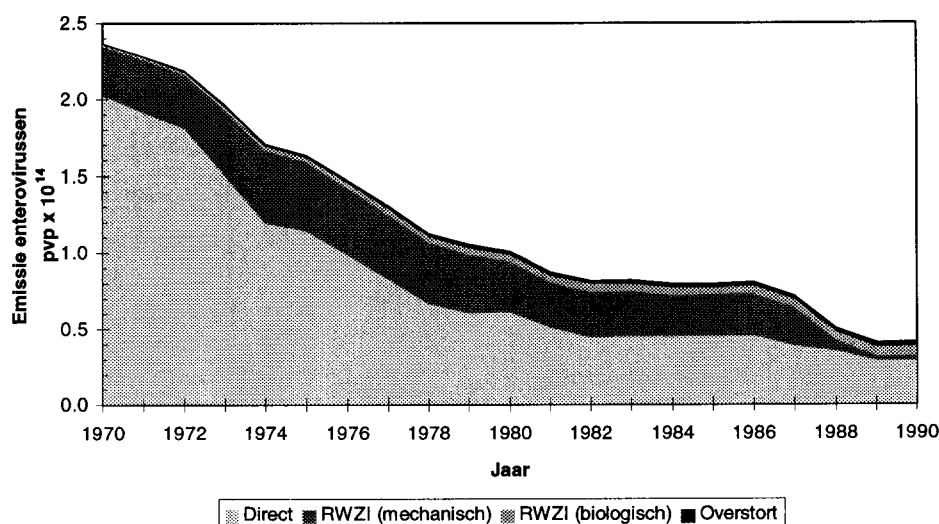
op RWZI's (zie figuur 4). In de tweede helft van de tachtiger jaren speelt ook de afname van de fractie mechanische zuivering een belangrijke rol. Desondanks resteert nog een aanzienlijke belasting van ongeveer $4,1 \times 10^{12}$ pvp/jaar, welke grotendeels wordt veroorzaakt door ongezuiverde lozingen (inclusief overstort): deze maakt in 1990 slechts 9% uit van het totale volume aan afvalwater, maar gebaseerd op een reductie van enterovirus door biologische zuivering van 98% komt 82% van de enterovirussen via de ongezuiverde route op het oppervlaktewater.

Tabel 7 Emissie van enterovirussen (pvp) naar het oppervlaktewater in Nederland in 1990.

Ongezuiverd afvalwater (influent)	$3,2 \times 10^{14}$					
Decimale reductie	1		1,7		2,5	
RWZI						
Effluent	$3,2 \times 10^{13}$	52%	$6,4 \times 10^{12}$	18%	$9,6 \times 10^{11}$	3%
Overstort	$2,7 \times 10^{12}$	4%	$2,7 \times 10^{12}$	7%	$2,7 \times 10^{12}$	9%
niet-RWZI	$6,2 \times 10^{12}$	10%	$6,2 \times 10^{12}$	17%	$6,2 \times 10^{12}$	20%
Direct	$2,1 \times 10^{13}$	34%	$2,1 \times 10^{13}$	58%	$2,1 \times 10^{13}$	68%
Totale emissie	$6,2 \times 10^{13}$	100%	$3,6 \times 10^{13}$	100%	$3,1 \times 10^{13}$	100%

Tabel 8 Totale emissie van enterovirussen (pvp) naar het oppervlaktewater in Nederland in de periode 1970 tot en met 1990 (Knoop, 1995).

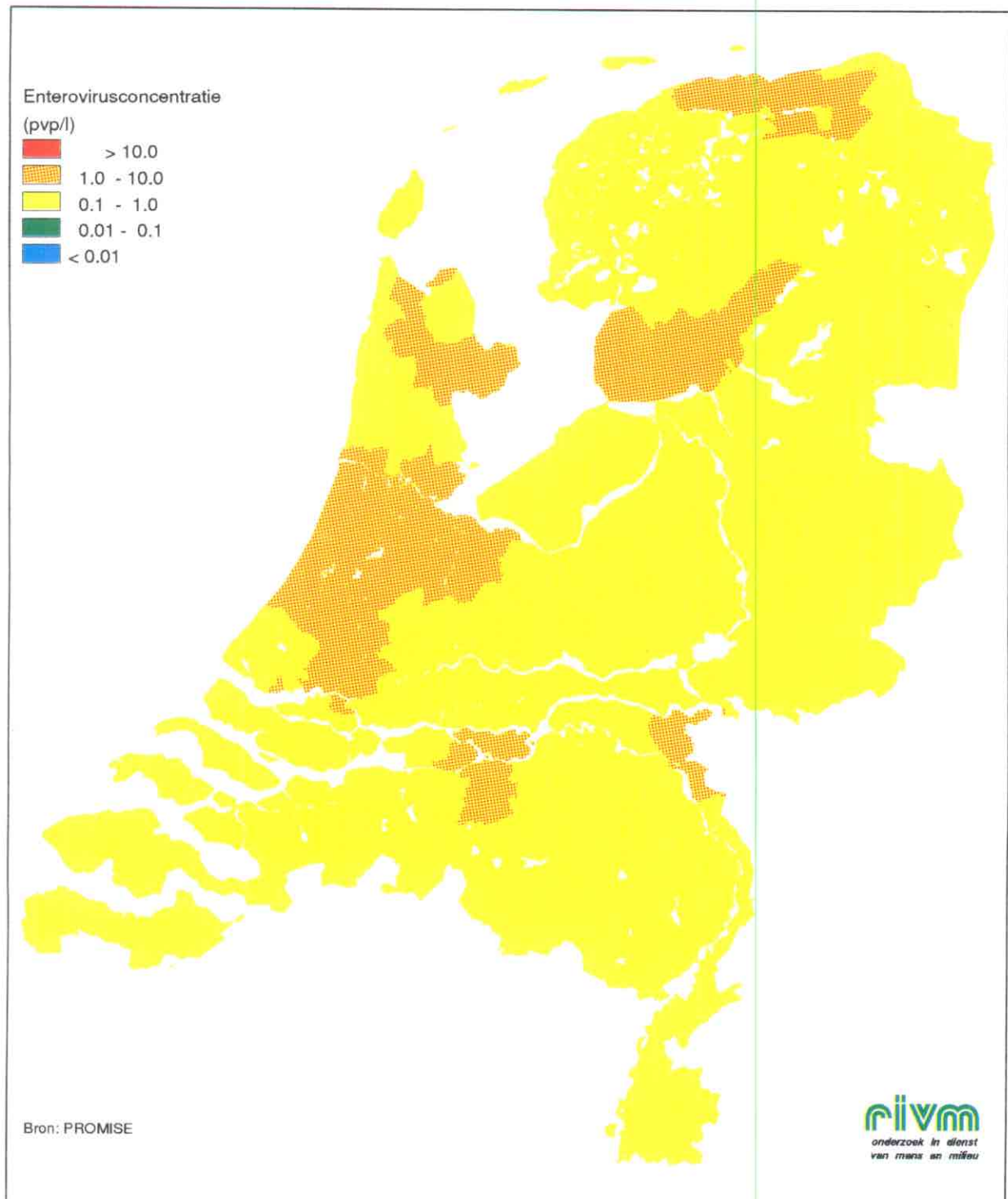
Jaar	Percentage huishoudens aangesloten op RWZI's	Percentage mechanische zuivering	Aantal inwoners in Nederland $\times 10^7$	Directe lozing pvp/jaar $\times 10^{14}$	Lozing RWZI (pvp/jaar $\times 10^{14}$)		
					Mechanisch	Biologisch	Overstort
1970	35%	30%	1,30	2,02 (85%)	0,33 (14%)	0,015 (1%)	0,006 (0%)
1971	39%	28%	1,31	1,92 (84%)	0,34 (15%)	0,017 (1%)	0,007 (0%)
1972	43%	26%	1,32	1,81 (83%)	0,35 (16%)	0,020 (1%)	0,009 (0%)
1973	53%	25%	1,33	1,51 (77%)	0,42 (22%)	0,025 (1%)	0,011 (1%)
1974	63%	23%	1,35	1,20 (70%)	0,47 (27%)	0,031 (2%)	0,013 (1%)
1975	65%	21%	1,36	1,14 (70%)	0,45 (27%)	0,033 (2%)	0,014 (1%)
1976	70%	19%	1,37	0,99 (67%)	0,44 (30%)	0,037 (2%)	0,016 (1%)
1977	75%	17%	1,38	0,83 (63%)	0,42 (32%)	0,041 (3%)	0,017 (1%)
1978	80%	15%	1,39	0,67 (59%)	0,40 (35%)	0,045 (4%)	0,019 (2%)
1979	82%	14%	1,40	0,60 (57%)	0,39 (36%)	0,047 (4%)	0,020 (2%)
1980	82%	12%	1,41	0,61 (60%)	0,33 (33%)	0,048 (5%)	0,021 (2%)
1981	85%	10%	1,42	0,51 (58%)	0,29 (33%)	0,052 (6%)	0,022 (3%)
1982	87%	10%	1,43	0,45 (54%)	0,30 (36%)	0,053 (6%)	0,023 (3%)
1983	87%	10%	1,43	0,45 (54%)	0,30 (36%)	0,053 (6%)	0,023 (3%)
1984	87%	9%	1,44	0,45 (56%)	0,27 (34%)	0,054 (7%)	0,023 (3%)
1985	87%	9%	1,45	0,45 (56%)	0,27 (34%)	0,054 (7%)	0,023 (3%)
1986	87%	9%	1,46	0,45 (56%)	0,27 (34%)	0,055 (7%)	0,023 (3%)
1987	89%	8%	1,47	0,38 (54%)	0,25 (35%)	0,057 (8%)	0,024 (3%)
1988	90%	2%	1,48	0,36 (70%)	0,06 (13%)	0,062 (12%)	0,026 (5%)
1989	92%	1%	1,49	0,29 (70%)	0,03 (8%)	0,064 (16%)	0,028 (7%)
1990	92%	1%	1,50	0,29 (70%)	0,03 (8%)	0,065 (16%)	0,028 (7%)



