

Kool en ozon

1. Inleiding

Bij de behandeling van het onderwerp kool en ozon, moeten we ons afvragen, wat het doel is van de bij de bereiding van drinkwater gebruikelijke zuiveringsmethoden, waarbij deze stoffen een voorname rol spelen.

De toepassing van ozon, een reeds zeer oude methode van waterzuivering, beoogde aanvankelijk vooral de desinfectie van water; thans staat de verbetering van de organoleptische eigenschappen op de voorgrond.

Worden bij de desinfectie bacteriën bestreden, in het tweede geval gaat het om het wegnemen van geur- en smaakgevendende stoffen, die — voorzover het geen zouten betreft — organisch van karakter zijn [1, 2 en 3],

en door oxidatie in niet-geurende en -smakende stoffen worden overgevoerd. Bij de behandeling van water met actieve kool is het doel eveneens een verbetering van geur en smaak, doch ook een verbetering — d.i. vermindering — van de kleur speelt een rol.

Hier gaat het om de verlaging van het gehalte aan organische stoffen.

2. Bepaling van het gehalte aan organische stoffen

2.1 Oxidatiemethoden

In het drinkwaterbereidingsproces wordt het gehalte aan organische stoffen bepaald door de meting van het $KMnO_4$ -verbruik. Bij deze methode, die streng genormaliseerd is, wordt de mate van oxydeerbaarheid bepaald. Helaas is het niet mogelijk om op deze wijze alle organische stoffen tot eindprodukten als koolzuur en water te oxideren en worden sommige stoffen, zoals azijnzuur, in het geheel niet aangetast. Andere stoffen oxideren slechts gedeeltelijk (afb. 1), zodat nog organische eindprodukten overblijven [4]. Zo worden aldehydegroepen geoxideerd tot carbonzuurgroepen, doch blijven de alifatische ketens bestaan. De dubbele bindingen van alkenen en

benzylalcohol of benzaldehyd reageren vlot, de laatsten tot benzoëzuur. Zuren, ketonen en alifatische alcoholen reageren evenwel niet of moeizaam.

De benzeenring van fenol en aniline wordt door permanganaat opengebroken; die van benzeen zelf en van benzylalcohol en benzoëzuur niet. De toepassing van andere oxidatiemethoden, zoals die met $K_2Cr_2O_7$ (COD = chemical oxygen demand), levert andere resultaten op.

Tot zuurstof omgerekend, worden hierbij hogere verbruiken gemeten dan bij de permanganaatmethode.

Toch wordt ook met de reactie met kalium-dichromaat geen volledige oxidatie verkregen; het laboratorium van de Haagse Duinwaterleiding constateerde, dat de reactie voor petroleumether slechts voor 2% was verlopen en voor chloroform voor 15%, tetrachloormethaan voor 0%, benzeen voor 33%.

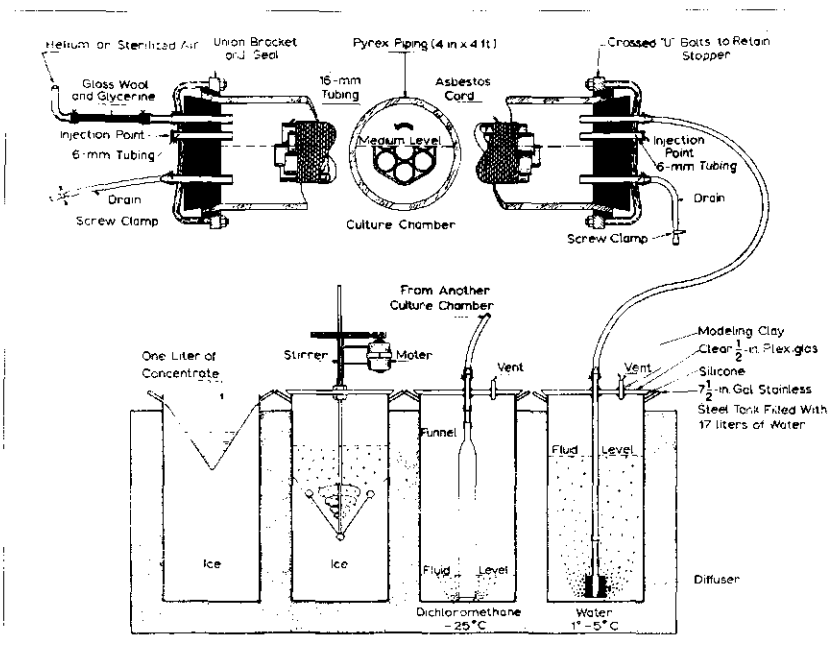
Bij de biologische bepaling van het zuurstofverbruik met bacteriën ($BOD_{5^{20}}$) worden de biologisch gemakkelijk afbreekbare stoffen geoxideerd, veelal tot koolzuur en water. Het zal duidelijk zijn dat in dit geval

Afb. 1 - Reactie met $KMnO_4$ van enkele organische stoffen bij pH 7 en pH 10 [4].

Reaction of Potassium Permanganate With Pure Organic Compounds in Distilled Water

Compound	Reaction	
	pH 7	pH 10
Saturated, 3-carbon:		
propionic acid	—	—
propanol	—	—
propionaldehyde	+	+
propylamine	—	+
ethyl formate	—	+
acetone	—	—
glycerol	—	—
lactic acid	—	—
methyl acetate	—	—
alanine	—	+
pyruvic acid	+	+
Unsaturated, 3-carbon:		
acrolein	+	+
allylamine	+	+
acrylic acid	+	+
allyl alcohol	+	+
Aromatic:		
benzene	—	—
benzaldehyde	+	+
phenol	+	+
aniline	+	+
benzoic acid	—	—
benzyl alcohol	+	+
Miscellaneous:		
octyl alcohol	—	—
caproic acid	—	—
ABS	—	—
2-butanone	—	+
starch	—	—
creatine	—	—

Afb. 2 - Installatie voor concentratie door uitvriezen volgens Shapiro [6].



slechts een bepaald gedeelte van de in het water aanwezige organische stoffen worden aangetast; vaak zijn dit andere stoffen dan die welke bij de beide vorige methoden werden geoxideerd. Het resultaat is daarnaast afhankelijk van de concentraties der stoffen, van het assortiment bacteriën, alsmede van de aanwezigheid van giftige stoffen.

De genoemde bepalingsmethoden hebben gemeen, dat slechts één aspect, nl. de oxideerbaarheid wordt onderzocht. Een inzicht in de aard en de hoeveelheid der samenstellende stoffen wordt niet verkregen.

2.2 Concentratie en isolatie van organische stoffen

Bij een diepergaand onderzoek zal eraan worden gestreefd om de gezochte stoffen aan het water te onttrekken of in ieder geval zodanig te concentreren, dat onderzoek mogelijk wordt. Een fraai voorbeeld van een isolatietechniek is de uitvriesmethode (afb. 2) welke o.a. door Shapiro is beschreven [5, 6 en 7]. Daarbij wordt het water door roeren in beweging gehouden, terwijl de hoeveelheid vloeistof door bevrozing langzamerhand wordt verkleind. Indien deze techniek goed wordt bedreven kan een belangrijke concentratieverhoging worden bereikt. Ook de verstuiwingsverdamping moet hier genoemd worden [8].

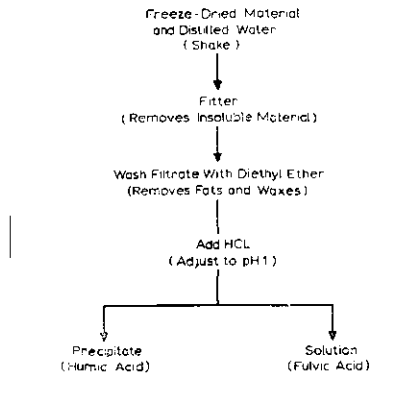
Een andere methode bestaat uit de adsorptie van het organische materiaal aan actieve kool, gevolgd door desorptie met geschikte oplosmiddelen [8 en 9]. Ether, chloroform, alcohol, zuur, base en bisulfiet-oplossing zijn veel gebruikt, om een scheiding in groepen te bewerkstelligen (afb. 3 en 4).

Een voorbeeld van de uitkomst van een onderzoek wordt gegeven in [10] (afb. 5).

TABEL 1 - Adsorptie in basisch milieu

	organ. stof
gevolgd door desorptie met chloroform	76 µg/l
dan desorptie met ethanol	235 µ/l
vervolgens: Adsorptie in zuurmilieu	
desorptie met chloroform	78 µg/l
daarna desorptie met ethanol	415 µg/l
totaal	804 µg/l

Het onderzoek van de organische stoffen heeft zich lange tijd niet verder uitgestrekt, dan soortgelijke scheidingen in groepen. Het zal wel duidelijk zijn, dat zo'n scheiding weinig informatie geeft over de specifieke stoffen [11].



Afb. 2 - Schema voor het onderzoek van humusachtige stoffen [8].

Bovendien is gebleken, dat het proces van adsorptie en desorptie van allerlei stoffen verschillend verloopt. Sommige stoffen worden wel goed geadsorbeerd en gedesorbeerd, andere echter worden niet geadsorbeerd of wel geadsorbeerd doch niet gedesorbeerd.

