

De chemische karakterisering van rivierwater bij gebruik als grondstof voor de drinkwatervoorziening

A. Inleiding

De sterk toenemende waterbehoefte dwingt de bedrijven in Nederland ertoe, in de toekomst (steeds meer) oppervlaktewater in hun eindproduct te doen.

Vandaar de stijgende interesse voor de kwaliteit van dit — in toenemende mate van diverse zijden bedreigde — oppervlaktewater en voor de vervuiling van het milieu in het algemeen.

Nu zijn „vuil” en „schoon” bij de beoordeling van water en milieu slechts relatieve begrippen.

Dit betekent, dat de interpretatie — vooral voor de beleidsfiguur die de leek is op hygiënisch gebied — van de chemische, bacteriologische en biologische detailgegevens, vaak uiterst moeilijk is. Vleeschhouwer [1] onderzocht in 1932 de vervuiling van de Utrechtse Vecht, Van der Schaaf [2] hield zich in hetzelfde jaar bezig met de industriële verontreiniging van het Eemskanaal in Groningen.

Beide auteurs gaven in hun dissertatie uitvoerige tabellen met reeksen cijfers, waaruit moeilijk een duidelijk beeld over de vervuiling en zelfreiniging viel op te maken.

Van der Schaaf echter, verwerkte zijn analysecijfers tot één — uit de gezamenlijke waarden verkregen — waarderingsgetal en introduceerde daarmee een methode, om de chemische situatie in het water op een bepaald punt bemonsterd, door één enkel getal te karakteriseren. Daartoe werd de toestand in „schoon” water (het Hoomse Diep) als nulpunt genomen.

Hij gebruikte voor de diverse bestanddelen in het water verschillende omrekeningsfactoren, al naar gelang dat bestanddeel een meer of mindere betekenis als indicator van vervuiling bezat.

De aldus uit analysecijfers verkregen waarderingsgetallen werden opgeteld en de som vormde een maat voor de vervuiling, die eenvoudig grafisch kon worden weergegeven t.o.v. de afstand tot de vervuiliingsbron.

Dat deze — door ons sinds 1940 dankbaar nagevolgd — karakterisering van de chemische waterkwaliteit, vrijwel onopgemerkt bleef, bewijzen de diverse pogingen na 1932 ondernomen, om een veelheid van gegevens op compacte en ook voor leken begrijpelijke wijze, in een overal bruikbaar systeem samen te vatten.

De voornaamste pogingen worden hieronder chronologisch vermeld.

B. De diverse methoden van karakterisering

Reeds in 1935 gaf Streeter [3] richtlijnen voor de beoordeling van oppervlaktewater en in 1949 kwam hij met „standards” [4].

In hetzelfde jaar onderscheidde Merkel [5] „Güteklasse der Flüsse” en stelde Agar [6] de vraag: „How to apply streampollution standards”.

Pantle en Buck [7] slaagden erin een biologische situatie via een „Saprobienindex” tot een grafische voorstelling te verwerken (1955), waardoor één enkel getal de toestand ter plaatse karakteriseerde.

Ook Richter [8] gaf een duidelijke samenstelling van chemische analyse en van biologische waardering (Saprobienstelsel) (1957) en ontwierp later (1959) een tabel van „Vorfluter Gütezahlen”, waarin liefst 22 verschillende chemische bestanddelen, al naar hun betekenis als indicator van vervuiling werden gewaardeerd [9].

De som van deze cijfers, gedeeld door het aantal onderzochte bestanddelen, leverde dan een „Gütezahl”, waarvan de grootte evenredig was met de waterkwaliteit (bv. 96 = goed, 82 = matig, 56 = slecht, 29 = zeer slecht).

Bringmann en Kühn [10] onderzochten het oppervlaktewater in Berlijn volgens een biologische methode „Biomassentiter — Verfahren” genoemd, waarbij *Scenedesmus* en *Escherichia* als test-organisme werden gebruikt.

Leenvaart [11] paste, bij de beoordeling en karakterisering van meren en plassen, naast chemische en bacteriologische analyses, planktononderzoek toe, waarbij het zg. samengesteld quotient van Nijgaard een aanwijzing voor de „trofie” van het water vormde.