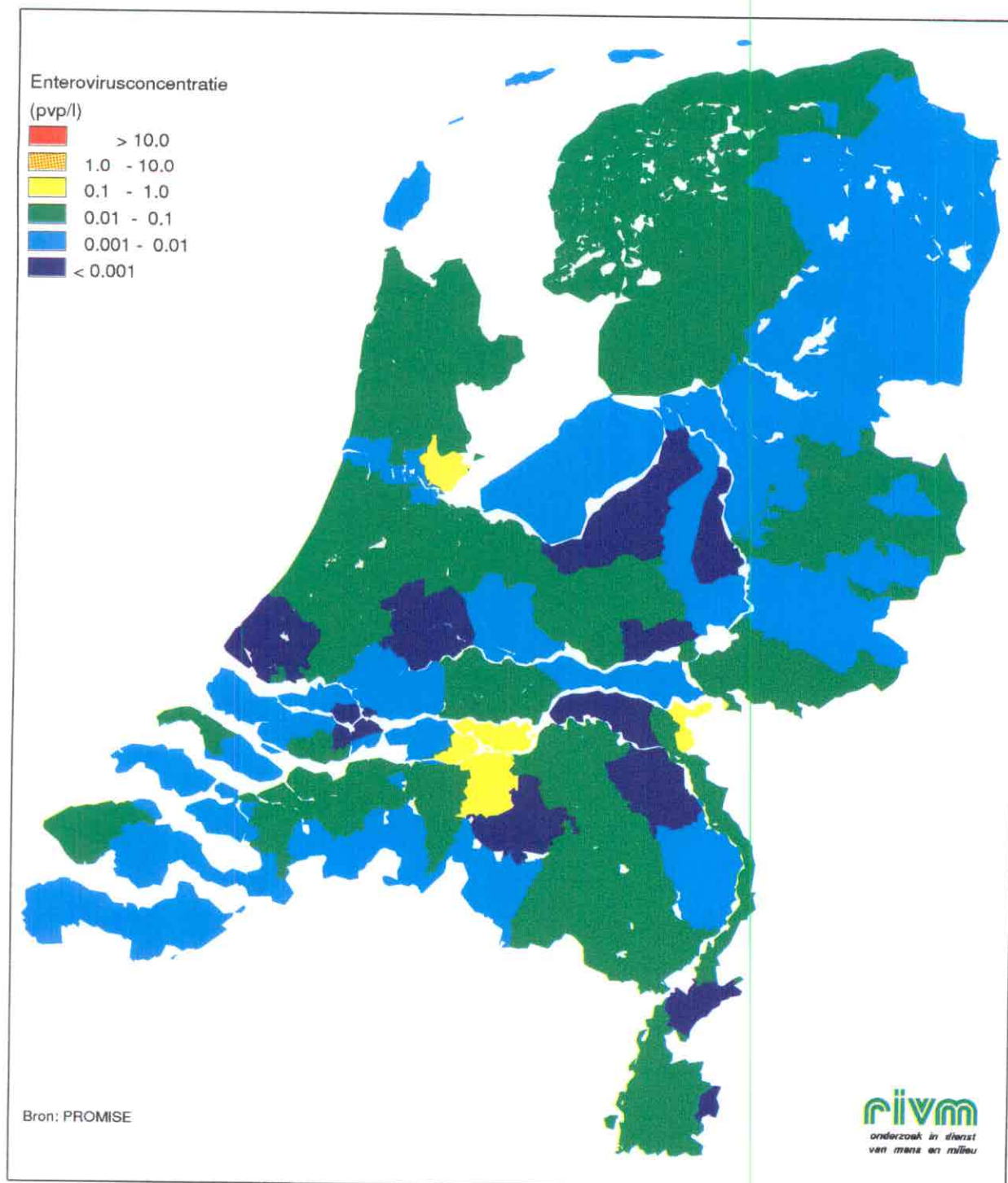
Figuur 4 Schatting van de totale emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater in Nederland van 1970 tot en met 1990.

6.2 Enterovirusconcentratie in de PAWN-districten.

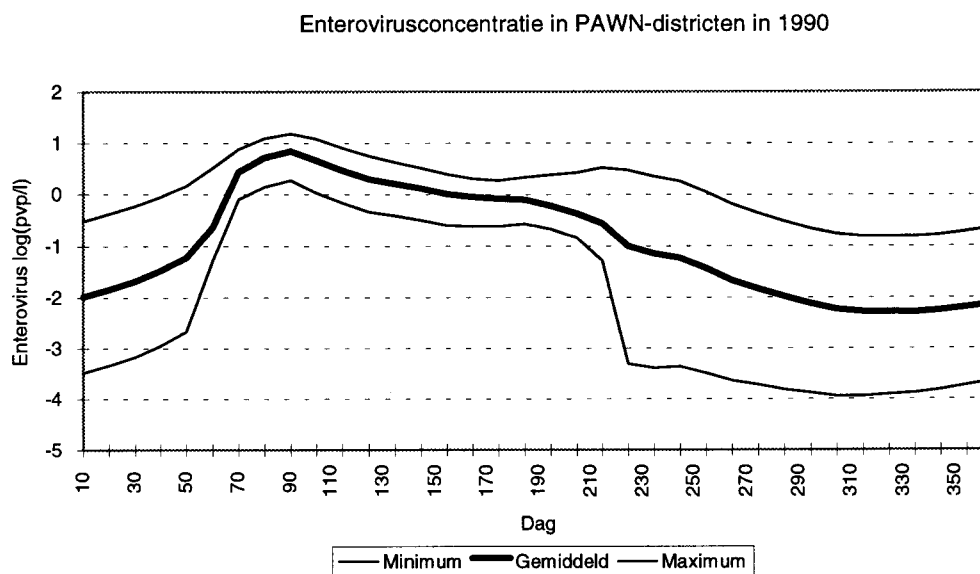
In de figuren 5a en 5b zijn de enterovirusconcentraties in de PAWN-districten weergegeven in de zomer (dag 180), respectievelijk de winter (dag 360) gebaseerd op de aannames dat er sprake is van een constante emissiefactor voor enterovirussen van $2,4 \times 10^7$ pvp/ inwoner en jaar, een reductie van 1,7 logeenheden in de RWZI's en een eerste orde temperatuurafhankelijke afsterving met $k_{\text{inact.}} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$. Volgens de modelberekeningen ligt in de zomer in 64 PAWN-districten de enterovirusconcentratie tussen 0,1 en 1 pvp/l en in 16 districten tussen 1 en 10 pvp/l. In de winter ligt in 12 districten de concentratie tussen 0,001 en 0,01 pvp/l, in 30 districten tussen 0,01 en 0,1 pvp/l, in 35 districten tussen 0,1 en 1 pvp/l en tenslotte in slechts 3 districten tussen 1 en 10 pvp/l. Het is opmerkelijk dat de concentraties in de zomer (dag 180) hoger zijn dan in de winter (dag 360). Het concentratieverloop komt duidelijker tot uitdrukking in figuur 6. Hierin is het verloop van de minimale, gemiddelde en maximale enterovirusconcentraties van alle 80 PAWN-districten gedurende het hele jaar weergegeven. Aanvankelijk zijn de concentraties laag: 0,01 - 0,1 pvp/l, maar stijgt de concentratie snel tot een maximum van 1 - 10 pvp/l rond dag 90 en vervolgens daalt deze weer langzaam. Het hoge niveau rond dag 90 laat zich verklaren door de combinatie van een lage watertemperatuur en weinig netto regenval, waarbij de lokaal geëmitteerde enterovirussen niet of nauwelijks afgebroken en verdund worden. De daling wordt ingezet door een temperatuurstijging en vervolgens relatief veel regenval aan het einde van het jaar. Er lijkt geen invloed te zijn van aanvoer van enterovirussen vanuit de knopen.



