

Bepaling van het gehalte aan organisch gebonden koolstof (TOC) in water

Samenvatting

De meetmethoden voor het verkrijgen van een indruk van het gehalte aan organische stoffen in ruw en rein water waren tot voor kort beperkt tot een aantal methoden (COD, KMnO_4 -verbruik) welke een informatie geven die aan veel discussie onderhevig is.

De bepaling van het gehalte aan organisch gebonden koolstof levert een getal dat zich slechts op één wijze laat interpreteren. Apparatuur voor het meten van het gehalte aan organisch gebonden koolstof is sinds enige tijd in de handel verkrijgbaar.

Na een beschrijving van een dergelijk toestel van de firma Beckman, waarbij enige verbijningen aan de apparatuur en aan de gevolgde werkwijze ter sprake komen, volgen enige meetresultaten.

De nauwkeurigheid ligt in het concentratiegebied van 3-10 mg organische koolstof bij $\pm 10\%$ relatief, de gevoeligheid bij 0,5 mg organische koolstof.

Bij veel soorten oppervlaktewater blijkt er een redelijk goed verband te bestaan tussen het kaliumpermanganaatverbruik en het gehalte aan organische koolstof; dit verband kan in een formule worden uitgedrukt.

Dit laatste geldt ook voor gezuiverd oppervlaktewater en voor grondwater.

Hoewel het permanganaatverbruik goed bruikbaar blijkt te zijn voor de kwaliteitsbeoordeling van min of meer zuiver water geeft het gehalte aan organische koolstof een welkome additionele informatie.

1. Inleiding

De op het eerste gezicht merkwaardige wens het gehalte aan organisch gebonden koolstof — hier in het vervolg aan te geven met het internationaal gebruikelijke TOC (= „total organic carbon”) — van water te willen kennen, berust op een gebrek aan beter op het terrein van de wateranalyse. Zoals men bij de analyse van de anorganische ionen niet tevreden is met het aangeven van het elektrisch geleidingsvermogen, dat het effect van alle ionen op één hoop veegt, maar van ieder der ionen afzonderlijk het gehalte wil kennen, zo zou men het gehalte van de organische stoffen op analoge wijze willen meten. Bij de huidige stand van de analysetechniek is dit niet mogelijk; men moet zich vergenoegen met het meten van een grootheid die op een of andere wijze met het totale gehalte aan organische stof samenhangt. Wel wordt gepoogd hierin verbetering te

brengen door middel van werkwijzen waarbij organische stoffen uit het water worden geïsoleerd en vervolgens na toepassing van geschikte scheidingsmethoden worden geanalyseerd, maar dit is nu nog slechts mogelijk voor beperkte categorieën van verbindingen en er blijft nog veel te wensen over voordat het hierboven gestelde ideaal wordt bereikt. Dan zou een veel beter inzicht worden verkregen in de bestaande waterverontreiniging en in het effect van de toegepaste zuivering; op beide gebieden weten wij, wat organische stoffen betreft, nog zeer weinig. Toch zal er voorlopig nog behoefte blijven aan een analysemethode, die dan weliswaar veel minder informatie geeft dan de hierboven geschetste, maar die minder tijd kost en zo eenvoudig en snel is dat zij als routine-werk kan worden uitgevoerd. Van oudsher is men hiervoor uitgegaan van de relatief gemakkelijke oxydeerbaarheid van organische stoffen. Men mat de hoeveelheid oxydatiemiddel die door een bepaald volume water onder nauwkeurig gedefinieerde omstandigheden werd verbruikt en nam aan dat het daarbij gevonden getal representatief was voor het gehalte aan organische stof. Het hiervoor meest gebruikte oxydatiemiddel is het kaliumpermanganaat in zure omgeving. Het is echter reeds lang bekend dat aan deze methode grote bezwaren verbonden zijn. Ieder water reageert op zijn eigen wijze en een sterk humushoudend water vertoont bij de kaliumpermanganaatproef een zichtbaar andere reactie dan een schoon bronwater. Vergelijking van het KMnO_4 -verbruik is strikt genomen dan ook alleen toelaatbaar als het om eenzelfde watersoort gaat.

Ook hierin is getracht verbetering te brengen, onder andere door de reactie in basisch milieu uit te voeren, of door achtereenvolgens voor hetzelfde monster in zuur en basisch milieu te werken. Van de kant van het afvalwateronderzoek kwam de oxydatie met kaliumdichromaat overwaaien. Al deze methoden hadden zekere voordelen, maar met name de laatstgenoemde kost veel meer tijd en het type informatie dat men er mede krijgt bleef hetzelfde: indirect en niet specifiek. Er moet altijd nog wat worden bijverteld.