Eckoldt (1964) komt bij het beoordelen van de „Gütezustand” der Duitse rivieren helaas niet verder dan het gebruik van formulieren aan te bevelen en beweert „Den Hauptinhalt einer Reinhaltungs-Ordnung bilden die Tabellen” [12]. Uit het zelfde jaar stamt een Engelse beoordeling nl. die door Whitehead [13]. Hij hanteert BOD en gehalte aan zwevende stoffen als criteria, doch beseft wel dat „the problem of effluent standards is very difficult”.

De Duitse „Kriterien” voor de geschiktheid van oppervlaktewater voor de

drinkwaterproductie, opgesteld door de DVGW, omvatte 21 punten, waaronder de biologische situatie en de toxiciteit. Minder ver gaan de IWSA-limits van 1962, die vier hoofdpunten beschouwen, waarbij onder de „chemical characteristics” BOD, zuurstofverzadiging en de gehalten aan ammoniak, chloride, fenol en olie gerangschikt worden.

In ons land werd bij formulering van kwaliteits-eisen voor ruw oppervlaktewater en voor het daaruit bereide drinkwater in 1965 verwezen naar de IWWA-eisen [14], die wel ver uitgaan boven de hoge concentraties, hier bij recente analyses aangetroffen: m.a.w. veel van ons oppervlaktewater is ondeugdelijk.

„Das Gütebild der Wasserlaufe im Einzugsgebiet der Kerspe-Talsperre” werd in 1968 door Kammel [15] gegeven.

Naast chemische analyse-cijfers (KMnO_4 -verbruik, fosfaat- en ammoniakgehalten en BOD) werkte hij met bacteriologische en vooral met biologische gegevens — in extenso vermeld — die tot een „Saprobienindex” (S-Wert) werden verwerkt.

Kenmerkende arceringen op de topografische kaart dienden om de „Güteklassen” in het rivierwater te onderscheiden.

Een verband tussen biologische en chemische waarden en hydrologische factoren in Westfaals rivierwater werd in 1969 door Nehr Korn [16] gelegd.

Hij gaf de correlatie tussen COD, ammoniakgehalte en „Saprobienstufe” en tevens die tussen COD, chloridegehalte en afgevoerde waterhoeveelheden in tabellen weer.

Herrig [17] bestudeerde het verband tussen zwevende stoffen, zware metalen en planktonontwikkelingen in de Rijn, hetgeen een aantal staafdiagrammen en een reeks grafieken opleverde, doch niet tot een duidelijke karakteristiek van de waterkwaliteit leidde.

Het meest recent is de „Verschmutzungsfactor” van Sontheimer [18] waaronder hij verstaat, de verhouding van de concentratie van één bepaalde stof in het afvalwater tot de maximaal toelaatbare in het ontvangende water.

Deze factor geldt telkens voor één onderdeel van de verontreiniging (ammoniak, chloride, BOD, COD) zodat ook met deze werkwijze geen samenvattende beoordeling in één kenmerkend getal mogelijk is.

De belangrijkste en meest omvattende manier waarop de kwaliteit van oppervlaktewater kan worden vastgelegd, is wel de methode die Liebmann reeds jaren toepast en waarvan zijn juist ver-

schenen „Wassergüte Atlas” tal van voorbeelden bevat [17].

Liebmann onderscheidt — al naar zuurstofgehalte, zuurstofverbruik en BOD — vier kwaliteitsklassen met hun tussenstadia. De diverse waterkwaliteiten worden door middel van sprekende kleuren en diverse arceringen, (voor de biologische en bacteriologische aanduidingen) op de kaart weergegeven, waardoor de auteur tot een instructief en kleurrijk beeld van de vervuiling en zelfreiniging komt.

C. De chemische karakterisering van de Drentse beken

Zonder ons nu met normen als zodanig bezig te houden, wordt in het volgende een overzicht gegeven van de wijze waarop in de laatste 30 jaren de chemische situatie in het rivierwater van de Drentse Aa bij diverse monsterpunten pleegt te worden vastgelegd.

