

Dikegulac in Nederlands oevergrondwater

Inleiding

In juni 1989 werd door Duitse waterleidingbedrijven dikegulac aangetoond in de Rijn en in het daaruit geproduceerde drinkwater [ARW, 1989]. Dikegulac komt als bijprodukt van de Vitamine-C-productie via lozing in de Rijn terecht en wordt daarnaast als groeiregulator (sporadisch) toegepast in de sierteelt. Op grond van deze toepassing wordt dikegulac door de Inspectie van de Volksgezondheid belast met het toezicht op de



R. HOPMAN
KIWA NV, Nieuwegein



Th. H. M. NOIJ
KIWA NV, Nieuwegein



J. C. KRUTHOF
KIWA NV, Nieuwegein

Hygiëne van het Milieu aangemerkt als bestrijdingsmiddel. Ook in het Nederlandse rivier- en daaruit bereide drinkwater werd (in juli 1989) dikegulac aangetoond in concentraties van 2 tot 3 µg/l [GWA/PWN, 1989]. Gezien het weinig toxische karakter van de verbinding en de toezegging dat de producenten de lozing per 1 oktober 1989 zouden staken was er geen aanleiding om de drinkwatervoorziening stop te zetten of verder onderzoek bij oppervlaktewaterbedrijven uit te voeren. Nadat echter (zoals verwacht) ook in het oevergrondwater (Zwolle) dikegulac werd aangetoond is in augustus 1989 door de

Samenvatting

Dikegulac wordt in Duitsland door een aantal bedrijven in de Rijn geloosd als bijprodukt van de Vitamine-C-productie. Het wordt daarnaast gebruikt als groeiregulator in de sierteelt en wordt op grond hiervan door de Inspectie van de Volksgezondheid aangemerkt als bestrijdingsmiddel. In een door KIWA in opdracht van de VEWIN en de betrokken bedrijven uitgevoerd onderzoek is in het reine water van 14 oevergrondwater-pompstations een concentratie dikegulac bepaald boven de wettelijke norm voor een bestrijdingsmiddel in drinkwater van 0,1 µg/l. De maximale concentratie in zowel het ruwe als het reine water bedraagt circa 6 µg/l. Uit het onderzoek blijkt verder dat er een goede correlatie bestaat tussen het percentage jong oevergrondwater (infiltratie na 1962) in het ruwe water van een pompstation en de in dit water aangetoonde concentratie dikegulac. Hoewel het onderzoek een oriënterend karakter had, kan op grond van de resultaten worden gesteld dat de huidige zuiveringssystemen dikegulac in onvoldoende mate uit het overgrondwater verwijderen.

VEWIN en de oevergrondwater-verwerkende bedrijven in Nederland opdracht gegeven aan KIWA om een onderzoek uit te voeren naar het voorkomen van dikegulac in het ruwe en het reine water van pompstations waar oevergrondwater als grondstof wordt gebruikt. De reden voor deze opdracht lag in het feit dat de oevergrondwaterbedrijven ook na een stopzetting van de lozing nog gedurende enige maanden tot jaren concentraties dikegulac in hun grondstof kunnen verwachten, die liggen boven de wettelijke norm voor een individueel bestrijdingsmiddel in drinkwater van 0,1 µg/l. De doelstellingen van genoemd onderzoek waren het ontwikkelen van een methode voor de bepaling van dikegulac in water op een niveau van 0,1 µg/l en het inventariseren van het voorkomen van

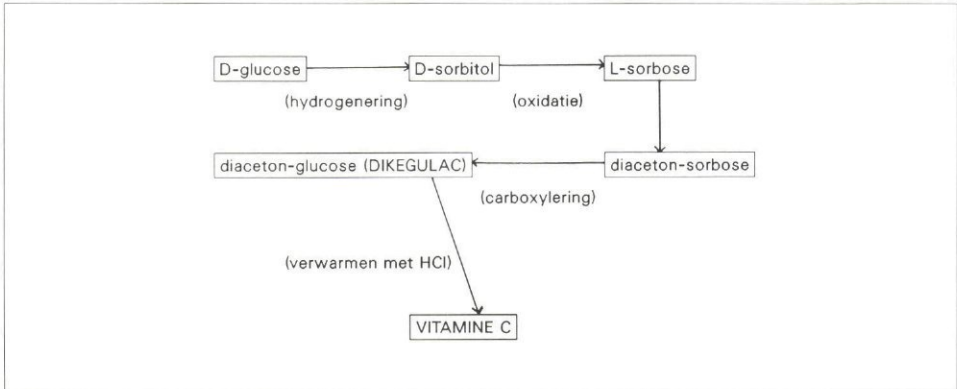
dikegulac in het ruwe en het reine water van de oevergrondwaterbedrijven in Nederland [Hopman en Noij, 1990].