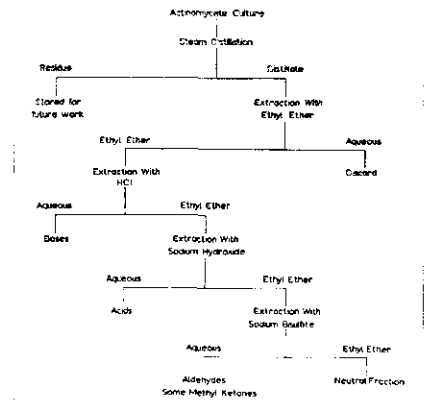
In deze gevallen ontstaat uiteraard een verkeerde indruk van het gehalte aan organische stoffen. Met name stoffen met grote moleculen zijn op deze wijze niet of moeilijk te isoleren. Daarop wijzen de verschillen tussen de resultaten van deze methode en die van het uitvriezen of de verstuiwingsverdamping. Humusachtige stoffen, die volgens sommige opgaven zelfs 90 % van het totale organische materiaal vormen [8], kunnen met actieve kool en desorptie met een oplosmiddel niet worden geconcentreerd. Met laatstgenoemde methode verkrijgt men uitsluitend de stoffen met kleinere moleculen, welke soms slechts een kleine fractie van het gehalte aan organische stoffen vormen.

2.3 Identificatie

Het is in het kader van deze les niet

Afb. 5 - Uitkomst van een scheiding van organische stoffen in groepen met actieve kool en desorptie met resp. chloroform en ether (zie ook tabel 1) [10].

Effect of pH on Concentration of Organic Compounds Recovered	
Experimental Method	Recovery
	µg/l
CCE _b	76
CAE _b	235
CCE _a	78
CAE _a	415
Total	804



Afb. 4 - Schema voor het onderzoek van door Actinomyceten geproduceerde reukstoffen.

doenlijk om in te gaan op de methoden van identificatie der verschillende stoffen, die volgen op de concentratie, resp. fractionering.

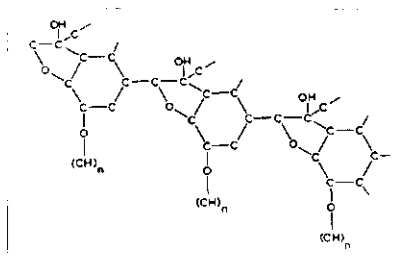
Door de lage concentraties schieten vele van deze methoden te kort. Dan moet een beroep gedaan worden op kolomchromatografie, gevolgd door infrarood- en ultravioletspectrofotometrie, electron capture detection of soortgelijke methoden.

Het toepassen van identificatiemethoden bij onderzoekingen is pas in de laatste tijd op gang gekomen. Men houdt zich hier o.a. mee bezig op de Technische Hogeschool te Delft (prof. dr. ir. P. M. Heertjes en ir. A. P. Meijers).

3. De aard der organische stoffen

3.1 Enkele resultaten van onderzoek

Zoals onder 2.2 reeds gezegd, bestaat een belangrijk deel (tot ruim 90 %) van de in water aanwezige stoffen uit humusachtige bestanddelen. Deze verbindingen, die verantwoordelijk zijn voor de gele kleur van het water en een veelal aromatisch karakter hebben, zijn de onverteerbare resten van de lignine [15] (afb. 6). Men onderscheidt o.a. de fracties humuszuur (oplosbaar in loog, onoplosbaar in minerale zuren en alcohol) en fulvinezuur (oplosbaar in loog en zuur) (afb. 7). Door adsorptie aan kool zullen ze slecht te verwijderen zijn. Coagulatie kan hier uitkomst brengen [12]. Niet alle organische stoffen echter kunnen op deze wijze worden verwijderd, wat in de praktijk herhaaldelijk is gebleken. Zo loopt bij het waterleidingbedrijf te Dordrecht na coagulatie de kleur terug van bv. 30 tot 9 terwijl het KMnO₄-verbruik daalt van 28 tot 10. De fractionering der organische stoffen met behulp van actieve kool en oplosmiddelen levert een aantal groe-



Afb. 6 - Vereenvoudigde structuur van lignine [44].

pen op, welke hierna nog zullen worden genoemd. De resultaten van dit onderzoek zijn door de onderzoekers welwillend ter beschikking gesteld. Prof. dr. ir. P. M. Heertjes en ir. A. P. Meijers die een dergelijk onderzoek verrichtten, constateerden dat van het totaal aan organische stoffen in oppervlaktewater van de Rijn (5-10 ppm) soms slechts circa een tiende deel op een koolfilter gevangen en vervolgens gedesorbeerd kon worden. De neutrale, weinig polaire reuk- en smaakstoffen worden met de gebruikte extractiemiddelen goed geïsoleerd. Andere technieken — zoals uitvriezen tot een klein volume, gevolgd door extractie of extractie alleen — zullen doorgaans eenzelfde fractie van de organische stoffen opleveren, aldus ir. A. P. Meijers [13].

Aan de andere kant treden tijdens de diverse handelingen als groepscheiding, kolomchromatografie e.d. soms wijzigingen in de aard der moleculen op. Niet zelden verdwijnen er stoffen en ontstaan andere daaruit.

Bij het onderzoek van het Rijnwater zijn door ir. A. P. Meijers meer dan 200 organische stoffen gevonden.

De volgende groepen werden aange- toond.

1. *Zwakke zuren.* In deze groep vindt men fenol o-, m- en p- kresol, o- en p-chloorfenol en hydrochinon.

Minder zekerheid bestaat omtrent de aanwezigheid van xylolenen, resorcinol, pyrogallol, 2,4 dichloorfenol en 2,4,6-trichloorfenol. De concentraties hiervan in leidingwater blijken weinig of niet te verschillen met die in ongezuiverd water en zijn zo laag, dat geen invloed op geur en smaak verwacht kan worden.

Daarentegen mag wel een invloed van chloor op de geur en smaak van deze verbindingen worden verwacht (afb. 8) [14 en 16].

Verder zijn hogere vetzuren, zoals laurinezuur, myristinezuur, palminezuur, stearinezuur en oliezuur in grotere hoeveelheden aangetroffen.

Een aantal stoffen kon nog niet wor-

den geïdentificeerd, getuige een drietal onverklaarde pieken in het chromatogram.

2. *Basen.* Geen enkele stof kon met zekerheid worden aangetoond; mogelijk zijn pyridine en anilineverbindingen aanwezig. De concentraties zijn kleiner dan die van de fenolen.

3. *Alifaten* (alkanen). Alle alkanen van C9 tot C32 worden gevonden, waarbij vooral de residus van petroleum (C9-C12) en van paraffine-was (C22-C32); in mindere mate die van smeerolie (C14-C20). Smeerolie is met een koolfilter moeilijk te bepalen, daar kool zelf een smeermiddel schijnt te bevatten. In deze groep treedt eveneens een, vooralsnog onbekende, sterk gechlloreerde verbinding op.

4. *Aromaten.* Ook in deze groep is er nog zeer veel onzekerheid. Behalve stoffen als naftaleen, bifenylnyl en fluoreen komen hier tevens di- en trichloorbenzeen voor, alsmede nitroverbindingen.

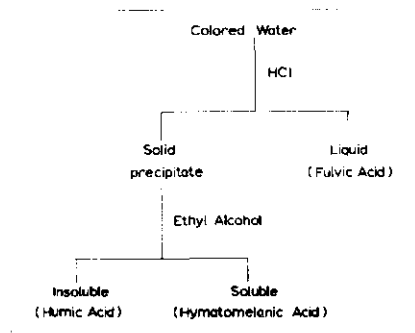
De hogere aromaten ontbreken vrijwel geheel.

In deze groep wordt een duidelijke invloed van de bij de drinkwaterbereiding toegepaste zuivering gevonden.

5. *Oxy-verbindingen.* Het onderzoek van deze groep is nog niet begonnen [13].

3.2 Verder onderzoek

De onder 3.1 gegeven indeling in groepen stoelt op de methoden van onderzoek, zoals die thans gebruikelijk zijn. Stoffen als detergenten en bestrijdingsmiddelen zal men daarbij vooralsnog niet of schaars aantreffen. Toch zijn voor veel van de in deze



Afb. 7 - Indeling van humusstoffen [12].

groep voorkomende stoffen onderzoeksmethoden bekend.

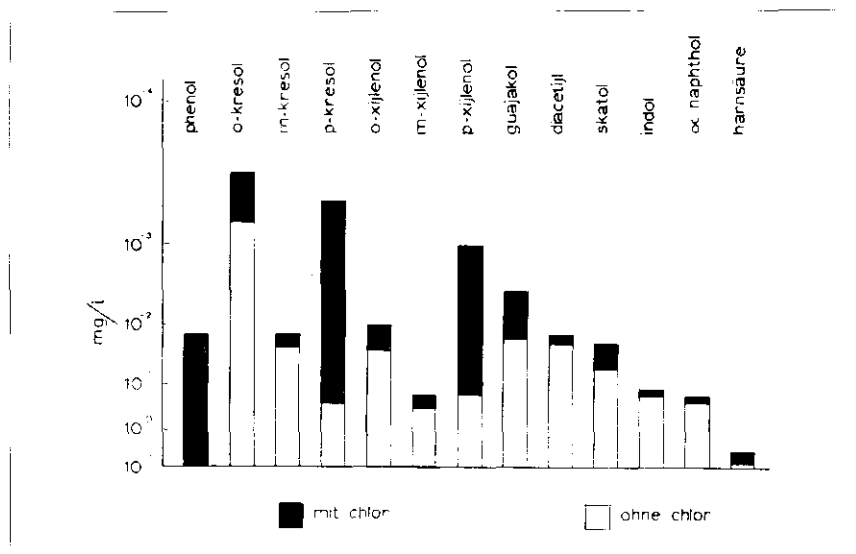
Dit is ook het geval voor sommige door microorganismen geproduceerde stoffen. De Actinomyceten zijn berucht om de productie van een reukstof [17 en 18]. Van vele blauwwieren is bekend, dat ze giftige stoffen voortbrengen.

De industrie loost — gewild of ongewild — afvalstoffen, die soms niet, soms slecht door de zelfreiniging van het water worden opgeruimd. De stoffen kunnen niet alleen stinken, meermalen zijn ze giftig.