Figuur 5a Enterovirusconcentraties in de PAWN-districten (pvp/l) in 1990 berekend met WATNAT met emissies uit PROMISE bij een constante emissiefactor voor enterovirussen van $2,4 \times 10^7$ pvp/ inwoner en jaar, een reductie van 1,7 logeenheden in de RWZI's en een eerste orde temperatuur-afhankelijke afsterving met $k_{inact.} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$. Zomer-situatie (dag 180).



Figuur 5b Enterovirusconcentraties in de PAWN-districten (pvp/l) in 1990 berekend met WATNAT met emissies uit PROMISE bij een constante emissiefactor voor enterovirussen van $2,4 \times 10^7$ pvp/inwoner en jaar, een reductie van 1,7 logeenheden in de RWZI's en een eerste orde temperatuur-afhankelijke afsterving met $k_{inact.} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$. Winter-situatie (dag 360).



Figuur 6 Enterovirusconcentratie in de PAWN-districten in 1990.

6.3 Enterovirusconcentratie in de PAWN-knopen.

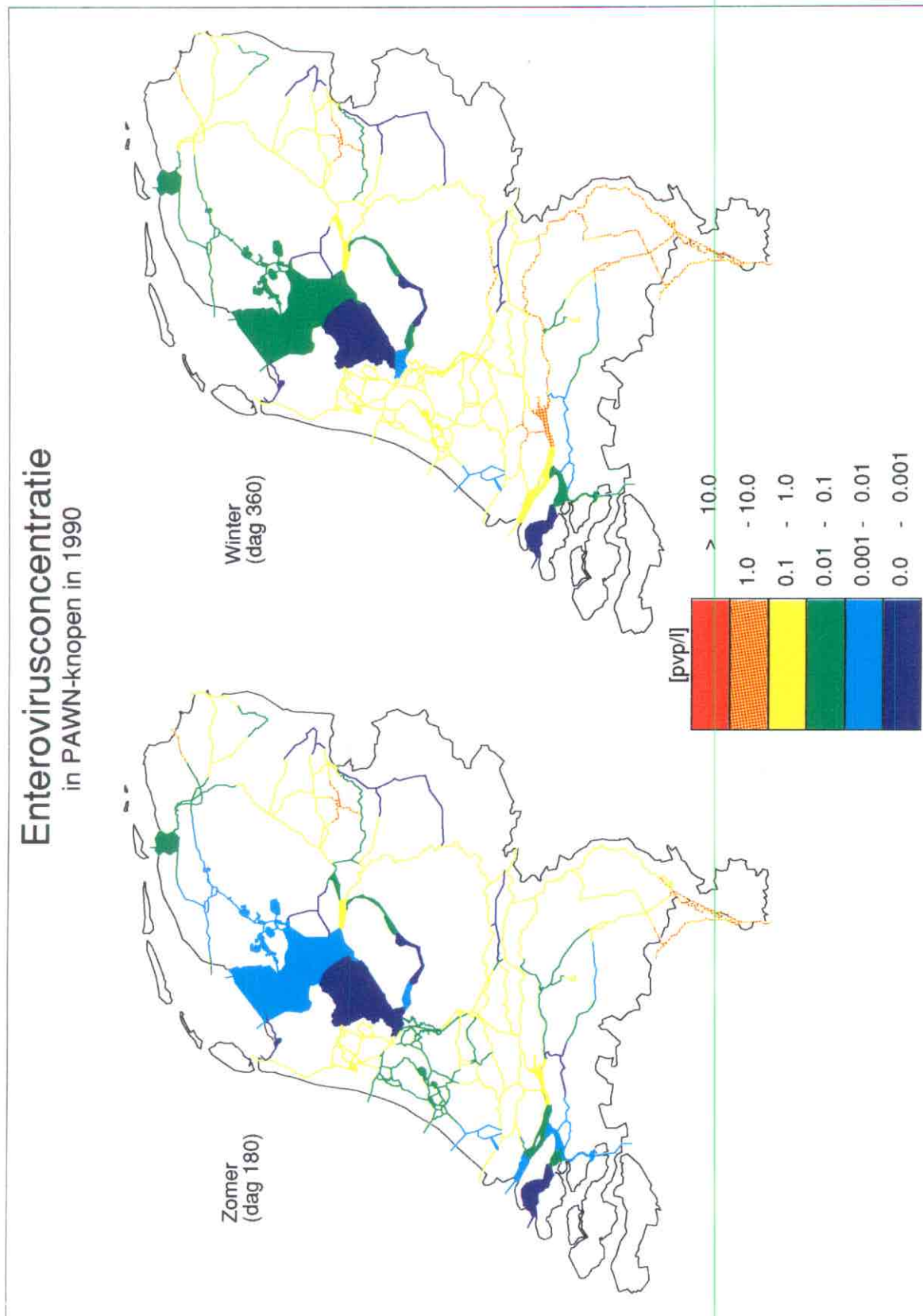
In figuur 7 is de standaard-situatie zoals gedefinieerd in paragraaf 5.1 in kaart gebracht naast de winter-situatie (dag 360). Volgens de modelberekeningen zijn in de winter de concentraties hoger dan in de zomer. In de winter is de watertemperatuur lager en zijn tevens de verblijftijden korter. Zowel in de zomer- als in de wintersituatie is de concentratie het hoogst in de grote rivieren namelijk 0,1 - 1 pvp/l en op enkele plaatsen 1 - 10 pvp/l. In de Maas in de winter is de enterovirusconcentratie overal op dit niveau. Figuur 8 dient ter illustratie van het effect van de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland. Het linkse kaartje is dezelfde standaard-situatie als in figuur 7. Het rechtse kaartje is de situatie zonder aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland. De concentratie in Rijn, Maas, IJssel en IJsselmeer is dan een factor 10 lager. In deze figuur wordt ook duidelijk welke knopen niet onder invloed vanuit het buitenland staan. Met name in de Drentse Hoofdvaart en aansluitende kanalen is volgens de berekeningen de concentratie steeds 0,1 - 1 pvp/l en rond Dedemsvaart zelfs 1 - 10 pvp/l.

In figuur 9 wordt het effect van verschillende virusinactivatie geïllustreerd. Bij een $k_{\text{inact}} = 0,2 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ ligt de concentratie in vrijwel alle knopen op of onder het niveau van 0,01 - 0,1 pvp/l. Bij een $k_{\text{inact}} = 0,002 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ liggen de niveau's over bijna de hele linie 2 tot 3 logeenheden hoger.