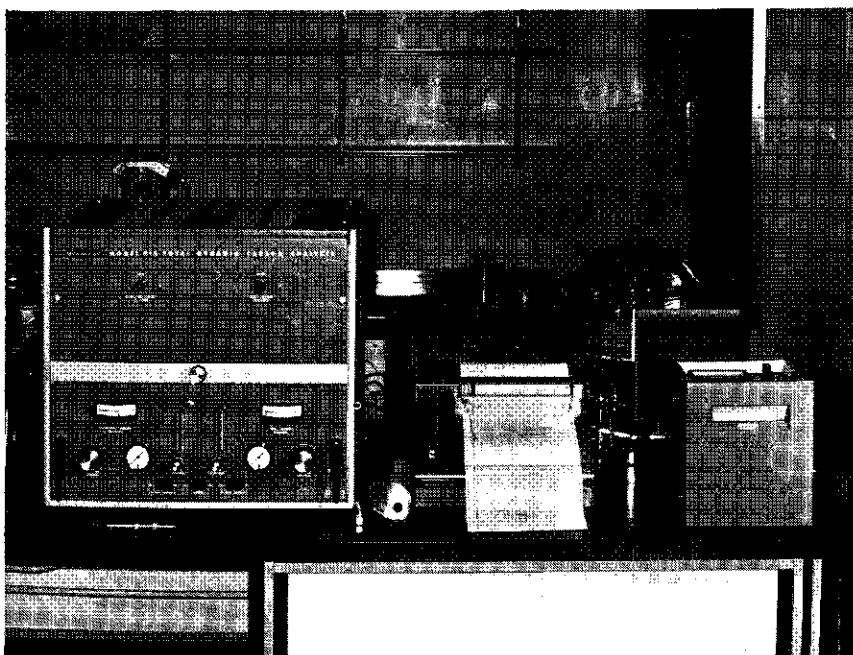
Bepaling van het gehalte aan organisch gebonden koolstof heeft het voordeel dat zij een getal oplevert dat niet voor tweeërlei of meer wijzen van uitleg vatbaar is. Wel staat ook hier het verband met het gehalte aan organische stof niet

vast, maar dat bezwaar geldt voor alle indirecte metingen. De verschillen in koolstofgehalte kunnen wel groot zijn; een koolhydraat bevat 40, een alifatische koolwaterstof rond 80 procent koolstof. De koolstofbepaling is dan ook niet geschikt voor de detectie van een bepaalde verbinding, maar wel om een indruk te krijgen hoeveel oxydabel organisch materiaal globaal genomen aanwezig is en dus bijvoorbeeld ook om te zien hoeveel daarvan bij bepaalde trappen van zuivering is verwijderd.

De bepaling als zodanig is niet nieuw [1, 2, 3, 4, 5, en 6]. Ook reeds vroeger heeft men geprobeerd door droge verbranding van een indamprest, waaruit men tevoren het anorganisch gebonden koolzuur had verwijderd, het gehalte aan organisch gebonden koolstof te bepalen. De gebruikte methoden waren echter zeer omslachtig en populair zijn zij nooit geworden, mede omdat reeds vroeg de permanganaatmethode werd ingevoerd en deze redelijk bruikbaar bleek. Pas toen de technische mogelijkheden voor de koolstof-analyse beter werden en de analysetijd per monster kon worden teruggebracht tot de zelfde orde van grootte als die voor de permanganaatbepaling, kreeg zij opnieuw belangstelling. De nieuwe apparatuur [7], die oorspronkelijk alleen voor het onderzoek van afvalwater werd gebruikt, is sinds kort zover verbeterd, dat ook de veel lagere koolstofgehalten van meer of minder verontreinigd water ermede kunnen worden gemeten.

2. Principe van de TOC-meting

Het principe van de TOC-bepaling is zeer eenvoudig. Een kleine hoeveelheid van het te onderzoeken water, 100-200 microliter, wordt ingespoten in een met koolzuurvrije lucht doorstroomde verbrandingsbuis die tot 900° C wordt verhit en waarin zich als katalysator voor de verbranding kobaltoxyde bevindt. Het uit de organische stoffen gevormde koolzuur- en eventueel anorganisch CO_2 als dit niet tevoren is uitgedreven — wordt door een meetcel gevoerd waarin zijn lichtabsorptie in het infrarood wordt gemeten. Het anorganisch koolzuur kan op analoge wijze worden gemeten door een monster te leiden door een op 150° C verhitte buis die in een drager geadsorbeerde fosforzuur bevat. In beide gevallen moet met behulp van een standaardstof een ijkcurve worden gemaakt. De meting van het anorganisch gebonden koolzuur kan worden verme-



Afb. 1 - „Total Organic Carbon Analyzer“.

den door het monster aan te zuren tot $\text{pH} = 4$ en in een schudmachine te schudden tot het koolzuur voor het grootste deel is verwijderd. Dit neemt gewoonlijk 10-15 minuten in beslag. Ook kan het koolzuur worden uitgedreven door stikstof door te blazen; de hiervoor benodigde tijd bedraagt ongeveer 4 minuten.