Dikegulac: productie, gebruik, eigenschappen en gedrag in het milieu
In afb. 1 is het schema van de Vitamine-C-productie opgenomen, waaruit blijkt dat dikegulac tijdens deze productie gevormd wordt en dus wordt geloosd als bijprodukt. Over de lozingshoeveelheden zijn voorsnog geen gegevens bekend. Gezien het proces waarbij dikegulac vrijkomt moet rekening worden gehouden met een lozing die mogelijk al enige tientallen jaren plaatsvindt. Het natriumzout van dikegulac wordt bovendien als groeiregulator gebruikt in de sierteelt. De gebruikshoeveelheid in Nederland ligt echter onder de 5.000 kg per jaar [Hopman e.a., 1990]. De structuurformule

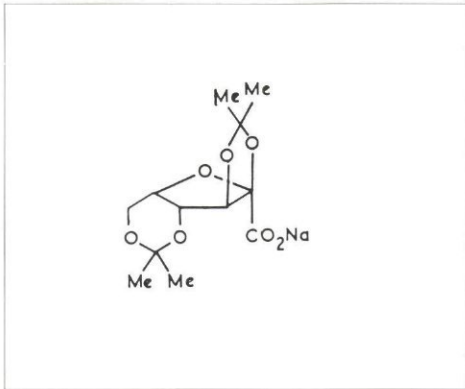
TABEL I – Kenmerken en eigenschappen van dikegulac-natrium en bentazon [Hartley en Kidd, 1987].

	Dikegulac:	Bentazon:
Handelsnamen	Atrinal, Cutlass	Basagran
Brutoformule	C ₁₂ H ₁₇ O ₇ Na	C ₁₀ H ₁₂ N ₂ O ₃ S
Molmassa	296, 26 gram/mol	240, 28 gram/mol
Smeltpunt	>300 °C	137-139 °C
Dampspanning	verwaarloosbaar	< 0,01 mPa, 20 °C
Oplosbaarheid in water	> 1 kg/l	500 mg/l, 20 °C
L.D 50 (mannelijke rat)	31.000 mg/kg	1.100 mg/kg

Afb. 1 – Schema van de Vitamine-C-productie.



Afb. 2 – Structuurformule van dikegulac-natrium.



van dikegulac-natrium is weergegeven in afb. 2.

Dikegulac is een polaire verbinding, die in neutraal waterig milieu voorkomt als anion. Dit heeft enerzijds tot gevolg dat de verbinding in het milieu zeer mobiel is en zowel tijdens de bodempassage als tijdens de zuivering nauwelijks wordt geadsorbeerd. Anderzijds levert het polaire karakter van de verbinding problemen op bij de analyse van de verbinding, met name bij de isolatie van het middel uit water. In tabel I zijn enige gegevens van dikegulac opgenomen. Ter vergelijking zijn in deze tabel ook de gegevens van bentazon opgenomen.

van de bij KIWA operationele bepalingmethoden voor bentazon en chloorfenoxycarbonzuren. Het belangrijkste probleem hierbij betrof de slechte haalbaarheid van de methode voor de bepaling van dikegulac. Dit was na uitgebreid onderzoek terug te voeren op de afbraak van dikegulac na aanzuren van het monster tot pH = 1, nodig om dikegulac kwantitatief uit water te kunnen extraheren. Een optimaal compromis tussen enerzijds een zo kwantitatief mogelijk extractie (lage pH) en anderzijds een minimale afbraak (hogere pH) bleek bereikt te worden door het monster te extraheren bij pH = 3. Hierbij werd de opbrengst ('recovery') vastgesteld op 45%,

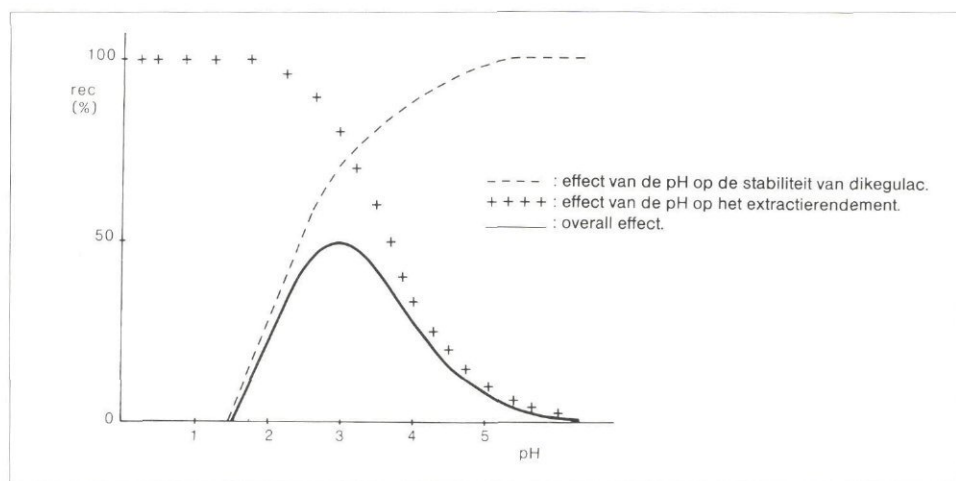
met een herhaalbaarheid corresponderend met een relatieve standaarddeviatie van 31% (van een geaddede hoeveelheid van 0,5 µg/l werd 0,22 µg/l teruggevonden met een standaarddeviatie van 0,07 µg/l; n = 5). Een en ander is weergegeven in afb. 3.