De drinkwatervoorziening der gemeente Groningen vindt reeds sinds 1881 zijn oorsprong bij deze beek, waarop vanouds de rioolwaterafvoer van de gemeente Assen loost, waardoor de Drentse Aa — zowel chemisch als bacteriologisch en biologisch — als een schoolvoorbeeld van zelfreiniging kan dienen.

We gaan — in navolging van Van der Schaaf — uit van de waterkwaliteit in een „arkadisch” landschap, zoals dat vóór 1940 nog in vele Drentse beekdalen was te vinden.

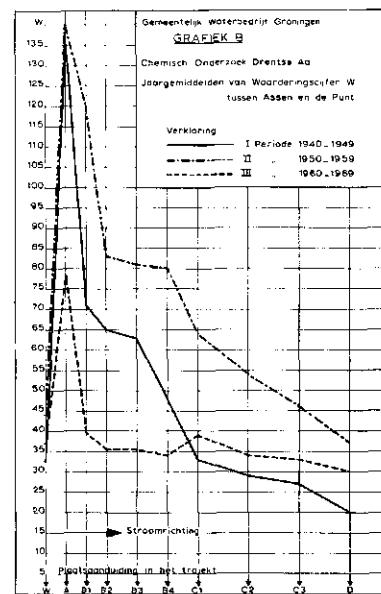
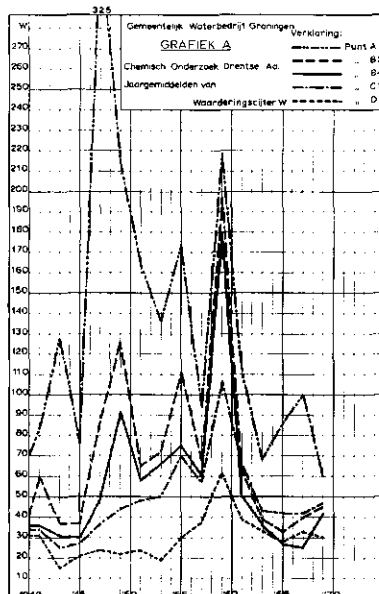
Het beekwater wordt dan gekenmerkt door een grote helderheid en rijke en zeer gevarieerde flora en fauna: Een eeuw geleden werd er zelfs nog zalm in de Drentse Aa gevangen.

Wel is — na sterke regenval — het gehalte aan organische stoffen (en daarmee de kleur) soms hoog, doch het water is steeds rijk aan zuurstof en arm aan ammoniak en aan zouten.

De chemische samenstelling van een dergelijk beekwater in een uiterst dunbevolkt gebied werd bij verschillende beken op vele plaatsen en in op eenvolgende seizoenen regelmatig bekeken.

TABEL I - Bepalingen

	monsters			monsters			monsters		monsters	
	A	B	C	A	B	C	I	II	I	II
	analyse			K-waarden			analyse		K-waarden	
Kleur, Pt. schaal	20	80	160	1	4	8	28	60	1,4	3
Helderheid in %	90	70	30	1	3	7	88	20	1,2	8
Electr. Gel. vermogen	200	400	800	0	3	10	275	355	1,0	3
Zuurgraad	7,5	6,0	5,0	0	2	4	7,8	6,0	0,0	2
Zuurstof mg/l	10	6	2	0	4	8	11,8	0	0,0	10
BOD mg/l	2	8	36	2	8	36	1,6	80	1,6	80
Ammoniak mg/l	0,4	0,5	3	0	1	6	0,10	6	0,0	12
Chloride mg/l	20	125	250	0	25	65	22	37	0,5	3
KMnO ₄ -verbr. ong. mg/l	50	70	150	0	2	10	51	290	0,1	24
KMnO ₄ ong.—gef. mg/l	4	25	50	2	12,5	25	0	182	0,0	91
Chloorb. cijfer ong. mg/l	30	50	100	0	2	7	21	130	0,0	10
Chloorb. ong.—gef. mg/l	4	18	400	2	9	200	1	34	0,5	17
Anaërobie	—	—	+	0	0	15	—	+	0,0	15
Methyleenbl. reductie	—	—	+	0	0	15	—	+	0,0	15
Waarderingscijfer = W				8	75,5	416			W = 6,3	293



Het gemiddelde van de zo verkregen analysecijfers diende nu om de basis vast te stellen voor de waardering van Drentse beekwater, hetgeen als volgt geschiedt. Elk bestanddeel dat in een van „normaal” afwijkende hoeveelheid wordt aangetroffen, krijgt een kengetal K, waarvan de grootte evenredig is met de mate van afwijking.