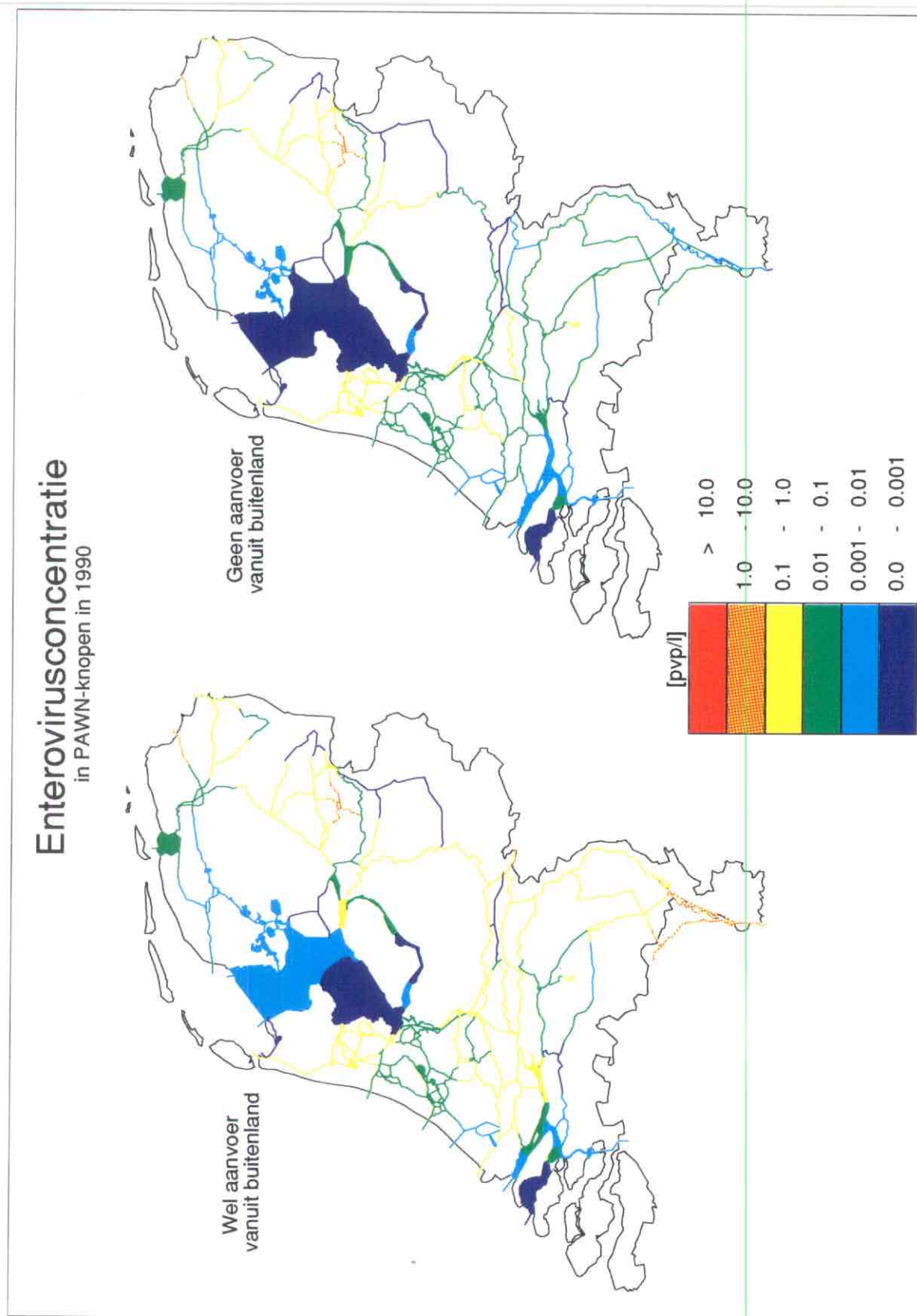
In figuur 10 wordt gekeken naar het effect van verschillende reductie bij de RWZI's (1 en 2,5 logeenheden). Bij een minimale reductie van 1 logeenheid is de concentratie van 1-10 pvp/l naast de Dedemsvaart ook zo hoog geworden in de Drentse Hoofdvaart, in de Waal tussen Tiel en Gorinchem en in de Vecht. In de Haarlemmermeerpolders is de concentratie een factor 10 gestegen tot 0,1 - 1 pvp/l. Verder is er geen verandering ten opzichte van de standaard situatie. Bij een reductie van 2,5 logeenheden is de enterovirusconcentratie in de

Zaanstreek van 0,1 - 1 pvp/l gedaald naar 0,01 - 0,1 pvp/l ten opzichte van de standaard situatie, maar verder zijn er geen veranderingen.

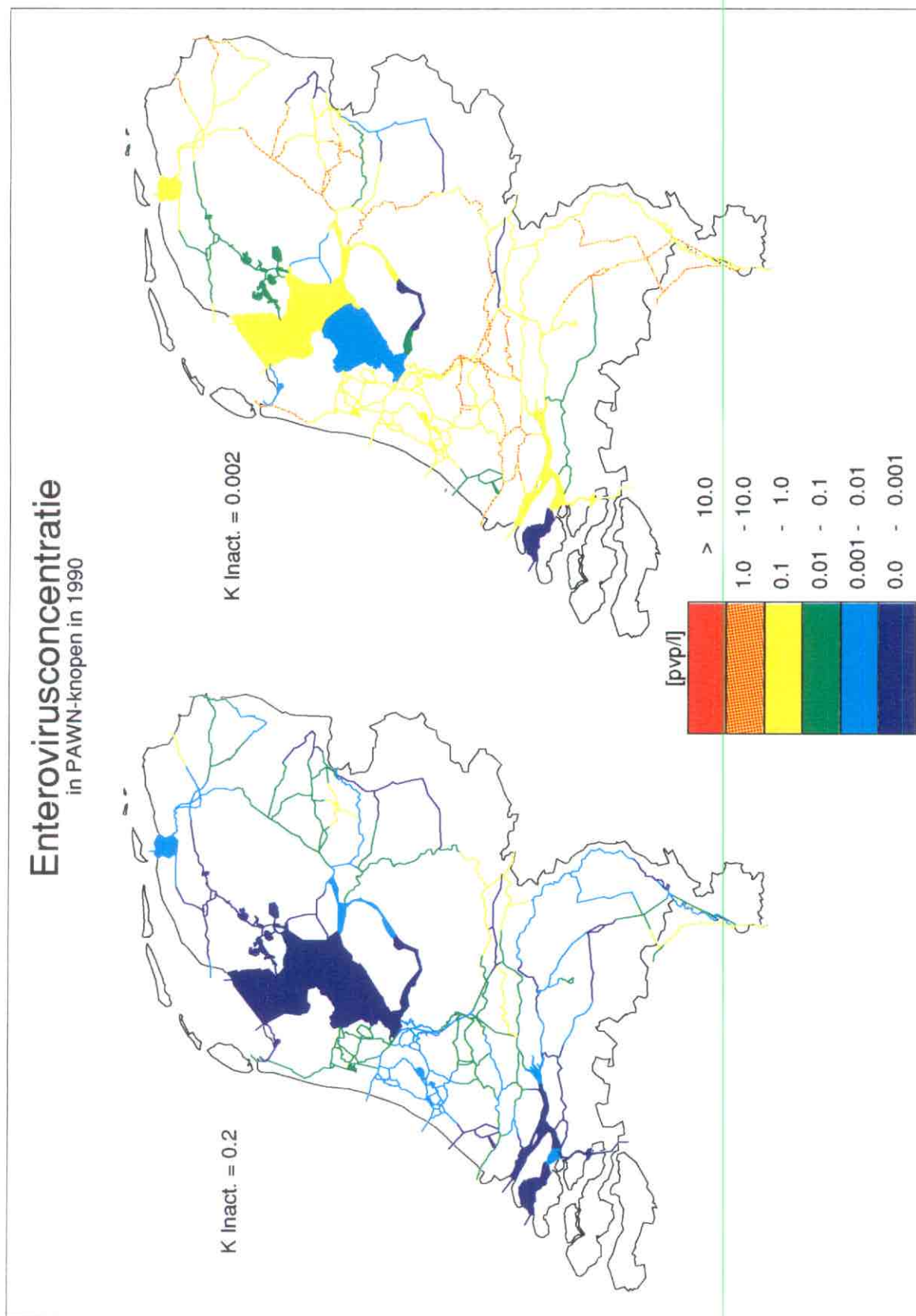
In figuur 11 is het verloop van de enterovirusconcentratie ter hoogte van Andijk (PAWN-knoop 45) en de Brabantse Biesbosch (PAWN-knoop 25) weergegeven. Het betreft hier drinkwaterinnamepunten. Vanaf ongeveer dag 90 tot dag 270 is het verloop vergelijkbaar met dat van de PAWN-districten (figuur 6). In de winterperiode van dag 270 tot in het voorjaar stijgt volgens de berekeningen daarentegen de concentratie verder met een maximum rond dag 80, wat verklaard kan worden uit de combinatie van een lage watertemperatuur en een korte verblijftijd. Voor beide knopen is het verloop van de enterovirusconcentratie gelijk, maar de concentratie bij de Biesbosch is ongeveer een factor 10 hoger.