Identificatie van dikegulac met de GC/ITD methode vindt plaats op basis van de retentietijd en drie massawaarden (m/e = 273, 215 en 143). Tevens biedt de ITD de mogelijkheid om te identificeren op basis van het gehele massaspectrum. De bepalingsgrens van de methode bedraagt 0,04 µg/l. Dit betekent dat, rekeninghoudend met een rendement van 45%, de minimaal te bepalen concentratie in een watermonster 0,08 µg/l bedraagt. Een schematische weergave van de bepalingmethode is weergegeven in afb. 4. Voor een uitgebreide beschrijving van de bepalingmethode van dikegulac in water wordt verwezen naar Noij en Spruit [1990].

Onderzoekslocaties

In totaal zijn 18 locaties betrokken bij het onderzoek. De locaties zijn weergegeven in afb. 5.

Bij de selectie van de te onderzoeken pompstations is uitgegaan van de resultaten van het KIWA-onderzoek naar het voorkomen van bentazon in oevergrondwater [Hopman, 1988] en gegevens over het percentage (jong) oever-

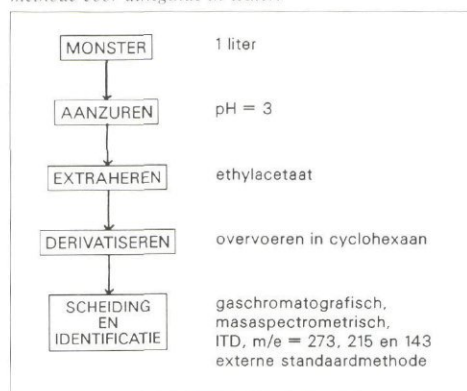


Afb. 3 - Schematische voorstelling van de overall recovery (rec) van de isolatie als functie van de pH.

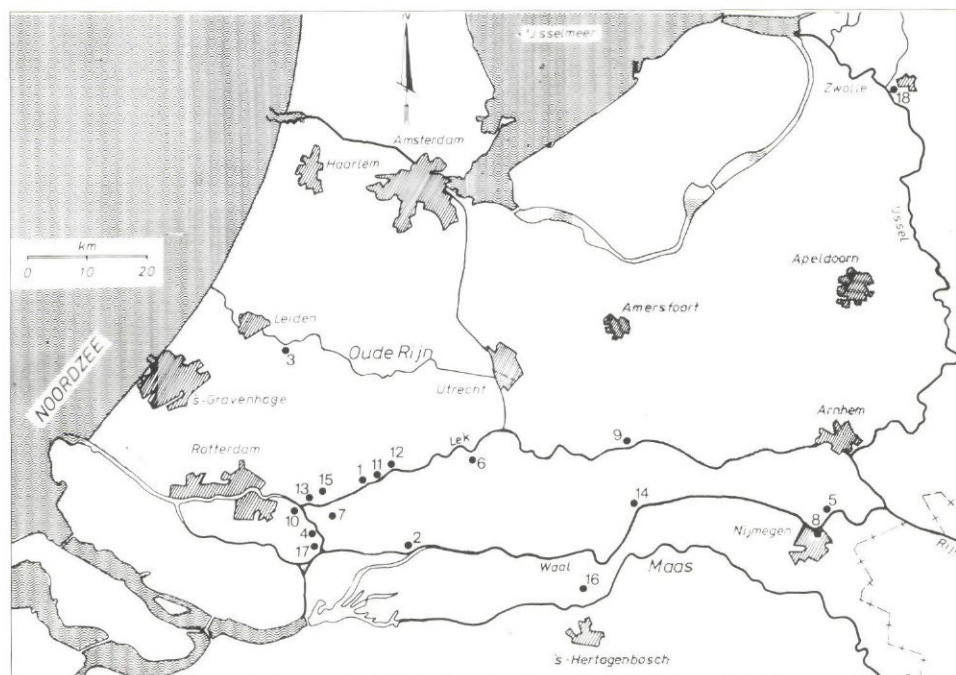
Ontwikkeling van een bepalingmethode voor dikegulac in water

In de eerste fase van het onderzoek is een methode ontwikkeld voor de kwantitatieve bepaling van dikegulac in water op een niveau van 0,1 µg/l. Het betreft een gaschromatografische (GC) methode waarbij de detectie plaatsvindt met behulp van een op massaspectrometrie gebaseerde techniek, de Ion Trap Detector (ITD). Bij de ontwikkeling van deze (GC/ITD) methode is uitgegaan

Afb. 4 - Schematische weergave van de bepalingmethode voor dikegulac in water.