Gezien de grote variatie in het productieprogramma der chemische industrie is het belangrijk, dat het hier gaat om zeer veel verschillende, vaak nog niet onderzochte stoffen.

Een en ander heeft nog geen betrekking op het optreden van anaeroob, dood water, veroorzaakt door te geconcentreerde lozing van organisch materiaal, gekenmerkt door de zwavelwaterstofstank en de zwarte kleur. Met behulp van rioolwaterzuiveringsinstallaties kan dit euvel tot op zekere hoogte bestreden worden.

Afb. 8 - Grenswaarden voor de proefbaarheid van enkele fenolen en de invloed van chloortoevoeging daarop [14].



Een belangrijk aantal van de organische stoffen blijkt toxisch of carcinogeen te zijn, althans in wat hogere concentraties.

Vele ook veroorzaken door hun geur of smaak hinder.

Er is nog zoveel onbekend, dat hier een uitgebreid gebied van onderzoek ligt.

Het is vanzelfsprekend voor de directeur van een waterleidingbedrijf een onverdraaglijke gedachte, indien zou blijken dat toxische of carcinogene stoffen, zoals bestrijdingsmiddelen, chloorfenolen en aromaten via het water de consument zouden bereiken, ook al is het water goed van geur en smaak.

Toch ligt het niet in de eerste plaats op de weg der waterproductiebedrijven om hiernaar een uitvoerig onderzoek in te stellen, en wel om drie redenen.

Ten eerste zijn de concentraties van de gezochte stoffen zo laag en de onderzoekingsmethoden zo complex, dat hiervoor een gespecialiseerde toxicoloog-analyticus nodig is, die kan beschikken over een groot en voor dit doel ingericht laboratorium.

Ten tweede zijn er nog geen aanwijzingen, dat het drinkwater thans reeds aanleiding is van vergiftigingsverschijnselen of van het optreden van een hogere carcinoom-frequentie. Aangenomen wordt, dat andere oorzaken (roken, uitlaatgassen) terzake een belangrijk groter gevaar opleveren. Ten slotte zijn de toxiciteit en het optreden van carcinoom niet alleen een functie van de concentratie van één bepaalde stof, doch is er een som-effect. De gevaren moeten derhalve beoordeeld worden in het kader van voeding en milieu.

Het heeft naar mijn mening geen zin om zich ongerust te maken over deze zaken zolang men nog niet weet, of de jaarlijkse portie drinkwater (circa 1 m³/inwoner) meer of minder toxische of carcinogene stoffen bevat dan een glas sherry, of andere bestanddelen van het levensmiddelenpakket.

Wel bestaat er behoefte aan eenvoudige methoden voor routine-onderzoek op toxiciteit, zoals de Coli-proef, welke gebruikt wordt als indicator voor pathogene bacteriën, methoden die wat gevoeliger en specifiek zijn dan de proefjes met vissen of daphnia's, die thans wel worden toegepast.

4. Actieve kool

4.1 Inleiding

Onder actieve kool verstaat men kool-

stofsoorten met een zeer groot inwendig oppervlak.

Niet ongewoon is een specifiek oppervlak per gram kool van 800-1200 m² [19] wat in vergelijking tot de 6 cm² (0,0006 m²) van een kubus met een ribbe van 1 cm uiteraard zeer groot is. De koolstof verkeert derhalve in een bijzonder poreuze vorm. De opbouw uit micrografietkristallen, welke onderling slechts los gebonden zijn, is hiervoor verantwoordelijk.

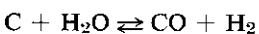
De poriën tussen de microkristalcomplexen variëren van enkele tot vele duizenden Ångström (1 Å = 10⁻⁸ cm). Onder adsorptie verstaat men het verschijnsel, dat bij een oppervlak een concentratieverhoging van bepaalde moleculen uit een oplossing optreedt. De moleculaire attractie wordt aangegeven met de naam „Van der Waalskrachten”.

Het verschijnsel is zeer algemeen, doch wordt pas van betekenis bij stoffen met zeer grote inwendige oppervlakten.

Zo kan men door fijn vermalen van een dichte (kristallijne) stof een oppervlakte van bv. 3 m²/g bereiken; zo'n oppervlak zou in een monomoleculaire laag circa 1 mg benzeen kunnen adsorberen. De actieve kool, die per gram een driehonderdmaal grotere oppervlakte heeft, kan dan ook 300 x zoveel benzeen per gram kool adsorberen.

Men bereidt actieve kool door koolstofhoudende produkten, zoals hout, turf, bruinkool e.d. te verkolen en op geschikte wijze verder te verwerken. Men maakt dan gebruik van het feit, dat bij de verkoling de oorspronkelijke structuur van de grondstof niet geheel verloren gaat, maar een groot aantal fijne kanaaltjes en spleetjes aanwezig blijven.

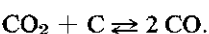
Door deze kanalen heeft voorheen bv. het saptransport plaats gevonden. De verkoling vindt plaats bij 900-1000° C; door de dan optredende reactie tussen koolstof en water



kan men koolstof wegnemen en daardoor de oorspronkelijk zeer kleine spleetjes verwijden. Op deze wijze kan men de poriën toegankelijk maken voor grotere moleculen en moleculencomplexen, zoals bv. kleurstoffen.

Door dit poreus maken wordt 60-70 % van de oorspronkelijke koolstof weggenomen.

Ook met CO₂ kan dit verwijderen worden verricht:



De verwijdering van de koolstof met zuurstof of lucht (wegbranden) wordt meestal niet toegepast, daar deze methode niet selectief genoeg is.

Het is duidelijk, dat men het proces ook zo kan leiden, dat koolsoorten met *fijne* poriën ontstaan; deze zijn slechts toegankelijk voor *kleine* moleculen.

Kool met grote poriën, toegankelijk voor grotere moleculen of molecuulcomplexen, kan slechts met laag rendement worden vervaardigd.

De mate van toegankelijkheid van de kool is van groot belang voor de kwaliteitsgradering.

Daarnaast is de herkomst van het uitgangsmateriaal van belang. Zo geven de harde, dichte kiezelduurhoudende schalen van de cocosnoot een veel dichtere en fijnere structuur van de kool van bv. pijnbomenhout. Bij de kwaliteitsbeoordeling is het specifieke oppervlak van het grootste gewicht. Het kan bepaald worden door de belading van de kool te meten met een of andere stof. Gebruikelijk daarvoor zijn benzeen en argon of stikstof bij lage temperatuur.

Die methode is genormaliseerd door Brunauer-Emmett en Teller (BET-oppervlak); oorspronkelijk was ze bedoeld voor katalysatoren [24]. De grote poriën kunnen gemeten worden met kwikpenetratie.

4.2 Adsorptie-evenwicht

Bij de waterzuivering moeten reuk- en smaakstoffen gebonden worden. Dit zijn stoffen, die in het algemeen slechts in zeer geringe concentratie aanwezig zijn en waarvan slechts een geringe belading op het adsorptiemiddel verkregen kan worden.

In de evenwichtstoestand treedt een verdeling op van de te adsorberen stof tussen de waterfase en de kool, vergelijkbaar met de verdeling die optreedt wanneer we een derde stof brengen in twee niet-mengende oplosmiddelen.

Onze kennis van de adsorptie berust hoofdzakelijk op metingen met stoffen als organische zuren, fenolen en methyleenblauw [26].

Zo heeft Freundlich de volgende empirische vergelijking opgesteld:

$$\frac{x_i}{m} = X_i = K C_1^n$$

waarin

x_i = geadsorbeerde stof in mg

m = actieve kool in g

X_i = hoeveelheid geadsorbeerde stof per g kool
 C_i = evenwichtsconcentratie van de stof i in het oplosmiddel.

k en n zijn constanten, die afhankelijk zijn van de aard der stof, de temperatuur enz. (Isotherm van Freundlich) [20].

Voor meer dan één te adsorberen stof heeft Langmuir een vergelijking opgesteld [21 en 22], nl.:

waarin

$$\frac{x_i}{m} = X_i = X_i^1 \frac{b_i C_i}{1 + m \sum b_j C_j}$$

X_i = hoeveelheid geadsorbeerde stof i per gewichtseenheid koolstof bij concentratie C_i

C_i = evenwichtsconcentratie van de stof i in het oplosmiddel

X_i^1 = de waarde X_i voor een monomoleculaire laag

b_i = constante

Voor één stof gaat de vergelijking over in:

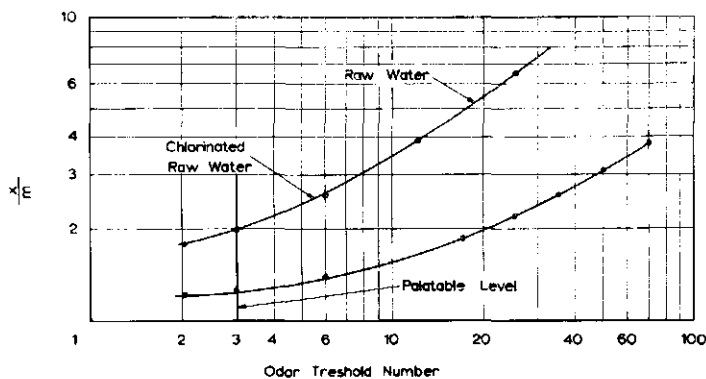
$$\frac{x_i}{m} = X_i = X_i^1 \frac{b_i C_i}{1 + b_i C_i} = \frac{1}{1 + b_i C_i}$$

waarbij bedacht moet worden dat X_i^1 een constante is. Dat er verschil tussen de formules van Freundlich en Langmuir bestaat, accentueert het empirische karakter van beide. Afhankelijk van de aard en de concentratie der te adsorberen stof, de waarde der constanten en de hoeveelheid toegevoegde kool, zal na het bereiken van het evenwicht een restconcentratie in de vloeistof overblijven. In afb. 9 wordt aangegeven hoe x/m afhankelijk is van een willekeurig gekozen maatstaf voor de concentratie aan reuk- en smaakstoffen, de zgn threshold oder number [23], waaruit tevens blijkt, dat de chloring van water een verlaging van het adsorptie-effect geeft.