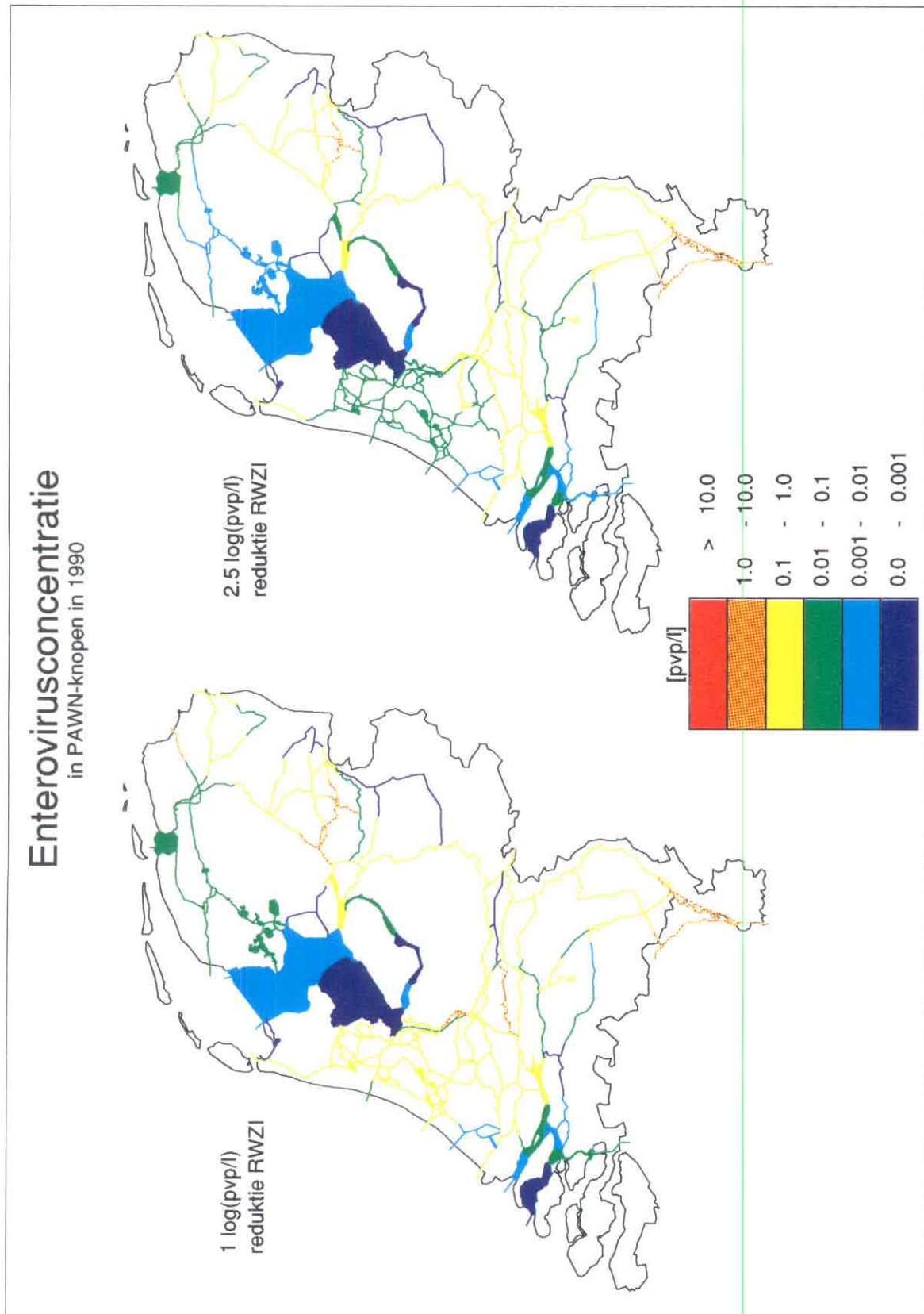
Figuur 7 Enterovirusconcentratie in PAWN-knopen in 1990. Zomer (dag 180), toevoer van enterovirussen vanuit het buitenland, $k_{inact} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ en 1,7 logeenheden reductie bij de RWZI's. = Standaard situatie naast Winter (dag 360)



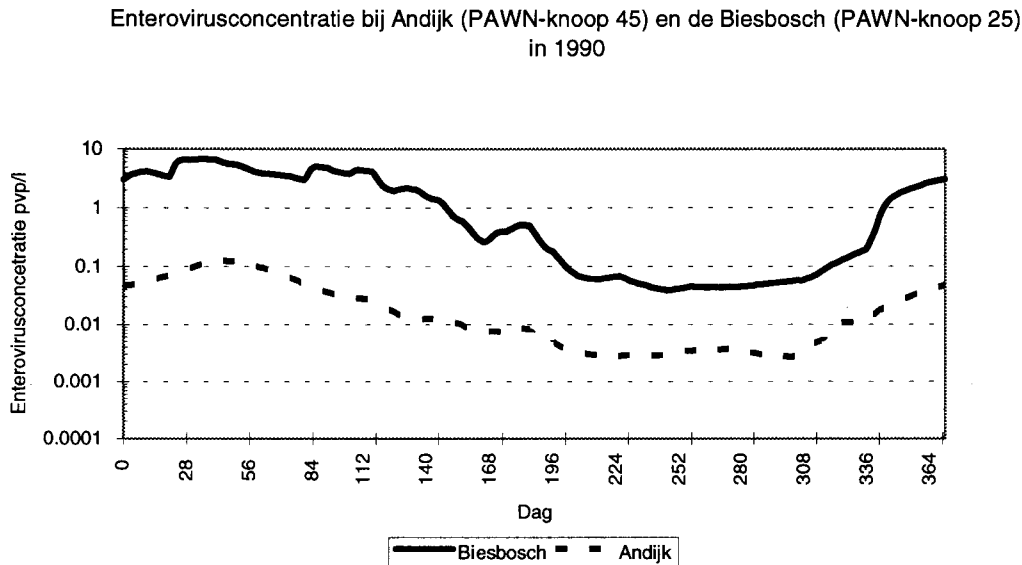
Figuur 8 Enterovirusconcentratie in PAWN-knopen in 1990. Wel en niet toevoer van enterovirussen vanuit het buitenland.



Figuur 9 Enterovirusconcentratie in PAWN-knopen in 1990. $k_{inact} = 0,2 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$ en $k_{inact} = 0,002 \text{ dag}^{-1} \times \text{°C}^{-1}$.



Figuur 10 Enterovirusconcentratie in PAWN-knopen in 1990. 1 en 2,5 logeenheden reductie bij RWZI's.



Figuur 11. Enterovirusconcentratie ter hoogte van drinkwaterinnamepunten Andijk (PAWN-knoop 45) en de Biesbosch (PAWN-knoop 25) in 1990.