Afb. 5 - Locaties van de onderzochte pompstations: Dijklaan (1), Hardinxveld-Giessendam (2), Hazerswoude (3), Hendrik-Ido-Ambacht (4), Lent (5), Lexmond (6), Nieuw-Lekkerland (7), Nijmegen (8), Remmerden (9), Ridderkerk (10), Rodenhuis (11), Schoonhoven (12), Schuivacht (13), Tiel (14), Tiendweg (15), Veldriel (16), Zwijsendrecht (17), Zwolle (18).



grondwater [Stuyfzand, 1985] dat bij elk pompstation wordt opgepompt. De mobiliteit van bentazon in het milieu is weliswaar kleiner dan van dikegulac, maar de resultaten van het bentazon-onderzoek zijn gebruikt als een eerste indicatie: op de locaties waar bentazon is aangetoond is er een grote kans dat ook dikegulac wordt aangetroffen. Onder jong oevergrondwater wordt verstaan de fractie van de opgepompte grondstof welke is geïnfiltreerd na 1962 (gegevens uit [Stuyfzand, 1985]). De onderzochte pompstations zijn opgenomen in tabel II. In deze tabel is achtereenvolgens aangegeven tot welk bedrijf het pompstation behoort, de gemiddelde afstand van het puttenveld tot de rivier, de fractie van de grondstof, welke geïnfiltreerd is na 1962 en de concentratie bentazon in genoemd onderzoek in het ruwe water.

Dikegulac in oppervlaktewater

Zoals reeds in de inleiding is vermeld, werd in juni 1989 voor het eerst melding gemaakt van dikegulac in de Rijn.

TABEL II – De onderzochte locaties, de gemiddelde afstand tot de rivier, de fractie van de grondstof, die is geïnfiltreerd na 1962 en de concentraties bentazon.

Locatie	Bedrijf	Afstand (m)	Fractie P ¹	C bentazon (ruw, µg/l) ²
Dijklaan	WZHO	580	0,94	1,4
Hardinxveld-Giessendam	A&V	350	0,80	0,9
Hazerswoude	WZHO	100	0,37	< 0,02
Hendrik-Ido-Ambacht	WOIJ	300	0,47	0,43
Lent	WMG	350	0,26	0,21
Lexmond	A&V	1.300	0,01	< 0,02
Nieuw-Lekkerland	A&V	630	0,64	0,6
Nijmegen	Nijmegen	370	0,20	0,34
Remmerden	WMN	30	0,82	0,25
Ridderkerk	WOIJ	940	0,06	< 0,02
Rodenhuis	WZHO	810	0,40	0,5
Schoonhoven	WZHO	310	0,95	0,7
Schuwacht	WZHO	205	0,55	1,0
Tiel	WMG	340	0,18	0,05
Tiendweg	WZHO	1.250	0,55	0,31
Velddriel	WMG	3.500	0	0,02
Zwijndrecht	WOIJ	130	0,42	1,6
Zwolle	WMO	815	0,40	0,7

¹ De waarde voor P is berekend uit de waarden % U en % J, zoals deze staan vermeld in [Stuyfzand, 1985], volgens:

$$P = (\% U \cdot \% J) / 10.000 \tag{1}$$

waarin

% U: totaal percentage oevergrondwater in de grondstof

% J : percentage oevergrondwater, geïnfiltreerd na 1962.

² De resultaten voor de concentratie bentazon in het ruwe water (C bentazon, ruw) zijn ontleend aan [Hopman, 1988].

TABEL III – Concentraties dikegulac in de Rijn, zoals gemeten op verschillende locaties en door verschillende instituten.

Locatie	Datum	Instituut	Concentratie (µg/l)
Rijn (Wiesbaden)	juni 1989	ESWE	2
Lekkanaal (WRK)	juli 1989	RIVM	2,3
Rijn (Lobith)	oktober 1989	ESWE	3
Lekkanaal (WRK)	oktober 1989	KIWA	1,4
Lekkanaal (WRK)	december 1989	KIWA	2,2
Rijn (Wiesbaden)	december 1989	ESWE	1

ESWE: Institut für Wasserforschung und Wassertechnologie te Wiesbaden.

WRK: innamepunt Nieuwegein.

Dikegulac en de volksgezondheid

De stof dikegulac is relatief weinig giftig voor de mens. De nu in het drinkwater aangetroffen concentraties leveren dan ook geen direct gevaar op voor de volksgezondheid. Dat schrijft minister Alders van VROM in zijn brief van 17 augustus 1990 aan de Tweede Kamer. In opdracht van zijn ministerie heeft het RIVM dit voorjaar een toxicologische evaluatie van dikegulac opgesteld, waarin dat wordt bevestigd.