4.3 Enkele kinetische beschouwingen

In afb. 10 is aangegeven hoe de adsorptie van fenol met de tijd verloopt [19].

Begonnen werd met een concentratie van 5 mg fenol/l, terwijl steeds 200 mg actieve kool/l werd toegevoegd. Ter verkrijging van reproduceerbare waarden werd de kool een week lang met water in een Soxhlett-apparaat geëxtraheerd. Nu geldt, dat de hoeveelheid geadsorbeerde stof gelijk is aan de aan de vloeistof onttrokken stof.



Afb. 9 - Verband tussen de specifieke adsorptie (x/m) en de drempelwaarde voor de geur [23].

Voor praktische berekeningen betreffende het verloop der reacties wordt wel de empirische formule gegeven

$$Q(t) = Q(\infty) \frac{t}{t + T} \quad [19]$$

waarbij

$Q(t)$ = hoeveelheid geadsorbeerde stof op tijdstip t in mol/g

$Q(\infty)$ = de in de evenwichtstoestand geadsorbeerde stof (mol/g)

t = adsorptie tijd in uren

T = halfwaardetijd, de tijd nodig om de helft der bij evenwichtstoestand geadsorbeerde stof op te nemen.

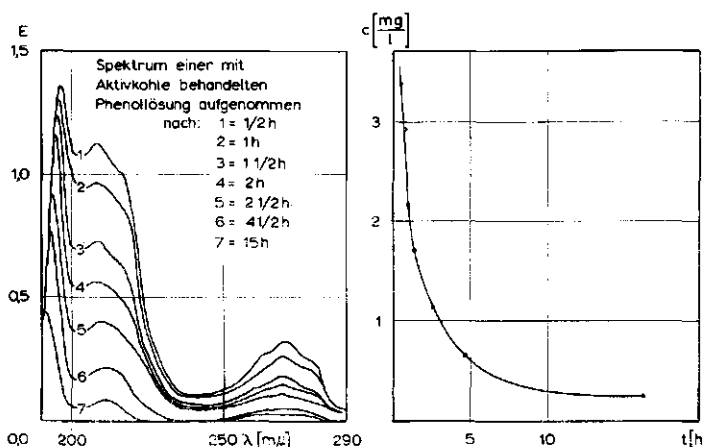
Voor waarden van $Q(t)/Q(\infty)$ tot 0,8 beschrijft de vergelijking de situatie goed.

Afhankelijk van koolkwaliteit en te adsorberen stof varieert de halfwaardetijd van 1 uur tot meer dan 10 uur

voor eenvoudige stoffen met lage molecuulmassa (bv. pyridine, aniline, fenol, p.chloorfenol, p.nitrofenol, B-naftol, indool, skatool). De evenwichtsbelading ligt bij 2.3 à 2.6 x 10⁻⁴ gmol/g, met uitzondering van pyridine, dat een lagere adsorptiegraad heeft (1,6 à 2,1 x 10⁻⁴ gmol/g).

Grotere moleculen hebben veelal belangrijk hogere halfwaardetijden (tot 70 uur) en lagere evenwichtsbelading (0,3 à 2 x 10⁻⁴ gmol/g). De aanwezigheid van veel grote poriën speelt daarbij een rol; grotere moleculen kunnen in deze poriën nog wel geadsorbeerd worden, zodat in de beschikbare tijd toch een niet onbelangrijk deel van het adsorberende oppervlak gebruikt wordt, doch bij afwezigheid van grote poriën wordt het diffusiemechanisme door sterische invloeden gehinderd, en treedt zelfs na geruime tijd slechts een geringe bedekking van het inwendige oppervlak op. Dit wordt aan riboflavine in afb. 11 gedemonstreerd. De koolsoorten B en L hebben grote

Afb. 10 - De adsorptie van fenol aan actieve kool als functie van de reactietijd en bepaald via spectraalanalyse van de oplossing [19].



poriën; de soorten A en G slechts fijne. Bij de laatste twee koolsoorten treden duidelijk lagere reactiesnelheden op; hier was na een week de evenwichtstoestand nog lang niet bereikt.

Uit de rechte vorm van de adsorptielijn voor de koolsoort A zou bij benadering een reactie van de nulde orde kunnen worden afgeleid.

4.4 Dosering van poederkool

Dat de dosering van poederkool zo vaak wordt toegepast zal na het voorafgaande misschien verbazing wekken. Nog meer wellicht, dat goede resultaten kunnen worden verkregen bij de smaak- en geurverwijdering.

Die toepassing vindt zijn oorzaak in het feit, dat reuk- en smaakstoffen in het algemeen kleine moleculen bezitten, waarvoor de kool een goede toegankelijkheid heeft. Bovendien zijn vaak uiterst geringe concentraties aanwezig, waardoor geringe hoeveelheden kool al een goede binding van deze stoffen bewerkstelligen.

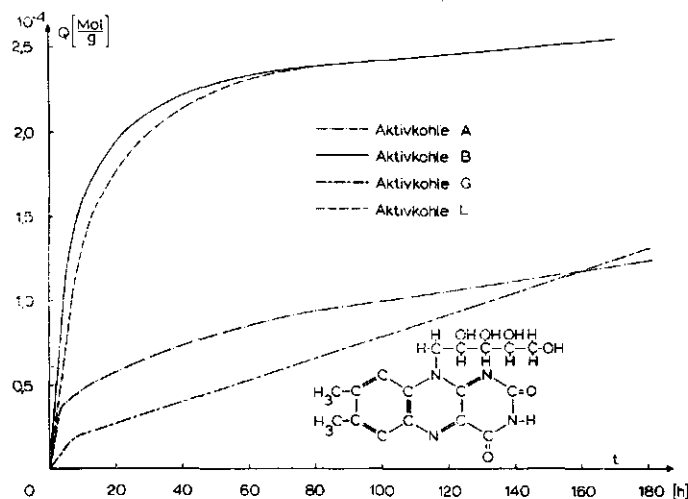
Dat bij de bereiding van drinkwater geen adsorptie-evenwicht optreedt, is duidelijk als men bedenkt, dat de contact-tijden een kwartier tot omstreeks een uur zijn, terwijl de halfwaardetijden (althans voor enkele aromatische aminen en fenolen) tussen 1 en 10 uur belopen. Het betekent, dat een hogere dosis kool moet worden gebruikt dan met een monomoleculaire laag overeenkomt.

Bovendien gaat men in de techniek niet uit van kool, die een week lang met water in een Soxhlett-apparaat is geëxtraheerd. De technische koolsoorten zullen nog gedeeltelijk bezette oppervlakten hebben en derhalve minder adsorberen.

Een hoge concentratie aan geur en smaak in het uitgangswater kan bestreden worden door een hoge dosering actieve kool.

Desondanks zal bij sterk ruikend en sterk smakend water steeds een restgeur en restsmaak overblijven. De bestrijding door twee, drie of vier doseringen van kool in successie, elke dosering gevolgd door verwijdering van de kool door filtratie of sedimentatie, is denkbaar, doch toepassingen daarvan zijn niet zeer verbreid.

De dosering, die in de jaren twintig van deze eeuw op 1 à 2 g per m³ Rijnwater gesteld werd [25] bedraagt thans een veelvoud hiervan en is onder omstandigheden (lage afvoeren) tot boven 100 g/m³ opgelopen. Tenslotte zij opgemerkt dat de dosering



Afb. 11 - Het verloop van de adsorptie van riboflavine aan een vierl koolsoorten; de soorten B en L hebben grove poriën, de soorten A en G fijne poriën.

van kool bij de gebruikelijke verblijftijden geen invloed heeft op de grote moleculen, zodat deze stoffen niet of bijna niet door adsorptie verwijderd kunnen worden (humusachtige stoffen).

4.5 Koolfilters

Zoals uit het voorgaande blijkt heeft de dosering van poederkool het bezwaar dat steeds een gedeelte van de geur- en smaakstoffen in het water achterblijven.

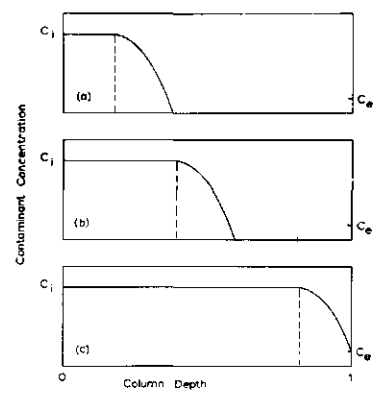
Men heeft getracht hiervan verbetering te brengen door de actieve kool nu in korrelvorm, als filter te gebruiken. Reeds in de jaren twintig van deze eeuw werd dit procédé in de Verenigde Staten toegepast [30]. In het begin van de jaren zestig trokken de toepassingen te Düsseldorf en Duisburg de aandacht [27, 28 en 29].