De som van alle kengetallen van één monster vormt dan het waarderingcijfer W, waarin de chemische situatie wordt weergegeven.

Tengevolge van deze cumulatie hopen alle afwijkingen zich in W op, waardoor daarin een grote getalspreiding ontstaat, die uiteenloopt van ± 8 bij „natuurlijk” beekwater tot ± 300 voor de kwaliteit vlak na de lozing van rioolwater.

Voor al die invloeden, welke wijzen op een rioolwaterkarakter worden geaccentueerd, daarnaast krijgen de bestanddelen welke moeilijkheden geven bij de waterzuivering aandacht.

Speciaal ammoniak, een hoog chloride gehalte, zuurstofgebrek en een hoge BOD-waarde tellen zwaar.

Door middel van een hoge K waarde voor het verschil in KMnO₄-verbruik en in chloorbindingscijfer tussen ongefiltreerd en gefiltreerd water, wordt de aanwezigheid van veel oxydeerbaar slijb sterk in rekening gebracht.

Uit tabel I blijkt onder A, B en C de samenhang tussen chemische cijfers en bijbehorende K waarden, terwijl daar onder I en II twee in de praktijk aangetroffen situaties zijn weergegeven: resp. een zeer goed water (punt Z in de zuidelijke tak) en een slecht water (punt A in de westelijke tak).

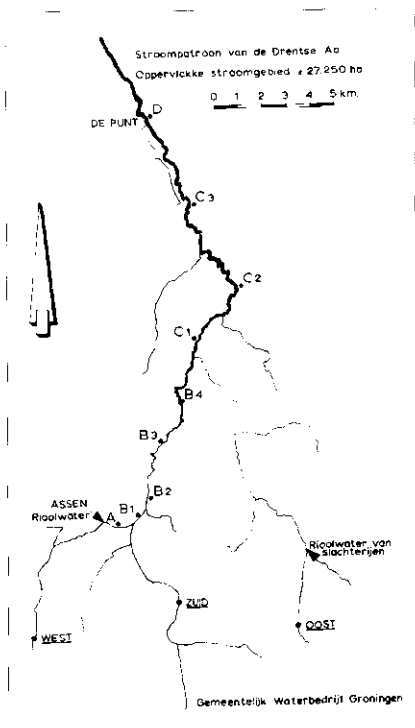
D. De toepassing bij de vervuiling en zelfreiniging van de Drentse Aa

De Drentse Aa wordt gevormd uit drie hoofdtakken: de Westelijke — waarin even vóór punt A het Asser rioolwater komt — die spoedig daarna (even voor punt B1) het zuivere water van de zuidelijke tak opneemt (afb. 1).

Hun verder verloop B1 - B4 neemt even voor C1 de Oostelijke tak op, die in zijn bovenloop de laatste jaren verontreinigd wordt door afvalwater van een grote slachterij.

Na punt C1 is er weinig opname meer en bij D ligt het pompstation de Punt. Uit de door Rijkswaterstaat gemeten afvoeren valt te berekenen, dat de bij D voorbijstromende hoeveelheid rivierwater (afkomstig uit een afvoergebied groot 27.250 ha), sterk afhankelijk is van de regenval en schommelt tussen 0,75 m³/sec. en 5 m³/sec. (als maandgemiddelden uitgedrukt), waardoor de jaarafvoer komt op rond 2,2 m³/sec. of ruim 65 mill. m³/jaar.