6.4 Vergelijking gemeten en berekende enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen

In Tabel 9 zijn de (eigen) gemeten naast de berekende enterovirusconcentraties in oppervlaktewater gegeven. De bronverwijzingen naar de oorspronkelijke metingen staan vermeld in Havelaar *et al.* (1993), behalve die van de Bergse Maas bij Keizersveer en het IJsselmeer bij Andijk. Deze laatste zijn verricht in het kader van een onderzoeksprogramma ter bepaling van de verontreiniging met virus van de grondstof voor de drinkwaterbereiding. De berekende enterovirusconcentraties zijn van dezelfde dag in het jaar als de gemeten concentraties.

In figuur 12 zijn de gemeten en berekende enterovirusconcentraties van PAWN-knopen 5, 8, 10, 25, 34 en 57 grafisch weergegeven. De overeenstemming in deze knopen is opvallend goed, de berekende concentraties wijken in het algemeen minder dan 1 logeenheid af van de gemeten concentraties. Vrijwel al de metingen in de knopen van deze grote rivieren zijn in de maanden oktober tot en met maart gemeten, bij deze metingen is de overeenstemming goed. De metingen in de Lek bij Vianen zijn in de zomer-periode uitgevoerd, maar ook hier is de overeenstemming goed. Ook dient opgemerkt te worden, dat de concentratie in al deze knopen, behalve 57, in sterke mate wordt beïnvloedt door de veronderstelde aanvoer vanuit het buitenland (zie ook figuur 8). In PAWN-knoop 57 is die invloed er niet. De overeenstemming met de decembermetingen is hier goed, de metingen in het begin van het jaar variëren sterk. Hier zijn de gemeten concentraties gespreid over 3 logeenheden en de berekende over minder dan 1 logeenheid.

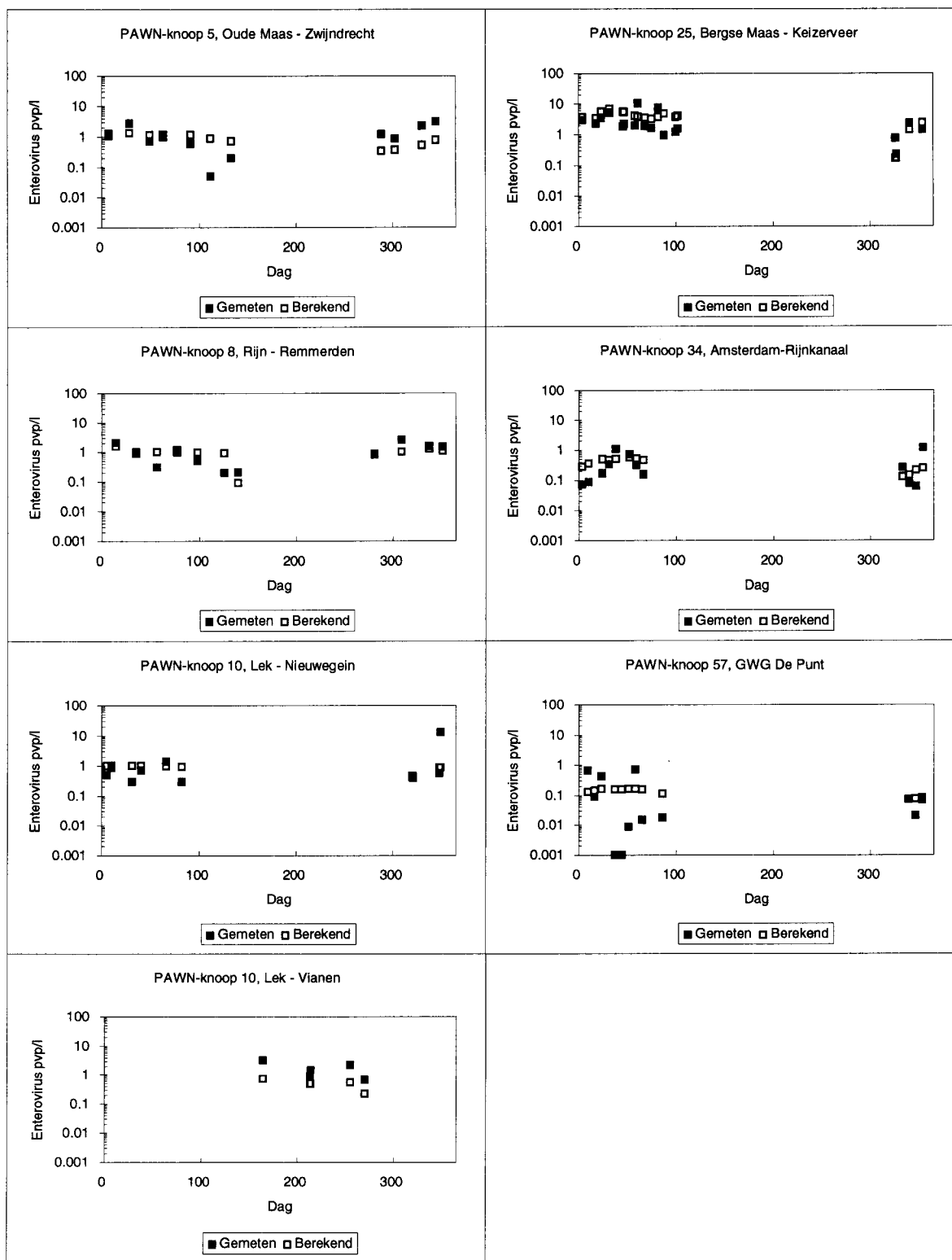
In het algemeen is de spreiding in de metingen groter dan in de berekeningen. De grotere fluctuaties in de metingen ten opzichte van de berekeningen zijn te verklaren uit lokale

effecten, bijvoorbeeld doordat al of niet in de pluim van een lozing is bemonsterd. De meeste stromende oppervlaktewateren zijn volledig turbulent met een menglengte van 1 tot 10 m, in de grote rivieren kan deze echter oplopen tot 100 km of meer (De Nijs en de Greef, 1991). De metingen in de dode rivierarmen van PAWN-knopen 9, 10 en 15 liggen alle ruim een factor 10 lager dan de berekende concentraties in de knopen zelf. WATNAT past voor de berekeningen de PAWN-indeling toe, daarom zijn dergelijke dode armen niet onderscheiden van de rivier zelf. De metingen in de PAWN-knopen 44, 45, 49, 79 en 84 liggen ook 1 tot 2 logeenheid lager dan de berekende concentraties. De overeenstemming in PAWN-knoop 54 lijkt goed. Van PAWN-knoop 95 kan alleen worden vastgesteld dat zowel de gemeten als de berekende concentraties heel laag zijn.

Tabel 9 Vergelijking gemeten en berekende enterovirusconcentraties (pvp/l) in PAWN-knopen.