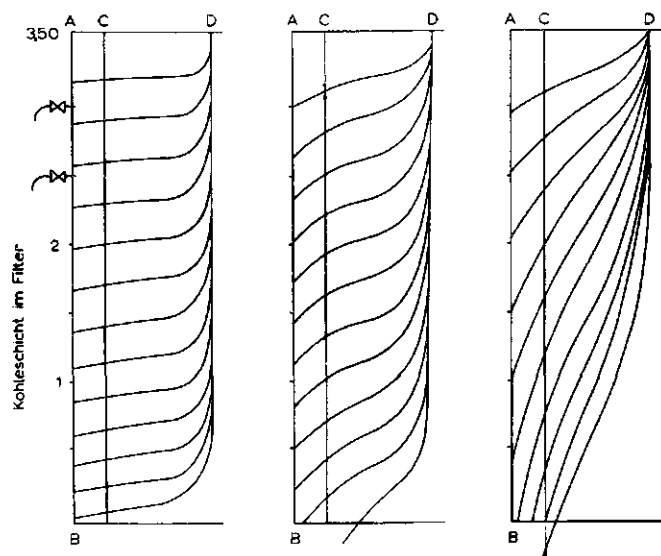
Men zou zich bij zulke koolfilters kunnen voorstellen dat hierin een zeer groot aantal kooldoseringen na elkaar plaatsvindt, elk gevolgd door een filtratie; de kool blijft tijdens het proces op dezelfde plaats. Dit betekent, dat een betere efficiency in het koolverbruik te verwachten is. Een geïdealiseerd schema vindt men in afb. 12 [31]. Op tijd a is de maximale belading bereikt in het intredegedeelte van de kolom; op tijd b is deze verder naar rechts voortgeschreden en bij c zijn de geur- en smaakstoffen tot het einde der kolom doorgedrongen. Soortgelijke geïdealiseerde voorstellingen treft men ook aan bij Hopf (27); hier is de invloed van de watersnelheid (afb. 13) en van deze snelheid gecombineerd met de waterkwaliteit

aangegeven (afb. 14). Daarbij zijn v.l.n.r. de grafieken voor lage, middelbare en hoge snelheid aangegeven, terwijl D1, D en D2 resp. lage, middelbare en hoge concentraties aan smaakstoffen weergeven.

Uit de aard der zaak zijn ook deze afb. geschematiseerd. Zo werd geen rekening gehouden met het bestaan van vele voor adsorptie vatbare stoffen, welke elkaar beconcurreren. Verder zijn er vele stoffen, die — zoals humusstoffen — door hun moleculbouw praktisch niet kunnen adsorberen. Rekening houdend met filterbedhoogten van 3 à 4 m en (schijnbare) watersnelheden van 20 tot 30 m³/m²h, kan snel worden becijferd, dat de verblijftijd in een filter ten hoogste enkele minuten kan bedragen. Stelt men dit naast normale halfwaardetijden van 1-10 uur, dan zal duidelijk zijn, dat vele stoffen niet afdoende geadsorbeerd worden, ter-

Afb. 12 - Het verloop van het adsorptieproces in een kolom [31].





Afb. 13 - De invloed van de watersnelheid op het adsorptieverloop [27]; van links naar rechts is deze snelheid: klein, middelbaar en groot.

wijl die met grotere halfwaardetijden nauwelijks door de kool worden opgenomen. Welke resultaten worden nu met koolfilters bereikt?

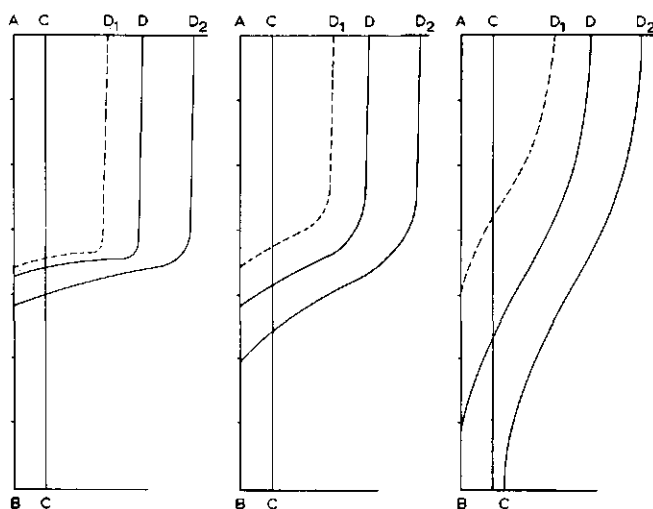
Flentje en Hager [32] berichten een besparing van 40% op het koolverbruik vergeleken met poederkool, terwijl ze op deze wijze smaakvrij water bereiken [33]. Ze geven tevens aan, dat het percentage verwijderde stoffen aanvankelijk 90% en na 20 dagen bij 84% van de verwijderbare stof ligt (bepaald met koolfilter en chloroformextractie) (afb. 15).

Robeck et al. [34] melden dat de verwijdering van bestrijdingsmiddelen uit het water bij contacttijden van 7 mi-

nuten vaak goed is, ook al is het koolfilter verzadigd met reuk- en smaakstoffen. Iets dergelijks rapporteert ook Sharp [35].

De verwijdering van poliomyelitisvirus door koolfilters was aanvankelijk beter dan die van zandfilters, doch al spoedig trad nivellering op, zodat beide ongeveer gelijke resultaten gaven [42]. Andere methoden van virusverwijdering zijn derhalve nodig. Actieve kool wordt sedert lang gebruikt voor verwijdering van chloor uit het water [36, 37 en 39]. De koolstof werkt hierbij hoofdzakelijk als katalysator voor de reactie van hypochloriet-ion tot chloride-ion.

Afb. 14 - De invloed van watersnelheid en waterverontreiniging op het adsorptieverloop. De watersnelheid is na dezelfde tijd van links naar rechts, klein, middelbaar en groot, terwijl de verontreiniging D_1 klein, D middelbaar en D_2 groot is.



Een oxidatie van de organische stoffen is het gevolg. De reactie verloopt vlot en wordt begunstigd door hogere temperatuur en niet te hoge pH.

Een ander heeft tot gevolg, dat het water in een koolfilter in hygiënisch opzicht niet door chloordosering te beschermen is. De concentratie van organische stof op het inwendige oppervlak van de kool betekent een ideaal milieu voor microorganismen en geeft aanleiding tot een levendige groei van bacteriën.

Het is dan ook niet verwonderlijk, dat in de koolfiltraten soms grote aantallen bacteriën worden gevonden, tot meer dan 1.000.000/ml. De enorme groei is er verder de oorzaak van dat vele individuele cellen de strijd moeten opgeven, afsterven en hun celinhoud aan het water afgeven; de soms zeer scherpe, branderige smaak, die bij deze koolfilters kan optreden is hiervan het bewijs. Deze smaak, welke zich vaak reeds na enkele weken ontwikkelt, wordt in modelproeven meestal niet opgemerkt, omdat de proefopstelling niet lange tijd onafgebroken in bedrijf is.

Bij praktijkopstellingen blijkt die scherpe smaak evenwel een zodanig bezwaar op te leveren dat deze mijns inziens — althans op dit moment — de toepassing van filters met actieve kool als laatste behandeling verhindert.

Beschouwingen over de efficiency van het proces hebben op deze plaats derhalve geen nut. Gewezen zij slechts op de regeneratie van de uitgewerkte kool, meestal door gespecialiseerde bedrijven die de kosten voor de kool met ongeveer een vierde vermindert [32 en 33].

4.6 Samenvatting

Geconcludeerd kan worden dat actieve kool geen oplossing biedt voor de integrale verwijdering van de organische stoffen uit water. Slechts de stoffen met kleinere moleculen worden goed geadsorbeerd. Dat zich onder deze laag-moleculaire stoffen vele reuk- en smaakstoffen bevinden is een gelukkige omstandigheid en betekent dat actieve kool een — zij het beperkte — bijdrage kan leveren tot de zuivering van drinkwater.

Edoch treedt bij poederkooldosering in de evenwichtstoestand een zodanige verdelingsverhouding tussen kool en water op, dat in het water steeds een zekere restconcentratie van de reuk- en smaakstoffen aanwezig blijft; bij hoge beginconcentraties kan dit be-

zwaarlijke eindconcentraties opleveren.

Door de meestal korte verblijftijd wordt zelfs deze evenwichtstoestand niet bereikt, waardoor de restconcentraties in de praktijk hoger zullen zijn. Bij de actieve koolfilters, die theoretisch aantrekkelijker zijn, treedt bacteriegroei op gepaard aan het verschijnen van een branderige smaak. Deze factoren zijn vaak dermate hinderlijk, dat ze prohibitief zijn voor de toepassing van deze koolfilters.

5. Ozon

5.1 Inleiding

De toepassing van ozon bij de drinkwaterbereiding is reeds zeer oud. Sedert Werner Siemens in 1857 de eerste ozoninstallatie ontwierp, zijn er reeds vele gebouwd.

Uit de vorige eeuw zijn ook enkele Nederlandse toepassingen bekend o.a. te Oudshoorn bij Alphen (1895) en in het begin van deze eeuw o.a. te Schiedam en te Breda (Ginniken). Deze installaties hebben geen lang leven gehad, waarschijnlijk vanwege de agressieve eigenschappen van ozon. Vrijwel alle materialen worden door dit gas aangetast. Slechts glas en roestvrijstaal blijven hier vrij van. Nu heeft glas de eigenschap te kunnen breken, terwijl het staal uit die dagen nog wel roesten kon. Toch schijnt de installatie van 1906 te Nice nog steeds in bedrijf te zijn.

De situatie veranderde pas wezenlijk toen in de jaren vijftig niet alleen betere staalsoorten, doch ook goedkope kunststoffen aan de markt verschenen, terwijl naast pijp, allerlei hulpstukken in die materialen ter beschikking kwamen. Bedoeld is polyvinyl chloride (PVC), terwijl tot op zekere hoogte ook polyethyleen voor dit doel geschikt is.