Nu kan men de in de periode 1940-1970 op diverse punten verzamelde chemische gegevens op twee manieren verwerken. In de grafiek A is voor een aantal mar-



Afb. 1

kante monsterpunten op het traject Assen-de Punt nagegaan, hoe van jaar tot jaar de situatie zich wijzigde.

(Voor de duidelijkheid zijn alleen de oneven jaren getekend).

Men krijgt dan voor monsterpunt A (vlak na de rioolwaterlozing) een lijn die sterk afhankelijk is van de regenval (d.w.z. van de verdunning). In extreem droge jaren en in die met droge zomers (1947, 1955, 1959!! en 1967) levert dit hoge pieken op.

Wanneer na 1960 de rioolwaterlozing nog slechts zeer ten dele op de beek komt — daar elders een zuiveringsinrichting verrees — dalen deze pieken (zie 1967). Ook verder stroomafwaarts blijft deze invloed van het rioolwater merkbaar, zelfs na punt B2, (na de verdunning met de zuidelijke) en later (punt C1) met de Oostelijke tak, doch juist in droge jaren reikt dan de vervuiling niet verder.

Toch is in het extreme jaar 1959 deze vervuiling nog duidelijk tot bij punt D merkbaar.

Een complicatie in de jaren na 1963 is de dan toenemende vervuiling van de Oostelijke tak (hier niet uitgewerkt), waardoor de waarden na de samenvloeiing (bij C1) hoger worden dan die in de Westelijke component (bij punt B4), doch op het punt D is dit (nog) niet van invloed.

In grafiek B is voor een reeks van jaren het gemiddelde waarderingscijfer uitgezet t.o.v. het hele traject tussen de rioolwaterlozing bij A en het pompstation bij D.

Drie perioden 1940-1949, 1950-1959 en 1961-1969 worden met elkaar vergeleken. Van oorsprong prima water (bij W)

wordt, vlak vóór A, in hevige mate vervuild en daarna vermengd met een vrijwel gelijke hoeveelheid normaal beekwater uit de zuidelijke tak Z.

Door zelfreiniging op het traject B1-B4 wordt de kwaliteit gunstiger, na toevoeging van de Oostelijke tak treedt ook in het verdere verloop verbetering op. De sterke toename van de hoeveelheid rioolwater na 1950 door Assen geloosd, maakt, dat — met behoud van karakter — de lijn van periode II ver boven die van periode I ligt.

De omschakeling in 1960, door Assen naar een zuiveringsinstallatie, heeft tot gevolg, dat in periode III de waarden bij A veel gunstiger komt te liggen, hetgeen tot in punt B4 merkbaar is.

De toenemende vervuiling in de oostelijke tak, die het verdunningswater bij C1 levert, veroorzaakt na 1960, dus in periode III, bij punt C1 een stijging, zodat dan het verdere verloop van lijn III boven die van lijn I komt. Bij het winningspunt D wordt dus in de recente jaren het effect van de verbetering in de Westelijke tak door de toenemende vervuiling in de Oostelijke, teniet gedaan.

De bacteriologische en biologische onderzoeken vertonen een analoog beeld, doch het zou ons nu veel te ver voeren, daarop nader in te gaan.

Hier is slechts — met weglaten van alle details — getracht, de chemische facetten van de zelfreiniging in de Drentse Aa op aanschouwelijke wijze in één enkel waarderingsstelsel weer te geven.

Toelichting op tabel I

Voor hen die gaarne vernemen hoe nu voor de diverse bestanddelen in het rivierwater de analyse-uitkomsten in mg/l worden omgerekend in getallen die telkens de K-waarde aangeven, een korte toelichting, waarin de volgorde van de tabel wordt aangehouden.

In het algemeen is er een rechte evenredigheid tussen mg/l en K.w., doch niet altijd en de omrekeningsfactor is bovendien per bestanddeel verschillend.

Bij de waardering van de kleur — die een onschuldig iets is en met vervuiling geen verband houdt — levert kleur gedeeld door 20 de K.w.