Locatie*	Datum	Gemeten	Berekend	Locatie	Datum	Gemeten	Berekend	Locatie	Datum	Gemeten	Berekend
5, R	15/10/86	1,2	0,34	15, R	05/07/89	4,8	5,3	54, P	21/06/89	0,004	0,007
Oude Maas	29/10/86	0,87	0,37	Maas bij Eysden	30/08/89	< 0,1	3,0	Bergumermeer	16/08/89	0,011	0,006
bij	26/11/86	2,3	0,53	15, P	05/07/89	1,3	5,3	57, R	05/12/90	0,073	0,075
Zwijndrecht	10/12/86	3,2	0,78	Maasvogels	30/08/89	0,005	3,0	GWG	12/12/90	0,021	0,078
	07/01/87	1,1	1,3	15, P	05/07/89	0,69	5,3	"De Punt"	19/12/90	0,07	0,084
	28/01/87	2,8	1,4	Oost Maarland	30/08/89	0,025	3,0		09/01/91	0,67	0,13
	18/02/87	0,72	1,2	25, R	23/11/83	0,23	0,17		16/01/91	0,09	0,14
	04/03/87	1,0	1,2	Bergse Maas	07/12/83	2,3	1,4		23/01/91	0,43	0,17
	01/04/87	0,6	1,2	bij	20/12/83	1,4	2,4		06/02/91	0,001	0,16
	22/04/87	0,05	0,90	Keizersveer	04/01/84	3,0	3,7		13/02/91	0,001	0,16
	13/05/87	0,2	0,72		18/01/84	2,3	3,5		20/02/91	0,0094	0,17
8, R	08/10/86	0,81	0,88		01/02/84	5,2	6,7		27/02/91	0,72	0,17
Rijn bij	05/11/86	2,6	1,0		15/02/84	1,9	5,6		06/03/91	0,015	0,16
Remmerden	03/12/86	1,6	1,3		28/03/84	0,95	5,0		27/03/91	0,018	0,12
	17/12/86	1,5	1,1		11/04/84	1,6	4,2	79, R	29/07/87	3	0,062
	14/01/87	2,1	1,6		21/11/84	0,74	0,17	Haarlemmer	19/08/87	0,13	0,064
	04/02/87	0,91	1,0		23/01/85	3,6	5,6	Ringvaart bij	02/09/87	0,65	0,067
	25/02/87	0,31	1,0		27/02/85	2,0	4,2	Blauwe Mees	16/09/87	6,8	0,073
	18/03/87	1,2	1,0		10/04/85	1,3	3,81		30/09/87	1,2	0,079
	08/04/87	0,52	0,97		16/02/94	2,3	5,5	79, R	29/07/87	2,4	0,062
	06/05/87	0,2	0,92		02/03/94	10	3,8	Haarlemmer	19/08/87	0,016	0,064
	20/05/87	0,21	0,98		09/03/94	1,9	3,7	Ringvaart bij	02/09/87	0,054	0,067
9, P	27/09/89	< 0,005	0,28		16/03/94	1,6	3,3	Zwaanshoek	16/09/87	1,8	0,071
Wijk bij	13/06/90	< 0,005	0,79		23/03/94	7,6	3,8		30/09/87	0,07	0,079
Duurstede	01/08/90	0,061	0,60	34, R	29/11/89	0,26	0,13	79, R	29/07/87	4,5	0,062
	12/09/90	< 0,005	0,65	Amsterdam-	06/12/89	0,079	0,15	Haarlemmer	19/08/87	0,35	0,064
9, P	02/08/89	0,23	0,60	Rijnkanaal	13/12/89	0,062	0,22	Ringvaart bij	02/09/87	0,23	0,067
Maurik	27/09/89	0,15	0,28	Loenen +	20/12/89	1,2	0,25	Cruquius	16/09/87	4	0,073
	01/08/90	0,025	0,60	Bethunepolder	03/10/90	0,072	0,28		30/09/87	0,41	0,079
10, R	17/11/87	0,4	0,42	(1:1)	10/01/90	0,088	0,36	84, R	22/07/87	0,18	0,91
Lek bij	15/12/87	13	0,87		24/01/90	0,17	0,51	Linge bij	05/08/87	0,11	0,95
Nieuwegein	05/01/88	0,5	1,0		31/01/90	0,34	0,47	Asperen	09/09/87	0,05	0,96
	09/02/88	0,7	1,0		07/02/90	1,1	0,52		23/09/87	10	1,2
	22/03/88	0,3	0,93		21/02/90	0,71	0,57	84, R	22/07/87	0,13	0,91
	15/11/88	0,46	0,42		28/02/90	0,32	0,54	Linge bij	05/08/87	0,081	0,95
	13/12/88	0,56	0,86		07/03/90	0,16	0,47	Heukelum	26/08/87	0,026	0,95
	10/01/89	0,87	1,0	44, P	21/06/89	0,006	0,35		09/09/87	0,03	0,96
	31/01/89	0,3	1,0	Kamperhoek	16/08/89	0,005	0,22		23/09/87	0,34	1,2
	07/03/89	1,4	0,99	45, P	19/01/94	0,032	0,067	84, R	22/07/87	0,055	0,91
10, R	02/08/89	1,5	0,49	IJsselmeer	26/01/94	0,007	0,086	Linge bij	05/08/87	0,071	0,95
Lek bij	27/09/89	0,67	0,23	bij	02/02/94	0,012	0,11	Kedichem	26/08/87	0,04	0,95
Vianen	13/06/90	3,3	0,72	Andijk	09/02/94	0,005	0,13		09/09/87	0,005	0,96
	01/08/90	0,88	0,49		23/02/94	0,034	0,11		23/09/87	0,21	1,2
	12/09/90	2,2	0,54	49, P	20/09/89	0,027	0,035	95, P	20/09/89	< 0,005	0
10, P	02/08/89	0,19	0,49	Harderstrand	04/10/89	< 0,006	0,038	Horst Zuid	15/08/90	< 0,005	0
Tull en	27/09/89	< 0,005	0,23		15/08/90	0,006	0,030		19/09/90	0,008	0
't Waal	13/06/90	0,17	0,72	49, P	04/10/89	< 0,005	0,038	95, P	19/09/90	< 0,005	0
	01/08/90	0,01	0,49	Oude Pol	15/08/90	< 0,005	0,030	Veluwstrand			
	12/09/90	0,016	0,54		19/09/90	0,006	0,034				

*Locatie: PAWN-knoop, R=Rivier, P=Plas of dode rivierarm.



Figuur 12 Gemeten en berekende enterovirusconcentraties in de PAWN-knoopen 5, 8, 10, 25, 34 en 57(zie ook tabel 9).

7 CONCLUSIES EN DISCUSSIE

Het is mogelijk gebleken om met het bestaande modelinstrumentarium, PROMISE en WATNAT, emissies en concentraties van enterovirussen in het oppervlaktewater te berekenen.

Volgens de schattingen is de totale emissie in de periode 1970 tot en met 1990 ongeveer met een factor 6 afgenomen. Desondanks resteert nog een aanzienlijke belasting van ongeveer $4,1 \times 10^{12}$ pvp/jaar, welke grotendeels wordt veroorzaakt door ongezuiverde lozingen (inclusief overstort): deze maakt in 1990 slechts 9% uit van het totale volume aan afvalwater, maar gebaseerd op een reductie van enterovirus door biologische zuivering van 98% komt 82% van de enterovirussen via de ongezuiverde route op het oppervlaktewater. Verdere vermindering van de emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater kan vanaf 1990 effectief worden bewerkstelligd door verdere terugdringing van ongezuiverde lozingen. Dit kan door toename van het aantal aansluitingen van huishoudens op RWZI's, verdere afname van de fractie mechanische zuivering en door het terugdringen van overstorten. Bij een percentage van ongeveer 96% is de directe belasting van het oppervlaktewater met enterovirussen gelijk aan de belasting die via het effluent van de RWZI's komt. Dit wordt zeer waarschijnlijk gehaald in 1994-1995 (Coppoolse *et al.*, 1993). Als de biologische zuivering minder efficiënt enterovirussen verwijdert dan hier is ingeschat, dan is het aandeel van de gezuiverde lozingen in de totale emissie groter. Dit zal echter maximaal ongeveer 50% bedragen. Er is dus onvoldoende harde basis voor maatregelen ter verbetering van het zuiveringsrendement.

De berekende enterovirusconcentraties bleken voor de grote rivieren qua orde van grootte goed overeen te stemmen met concentratiemetingen. Voor de regionale wateren is de overeenstemming minder goed en zijn er verschillen van een factor 10 tot 100 tussen de metingen en de berekeningen.