3. Beschrijving van de apparatuur

Afbeelding 1 en 2 geven respectievelijk een foto en een schematisch overzicht van de apparatuur die is opgebouwd uit een Beckman „Total Organic Carbon Analyzer“-model 915 met, indien gewenst, een Beckman „Air Purification Unit“ en een Beckman „Infrared Analyzer“-model 215A met daaraan gekoppeld een recorder.

Het apparaat biedt de mogelijkheid om metingen uit te voeren ter bepaling van:

1. het anorganisch koolstofgehalte, dat een gevolg is van de aanwezigheid

van opgelost koolzuurgas, hydrocarbonaten en carbonaten.

2. het totale koolstofgehalte (= anorganisch C + organisch C).

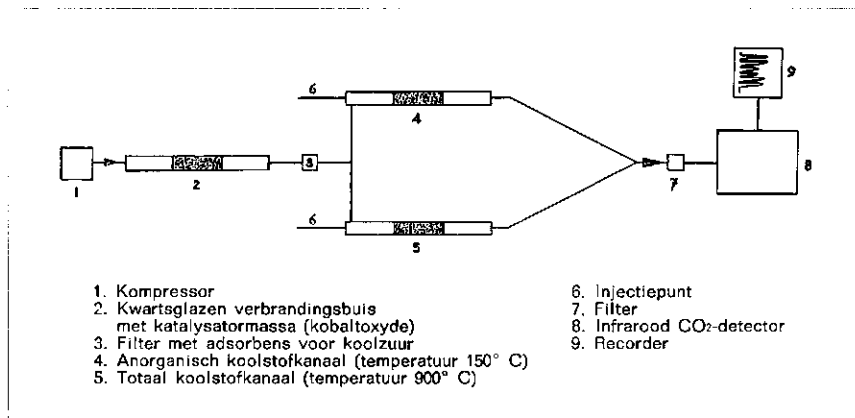
Hiertoe is het apparaat uitgerust met een tweetal kwartsglazen buizen die voorzien zijn van een afsluitbaar injectiestuk voor de monsterinleiding. De buis in het anorganisch koolstofkanaal wordt in een elektrische oven verhit tot 150°C en bevat een vulling van stukjes kwarts die bevochtigd zijn met fosforzuur 85%. De buis in het totaal koolstofkanaal wordt verhit tot 900°C en bevat ter bevordering van de oxydatie een katalysatormassa die bestaat uit asbest dat geïmpregneerd is met kobaltoxyde. Door de beide buizen wordt met constante snelheid zuivere zuurstof of gezuiverde lucht gevoerd. Deze gasstroom, die de benodigde zuurstof voor de oxydatie van organisch materiaal levert, transporteert het vrijgemaakte koolzuurgas naar het detectiegedeelte. De toegepaste gassnelheid bedraagt 150 cm^3 per minuut.

Bij het gebruik van zuivere zuurstof zijn geen speciale voorzieningen nodig voor de verwijdering van storende stoffen, terwijl ook geen compressor nodig is om de doorstroming in het apparaat mogelijk te maken. Past men lucht toe, dan is het noodzakelijk om het van nature aanwezige koolzuurgas plus de hoeveelheid koolzuur die bij oxydatie van organische verontreinigingen ontstaat, te verwijderen. Hiertoe kan gebruik worden gemaakt van de Beckman „Air Purification Unit“; deze eenheid brengt met behulp van een compressor lucht onder druk en voert deze lucht door een kwartsglazen buis die verhit wordt tot 900°C . Ter bevordering van de oxydatie is in deze buis éézelfde katalysatormassa aangebracht als voorkomt in het totaal koolstofkanaal. Het koolzuurgas, dat ontstaat door oxydatie van organische verontreinigingen in de lucht, wordt tesamen met de van nature aanwezige hoeveelheid verwijderd in een tweetal in serie geschakelde filters die gevuld zijn met een vast adsorbens voor kooldioxyde.