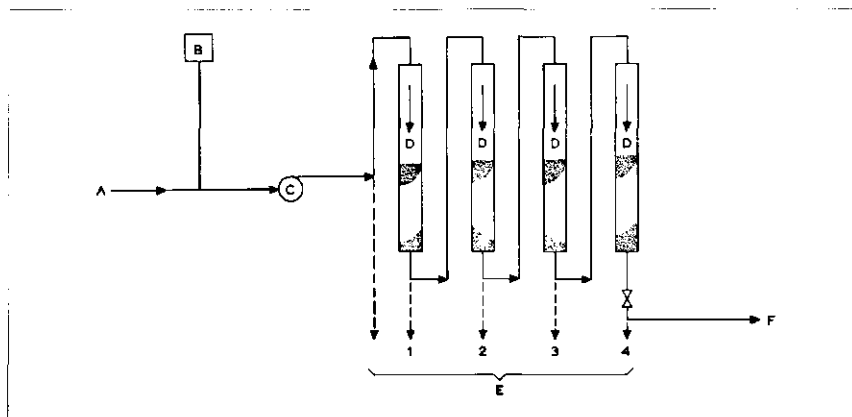
In 1962 heeft Van Heusden uitvoerig gesproken over de achtergronden en de techniek van de ozonisatie (14e vakantiecursus) [44].

Daarop behoeft dus niet nader te worden ingegaan.

In 1964 vormde de ozonisering één van de punten van bespreking op het IWSA-congres te Stockholm. Algemeen rapporteur was J. Hallopeau (Frankrijk) [45].

Was aanvankelijk de desinfectie van het water het doel der ozonisering, tegenwoordig wordt dit meer en meer als nevenwerking beschouwd en wordt het hoofddoel de verbetering van kleur, geur en smaak.

Zoals Van Heusden reeds opmerkte



Afb. 15 - Proefopstelling koolfilters [32].

zal de ozonisering één van de fasen worden van de drinkwaterbereiding, waarbij immers de oxydatietoestand van het water trapsgewijs verbeterd moet worden.

De toepassing van ozon neemt steeds toe, vooral in het buitenland. Deze toepassing berust op praktische ervaring veeleer dan op een inzicht in het chemische gebeuren van de ozonisatie.

5.2 Oxidatie

Ozon is een zeer sterk oxidatiemiddel, het levert één van de hoogst bekende redoxpotentialen [47].

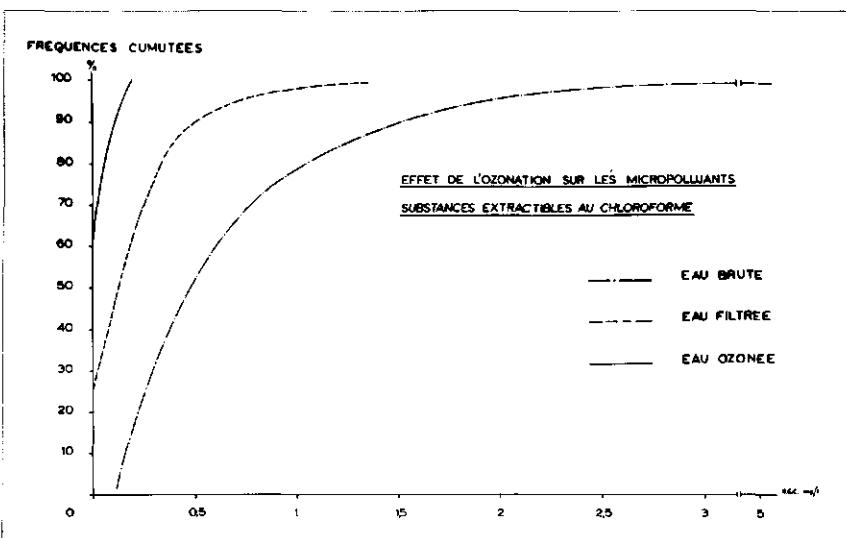
Zo geldt voor de volgende reacties:

$F_2 + 2 e$	\rightleftharpoons	$2 F^-$	normaalpotentiaal + 2,85 V
$O_3 + 2 H$	\rightleftharpoons	$O_2 + H_2O$	normaalpotentiaal + 2,07 V
$Cl_2 + 2 e$	\rightleftharpoons	$2 Cl^-$	normaalpotentiaal + 1,36 V
$ClO_2 + 4 H + e$	\rightleftharpoons	$Cl^- + 2 H_2O$	normaalpotentiaal + 1,25 V
$Br_2 + 2 e$	\rightleftharpoons	$2 Br^-$	normaalpotentiaal + 1,07 V
$J_2 + 2 e$	\rightleftharpoons	$2 J^-$	normaalpotentiaal + 0,58 V
$O_2 + 2 H + 2 e$	\rightleftharpoons	$2 OH^-$	normaalpotentiaal + 0,40 V

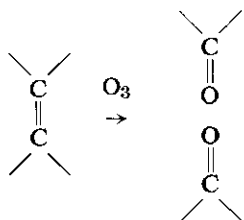
Fluor reageert onmiddellijk met water onder vorming van HF en zuurstof. Ozon reageert zo snel met de organische stoffen van het water, dat meestal na enkele minuten alle ozon verbruikt is. Het is daarom moeilijk om na te gaan of ozon al dan niet voldoet aan de oplosbaarheidswetten van Henry - Dalton [1 en 47] of om te onderzoeken welke invloed de pH heeft op de ontledingssnelheid [46].

Chloor is een sterker oxydatiemiddel dan zuurstof; ozon weer sterker dan chloor. Dit blijkt o.a. uit het feit dat ozon cyclische organische verbindingen zoals benzeen en fenol, kan open-

Afb. 16 - Invloed van ozonisatie op de cumulatieve frequentieverdeling van met choroform extraheerbare organische bestanddelen van een watersoort [62].



breken, wat chloor niet kan. In het algemeen kan gezegd worden, dat ozon inwerkt op dubbele bindingen.



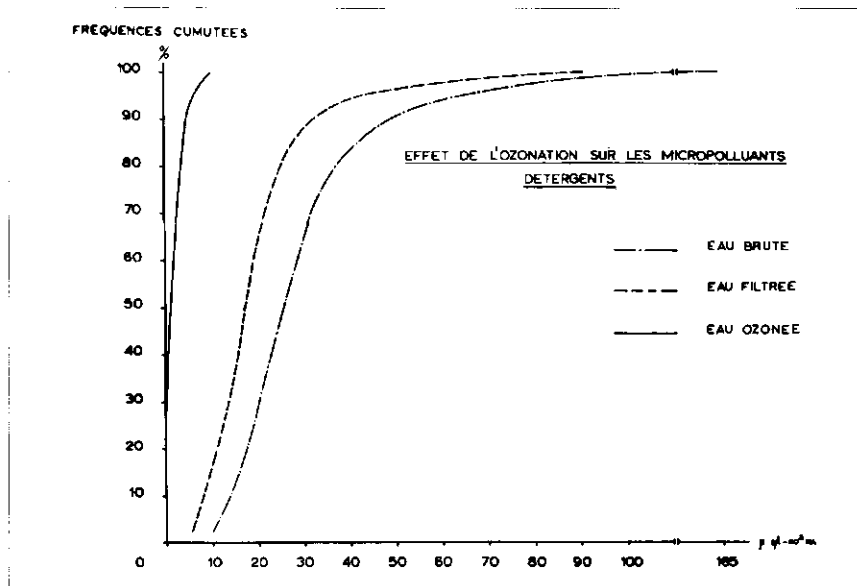
Dat daarbij als tussenprodukt ozoniden ontstaan [46] kan wel worden bedeneerd, zekerheid hieromtrent is evenwel nog niet verkregen. Chloor heeft op de aromatische verbindingen substituerende werking, wat bijvoorbeeld leidt tot de vorming van de gevreesde sterksmakende chloorfenolen uit fenol.

Zeer vaak — met name bij anorganische reacties — geeft ozon slechts één van de drie zuurstofatomen af en blijft moleculaire zuurstof over [46]. Zo wordt bericht, dat cyanide, nitriet en sulfiet tot onschadelijke anorganische verbindingen worden geoxideerd. Zelfs ammoniak kan in nitraat omgezet worden, zij het ten koste van veel ozon (14 mg O_3 /mg NH_4^+) [45]. Ferro-ionen worden tot ferri-ionen geoxideerd, terwijl mangaan-ionen zelfs het paarze permanganaat opleveren [46, 51 en 52]. Dit laatste reageert met de organische stoffen uit het water en slaat als bruinsteen neer.

Met organische stoffen is de reactie van ozon minder duidelijk. De vermindering van het $KMnO_4$ -verbruik per g ozon is sterk afhankelijk van de aard der aanwezige organische stoffen [53] en geringer naarmate de oxidatie voortschrijdt (afb. 16 en 17). Ook bij zeer hoge ozondoseringen (tot 90 mg O_3 /l water) blijft een rest — $KMnO_4$ -verbruik over [45]; over de aard der overblijvende organische stoffen kan men slechts gissen. De invloed van ozonisatie gevolgd door koolfiltratie wordt gevonden in afb. 18.

Van specifieke stoffen als onverzadigde koolwaterstoffen (uit minerale olie), fenolen en chloorfenolen, indool, skatool, thiolen, thioethers, aldehyden, ketonen en heterocyclische verbindingen als pyridine is bekend, dat ze met ozon reageren en in niet-ruikende stoffen worden omgezet.

Het reactiemechanisme is, zoals gezegd, nog onzeker en bij de gebruikelijke ozondoses zullen niet alle stoffen tot koolzuur en water worden geoxideerd. Er ontstaan waarschijnlijk



Afb. 17 - Invloed van de ozonisatie op detergents [62].

kleine hoeveelheden zuurstofrijke organische verbindingen, zoals oxaalzuur.