De minister stelt zich in de brief op het standpunt, dat het niet opportuun is om de waterleiding-bedrijven additionele zuiveringstechnische maatregelen te doen nemen, omdat dikegulac een geringe toxicologische betekenis heeft, en er bovendien al door de lozers saneringsmaatregelen zijn genomen en verder genomen zullen worden. Op basis van het KIWA-rapport [Hopman en Noij, 1990] neemt de minister aan, dat een operationele verwijderingstechniek pas beschikbaar zal zijn op een moment, dat de brongerichte maatregelen al voldoende effect hebben gehad. 'Door de genomen en nog te nemen maatregelen tot terugdringing van de lozingen zullen de concentraties in de Rijn verder afnemen. Daarbij kan de vraag rijzen of hetzelfde geldt voor het water dat wordt gewonnen door bedrijven met oeverinfiltratie. Gezien de zeer grote veiligheids-marge die het RIVM bij de huidige concentraties aanwezig acht, kan evenwel worden uitgesloten dat de desbetreffende waterleidingbedrijven in de toekomst zullen worden geconfronteerd met concentraties waarbij enig gevaar voor de volksgezondheid zou kunnen optreden. Door steekproefsgewijs onderzoek van de dikegulacconcentratie in de Rijn zal het verloop van de concentratie in de tijd worden bewaakt', aldus Alders.

Redactie H₂O

Na overleg tussen de waterleiding-bedrijven en de producenten van Vitamine C werd door de producenten toegezegd dat de zuiveringinstallaties zodanig zouden worden aangepast dat er per 1 oktober 1989 geen lozing van

dikegulac meer plaats zou vinden. Uit tabel III, waarin opgenomen zijn de concentraties dikegulac op verschillende plaatsen in de Rijn, valt echter te concluderen dat ook na die datum nog dikegulac in de Rijn is aangetoond. Door ESWE wordt de concentratie dikegulac in de Rijn ter hoogte van Wiesbaden nog frequent bepaald. Medio maart 1990 was de concentratie gedaald tot 0,3-0,5 µg/l [Haberer, 1990].

Dikegulac in oevergrondwater

De concentraties dikegulac in het ruwe en reine water van de eind 1989 onderzochte pompstations zijn opgenomen in tabel IV. De weergegeven waarden zijn de voor het rendement van de meetmethode gecorrigeerde concentraties. Tevens zijn de additionele zuiveringsstappen ten tijde van de monsterneming opgenomen. De conventionele zuiveringsstappen (beluchting en snelle zandfiltratie) zijn niet opgenomen, omdat gezien de eigenschappen van de verbinding hiervan geen effect op de concentratie is te verwachten.

Hierbij dient opgemerkt te worden dat het hier eenmalige metingen betreft. Uit de tabel blijkt dat, met uitzondering van Velddriel, de concentratie dikegulac in het ruwe water van alle pompstations ruim boven de wettelijke norm voor drinkwater van 0,1 µg/l ligt. Het feit dat in Velddriel geen dikegulac is aangetoond is in overeenstemming met het feit dat in Velddriel geen jong oevergrondwater (P = 0) wordt opgepompt. Uit dit laatste gegeven kan tevens geconcludeerd worden dat dikegulac niet van nature voorkomt, maar als gevolg van de lozingen in de Rijn in het oevergrondwater terecht is gekomen. In een

referentiemonster van de Drentse Aa werd eveneens geen dikegulac aangetroffen, hetgeen de relatie dikegulac-Rijn nogeens onderschrijft.

De concentratie van een bestrijdingsmiddel (bijvoorbeeld dikegulac) in het ruwe water van een oevergrondwaterpompstation wordt bepaald door:

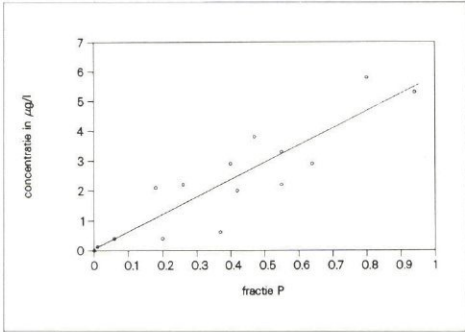
- de concentratie van het bestrijdingsmiddel in de Rijn als functie van de tijd, $C_0(t)$;
- het pompregime;
- de gemiddelde afstand van het puttenveld tot de rivier;
- de fractie oevergrondwater in het opgepompte ruwe water;
- de retardatie (= vertragsings-)factor voor het bestrijdingsmiddel ten opzichte van water tijdens de bodempassage.