De helderheid, in % van helderheid van gedestilleerd water uitgedrukt, levert, afgetrokken van 100 en gedeeld door 10 de K.w. Bij het geleidingsvermogen stijgt de K.w. sneller dan het aantal microsiemens, daar aanwezigheid van veel zouten wijst op afvalwater, dus hier geen rechte evenredigheid.

De zuurgraad heeft in het gebied 7,0-7,5 een K.w. gelijk aan 0, naar beide zijden is, tot 6,5 en tot 8,0, de K.w. = 0,5; zuur water van pH 6,0-6,5 krijgt K.w. = 2, doch een alkalische reactie tot pH 8,5 slechts K.w. = 1,5 daar deze pH dikwijls door algengroei en niet door afvalwater wordt veroorzaakt.

De K.w. voor zuurstof is gelijk aan het aantal mg/l dat aan 10 mg/l ontbreekt.

Voor de BOD wordt het zuurstofverbruik in mg/l tevens de K.w., doch anaërobie in het oorspronkelijke monster wordt extra berekend door de som der K.w. met 15 te verhogen.

Een positieve methyleenblauwreductie levert bovendien 15 als extra verhoging van de K.w.-som op.

Oxydeerbare organische stoffen, vooral wanneer ze in slib aanwezig zijn, vormen een kenmerkend bestanddeel van afvalwater. Toch levert slibrijve Drents rivierwater soms hoge permanganaatcijfers — vooral wanneer het afkomstig is uit veengebieden — zonder dat van vervuiling sprake is.

Vandaar dat het KMnO₄-getal in mg/l eerst met 50 wordt verminderd, alvorens het (door 10 gedeeld) de K.w. levert.

Organische stoffen in slib wegen veel zwaarder; hier wordt de K.w. verkregen door het verschil in permanganaatgetal tussen ongefiltreerd en gefiltreerd water door 2 te delen.

Eenzelfde berekeningsmethode geldt voor het chloorbindingscijfer, dat eerst met 30 (en niet met 50) wordt verlaagd. Er is dus bij de keuze der omrekeningsfactoren gedacht aan de aard van de te bepalen stof, aan het verband met vervuiling en aan een extra belasting van de zuiveringstechniek. Uit tabel I is duidelijk dat speciaal BOD-ammoniak, oxydeerbare organische stoffen, slib en zuurstofgebrek in de opbouw van het waarderingscijfer W. de doorslag geven.

Bij een ander type water zou men een andere waardering met andere rekenfactoren kunnen toepassen, terwijl tevens nitraat en fosfaat in de beschouwing dienen te worden betrokken.

Waar het in principe om gaat, is het verzamelen van ALLE chemische afwijkingen die wijzen op milieuverontreiniging, in EEN enkel getal.

Literatuur

1. Vleeschhouwer, J. J., diss. Utrecht 1933.
2. Van der Schaaf, S., diss. Groningen 1932.
3. Streeter, H. W., Zbl. gss. Hyg. 33 p. 184 1935.
4. Streeter, H. W., Sew. Wks. J. 21 p. 115 1949.
5. Merkel, G. W.F. 89 p. 270 1948.
6. Agar, C. C., Enging. News Rec. 143 p. 46 1949.
7. Panthe, Buck, G. W. F. 96 p. 604 1955.
8. Richter, K., Vom Wasser 24 p. 203 1957.
9. Richter, K., Vom Wasser 26 p. 56 1959.
10. Bringmann, Kuhn, G.I. 81 p. 49 1960.
11. Leenaart, P., Water 47 p. 203 1963.
12. Eckholdt, M., G. W. F. 105 p. 249 1964.
13. Whitehead, R. C., Wat. Wat. Eng. 68 p. 179 1964.
14. Centr. Comm. Drinkwaterv. Rapport 1965. *De toekomstige drinkwatervoorziening van Nederland 1967* p. 66.
15. Kammel, H. G., G.W.F. 109 p. 585 1968.
16. Nehr Korn, A., G.I. 90 p. 17 1969.
17. Herrig, H., G.W.F. 110 p. 1387 1969.
18. Sontheimer, H., G.W.F. 111 p. 93 1970.
19. Liebmann, H., Der Wasser Güte Atlas 1969.