Na injectie van het monster wordt het vrijgemaakte koolzuurgas via een met water gekoelde condensor, waarin de gevormde stoom wordt gecondenseerd, naar de infrarooddetector gevoerd. Tussen de koeler en de infraroodapparatuur is een poreus metalen filter geschakeld om verontreiniging van de meetcel te voorkomen. De keuze tussen het anorganisch koolstofkanaal of het totaal koolstofkanaal wordt mogelijk gemaakt door een vierwegventiel.

De aanwezigheid van koolzuur in de gasstroom wordt vastgesteld door de absorptie in het infrarood te meten. Hiertoe zijn in de infraroodeenheid een tweetal cellen aangebracht, waarvan één cel luchtdicht is afgesloten en gevuld is met stikstofgas als referentie; de andere cel wordt continu doorstroomd met het te analyseren gasmengsel. Door beide cellen valt een bundel infrarood licht. Bij de aanwezigheid van kooldioxyde in de meetcel wordt energie opgenomen waardoor een verschil ontstaat in intensiteit tussen de uittredende bundels infrarood licht (de absorptie in de referentiecel is te verwaarlozen). Het verschil in energie wordt vastgesteld met een detector die bestaat uit een tweetal luchtdicht afgesloten compartimenten die gevuld zijn met koolzuurgas. Tussen de beide detectorhelften is een flexibel metalen membraan aangebracht dat deel uitmaakt van een condensor. Energieopname door het kooldioxyde in de detectorhelften heeft tot gevolg dat de temperatuur hoger wordt, waarbij de toename in het compartiment dat correspondeert met de referentiebundel het grootst is. Het drukverschil dat hiervan het gevolg is, doet het flexibele membraan vervormen en de capaciteit van de condensor dus veranderen. Een chopper, die geplaatst is tussen de infraroodbronnen en de

Afb. 2 - Principeschema analyseapparatuur.



referentie- en de meetcel, blokkeert de lichtbundels gelijktijdig waardoor het membraan in de oorspronkelijke stand terugkeert.

Daar de chopper roteert met een snelheid van 5 omwentelingen per seconde ontstaat een 10 Herzsignaal dat na elektronische verwerking resulteert in een deflectie van de recorder.

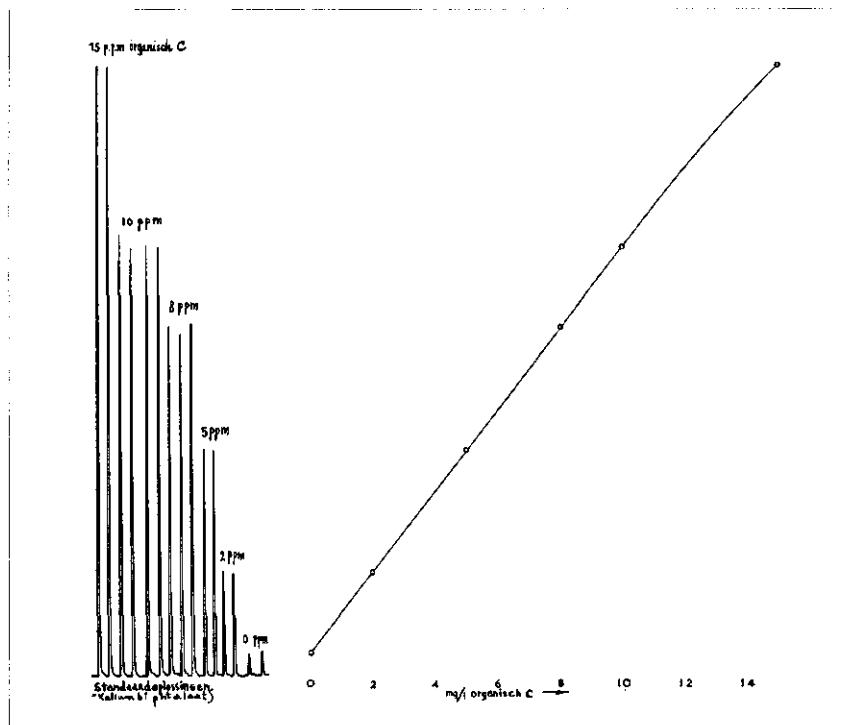
Door het injecteren van standaardoplossingen met 0, 2, 5, 8, 10 en 15 mg/l organische koolstof (bv. in de vorm van kaliumbiphtalaat) wordt een ijkcurve verkregen. Afbeelding 3 geeft een voorbeeld van de geregistreeerde pieken van een serie standaardoplossingen en de bijbehorende ijkgrafiek. Indien de monsterintroductie steeds op dezelfde wijze plaats vindt, hetgeen bereikt kan worden door toepassing van een Hamilton injectiespuit CR 700 met een maximale inhoud van 200 microliter, kunnen bij een constante dragergasstroom de piekhoogten op de recorder onderling worden vergeleken.