Dit geldt ook voor de concentratie in het ruwe water van een pompstation op grote afstand van de rivier en voor een stof die tijdens de bodempassage zeer sterk geadsorbeerd wordt. Wanneer echter geldt: $T > t.R$ (stof wordt langer geloosd dan dat hij erover doet om de bron te bereiken) wordt vergelijking (2) vervangen door:

$$C \text{ (ruw)} = P \cdot C_0 \tag{3}$$

Vergelijking (3) houdt in dat de concentratie dikegulac in het ruwe water van elk pompstation alleen bepaald wordt door de fractie P van het desbetreffende pompstation.

In afb. 6 is de concentratie dikegulac in het ruwe water van een pompstation uitgezet tegen de fractie oeverinfiltraat van



Afb. 6 - Relatie tussen de concentratie dikegulac (C) in het ruwe water en de fractie na 1962 geïnfiltereerd oevergrondwater (P) van een pompstation.

TABEL IV – Concentraties dikegulac (µg/l) in het ruwe en reine water van oevergrondwaterbedrijven in Nederland.

Locatie	Concentratie µg/l		Additionele zuivering (september 1989)
	Ruw	Rein	
Dijklaan	5,3	2,9	–
Hardingxveld-Giessendam	5,8	7	AKF, looptijd > 6 mnd.; UV
Hazerswoude	0,6	0,47	–
Hendrik-Ido-Ambacht	3,8	2,7	AKF, looptijd ± 6 mnd.; UV
Lent	2,2	1,6	AKF, looptijd ± 6 mnd.
Lexmond	0,13	< 0,08	–
Nieuw-Lekkerland	2,9	0,49	AKF, looptijd ± 2 mnd.; UV
Nijmegen	0,40	0,40	–
Remmerden	1,2/0,6 ¹	–	–
Ridderkerk	0,40	0,9	–
Rodenhuis	2,9	2,4	–
Schoonhoven	– 2	2	–
Schuwwacht	3,3	3,8	–
Tiel	2,1	1,9	AKF, looptijd ± 1 jaar
Tiendweg	2,2	1,9	–
Velddriel	< 0,08	< 0,08	–
Zwijndrecht	2,0	1,8	OZON, dosis 1,2 mg/l
Zwolle	2,9	2,7	AKF, looptijd > 6 maanden

¹ Pompput 4/Waarnemingsput 8, geen rein.
² Pompstation tijdelijk buiten gebruik.
AKF: actieve-koolfiltratie.

Wanneer de volgende aannames worden gemaakt:

- concentratie in de Rijn constant in de tijd vanaf start lozing ($C_0(t) = C_0$);
 - pompregime constant in de tijd;
- geldt dat de concentratie in het ruwe water van een pompstation bepaald wordt door:

$$C \text{ (ruw)} = \frac{T}{t.R} \cdot P \cdot C_0 \text{ met } T < t.R \tag{2}$$

waarin:

- T : tijd dat bestrijdingsmiddel al geloosd wordt (dagen)
 - t : gemiddelde verblijftijd water tijdens bodempassage (dagen)
 - R : retardatiefactor bestrijdingsmiddel (–)
 - P : fractie oevergrondwater dat is geïnfiltereerd sinds start lozing (–)
- Vergelijking (2) houdt in dat de concentratie C (ruw) van een stof die pas korte tijd geloosd wordt laag zal zijn.

na 1962 in de grondstof (P) van het desbetreffende pompstation. Uit deze afbeelding blijkt inderdaad dat er een goede correlatie tussen genoemde parameters bestaat. De bijbehorende vergelijking luidt:

$$C \text{ (in } \mu\text{g/l)} = 5,8 (\pm 0,9) \cdot P + 0,07 (\pm 0,38) \tag{4}$$

Dit betekent dat voor alle pompstations geldt dat de periode waarin dikegulac reeds in de Rijn aanwezig is langer is dan de verblijftijd van dikegulac tijdens de bodempassage ($T > t.R$), en dus dat de gemiddelde afstand tot de rivier niet van invloed is op de concentratie dikegulac. Op grond van de grote mobiliteit van dikegulac (retardatiefactor = 1), de langdurige lozing (> 30 jaar) en de gemiddelde verblijftijden voor de pompstations (< 30 jaar) is bovenstaande goed

te verklaren. Voor bentazon is de situatie anders. Onduidelijk is hoe lang bentazon reeds in de Rijn aanwezig is en bovendien is de retardatiefactor groter dan 1.

Dit betekent dat vergelijking (3) voor bentazon niet gebruikt mag worden. Uitzetten van de concentratie bentazon tegen P geeft ook geen lineair verband te zien.

Met behulp van vergelijking (4) is voor bijvoorbeeld het tijdens het onderzoek buiten bedrijf zijnde pompstation Schoonhoven ($P = 0,95$) een concentratie dikegulac in het ruwe water te voorspellen, $C = 5,6 \pm 1,3 \mu\text{g/l}$.