Dat een verbetering van de geur en smaak van het water verkregen wordt blijkt uit vele publikaties [54 en 55].

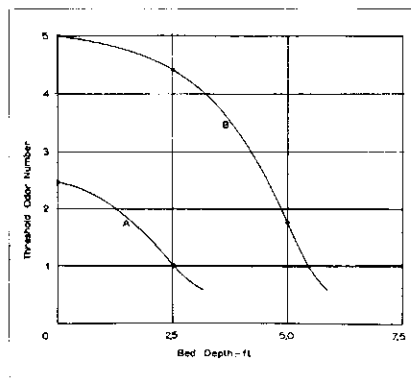
Er bestaan evenwel enkele industriële afvalstoffen, die min of meer bestand zijn tegen ozon [56].

De verwijdering van deze tegen oxidatie bestendige stoffen zal veelal met succes door de werking van de wind tijdens de opslag van het water in een spaarbekken kunnen geschieden.

Zowel een bekken als de ozonisatie zullen daarom onderdelen van de zuivering moeten zijn.

De humusachtige stoffen van het water hebben vaak een aromatisch karakter; ozon kan daarop inwerken. Men ziet dan ook door ozonisatie een sterke reductie van de kleur, waarbij een kleur nul goed bereikbaar is [45].

Afb. 18 - Filtratie van water over actieve kool [31]. A = na ozonisatie B = niet geozoniseerd.



De met ijzer gevormde beschutte coloiden, die zo vaak in veenachtige wateren voorkomen, moeilijk te verwijderen zijn met de gebruikelijke zuivering en aanleiding geven tot na-uitvloeking in het leidingnet, kunnen door ozonisering worden opengebrouken, waardoor het ijzer vatbaar wordt voor coagulatie en filtratie. Een dergelijke werking vindt men toegepast in het waterleidingbedrijf te Ameland (dosering 4-5 g O_3 /m³ water).

Een toepassing van ozon voor zuivering van het water uit zeer weinig verontreinigde meren is het zg. „microzone“-proces, waarbij de zuivering bestaat uit microfiltratie en ozonisatie. De ozonisering verbetert de kleur, terwijl voorafgaand eventuele algen door de microfilters moeten worden verwijderd [57].

Voorbeelden hiervan vindt men te Baerum en Skedsmo (Noorwegen), Lock Turret (Schotland) en Roanne (Frankrijk).

Het procédé is voor Nederland niet geschikt, integendeel, de ozonisering van het ruwe Rijnwater zal geen helder water opleveren, doch er zullen allerlei stoffen coaguleren, welke soms zo kleverig zijn, dat de ozondispersieinrichting in korte tijd geheel vervuult. Voorafgaand aan de ozondosering is daarom een geschikte voorzuivering nodig. De bactericide en viricide eigenschappen van ozon zijn bekend [55]. De kiemdodende werking hangt uiteraard samen met een zekere inwerkingsduur en de concentratie in het water, wat betekent, dat de oxidatie van organische stoffen

zover voortgeschreden moet zijn, dat ozon een meetbare levensduur in het water heeft (enkele minuten).

Dan wordt steriel water verkregen. De pH schijnt minder invloed te hebben op de desinfectie met ozon dan op die met chloor [58]. Ook de invloed van de temperatuur, althans op de werking van ozon op Colibacteriën, is gering [59].

Ozon werkt oxiderend in op het cytoplasma, terwijl het chloor een meer specifieke werking heeft [60].

De inactivering van poliomyelitisvirus door ozon is belangrijk effectiever dan die door chloor [61], doch vergt contacttijden van meer dan enkele minuten [62], zoals in afb. 19 is weergegeven [63].

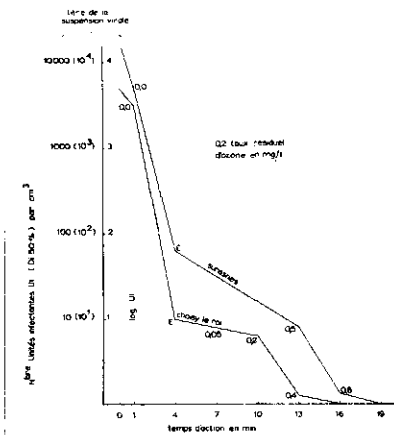
5.3 Enkele argumenten voor de toepassing van ozon in de waterleidingtechniek

Ozon, opgebouwd uit drie atomen zuurstof, is bijzonder geschikt voor de oxidatieve behandeling van water, daar het geen stoffen en met name geen anorganische stoffen aan het water toevoegt, zoals bij chloor uit het geval is. Bij de ontleding van ozon ontstaat soms zuurstof, wat stellig niet als een bezwaar is aan te merken. Anorganische stoffen als nitriet, sulfide en sulfiet worden in een geoxideerde vorm omgezet, wat bij elke zuivering beoogt wordt. Zelfs het ammonium-ion — zij het ten koste van véél ozon — kan tot nitraat geoxideerd worden.

IJzer-zouten worden losgemaakt uit beschutte colloïden en in filtreerbare vorm verkregen, terwijl mangaan als bruinsteen neerslaat.

Organische stoffen worden geoxideerd tot zuurstofrijkere verbindingen, waarbij menige slecht-ruikende of -smakende stof in een neutrale overgaat. Dat hierbij zeer geringe hoeveelheden (misschien enkele tienden ppm's) assimileerbare stoffen ontstaan, die toegankelijk zijn voor bacteriën en enige nagroei in het leidingnet kunnen bevorderen, wordt soms wel gesteld.

Er is evenwel geen aanleiding om zich hierover zorgen te maken. Het goed geëzoniseerde water, dat immers geen fenolen e.d. meer bevat, zal een lichte nachloring voor netbescherming gemakkelijk kunnen verdragen. Een en ander vergt uiteraard een goede apparatuur. Het ligt niet op onze weg om hierop in te gaan; elders vindt men hieromtrent diepgaande beschou-



Afb. 19 - Inactivering van poliomyelitisvirus als functie van inwerkingstijd en ozonconcentratie [63].

wingen [44, 46, 48, 50, 51, 52, 56, 57 en 62].

De benodigde dosis varieert van geval tot geval. Is de ozonisering bedoeld om colloïdaal ijzer toegankelijk te maken, dan moet al gauw met hoeveelheden van 5 g O₃/m³ water rekening worden gehouden.

Soortgelijke hoeveelheden zijn ook nodig, indien ozon wordt gebruikt voor de oxidatie van het in water aanwezige niet-colloïdale ijzer en mangaan.

Heeft de ozonisering ten doel om de reuk- en smaakstoffen onschakelijk te maken en vindt zij daartoe plaats na een klassieke zuivering, dan zullen — weer afhankelijk van de concentratie en de mate van voorafgaande zuivering — doseringen van 0,5-2,5 g O₃/m³ water nodig zijn.

In beide installaties te Dordrecht kon steeds met minder dan 2 g/m³ worden volstaan. De ozonproduktie en -dispersie vergen daar een stroomverbruik van ca. 35 Wh/gO₃. Per m³ water betekent dit dan f 0,006, waar-naast voor kapitaalslasten en onderhoud nogmaals f 0,007 komen. Kosten per m³ water dus 1,3 cent [64].

Concluderend kan gezegd worden, dat ozon geen tovermiddel is [65]. „Maar het is het enige zuivere oxidatiemiddel, dat de waterleidingman technisch en economisch ter beschikking staat. De uitgebreide enquête heeft duidelijk bevestigd, dat ozon één van de meest specifieke middelen bij de zuivering van water is gebleven door zijn gelijktijdige werking op microben, kleur en smaak, zijnde de drie meest belangrijke factoren voor de kwaliteit van drinkwater”, aldus Hallopeau [65].

6. Samenvatting

De hoofdstukken over de organische stoffen in water hebben ons geleerd, dat van deze stoffen nog veel onbekend is en nader analytisch, alsmede toxicologisch onderzoek dringend nodig is.

Het door coagulatie en/of filtratie gereinigde water bevat steeds een hoeveelheid organische stof, getuige het KMnO₄-verbruik, de geur en de smaak. Deze hoeveelheid kan zo groot zijn, dat hinder wordt ondervonden of althans de aanwezigheid van deze stoffen duidelijk kan worden opgemerkt. In een zodanig geval doet de titel van deze vakantiecursus ietwat euphemistisch aan, daar het bereide water dan niet goed is, zodat de titel ten rechte zou moeten luiden „naar beter water”.

Beter, doch nog geen goed water is te verwachten bij sterk met smaakstoffen voorbelast water waaraan poederkool gedoseerd wordt. Doordat de verdelingscoëfficiënt van verschillende stoffen hierbij niet ideaal is en de evenwichtstoestand veelal bij lange na niet wordt bereikt, blijft er een restconcentratie aan smaakstoffen in het water.

De koolfilters zijn theoretisch veel geschikter, doch zij hebben het nadeel van de bacteriegroei en de daarmee samenhangende branderige smaak; dit nadeel kan zó overheersend zijn, dat het de toepassing van koolfilters verhindert.

De behandeling van water met ozon heeft een gunstige invloed op de microbiologische gesteldheid, de virussen, het colloïdale ijzer, maar vooral op geur en smaak. De verhoogde kans op nagroei, die door sommigen aanwezig wordt geacht, is op eenvoudige wijze te verkleinen. Het in situ moeten bereiden van de ozon uit gedroogde lucht kan bij de huidige stand van de techniek niet meer als nadeel worden gezien. De bereiding van ozon op technische schaal is pas economisch geworden sinds de kunststoffen zonder dubbele bindingen zoals pvc en polyethyleen hun intrede gedaan hebben.