4. Werkwijze en opmerkingen

Het organische koolstofgehalte kan verkregen worden door zowel het totaal koolstofgehalte als het anorganisch koolstofgehalte te bepalen. Bij een ongunstige verhouding tussen organisch en anorganisch C (gezuiverd rivierduinwater dat in een deel van Amsterdam gedistribueerd wordt bevat ongeveer 42 mg/l anorganisch C en 3 mg/l organisch C) is het wenselijk het anorganisch gebonden C te verwijderen. Hierdoor wordt de gevoeligheid en de nauwkeurigheid van de meting aanzienlijk vergroot. Het te onderzoeken water wordt na filtratie door een glasvezelfilter met zoutzuur op pH = 4 gebracht en gedurende 10-15 minuten geschud in een schudmachine. Van het aldus voorbehandelde water wordt 170 microliter in het totaal koolstofkanaal geïnjecteerd en de verkregen piekhoogte vergeleken met de ijkcurve; deze meting wordt minstens in duplo verricht. De standaardcurve wordt bij iedere serie metingen opnieuw bepaald. Veel hinder werd ondervonden van verstoppingen die het gevolg waren van verpulverde delen katalysatormassa. Een verbetering werd verkregen door de katalysatormassa op te sluiten tussen twee proppen kwartswol in plaats van asbest; voldoende is dit echter niet.

Door het injecteren van 170 microliter water bestaat de kans dat het waterslot in de condensor wordt verbroken door de plotselinge drukverhoging. Dit kan worden voorkomen door het vrije uiteinde van de koeler te verlengen met 10-15 cm capillaire glasbuis.

Bij hogere begintemperaturen van het koelwater in de condensor kan het voorkomen dat de gevormde stoom niet volledig condenseert, waardoor zich water afzet in het gesinterd metalen filter. Indien de weerstand van het filter na



Afb. 3 - Recorderstrook en bijbehorende ijkcurve van oplossingen van kaliumbiphtalaat in gedestilleerd water.

een aantal injecties voldoende is toegevoegd, wordt bij de volgende injectie het waterslot verbroken. Ter voorkoming hiervan kan het gebruikte koelwater met behulp van een daartoe geschikt koelaggregaat op lagere temperatuur worden gebracht.

Corrosie ten gevolge van het injecteren van monsters water met lage pH werd slechts in geringe mate waargenomen.

Bij regelmatig gebruik van de apparatuur is het noodzakelijk de meetcel in de infrarooddetector van tijd tot tijd te reinigen, omdat de gevoeligheid vermindert door vervuiling.

5. Conclusies

5.1 Vergelijking van standaardoplossingen

De reproduceerbaarheid van de bepaling is goed. Voor 10 kort achter elkaar ingespoten hoeveelheden van een standaardoplossing van 10 mg/l organisch C als kaliumbiphtalaat werden de volgende waarden gevonden:

76,0	77,0	Volle schaaluitslag
76,5	77,0	recorder = 100
76,8	77,2	Gemiddelde van
76,8	77,2	10 waarnemingen = 76,9
76,8	77,5	$\sigma = 0,42$

De nauwkeurigheid kan voor de waarden tussen 3 en 10 mg/l organisch C globaal worden gesteld op + of - 10 %. Bij hogere waarden wordt het percentage gunstiger, zoals blijkt uit nevenstaande tabellen.

Bij al deze proeven werden de toevoegingen gedaan aan gezuiverd rivierduinwater.

mg/l C toegevoegd als saccharose	TOC in mg/l
0	2,9
2	5,3
5	7,9
10	13,1
15	17,6

mg/l C toegevoegd als sulfanilzuur	TOC in mg/l
0	3,1
2	5,0
5	8,3
10	12,9
15	18,2

mg/l C toegevoegd als 2-4-dichloor-1-naftol	TOC in mg/l
0	2,8
2	4,4
4	6,4
6	8,5
8	11,0
10	12,6

5.2 Metingen aan diverse soorten oppervlaktewater

Van diverse soorten oppervlaktewater werden zowel de TOC (na filtratie door glaswol) als het KMnO_4 -verbruik (na filtratie door papier en in zure omgeving) bepaald. De resultaten zijn weergegeven in de tabellen, op de volgende pagina, waarin ook de verhouding KMnO_4 -verbruik/TOC is opgenomen. Opvallend is de grote overeenkomst in