De verwijdering van dikegulac uit water

Uit tabel IV blijkt dat op 14 locaties de concentratie dikegulac in het reine water de norm van 0,1 µg/l overschrijdt. Hoewel het hier enkelvoudige waarnemingen betreft kan op grond van deze resultaten gesteld worden dat de thans toegepaste zuiveringsstappen in het algemeen dikegulac niet in voldoende mate verwijderen. Vergelijking van de concentraties in het ruwe en het reine water kan inzicht verschaffen in het verwijderingsrendement van de verschillende toegepaste methoden. Hierbij wordt opgemerkt dat de mogelijkheid bestaat dat het ruw water en rein water monster niet altijd op exact hetzelfde pompregime betrekking hebben. Tevens dient bij de vergelijking van de concentraties in het ruwe en het reine water rekening gehouden te worden met de herhaalbaarheid van de bepalmethode.

Rekeninghoudend met het bovenstaande voorbehoud is, ten tijde van de bemonstering (eind 1989), alleen bij pompstation Nieuw-Lekkerland tijdens de passage van het zuiveringssysteem een significante afname van de concentratie dikegulac vast te stellen. Een mogelijke verklaring hiervoor is de nog zeer korte looptijd (2 maanden) van het toegepaste

actieve-koolfilter (zie tabel IV). De andere pompstations met een actieve-koolfiltratie vertoonden echter geen significante afname van de concentratie dikegulac. De looptijden van deze filters varieerden van circa 6 maanden tot circa 1 jaar. Hieruit kan mogelijk worden geconcludeerd dat dikegulac maar gedurende korte tijd en maar gedeeltelijk wordt verwijderd met behulp van actieve kool. Dat de adsorptiecapaciteit van actieve kool voor dikegulac laag is wordt bevestigd door de resultaten van oriënterend laboratoriumonderzoek door KIWA [Hopman, 1990].

Gezien de hoge oplosbaarheid van dikegulac in water en het feit dat na bodempassage geen concentratieverlaging optreedt is van de conventionele zuiveringsstappen beluchting en zand-filtratie niet veel te verwachten. Ook ozonisatie lijkt geen geschikte verwijderingsmethode voor dikegulac uit water. Dit volgt uit oriënterende laboratoriumexperimenten [Meijers, 1990] en wordt bevestigd door het feit dat ook bij pompstation Zwijndrecht, waar een ozondosis van 1,2 mg/l wordt toegepast, geen significante verlaging van de dikegulac-concentratie optreedt. Op grond van de molecuulstructuur (geen onverzadigde bindingen) is afbraak door ozon ook niet te verwachten. De bij behandeling met UV-straling toegepaste dosis (20 mJ/cm²) is voor de verwijdering van dikegulac te laag. Dit blijkt ook uit de resultaten voor de pompstations waar UV-desinfectie wordt toegepast.

Tenslotte

In het oevergrondwater en het daaruit bereide drinkwater is op een groot aantal plaatsen dikegulac aangetoond boven de wettelijke norm van 0,1 µg/l. Eerder is in een vergelijkbaar onderzoek vastgesteld dat voor bentazon een zelfde situatie geldt [Hopman, 1988]. Gezien het feit dat voor een groot aantal polaire verbindingen nog geen analysemethoden beschikbaar zijn en derhalve nog geen onderzoek verricht is naar deze verbindingen in oevergrondwater kan niet uitsluiten worden dat in de nabije toekomst ook andere bestrijdingsmiddelen worden aangetoond in oevergrondwater. Hierbij wordt verwezen naar een onderzoek in het kader van het VEWIN-Speurwerkprogramma, waarin door KIWA een prioriteitenlijst is opgesteld van bestrijdingsmiddelen, die op grond van gegevens over gebruik, produktie, mobiliteit en afbraak in aanmerking komen voor inventariserend onderzoek in onder andere oevergrondwater [Hopman e.a., 1990].

In het kader van het VEWIN-Speurwerkprogramma wordt door KIWA gewerkt aan het ontwikkelen van bepalingsmethoden voor deze bestrijdingsmiddelen. Vervolgens worden deze verbindingen, eveneens in het kader van het VEWIN-Speurwerkprogramma en/of in opdracht van de betrokken bedrijven in inventariserend onderzoek naar het voorkomen van bestrijdingsmiddelen in oevergrondwater opgenomen. Tevens wordt in het kader van het VEWIN-Speurwerkprogramma door KIWA onderzoek verricht naar alternatieve methoden voor de verwijdering van bestrijdingsmiddelen, waarbij ook dikegulac als modelstof wordt gebruikt. Hierbij valt te denken aan het gebruik van alternatieve adsorbentia, het toepassen van alternatieve oxydatieve methoden en de toepassing van membraanprocessen.