Doch ook ozon kan geen op zich zelf staande zuivering opleveren, zelfs niet in de schone wateren van Schotse en Noorse meren, waar nog microfiltratie nodig is. Ozon, evenals de dosering van poederkool, kunnen slechts deel uitmaken van een reeks van zuiveringstrappen, een reeks, die aangepast zal moeten zijn aan de plaatselijke behoeften. Slechts zo leiden kool en ozon „naar beter water”.

Literatuur

1. Berger, K., *Gesichtspunkte zur Ozonbehandlung von Trinkwasser*. Vom Wasser 25 (1958) 82-92.
2. Campbell, R. M., *The use of ozone*. J. Inst. Water Engrs. 17
3. Gomella, C., *Le traitement des eaux par l'ozone*. La Tribune de Cebedeau 20 (1967) (287) 397-413.
4. Spicher, R. G. and Skrinde, R. T., *Effects of pure KMnO₄ on pure organic compounds*. JAWWA 57 (1965) (4) 472-484.
5. Shapiro, J., *Freezing out, a safe technique for concentration of dilute solutions*. Science 133 (1963) 2063.
6. Silvey et al., J. K. G., *Gas Chromatographic studies on taste and Odor in water*. JAWWA 60 (1968) (4) 400-440.
7. Baker, R. A., *Microchemical contaminants by Freeze concentration and gaschromatography*. JWPCF 28 (1965) (8) 1164-1170.
8. Midwood, R. B. and Felbeck Jr., G. F., *Analysis of yellow organic matter from fresh water*. JAWWA 60 (1968) (3) 357-366.
9. Morris et al., R. L., *Chemical aspects of Actinomycetes metabolites as contributors of taste and odor*. JAWWA 55 (1963) (10) 1380-1390.
10. Ryckman et al., D. W., *New techniques for the evaluation of organic pollutants*. JAWWA 56 (1964) (8) 975-983.
11. Spicher, R. G. and Skrinde, R. T., *KMnO₄-oxidation of organic contaminants in watersupplies*. JAWWA 55 (1965) (9) 1174-1194.
12. Hall, E. S. and Packham, R. F., *Coagulation of organic color with hydrolyzing coagulants*. JAWWA 57 (1963) (9) 1149-1166.
13. Meyers, A. P., *Private mededeling*.
14. Bucksteeg, W. and Dietz, F. *Ueber Phenole und Phenolverwandte Stoffe*. Vom Wasser 34 (1957) 282-293.
15. Christman, R. F. and Ghassemi, M., *Chemical nature of organic color in water*. JAWWA 58 (1966) (6) 723-741.
16. Baker, R. A., *Phenolic Analyses by direct aqueous injection Gaschromatography*. JAWWA 58 (1966) (6) 751-760.
17. Dougherty, J. D. and Morris, R. L., *Studies on the removal of Actinomycete Musty Tastes and odors in water supplies*. JAWWA 59 (1967) (10) 1320-1326.
18. Joint discussion. *Taste and odors*. JAWWA 58 (1966) (6) 695-722.
19. Schwuger, M. J. and Jüntgen, H., *Modellversuche zur Trinkwasseraufbereitung mit A-Kohle*. GWF 109 (1968) (46) 1281-1286.
20. Freundlich, H., *Zeitschr. Physik, Chem.* 57 (1907) 385.
21. Weber, W. J. and Morris, J. C., *Adsorption in heterogeneous aqueous systems*. JAWWA 56 (1964) (4) 447-456.
22. Taylor, H. S., *Treatise on physical Chemistry*. Vol 2. D. van Nostrand, New York (2nd ed. 1930).
23. Hyndshaw, A. Y., *Treatment application points for activated carbon*. JAWWA 54 (1962) (1) 91-98.
24. Brunaer, E., Emmett, P. H. and Teller, E., *Adsorption of fases in multimolecular layers*. J. Am. Chem. Soc. 60 (1938) 309.
25. Rossem, A. van, *Intern rapport over kooldosering te Dordrecht*. 1932.
26. Helbig, W. A., *Adsorption on Active Coal*. JAWWA 30 (1938) 1225-1233, 1320-1234.
27. Hopf, W., *Versuche mit Aktivkohle zur Aufbereitung des Düsseldorfer Trinkwasser*. GWF 101 (14) 330-336.
28. Simon, M. and Butgereit, W., *Die Beseitigung der Geruchs- und Geschmacksstoffe im Trinkwasser durch Aktivkohle*. GWF 101 (1960) (14) 937-939.
29. Holluta, J., *Geruchs- und Geschmacksbeeinträchtigung des Trinkwassers*. GWF 101 (1960) (40) 1018-1023, 1070-1078.
30. Baylis, J. R., *Elimination of Taste and Odor in water*. Mc-Graw-Hill Book Co. New York (1935).
31. Woodward, R. L., Dostal, K. A. and Robeck, G. R., *Granular activated carbon beds for odor removal*. JAWWA 56 (1964) (3) 287-305.
32. Hager, D. G. and Flentje, M. E., *Removal of organic contaminants by granular carbon filtration*. JAWWA 57 (1965) (11) 1440-1450.
33. Flentje, M. E. and Hager, D. G., *Reevaluation of granular carbon filters for taste and odor Removal*. JAWWA 56 (1964) (2) 191-197.
34. Robeck et al, G. R., *Effectiveness of water treatment processes in pesticide Removal*. JAWWA 57 (1965) (2) 181-199.
35. Sharp, D. H., *The disposal of waste materials in the pesticide Industry*. Soc. Chem. Industry London (1957).
36. Magee, V., *The application of granular Active Carbon for dechlorination of watersupplies*. Proc. Soc. Water treatment & Exam 5 (1956) 17.
37. Rice, J., *Dechlorination of water with Pittsburg Granular Carbon* (1965).
38. *Water Quality and Treatment*. JAWWA Manual New York (1951).
39. Stodoger, K. von and Ellen, W., *Das Mainwasserwerk in Frankfurt*. Oesterr. Wasserwirtschaft 12 (1960) 198.
40. Weberg, W. J. and Morris, J. C., *Adsorption in heterogeneous aqueous systems*. JAWWA 56 (1964) (4) 447-456.
41. Baker, R. A., *Chromatographic evaluation of Activated Carbon*. JAWWA 56 (1964) (1) 92-98.
42. Robeck, R. G., Dostal, K. A. and Woodward, R. L., *Studies of modifications in waterfiltration*. JAWWA 56 (1964) (2) 198-213.
43. Hyndshaw, A. Y., *Bulk handling of activated carbon*. JAWWA 60 (1968) (5) 562-569.
44. Heusden, G. P. H. van, *Ozonisatie*. Water 46 (1962) (17) 255-261.
45. Heusden, G. P. H. van, *Ozonisering*. Water 48 (1964) (22) 307-308.
46. Holluta, J., *Das Ozon in der Wasserchemie*. GWF 104 (1963) (44) 1261-1271.
47. Axt, G., *Ueber ein indirektes Verfahren zur Wasserozonisierung*. Vom Wasser 25 (1958) 93-106.
48. Schäfer, G., *Die Ozonanlage Schaffhausen*. GWF 107 (1966) (30) 833-834.
49. *Research Committee on Color Problems*. JAWWA 59 (1967) (8) 1023-1035.
50. Hofmann, E., *Betriebserfahrungen mit der Ozonung beim Bodenseewasserwerk der Stadt St. Gallen*. GWF 104 (1963) (44) 1272-1278.
51. Schenk, P., *Die Wasseraufbereitungsanlage des Wasserwerkes Düsseldorf „Am Stad“*. GWF 103 (1962) (30) 791-798.
52. Hopf, W., *Probleme der Wasseraufbereitung mit Ozon*. Kommunalwirtschaft 6 (1958) 233-238.
53. Giebler, G., and Koppe, P., *Methode zur Bestimmung der Wirkung des Ozons bei der Aufbereitung von Wasser*. GWF 106 (1965) (8) 215-219.
54. Powell et al, M. P., *Action of ozone on tastes and odors and coliform organisms*. JAWWA 44 (1952) (12) 1145-1150.
55. Hann, V. A., *Desinfection of drinkingwater with ozone*. JAWWA 48 (1956) (19) 1316-1320.
56. O'Donovan, D. C., *Treatment with ozone*. JAWWA 57 (1965) (9) 1167-1194.
57. Campbell, R. M., *The use of ozone in the treatment of Lock Turret water*. J. Inst. Water Engrs. 17 (1963) (4) 333-339.
58. Smith, W. W. and Bodkin, R. E., *Influence of the Hydrogen Ion Concentration on the Bactericidal Action of ozone and Chlorine*. J. Bacteriol. 47 (1944) 445-449.
59. Leiuarda et al, R. H., *The Bactericidal Action of ozone*. Anales assoc. Quim. Argentina 97 (1949) 165-185.
60. Bringmann, Z., *Bestimmung der Lethaldose für Chlor und Ozon auf Escherichia Coli*. Z. Hyg. Infektionkr. 139 (1954) 130.
61. Kessel et al, J. F., *Comparison of chlorine and ozone as viricidal agents of poliomyelitis virus*. Proc. Soc. Expt. Biol. Med. 53 (1943) 71.
62. Gomella, G., *Le traitement des eaux par l'ozone*. La tribune de Cebedeau 20 (1967, okt.) (287) 397-413.
63. Coin et al, L., *Inactivation par l'ozone du virus de la poliomyélite présent dans les eaux*. La presse medicale 72 (1964) (37) 2153-2155.
64. Schippers, J. C., *Technologische aspecten van het filterstation Baanhoek te Dordrecht*. H₂O I (1968) (23) 536-538.
65. Hallopeau, J., *Ozonisation*. Alg. rapport voor het zesde congres der IWSA te Stockholm (1964).