Datum 1970	Lek te Vreeswijk			Amsterdam-Rijnkanaal bij Mijnden			IJsselmeer bij Kamperhoek			Veluwemeer		
	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC
17/3	23	8,6	2,7	20	7,6	2,6	22	7,9	2,8	20	10,2	2,0
7/4	21	6,9	3,0	22	7,8	2,8	20	7,0	2,9	23	9,5	2,4
21/4	20	5,4	3,7	18	5,0	3,6	23	5,9	3,9	23	8,1	2,8
26/5	17	6,0	2,8	16	6,5	2,5	17	6,0	2,8	27	12,2	2,2
11/8	24	7,7	3,1	20	7,5	2,7	22	7,1	3,1	26	12,1	2,2
25/8	19	8,1	2,3	19	8,1	2,3	22	8,0	2,8	30	14,7	2,0
22/9	22	9,0	2,4	26	10,4	2,5	24	9,6	2,5	25	13,4	1,9

de resultaten voor de Lek, het Amsterdam-Rijnkanaal en het IJsselmeer bij Kamperhoek; dit geldt ook voor de verhouding tussen KMnO₄-verbruik en TOC, waarvoor de gemiddelde waarden over de periode van onderzoek respectievelijk 2,9, 2,7 en 3,0 bedragen.

Er dient hierbij te worden aangetekend, dat in de beschouwde periode de waterafvoer van de Rijn vrij hoog was; de KMnO₄-getallen waren dikwijls lager dan normaal. Pas als de TOC-bepaling in het routine-onderzoek is opgenomen en er meer gegevens, ook voor perioden met lage waterafvoer, ter beschikking staan, kunnen er wat verdergaande conclusies worden getrokken.

Voor de Vecht waren de uitkomsten voor zowel KMnO₄-verbruik als TOC duidelijk hoger dan voor de reeds genoemde watersoorten; de verhouding KMnO₄-verbruik/TOC was echter vrijwel dezelfde: 2,7-2,8. Dit is ook daarom merkwaardig omdat, ook volgens de tabel, op het riviertraject Maarssen-Loenen de verontreiniging minder wordt, dit in overeenstemming met de reeds jaren bestaande ervaring.

In het Veluwemeer zijn de TOC-waarden hoog vergeleken bij het KMnO₄-verbruik; de gemiddelde waarde voor de verhouding KMnO₄-verbruik/TOC bedraagt 2,2. De redenen waarom het KMnO₄-verbruik hier zo laag uitvalt zijn niet bekend. Hoe dit ook zij, het is duidelijk dat het Veluwemeer met name in de zomer van 1970 zwaar werd belast met koolstofverbindingen, een waarneming die ook door andere informatie werd bevestigd.

Zet men de TOC van de oppervlaktewateren uit tegen het KMnO₄-verbruik (zie afbeelding 4), dan krijgt men een zwerm punten, waardoor met enige goede wil een lijn kan worden getrokken die voldoet aan de formule

$$\text{KMnO}_4\text{-verbruik} = 6 + 2(\text{TOC})$$

Dit is een aanwijzing te meer, dat bij de bepaling van het KMnO₄-verbruik meer aan de hand is dan alleen oxydatie van (CH₂O)_x tot CO₂ en H₂O, zoals soms eenvoudigheidshalve wordt verondersteld.

5.3 Het effect van de zuivering

In nevenstaande tabellen is op dezelfde wijze als voor het oppervlaktewater de

	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC
	Vecht (Maarssen)			Vecht (Kraaijenestersluis)			Vecht (Loenen)		
7/4	42	14,3	2,9	43	14,9	2,9	32	11,0	2,9
25/8	35	14,5	2,4	32	12,1	2,6	23	9,2	2,5

TOC en zijn samenhang met het KMnO₄-verbruik weergegeven voor watersoorten in verschillende stadia van zuivering, zoals die bij de Gemeentewaterleidingen voorkomen.

In deze groep van gegevens valt direct het grote verschil tussen duin- en plaswater op en de afzonderlijke plaats die het grondwater, dat bij Hilversum wordt gewonnen, inneemt. Er is echter ook een overeenkomst, niet alleen dat volgens verwachting KMnO₄-verbruik en TOC in de loop van het zuiveringsproces afnemen (de uitzonderingen hangen samen met tijd en plaats van monsterneming), maar ook dat deze afneming tevens geldt voor de verhouding KMnO₄/TOC, waarbij de TOC minder afneemt dan het KMnO₄-verbruik.