Literatuur

- ARW (1989). *Brief aan, in ARW-verband deelnemende, waterleidingbedrijven van 26 juni 1989*. GWA, PWN (1989). *Persbericht GWA en PWN van 26 juli 1989*.
- Hartley, D. and Kidd, H. (ed.) (1987). *The agrochemical handbook*. Royal Society of Chemistry, Nottingham, Engeland.
- Haberer, K. (1988). *Persoonlijke mededeling*.
- Hopman, R. (1988). *Een inventarisatie van het voorkomen van bentazon en andere bestrijdingsmiddelen in het ruwe en het reine water van de oevergrondwater- en oppervlaktewaterverwerkende bedrijven in Nederland, deel I*. KIWA, SWO-rapport 88.313, Nieuwegein.
- Hopman, R. en Noij, Th. M. M. (1990). *Oriënterend onderzoek naar dikegulac in oevergrondwater*. KIWA, SWE-rapport 90.002, Nieuwegein.
- Hopman, R., Beck, C. G. E. M. van, Janssen, H. M. J. en Puijker, L. M. (1990). *Bestrijdingsmiddelen en drinkwatervoorziening in Nederland*. KIWA-mededeling, nog te publiceren.
- Hopman, R. (1990). *Adsorptie-isothermen voor enige bestrijdingsmiddelen aan actieve kool; nog te publiceren*. KIWA, Nieuwegein.
- Merck index (1976). *The Merck Index*. 9th edition, Rahway, USA.
- Meijers, R. T. M. (1990). *Nog te publiceren resultaten*. KIWA, Nieuwegein.
- Noij, Th. H. M. en Spruit, M. E. (1990). *Bepalingsmethode voor dikegulac in water*. KIWA rapport SWE 90.005, Nieuwegein.
- Noordsij, A., Brandt, A. en Speksnijder, P. (1985). *Organische verbindingen in oevergrondwater en het daaruit bereide drinkwater (in: Drinkwater uit oevergrondwater, ed. D. van der Kooij)*. KIWA mededeling nummer 89, Nieuwegein.
- SRI International (1988). *1988 Directory of chemical producers. Western Europe, Volume 2*. Menlo Park, USA.
- Stuyfzand, P. J. (1985). *Hydrologie, herkenning en datering (in: Drinkwater uit oevergrondwater, ed. D. van der Kooij)*. KIWA mededeling nummer 89, Nieuwegein.
- VROM (1989). *Losbladig systeem van de Commissie Toelating Bestrijdingsmiddelen*.



Verslag ledenvergadering

Verslag van de ledenvergadering van 17 mei 1990 gehouden in de Grote Kerk te Den Haag.

1. De voorzitter, de heer ir. J. Hieter, opent om 11.05 uur de vergadering en heet de leden en hun partners, die in groten getale zijn opgekomen, van harte welkom. Een bijzonder woord richt hij tot de sprekers van deze morgen, de heren mr. dr. Havermans, burgemeester van Den Haag en drs. H. Bordewijk, gemeente-archivaris van de stad. De voorzitter brengt in herinnering dat op 29 maart het duizendste Coswa-certificaat is uitgereikt. Dit vond plaats in Den Bosch bij het Regionaal Nutsbedrijf en er is een feestelijk tintje aan gegeven. De heer Hieter beveelt de eigen cursussen van de VWM nog eens extra in de belangstelling aan.

Wat de organisatie van het cursus- en opleidingswerk van de Coswa betreft, spreekt de voorzitter de verwachting uit dat in 1990 een principe-uitspraak zal kunnen worden gedaan. Deze zal uiteraard aan de leden worden voorgelegd. Voorts kondigt de voorzitter de Benelux-waterdagen voor 1991 aan. Deze vinden plaats te Brussel op 14 en 15 mei. De EG-richtlijnen welke van groot belang zijn voor de drinkwaterwereld komen daar onder andere aan de orde. De voorzitter vraagt de leden stil te staan bij het heengaan van dr. ir. (Jos) Meijers van de NV WRK, welke aan de ledenkring is ontvallen.

2/3. Het verslag van de wintervergadering van 13 december 1989, het Jaarverslag over 1989 worden achtereenvolgens door de voorzitter aan de orde gesteld en door de vergadering zonder commentaar goedgekeurd.

4. De Jaarrekening 1989

a. De heer Hoogwout van de Kascommissie deelt mede dat de kascommissie alles op en in orde heeft bevonden en overlegt een schriftelijk verslag aan het bestuur.

b. Balans per 13 december 1989 en
c. de rekening van baten en lasten 1989 worden na een korte toelichting van de voorzitter zonder meer goedgekeurd.

5. Van de rondvraag wordt geen gebruik gemaakt en de voorzitter sluit de vergadering om 11.10 uur.

mr. C. Heemskerk,
Secretaris penningmeester