Deze berekeningen waren gebaseerd op beperkt beschikbare gegevens over enterovirusconcentraties in ongezuiverd afvalwater en verwijdering bij RWZI's en op een aantal aannames:

- De emissiefactor is op een beperkt aantal gegevens gebaseerd. Een emissiefactor die een factor 10 hoger ligt heeft tot gevolg dat ook de concentraties in het oppervlaktewater een factor 10 stijgen. Bovendien werd aangenomen dat de emissiefactor constant is gedurende het jaar. Op basis van klinisch-virologisch onderzoek is gebleken, dat er sprake is van seizoensvariatie in het aantal incidenties van infecties met enterovirussen (zie 3.3);

- De aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland is sterk van invloed op de concentraties in de Maas, Rijn, IJssel en IJsselmeer. Wel of geen aanvoer levert een verschil in concentratie van een factor 10. De aanvoer werd geschat op basis van metingen van faecale indicatoren en werd gedurende het hele jaar constant verondersteld;

- Er werd een temperatuurafhankelijke inactivatie $K_{inact} = 0,02 \text{ dag}^{-1} \times ^\circ\text{C}^{-1}$ verondersteld. Variatie in deze van 0,002 tot 0,2 gaf een groot verschil in concentraties te zien van twee tot

drie logeenheden. Daarbij is het gekozen temperatuurverloop is niet het werkelijke temperatuurverloop;

-De zuiveringsefficiëntie van de RWZI's heeft een duidelijk effect op de enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen, maar niet in de Maas, Rijn, IJssel en IJsselmeer waar dit effect geheel wordt overschaduwd door de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland.

De berekeningen van de enterovirusconcentraties in de PAWN-knopen zijn nu nog te onzeker om hieraan conclusies te verbinden met betrekking tot de drinkwater- en recreatiewaterkwaliteit. Dit geldt zeker ook voor de concentraties in de PAWN-districten, omdat hier het districts-niveau te globaal is. De concentraties in de PAWN-districten, zoals hier berekend geven slechts een inzicht in de verdeling van enterovirussen over de verschillende districten en kunnen trends in de tijd te zien geven.

Berekening van de emissie en verspreiding van enterovirussen kan als volgt verbeterd worden:

-Door het verrichten van de metingen van de enterovirusconcentraties in de Maas bij Eysden en in de Rijn bij Lobith gedurende tenminste een jaar kan preciezer worden vastgesteld hoe groot de aanvoer van enterovirussen vanuit het buitenland is;

-Door het verrichten van enterovirusmetingen in ongezuiverd afvalwater waarvan de verhouding industrieel/huishoudelijk bekend is en met een bekend aantal inwoners in het betrokken gebied dat is aangesloten kan de emissiefactor enterovirus beter worden vastgesteld. Ook deze metingen zouden gedurende een periode van tenminste een jaar moeten worden verricht;

-Gecombineerd met voorgaande zouden metingen in het effluent van verschillende type RWZI's beter inzicht kunnen geven in de zuiveringsefficiënties van RWZI's;

-Meer inzicht in procesparameters als inactivatie en sedimentatie is moeilijker te verkrijgen, te denken valt aan metingen in bijvoorbeeld Rijn en Maas op verschillende plaatsen.

De emissie van enterovirussen naar het oppervlaktewater is onderhevig aan seizoensvariatie, met name in de zomerperiode is de emissie relatief hoger en kunnen er piekbelastingen voorkomen. Voor nauwkeuriger berekening van de zwemwaterkwaliteit zijn derhalve waterbewegingsmodellen op lokale schaal nodig.

LITERATUUR

- Anonymous. Klimatologische gegevens van Nederlandse stations. Normalen en standaardafwijkingen voor het tijdvak 1951-1980. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut. De Bilt 1982; Rapport R150-10.
- Anonymous. Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250 nrs. 12.
- Anonymous. Beleidsplan drink- en industriewatervoorziening. Deel 1: ontwerp planologische kernbeslissing. 's-Gravenhage 1993; p10.
- Albert M, Schwartzbrod . Recovery of enterovirus from primary sludge using three elution concentration procedures. Wat Sci Tech 1991; 24:225-228.
- CBS, Waterkwaliteitsbeheer, deel b . Zuivering van afvalwater. 1991; Sdu uitgeverij, CBS-publicaties, 's Gravenhage.
- CBS, Statistisch jaarboek 1994; Sdu uitgeverij, CBS-publicaties, 's Gravenhage.
- Coppoolse J, van Bentum T, Schwartz M, Annema JA, Quarles van Ufford C. Zware metalen in oppervlaktewater - bronnen en maatregelen. RIVM 1993; Nota 773003001.
- Graff J, Ticehurst J, Fleming B. Detection of hepatitis A virus in sewage sludge by antigen capture polymerase chain reaction. Appl Environ Microbiol 1993; 59:3165-3170.
- Dahling DR. Detection and enumeration of enteric viruses in cell culture. Critical Rev in Environ Control 1991; 21:237-263.
- Godfree AF, Kay D, Wyer MD. Males specific and somatic coliphages as models for enteric viruses. National Rivers Authority, Bristol 1994; Project Record 476/5/SW.
- Havelaar AH, Van Olphen M, Drost YC. F-specific RNA bacteriophages are adequate model organisms for enteric viruses in fresh water. Appl Env Microbiol 1993; 59,9:2956-2962.
- Heinhuis A. Handleiding. Bestandenverzameling en bewerking ten behoeve van STRAVERA. RIVM/RIZA 1993
- Irving LG, Smith FA. One year survey of enteroviruses, adenoviruses and reoviruses isolated from effluent at an activated sludge purification plant. Appl Env Microbiol 1981; 41,1:51-59.
- Melnick JL. Enteroviruses: Polioviruses, Coxsackieviruses, Echoviruses and newer Enteroviruses. Virology, eds. Fields BN, Knipe DM *et al.* Raven Press Ltd New York 1990; 549-605.
- Nieuwstad ThJ, Mulder EP, Havelaar AH, Van Olphen M. Elimination of micro-organisms from wastewater by tertiary precipitation followed by filtration. Water Res 1988; 22:1389-1397.
- De Nijs ACM, de Greef J. Verdunning van effluent van rioolwaterzuiveringsinstallaties in het Nederlandse oppervlaktewater. H2O 1991; 24:725-730.
- De Nijs ACM, Janse JH, Wortelboer FG, Kramer PRG, Aldenberg T. WATNAT Model Documentation Version 1.0. 1993; LWD Notitie 93-13

- Funderburg SW, Sorber CA. Coliphages as indicators of enteric viruses in activated sludge. *Water Res* 1985; 19:547-555.
- Knoop JM. Deltastudie emissiemodules voor stikstof en fosfor voor het gehele Rijnstroomgebied. 1995; LWD-notitie 95-2.
- Ruiter H, Wilting A. F-specifieke RNA-fagen in rijkswateren. Meetresultaten 1990-1993. 1994 Werkdocument nr. 94.154x. RIZA.
- RWS/RIZA Instrumentarium beleidsanalyse waterhuishouding PAWN. 1990 Waterloopkundig laboratorium Delft.
- Van Liere L, Beurskens K, Leewis RJ, Medema GJ, de Nijs ACM, van Puijenbroek P, Quarles van Ufford CHA, Wortelboer FG. Definitierapport Graadmeters Water in de Milieubalans/Milieuverkenningen RIVM 1994 Rapportnummer 732404003.
- Payment P, Fortin S, Trudel M. Elimination of huan enteric viruses during conventional wastewater treatment by activated sludge. *Can J Microbiol* 1986; 32:922-925.
- Quarles van Ufford CHA, Ros JPM. STRAVERA. A model for the calculation of emission trends and surface water load. RIVM 1991 Rapportnummer 736301011.
- Rolland D, Hartemann P, Joret JC, Hassen A, Foliquet JM. Evaluation of the load of enteroviruses in a biological wastewater treatment plant. *Water Sci Technol* 1983; 15:115-121.
- De Vries JJ. Inleiding tot de hydrologie van Nederland. 1980. Radopi NV. Amsterdam.
- Verstappen G, Quarles van Ufford, Annema JA, Slootweg J, Elzenga JG. PROMISE - een scenariomodel voor de berekening van de belasting van het oppervlaktewater. 1995 In voorbereiding.
- Wellings FM, Lewis AI, Mountain CW. Demonstration of solids-associated virus in wastewater and sludge. *Appl Environ Microbiol* 1976; 31:354-358.
- Williams FP, Hurst CJ Detection of environmental viruses in sludge: enhancement of enterovirus plaque assay titers with 5-iodo-2'-deoxyuridine and comparison to adenovirus and coliphage titers. *Wat Res* 1988; 22:847-851.
- Yates MV, Yates BR, Wagner J, Gerba CP. Modelling virus survival and transport in the subsurface. *J Contaminant Hyd* 1987; 1:329-345.