5.3.1 Rivier-duinwater

Bij de biologische zuivering blijft kennelijk een rest over waar noch de enzym-systemen van bacteriën, noch het KMnO₄

veel vat op hebben. Deze rest bevat koolstof, zal wel humusachtig van karakter zijn, maar zeer hinderlijk is zij niet. Ook gemeten aan TOC is het effect van een langzaam zandfilter klein, terwijl toch bekend is dat het effect ervan op de assimileerbare organische stof en daarmee op de bacteriëngroei in het water groot is: de ervaring in het distributienet van Amsterdam bewijst dit duidelijk. Een directe meting van de assimileerbare organische stof is nog niet mogelijk; de TOC-meting heeft alleen bewezen dat het om kleine hoeveelheden gaat, iets dat ook door de geringe verandering van het KMnO₄-verbruik en het lage zuurstofverbruik in een langzaam zandfilter wordt bevestigd.

5.3.2 Plassenwater

Zowel het KMnO₄-verbruik als de TOC zijn ongeveer tweemaal zo hoog als bij rivierduinwater. Het water uit de Bethunepolder bevat nog veel gemakkelijk

Watersoort	KMnO ₄ in mg/l	TOC in mg/l	KMnO ₄ TOC
<i>Rivier-duinwater</i>			
Gechloreerd snelfiltraat pompstation Jutphaas	15	5,0	3,0
Gechloreerd snelfiltraat na infiltratie	10	3,8	2,6
Ruw rivier-duinwater	13	5,5	2,4
Gemengd voorfiltraat	9	4,0	2,3
Gemengd nafiltraat na chlorering	8	3,7	2,2
<i>Plassenwater</i>			
Uitslagwater Bethunepolder	34	9,4	3,6
Aanvoer Loenerveense plas	34	9,4	3,6
Afvoer Loenerveense plas	25	9,0	2,8
Ruw water Weesperkarspel	27	9,4	2,9
Gemengd voorfiltraat	28	9,6	2,9
Gemengd nafiltraat na chlorering	18	7,2	2,5
<i>Bronwater</i>			
Ruw water Hilversum	4	2,2	1,8
Filtraat	3	2,2	1,4
Gedestilleerd water	1	1,5	0,7

oxydeerbaar materiaal; na de passage door de Loenerveense plas is het KMnO_4 -verbruik duidelijk verminderd, de TOC echter slechts weinig. Bij de verdere zuivering treedt de grootste daling op bij de langzame zandfiltratie, maar er blijft hier een veel grotere rest over van de humusstoffen die reeds in relatief hoge concentratie in het ruwe water aanwezig zijn.

5.3.3 Grondwater Hilversum

Dit uitstekende water, met een zeer laag KMnO_4 -verbruik en een nauwelijks meetbare kleur, heeft toch nog een TOC van 2,2 mg/l. De verhouding KMnO_4 -verbruik/TOC heeft een veel lagere waarde dan bij de andere watersoorten; kennelijk kan het KMnO_4 de nog aanwezige organische stoffen moeilijk oxydatief aangrijpen. Uit andere onderzoeken is bekend dat ozon dit wel kan en zelfs biologisch zijn zij nog aantastbaar als de temperatuur maar optimaal en de reactietijd lang is.

5.3.4 Samenvatting

Uit al deze gegevens blijkt dat bij de beoordeling van het effect van de waterzuivering het KMnO_4 -verbruik een bruikbare parameter is; het inzicht in de gang van zaken wordt door de TOC-gegevens verruimd. Zelfs in zeer zuiver grondwater komen per liter nog enkele milligrammen organisch gebonden koolstof voor, die echter in de praktijk van de waterzuivering geen betekenis hebben.

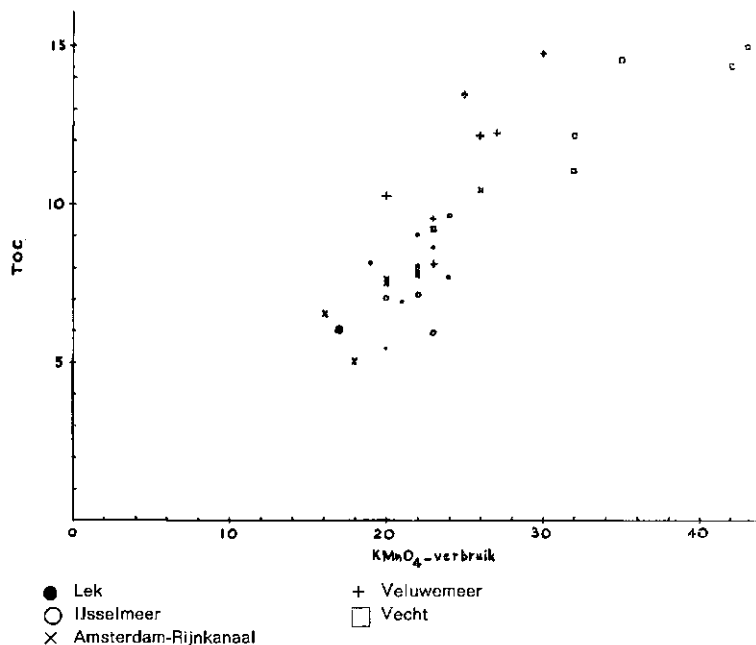
Zet men voor de drie hier beschouwde watersoorten in verschillende stadia van zuivering het KMnO_4 -verbruik en de TOC grafisch tegen elkaar uit (zie afbeelding 5), dan krijgt men een reeks punten waardoor een rechte lijn kan worden getrokken die voldoet aan de formule

$$\text{KMnO}_4\text{-verbruik} = 4(\text{TOC}) - 6$$

Deze lijn snijdt de verticale as bij het punt 1,5. Merkwaardig is dat de TOC van het door ons gebruikte gedestilleerde water ook 1,5 mg/l is.

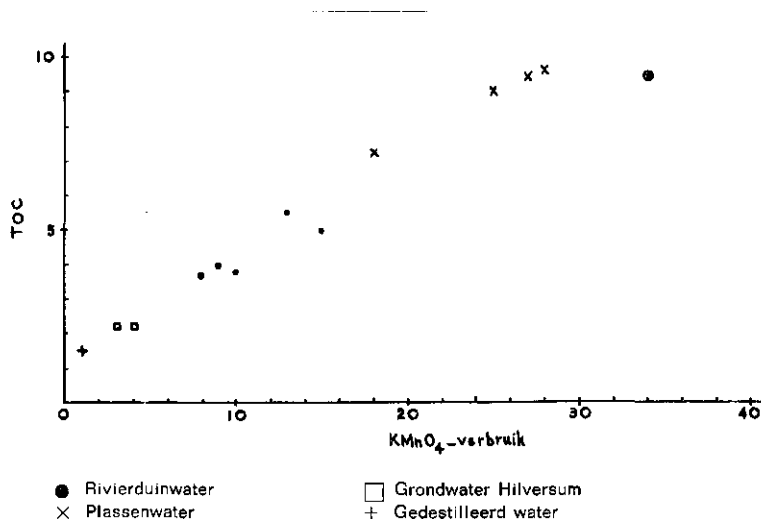
Samenvattend kan worden gesteld, dat bij de zuiveringsprocessen die bij de Gemeentewaterleidingen worden gebruikt, de kwaliteitsverbetering met betrekking tot het gehalte aan organische stof zowel door het KMnO_4 -verbruik als door de TOC duidelijk worden weergegeven. Het is de vraag of een verband als hierboven werd weergegeven ook geldt voor andere methoden van zuivering, bijvoorbeeld voor die waarbij meer chemische zuivering wordt toegepast. Hierover staan nog niet voldoende betrouwbare gegevens ter beschikking. Het onderzoek wordt voortgezet.

De schrijvers danken de directeur der Gemeentewaterleidingen, ir. C. van der Veen, voor de toestemming tot het publiceren van dit onderzoek.



Afb. 4 - Correlatie van het KMnO_4 -verbruik in mg/l en de TOC in mg/l voor diverse soorten oppervlaktewater.

Afb. 5 - Correlatie van het KMnO_4 -verbruik in mg/l en de TOC in mg/l in verschillende stadia van zuivering.



Literatuur

- Hall, C. E. van and Stenger, V. A. „An Instrumental Method for Rapid Determination of Organic Substances in Aqueous Solutions”. Anal. Chem. 39 (1967) 503.
- „Total and Organic Carbon in Water by Combustion-Infrared Analysis”. ASTM methode D 2579-69.
- Bauer, L. und Schmitz, W. „Ergebnisse und Erfahrungen mit der Bestimmung des organischen Kohlenstoffs im Wasser und Abwasser”. Vom Wasser ban 36 (1969) 383.
- Cropper, F. R. and Heinekey, D. M. „The determination of total organic matter (carbon content) in Aqueous media”. Analyst 94 (1969) 484.
- Puffelen, J. van. „Bepaling van het organische (kool)stofgehalte in water”. Augustus 1968. Werkgroep Organische Stoffen, stuk nr. 5, 1968.
- Puffelen, J. van. „Bepaling van het organische (kool)stofgehalte in water”. H_2O 2 (1969), nr. 26, p. 687.
- Beckman Total Organic Carbon Analyzer Model 915. Beckman Instruments, Fullerton, California, USA.
Voor Nederland: Beckman Instruments Nederland, de Boelelaan 12, Amsterdam.